



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS – CCA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOSSISTEMAS

Lucas Dupont Giumbelli

Indicadores para a transferência de fósforo por escoamento
superficial em solos de regiões suinícolas do estado de Santa Catarina

Florianópolis – SC

2024

Lucas Dupont Giumbelli

Indicadores para a transferência de fósforo por escoamento
superficial em solos de regiões suinícolas do estado de Santa Catarina

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação
em Agroecossistemas da Universidade Federal de
Santa Catarina como requisito parcial para a
obtenção do título de Doutor em
Agroecossistemas.

Orientador: Prof. Dr. Jucinei José Comin
Coorientador: Prof. Dr. Cledimar Rogério
Lourenzi.

Florianópolis – SC

2024

Dupont Giumbelli, Lucas

Indicadores para a transferência de fósforo por escoamento superficial em solos de regiões suinícolas do estado de Santa Catarina / Lucas Dupont Giumbelli ; orientador, Jucinei José Comin, coorientador, Cledimar Rogério Lourenzi, 2024.

86 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Agroecossistemas. 2. Dejetos suínos. 3. Granulometria. 4. Perda de nutrientes. 5. Contaminação. I. José Comin, Jucinei. II. Rogério Lourenzi, Cledimar. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas. IV. Título.

Lucas Dupont Giumbelli

**Indicadores para a transferência de fósforo por escoamento superficial em solos de regiões
suinícolas do estado de Santa Catarina**

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado, em 29/02/2024, pela banca
examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Paulo Emílio Lovato, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Profa. Nerilde Favaretto, Dra.
Universidade Federal do Paraná

Prof. Juliano Corulli Corrêa, Dr.
Embrapa Suínos e Aves

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado
adequado para obtenção do título de Doutor em Agroecossistemas

Insira neste espaço a
assinatura digital

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Insira neste espaço a
assinatura digital

Prof. Jucinei José Comin, Dr.
Orientador

Florianópolis – SC

2024

A meus pais, Jorge e Marilene,
meu irmão Tiago e meus avós Carlos,
Terezinha, Armin e Araci.

AGRADECIMENTOS

A meus pais Jorge e Marilene pela educação e incentivo em manter os estudos, sempre dando força e mostrando o quão importante a persistência é durante a vida, seja acadêmica e profissional, mas também no âmbito pessoal.

A todos os membros da minha família, que sempre incentivaram e ajudaram a descansar a cabeça em momentos nos quais era necessário renovar as energias.

Todos os colegas de laboratório e pós-graduação, que através do convívio permitiram chegar ao final da jornada do doutorado motivado e preparado para encerrar este ciclo, dando início a novas experiências da vida profissional.

Ao orientador Jucinei Comin e ao coorientador Cledimar Lourenzi, por serem parceiros e amigos nos momentos certos, ajudando a desenvolver tanto a parte experimental quanto a escrita da tese de doutorado. Também aos professores Arcângelo Loss, Paulo Lovato e Sandro Schlindwein pelos conselhos e auxílios durante toda a minha jornada acadêmica.

A Universidade Federal de Santa Catarina e ao programa de Pós-graduação em Agroecossistemas que permitiram a minha jornada no meio acadêmico desde a graduação até o final do doutorado, proporcionando professores de qualidade e com amplo conhecimento nas suas áreas de atuação. Bem como a CAPES por proporcionar a bolsa que permitiu a dedicação exclusiva a minha pesquisa.

RESUMO

A suinocultura é uma atividade com forte presença no estado de Santa Catarina, gerando diariamente elevadas quantidades de dejetos. O principal destino dado a esses dejetos é a aplicação na forma líquida no solo, o que em muitos casos gera problemas ambientais. Como o fósforo pode causar eutrofização quando acumulado nos recursos hídricos, o estudo da sua dinâmica e relação com os atributos nos solos tropicais se faz necessário. O objetivo geral do trabalho foi avaliar, para diferentes solos, quais atributos do solo apresentam maior influência nas perdas por escoamento superficial de P total (Pt), P particulado (Pp) e P solúvel (Ps). Foram coletadas amostras em áreas de vegetação nativa (sem intervenção antrópica) dos primeiros 20 cm de solos representativos das regiões produtoras de suínos do estado de Santa Catarina (i.e., Latossolo, Cambissolo, Nitossolo, Argissolo). Também foram coletadas amostras nos primeiros 20 cm de solos de propriedades agrícolas sem e com histórico de aplicação sucessiva de dejetos de suíno (DS), porém, em locais geográficos diferentes dos solos das áreas com vegetação nativa. (P1cds, P2cds, P3cds e P4cds; e P1ref, P2ref e P4ref). Nas áreas sem intervenção antrópica foram construídos teores de P com aplicação de fertilizante mineral (Latossolo: 3 – 35 – 155 mg kg⁻¹; Cambissolo: 29 – 71 – 386 mg kg⁻¹; Nitossolo: 8 – 59 – 236 mg kg⁻¹; e Argissolo: 14 – 42 – 130 mg kg⁻¹). Foram determinados em todos os solos as Isotermas de adsorção e dessorção de fósforo, teores de P, K, Ca, Mg e Al disponíveis, carbono orgânico total (COT), pH, granulometria, P extraído em água capacidade máxima de retenção de fósforo (CMAP), grau de saturação por fósforo (GSP) e *change point*. Para realização da chuva simulada foi utilizado o simulador modelo Tlloc 3000 com intensidade 70 mm h⁻¹ e duração de 90 minutos, os solos foram acondicionados em caixas de madeira com calhas de metal. Amostras de escoamento superficial foram coletadas a cada 30 minutos e analisadas com relação a perda de sedimentos, água, Pt, Pp e Ps. A influência de alguns dos atributos dos solos sobre as perdas via escoamento foi analisada pelo método path analysis. A CMAP dos solos variou de 303 a 1339 mg kg⁻¹. Os valores estimados de *change point* foram 118 mg kg⁻¹ de P para o Latossolo, 112 mg kg⁻¹ de P para o Argissolo, 107 mg kg⁻¹ de P para o Cambissolo 43 mg kg⁻¹ de P para o Nitossolo, 364 mg kg⁻¹ de P para a P1cds, 71,28 mg kg⁻¹ de P para a P1ref; 337,99 mg kg⁻¹ de P para a P2cds; 73,56 mg kg⁻¹ de P para a P2ref, 176,91 mg kg⁻¹ de P para a P3cds; 115,20 mg kg⁻¹ de P para a P4cds e 139,06 mg kg⁻¹ de P para a P4ref. Foram observadas diferenças entre os solos na perda de P via escoamento superficial. O P do solo extraído em água e o COT foram os atributos que apresentaram maior relação com os teores perdidos de fósforo total e solúvel, enquanto que o de GSP e *change point* tiveram maior relação com as perdas de fósforo particulado. Dessa forma, para gerar um índice de perda de fósforo para os solos de Santa Catarina recomenda-se a utilização dos fatores COT e P extraído em água, principalmente, por serem mais facilmente obtidos quando comparados ao GSP e o *change point*.

Palavras-chave: dejetos suínos, perda de nutrientes, granulometria, contaminação.

ABSTRACT

Pig farming is one of the main activities in the state of Santa Catarina, generating significant amounts of waste daily. The primary disposal method for this waste is liquid application to the soil, which often leads to environmental issues. Given that phosphorus accumulation in water resources can lead to eutrophication, understanding its dynamics and relationship with soil attributes in tropical soils is imperative. The main objective of this study was to assess, for different soil types, the soil attributes that most influence runoff losses of total phosphorus (Pt), particulate phosphorus (Pp), and soluble phosphorus (Ps). Samples were collected from areas of native vegetation (without human intervention) from the top 20 cm of soils representing pig-producing regions in Santa Catarina (i.e., Latosol, Cambisol, Nitosol, Argisol). Additionally, samples were collected from the top 20 cm of soil from agricultural properties both with and without a history of successive swine manure application (DS), though in geographical locations different from the soils in areas with native vegetation (P1cds, P2cds, P3cds, and P4cds; and P1ref, P2ref, and P4ref). In areas without human intervention, phosphorus levels were established through the application of mineral fertilizer, resulting in the following ranges (mg kg^{-1}): Latosol: 3 – 35 – 155; Cambisol: 29 – 71 – 386; Nitosol: 8 – 59 – 236; and Argisol: 14 – 42 – 130. Phosphorus adsorption and desorption isotherms, available phosphorus, potassium (K), calcium (Ca), magnesium (Mg), and aluminum (Al) contents, total organic carbon (TOC), pH, particle size distribution, phosphorus extracted in water, maximum phosphorus retention capacity (CMAP), phosphorus saturation degree (GSP), and inflection point (change point) were determined for all soils. To simulate rainfall, the Tlaloc 3000 model simulator was utilized with an intensity of 70 mm h^{-1} and a duration of 90 minutes. The soils were packed into wooden boxes with metal gutters. Surface runoff samples were collected every 30 minutes and analyzed for sediment loss, water content, total phosphorus (Pt), particulate phosphorus (Pp), and soluble phosphorus (Ps). The influence of certain soil attributes on runoff losses was analyzed using the path analysis method. The CMAP of the soils ranged from 303 to 1339 mg kg^{-1} . The estimated change point values were 118 mg kg^{-1} of P for the Latosol, 112 mg kg^{-1} of P for the Argisol, 107 mg kg^{-1} of P for the Cambisol, 43 mg kg^{-1} of P for the Nitosol, 364 mg kg^{-1} of P for P1cds, 71.28 mg kg^{-1} of P for P1 ref; $337.99 \text{ mg kg}^{-1}$ of P for P2 cds; 73.56 mg kg^{-1} of P for P2 ref, $176.91 \text{ mg kg}^{-1}$ of P for P3 cds; $115.20 \text{ mg kg}^{-1}$ of P for P4 cds and $139.06 \text{ mg kg}^{-1}$ of P for P4 ref. Differences were observed among soils in surface P runoff. Soil P extracted in water and TOC were the attributes that showed the greatest relationship with levels of total and soluble phosphorus lost, while GSP and change point had the greatest relationship with losses of particulate phosphorus. Therefore, to develop a phosphorus loss index for the soils of Santa Catarina, it is recommended to utilize the TOC and P extracted in water factors, primarily due to their ease of acquisition when compared to GSP and the change point.

Keywords: pig manure, nutrient loss, granulometry, contamination.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Regiões em que foram coletados os solos dos estudos, (a) Município de Concórdia, para os solos P1cds, P1ref, P2cds, P2ref, P3cds, Cambissolo, Nitossolo e Latossolo; (b) Braço do Norte, P4cds, P4ref e Argissolo.....	35
Figura 2 Cartograma dos locais de coleta dos solos P1cds, P2cds, P3cds onde ocorre a aplicação de DLS (propriedades 1, 2 e 3 milho e erva mate), e P1ref e P2ref onde não ocorre aplicação de DLS (propriedades 1 e 2 mata).....	35
Figura 3 Simulador utilizado nos eventos de chuva simulada.....	43
Figura 4 Caixa de escoamento superficial do solo. Uma caixa de madeira (100 cm x 20 cm x 7,5 cm) com uma aba de 5 cm na extremidade frontal acoplada a uma calha de metal, e coberta com terra a uma profundidade de 5 cm.	44
Figura 5 Isotermas de Langmuir de adsorção e dessorção de fósforo (P) para o Latossolo, Argissolo, Cambissolo, Nitossolo, P1cds e P1ref.....	47
Figura 6 Isotermas de Langmuir de adsorção e dessorção de fósforo (P) para P2ref, P2cds, P4ref, P4cds e P3cds.	48
Figura 7 Change point do Latossolo, Argissolo, Cambissolo, Nitossolo, calculado com a relação entre GSP (%) e P-água (mg L^{-1}).	54
Figura 8 Change point da P2ref, P2cds, P4ref, P4cds e P3cds calculado com a relação entre GSP (%) e P-água (mg L^{-1}).	55
Figura 9 Correlação de Pearson entre os atributos do solo e a perda de P total, particulado e solúvel, onde Pm (P-mehlich1); Pa (P extraído em água); Prdps (perda de P solúvel); Prdpp (perda de P particulado), Prdpt (perda de P total); PrdS (perda de sedimentos); PrdA (perda de água); Arg (teor de argila); COT (carbono orgânico total) e CMAP (capacidade máxima de absorção de fósforo).	62
Figura 10 Diagrama sequencial de caminhos ilustrando a relação entre preditores de primeira e segunda ordem que contribuem com a perda de Pt.	64
Figura 11 Proporção dos teores de Ps e Pp em relação ao teor de Pt perdido pelos solos, Latossolo, Cambissolo, Nitossolo e Argissolo.....	66
Figura 12 Proporção dos teores de Ps e Pp em relação ao teor de Pt perdido pelos solos das propriedades P1cds, P1ref, P2cds, P2ref, P4cds e P4ref.....	67
Figura 13 Diagrama sequencial de caminhos, ilustrando a relação entre preditores de primeira e segunda ordem que contribuem com a perda de Pp.	69
Figura 14 Diagrama sequencial de caminhos, ilustrando a relação entre preditores de primeira e segunda ordem que contribuem com a perda de Ps.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Produção média diária de dejetos por diferentes categorias de suínos. Adaptado de OLIVEIRA (1993).	14
Tabela 2 Teor de P extraído por Mehlich-1 nos solos de quatro classes distintas após o período de incubação.....	41
Tabela 3 Frações de P classificadas de acordo com Haygarth e Sharpley (2000)	45
Tabela 4 Caracterização dos solos utilizados nos experimentos.	38
Tabela 5 Parâmetros de ajuste das isotermas de adsorção e dessorção de fósforo, capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) e energia de ligação (k) para os solos de diferentes classes, de propriedade e de áreas de referência.	49
Tabela 6 Equações geradas e valores de R^2 ajustados em modelo de regressão linear para P água e GSP nos solos de diferentes classes, de propriedade e de áreas de referência.	56
Tabela 7 Comparação dos teores de P total (Pt), P particulado (Pp) e P solúvel (Ps) encontrados na água + sedimentos resultantes do escoamento superficial, para solos de diferentes classes, de propriedade e de áreas de referência.	59
Tabela 8 Teores perdidos de sedimentos para os solos de diferentes classes, de propriedade e de áreas de referência.....	60
Tabela 9 Teores perdidos de água para os solos de diferentes classes, de propriedade e de áreas de referência.....	60
Tabela 10 Valores dos atributos que apresentaram efeitos sobre as perdas de fósforo total (Pt), particulado (Pp) e solúvel (Ps) em solos de classes e teores de P distintos.....	74

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO.....	12
2.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	13
2.1.	Suinocultura: aspectos econômicos, sociais e ambientais	13
2.2.	Dejetos de suínos como adubos e efeitos no solo	15
2.3.	Fósforo nos solos	17
2.3.1.	Visão geral sobre o P	17
2.3.2.	Formas de P no solo	18
2.3.3.	Dejetos de suínos e sua relação com o P no solo	20
2.4.	Escoamento superficial	24
2.5.	Contaminação de água por P.....	27
2.6.	Índice - P.....	30
2.7.	Relação de atributos do solo com perdas de fósforo.....	31
3.	HIPÓTESES	32
4.	OBJETIVOS.....	33
5.	METODOLOGIA.....	33
5.1.1.	Solos utilizados	33
5.2.1.	Análise granulométrica	36
5.2.2.	Teor total de carbono orgânico (COT).....	36
5.2.3.	Complexo sortivo do solo	36
5.3.1.	Fósforo extraído com água (P água)	39
5.3.2.	Isotermas de adsorção e dessorção de P.....	39
5.3.3.	Grau de saturação de P do solo (GSP)	40
5.3.4.	Obtenção do <i>change point</i>	40
5.3.5.	Construção dos teores de P nos solos.....	41
5.3.6.	Chuva simulada e coleta de escoamento superficial.....	41
5.3.7.	Análises químicas no escoado.....	44

5.3.7.1.	Fósforo total (Pt), solúvel (Ps) e particulado (Pp)	44
6.	RESULTADOS	46
7.	CONCLUSÃO.....	72
8.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	73
9.	REFERÊNCIAS	75

1. INTRODUÇÃO

O estado de Santa Catarina (SC) é um dos maiores produtores brasileiros de carne suína, contando com um rebanho de aproximadamente 5,00 milhões de cabeças em 2022 (EPAGRI; CEPA, 2023). Entretanto, por ser uma atividade intensiva e que concentra a produção em determinadas regiões, gera grandes quantidades de dejetos (CARDOSO *et al.*, 2015; KODAOLU *et al.*, 2023). Dessa forma, estima-se um potencial médio de geração de dejetos de suínos (DS) para SC de 43,0 milhões de L dia⁻¹ (ITO; *et al.*, 2016; OLIVEIRA, 1993).

Dentre as opções de destino disponíveis para os DS, a aplicação direta no solo é a mais adotada pelos produtores (MORTARI & YADA, 2018; SOUZA *et al.*, 2019). O uso dos DS tem o objetivo de elevar a fertilidade do solo, bem como a produtividade das culturas, com foco principal no fornecimento de nitrogênio (N) e fósforo (P) (GATIBONI *et al.*, 2013). Porém, se por um lado os atributos físicos, químicos e biológicos do solo podem ser melhorados com a adição de DS (COMIN *et al.*, 2013; DAS *et al.*, 2017; JUNIOR *et al.*, 2019a; OLIVEIRA, G. R.; TAVARES; CESARE, 2016; TAVANTI *et al.*, 2017), por outro, as aplicações sucessivas no decorrer do tempo podem levar o solo a atingir o seu ponto máximo de retenção de P (BÜNZEN *et al.*, 2008; QIN *et al.*, 2020).

O acúmulo de P nas camadas superficiais do solo pode resultar na elevação do grau de saturação dos sítios de ligação e diminuição da capacidade máxima de retenção de P (CMAP) (ABDALA *et al.*, 2020). Somando o acúmulo desse nutriente às precipitações intensas, baixa cobertura e permeabilidade do solo, pode ocorrer a transferência via escoamento superficial e subsequente contaminação de mananciais, o que leva à eutrofização de águas superficiais (CERETTA *et al.*, 2020; GIROTTO *et al.*, 2010; GUO *et al.*, 2015; LOURENZI *et al.*, 2015).

Existem diversos fatores que podem afetar a perda de P do solo via escoamento superficial, tais como a declividade, grau de saturação por fósforo (GSP), *change point*, intensidade da chuva, fonte e forma de aplicação do P, manejo do solo, distância do corpo hídrico e teor de argila (HE *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2018). Já é consolidado no meio científico a forte relação apresentada entre os teores de argila do solo e as quantidades de P que podem ser escoadas, indicando alterações no comportamento de solos com diferentes texturas (GATIBONI *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2023).

Ainda são necessários estudos que investiguem a relação entre algumas características dos solos e o escoamento superficial de P, por exemplo levar em consideração fatores como o GSP, relação entre P solúvel e GSP (*change point*) e a

CMAP também podem fornecer informações relevantes para identificar o potencial de perda de P no solo. Isso ocorre porque nesse tipo de análise são combinadas algumas características do solo como por exemplo a capacidade de reter P em conjunto os teores extraídos por soluções como Melich-1 e água, e que podem apresentar alto grau de importância sobre o total de P perdido via escoamento superficial (DOORN *et al.*, 2023).

Portanto, é recomendado monitorar áreas que recebem sucessivas aplicações de DS para identificar locais em que o P esteja em níveis acima do indicado. Uma alternativa para atender a essa recomendação é a utilização de um índice P (IP), que foi inicialmente estabelecido pelos pesquisadores Lemunyon e Gilbert, que consiste em combinar diferentes fatores de fonte e transporte para estimar o potencial de uma área em transferir P (GOULARTE *et al.*, 2020; LEMUNYON; GILBERT, 1993).

Logo, verificar as relações entre os atributos do solo, e valores de P Melich-1, grau de saturação por fósforo (GSP), bem como o *change point* que determina o teor de P no qual o solo perde maiores quantidades de P solúvel em relação ao seu P disponível, permitirá identificar quais indicadores são mais abrangentes e que têm maior relação com as perdas de P por escoamento superficial, selecionando os melhores fatores para compor um IP dos solos de SC (NAIR *et al.*, 2004; SHARPLEY, 1995).

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Suinocultura: aspectos econômicos, sociais e ambientais

A produção mundial de carne suína foi estimada em 114 milhões de toneladas no ano de 2023 e dentre os maiores produtores estão, a China (55 milhões de toneladas), União Europeia (22,5 milhões de toneladas) Estados Unidos (12,5 milhões de toneladas), e Brasil (4,4 milhões de toneladas). Além disso o Brasil é o 4º maior exportador (1,37 milhões de toneladas), possuindo um rebanho equivalente a 5,0 milhões de animais (FAO, 2023). Apesar de ser uma atividade presente em todo o Brasil, Santa Catarina tem destaque como o principal estado na criação e comercialização de produtos derivados de suínos. É estimado que o estado foi responsável por 28,9% do total do rebanho do país em 2023 (EPAGRI; CEPA, 2023).

Historicamente a presença da suinocultura no estado de SC é decorrente da sua forma de organização na agricultura familiar, bem como da instalação de grande quantidade de frigoríficos nas décadas de 1940 e 1960, principalmente nas regiões Oeste e Meio Oeste (WINCKLER *et al.*, 2017). Com base nisso, acabou se instituindo o modelo de integração vertical na suinocultura, mediante o qual as unidades familiares de produção

ficavam vinculadas por contrato a uma agroindústria (VARGAS; PEDRASSANI, 2019). Esse sistema de produção levou a um conjunto entre incentivo e otimização da cadeia produtiva de suínos em larga escala, o que estimulou Santa Catarina a se tornar o maior produtor e exportador de carne suína e de produtos derivados a partir da década de 1970 (MORETTO; BRANDT, 2019).

A mesorregião do oeste catarinense possui os três municípios com maiores rebanhos de suínos do estado, que são Concórdia (737 mil cabeças), Videira (436 mil cabeças) e Seara (388 mil cabeças), e no sul do estado está o município de Braço do Norte, que possui o quarto maior rebanho (309 mil cabeças) (EPAGRI;CEPA, 2018). Esses rebanhos equivalem, para os municípios citados, a uma densidade aproximada de 921, 1.153, 1.241 e 1.400 animais km⁻², respectivamente. O sistema de produção de suínos mais utilizado em SC é o intensivo, em que os animais são confinados dentro de baias ou gaiolas, e separados de acordo com seu ciclo de vida, gerando grande quantidade de dejetos (CARDOSO *et al.*, 2015;COUTO *et al.*, 2010). Entretanto, o crescimento acelerado da atividade acabou por desconsiderar os possíveis problemas ambientais decorrentes dessa prática, que tem como principal agravante a elevada geração de dejetos.

A quantidade total de dejetos produzida por um suíno com peso vivo na faixa de 15 a 100 kg varia de acordo com o seu desenvolvimento e fase de vida, mas considera-se que, em média, um suíno gera 8,6 L dia⁻¹ de dejetos (ITO *et al.*, 2016;OLIVEIRA , 1993). Em uma unidade de ciclo completo é estimada uma produção de dejetos, quando “pouco diluído em água”, de 8.000 L dia⁻¹, cerca de 12.000 L dia⁻¹ com “diluição média” e 16.000 L dia⁻¹ no caso de “muito diluído” (PERDOMO *et al.*, 2001). O volume de dejetos é influenciado pelo manejo, quantidade de água fornecida, tipo de bebedouro e sistema de higienização adotado (frequência e volume de água utilizada), bem como número e categoria de animais (Tabela 1).

Tabela 1. Produção média diária de dejetos por diferentes categorias de suínos. Adaptado de OLIVEIRA (1993).

Categoria	Dejeto (kg dia⁻¹)	Dejeto + Urina (kg dia⁻¹)	Dejetos Líquidos (L dia⁻¹)
Suínos de 25 - 100 kg	2,30	4,90	7,00
Suíno Cobrição/Gestante	3,60	11,00	16,00
Porca lactação + leitões	6,40	18,00	27,00
Macho	3,00	6,00	9,00
Leitões	0,35	0,95	1,40

Os DS são comumente diluídos e aplicados na forma líquida. Outras formas de manejar dos DS são a cama sobreposta, que consiste na criação dos suínos sobre materiais ricos em carbono como a maravalha, visando promover a compostagem “in situ”(JUNIOR *et al.*, 2019a). E também a compostagem, que consiste na mistura dos DS com maravalha, e posterior decomposição e estabilização das substâncias orgânicas presentes no dejetos (GIACOMINI *et al.*, 2014). Tendo em vista que são perdidos em torno de 50 a 80% do P ingerido para os DS, os solos que recebem aplicações sucessivas por longos períodos de tempo podem ter seus atributos químicos alterados (BARROS *et al.*, 2019).

2.2.Dejetos de suínos como adubos e efeitos no solo

A prática de adubar o solo visa elevar ou manter os níveis de determinados elementos essenciais para o desenvolvimento e produtividade de culturas agrícolas. Para isso se utilizam, comumente, os adubos minerais ou químicos que contém, de maneira geral, N, P, K, Ca, Mg em suas formas solúveis, e que são disponibilizados rapidamente para às plantas. Porém, os fertilizantes químicos têm elevado custo para o produtor, além de perdas consideráveis por lixiviação, volatilização e escoamento. Assim, o uso de adubos alternativos é estimulado, e o DS surge como uma alternativa barata e interessante devido a sua alta disponibilidade no mercado, e de seus teores consideráveis de nutrientes, como o K e o P (RHODEN *et al.*, 2017;SAVCI, 2012).

O P é utilizado nas rações de suínos devido à sua relação com reações metabólicas e formação das estruturas ósseas, em conjunto com o Ca e outros minerais (QIAN *et al.*, 1996). Aproximadamente 80% do P encontra-se nos ossos e dentes, principalmente na forma de hidroxiapatita. Além disso, o P faz parte do metabolismo de energia (ATP, ADP e AMP), síntese de carboidratos, lipídeos e proteínas, manutenção do equilíbrio ácido básico, formação de fosfolipídios das membranas celulares e é constituinte dos ácidos nucleicos (NIETO *et al.*, 2017). Para suínos com peso de 30 a 50 kg a recomendação é de 0,314 e 0,304 % de P disponível e digestível na ração (ROSTAGNO *et al.*, 2011). Porém, mesmo seguindo as recomendações para a formulação de rações balanceadas, devido ao baixo aproveitamento do P contido no milho, os dejetos dos suínos ainda apresentam teores elevados de P.

Devido à presença variável de nutrientes, as aplicações de DLS podem afetar o solo de maneiras positivas ou negativas. Na literatura são destacados o aumento da agregação do solo e, conseqüentemente, da quantidade de agregados estáveis e maiores

do que 4 mm na camada de 0-20 cm (COMIN *et al.*, 2013); redução da densidade do solo e aumentos na porosidade e na macroporosidade (DE FREITAS *et al.*, 2018); aumento dos valores de pH devido a descarboxilação de materiais orgânicos levando ao consumo de prótons (H^+) (CAI *et al.*, 2018); aumento das formas orgânicas e inorgânicas, bem como os teores disponíveis e trocáveis de P, K, Ca e Mg nas camadas superficiais do solo (JUNIOR *et al.*, 2019b); elevação nos teores de carbono orgânico total e nitrogênio total (LOSS *et al.*, 2017), além de elevar os valores da capacidade de troca de cátions (CTC) e saturação por bases (LOURENZI *et al.*, 2016). Também pode ampliar a diversidade de espécies de microrganismos, bem como elevar a biomassa microbiana, porém podem acabar por favorecer a permanência de algumas espécies em detrimento de outras (DAS *et al.*, 2017; DE MOURA *et al.*, 2016). Todos esses benefícios podem resultar em condições que favorecem o crescimento das plantas e aumentam sua produtividade (MENEZES *et al.*, 2018).

Entretanto, a aplicação de DLS por longos períodos de tempo no solo também gera impactos negativos nos atributos químicos, como o acúmulo de formas solúveis de P, N, Cu, Zn, Mn, Pb e Cd nas camadas superficiais, o que pode resultar em ambientes fitotóxicos, desbalanço na dinâmica dos nutrientes e, especialmente, para o excesso de P, a subsequente eutrofização de rios, açudes e mananciais (GUNKEL-GRILLON *et al.*, 2015; SCHOENAU, 2017; SEGANFREDO, 1999). Nas características físicas do solo, o excesso de dejetos pode aumentar as argilas dispersas em água, assim como diminuir a porosidade do solo, devido à presença de compostos orgânicos hidrofóbicos, e causar o selamento superficial do solo (FLYNN *et al.*, 2012; OLIVEIRA *et al.*, 2016). Nos atributos biológicos, pode ocorrer diminuição da densidade e diversidade de microrganismos, por conta de toxidez dos metais (ALVES *et al.*, 2017).

Em muitos casos as doses de dejetos são calculadas para atender as necessidades de N das plantas, fazendo com que no decorrer do tempo ocorra no acúmulo de P no solo (POTE *et al.*, 1996). Outra forma para determinar a quantidade a ser aplicada de dejetos é, após estabelecer a necessidade de nutrientes da planta, estimar a quantidade necessária para suprir o elemento que está mais limitante no solo (VEIGA; PANDOLFO, 2010). Desse modo, para não superar a capacidade de suporte dos solos que recebem aplicações de dejetos é necessário levar em conta alguns critérios como as quantidades aplicadas, característica e tipo de dejetos, cultura que será utilizada e a capacidade de suporte dos solos em receber os elementos aplicados (CASSOL *et al.*, 2012; PROVOLO *et al.*, 2018).

Quando ocorre o acúmulo de P em teores que ultrapassam seus limites toleráveis pelos solos, aumentam os riscos para os agroecossistemas e as comunidades em seu entorno, principalmente se ligarmos isso a eutrofização dos recursos hídricos (WANG *et al.*, 2007). Com base nas informações expostas, observa-se que o acúmulo de formas solúveis de P nas primeiras camadas do solo é um problema que deve ser estudado, focando primeiro em quantificar qual o nível de contaminação dos solos, para dessa forma tomar as medidas de remediação adequadas.

2.3.Fósforo nos solos

2.3.1. Visão geral sobre o P

O P é o 11º elemento mais abundante da terra, compondo 0,1% da massa da crosta terrestre (PAYTAN; MCLAUGHLIN, 2007). O elemento desempenha importante papel no solo e fica apenas atrás do N como principal limitador de crescimento para as plantas (VANCE, 2001). Dentre as funções conhecidas que são exercidas pelo P nas plantas tem-se a participação na nodulação de leguminosas e potencialização da fixação de N (UDVARDI; POOLE, 2013), geração de energia, respiração, síntese de membranas, síntese de ácidos nucleicos, fotossíntese, ativação ou inativação de enzimas e metabolismo de carboidratos (MITRAN *et al.*, 2018), e ainda composição de algumas moléculas como ácidos nucleicos, proteínas, lipídios, açúcares e adenilato (ZHANG *et al.*, 2014).

Inicialmente esse elemento é disponibilizado no solo através do intemperismo químico de rochas primárias ricas em P (ex: apatita e fosforita), porém, os resíduos de plantas e a deposição atmosférica, que inclui poeira proveniente de solos e desertos, partículas primárias de aerossóis biológicos, combustão de petróleo, carvão e biomassa e emissões na fabricação de fertilizantes, também podem ser formas de entrada de P no solo (KRUSE *et al.*, 2015; TIPPING *et al.*, 2014). Depois de desfeitas as estruturas primárias nas rochas, o P é então liberado para a solução do solo e pode seguir alguns caminhos como a adsorção pelos coloides, absorção pelas plantas, imobilização pelos microrganismos ou sofrer o carreamento por água de escoamento superficial e subsuperficial (SHARPLEY, 1985). Com o passar do tempo e dos processos de degradação dos minerais, vão se formando mais sítios de ligação no solo, o que aumenta a energia de ligação do P com os coloides, e acaba por diminuir a disponibilidade desse elemento às plantas (ARENBERG; ARAI, 2019).

O conjunto de processos de mineralização, transformação e readsorção do P no solo é denominado de ciclo do P, e é estimado que todo o ciclo ocorre em uma escala de tempo de 10^7 a 10^8 anos, enquanto as taxas de rotatividade do P no solo ocorrem muito mais rapidamente 10^{-2} a 10^0 anos (ARENBERG; ARAI, 2019). De acordo com Ruttenberg (2003) o ciclo do P pode ser dividido em quatro partes: (I) elevação de placas tectônicas e exposição de rochas contendo P ao intemperismo; (II) erosão física e intemperismo químico das rochas; (III) transporte fluvial de P para lagos e oceano; (IV) sedimentação de P associado com outros minerais e matéria orgânica, e o ciclo recomeça com a suspensão desses sedimentos por ações climáticas. Entretanto, à medida em que esse ciclo se repete, ocorre a interação do P com plantas e a microbiota do solo, e desse modo os estoques de P vão deixando de ser exclusivamente minerais e adquirindo características orgânicas (SMECK, 1985).

2.3.2. Formas de P no solo

Diferentes maneiras de determinar o P e suas frações no solo são sugeridas por pesquisadores, e essa divisão é comumente feita de acordo com o tipo de extrator utilizado ou de acordo com o tipo de elemento que está ligado ao P. Uma das divisões mais recorrentes é a das frações P inorgânico (P_i) e P orgânico (P_o), que quando somadas resultam no P total do solo (P_t) (CASALI *et al.*, 2016; SMECK, 1985; WALKER; SYERS, 1976). O P_i tem origem no intemperismo das rochas e minerais residuais, com forte associação aos fosfatos de cálcio, possui maior solubilidade se comparado ao P_o e, portanto, é mais facilmente disponibilizado para a solução do solo, o que o torna passível de ser perdido por escoamento superficial. O P_o é composto pelos resíduos animais e vegetais, dos microrganismos, e de outros resíduos orgânicos, e com o passar do tempo pode vir a constituir a maior parte do P total, principalmente em áreas de pastagens perenes que favorecem a presença da matéria orgânica. Apesar de o P_o estar majoritariamente imobilizado no solo, a disponibilidade e labilidade dessa forma varia de acordo com a relação C:P do material decomposto, e da textura do solo (CROSS; SCHLESINGER, 1995).

Para os solos de regiões tropicais, as formas mais predominantes de P inorgânico são as ligadas aos sesquióxidos hidratados e compostos de Fe e Al amorfos e cristalinos, o que pode formar a strengita ($Fe(OH)_2 H_2PO_4$) e a variscita ($Al(OH)_2 H_2PO_4$) (CATANI; BATAGLIA, 1968). Os óxidos de Fe são considerados os colóides inorgânicos mais eficazes na adsorção do P, devido à forte atração dos prótons pelo oxigênio do grupo

funcional, facilitando o processo de troca de ligantes (PELLEGRINI *et al.*, 2008). Já as formas orgânicas do P no solo se apresentam como fosfolípides, ortofosfato e ácidos fúlvicos, que são mais lábeis, ácidos húmicos, e fosfatos de inositol, que são mais estáveis ($C_6H_{15}O_{15}P_3$). Cabe ressaltar que mais de 50% da fração Po do solo é composta por fosfato de inositol (CASALI *et al.*, 2016; GILES *et al.*, 2011; MARANGUIT *et al.*, 2017).

A liberação do Pi e Po adsorvidos para a solução do solo e às raízes é controlada por vários processos químicos e biológicos que agem na mineralização, quebra das ligações e sua transformação para a forma de ortofosfato, que é aquela utilizada pelas plantas (MULLINS, 2009). Quando no solo o P pode formar ligações de complexo de esfera externa ou interna com alguns dos colóides, sendo a segunda a forma de maior ocorrência (CASAGRANDE; CAMARGO, 1997). No complexo de esfera externa existe uma molécula de água entre o íon e a partícula, enquanto no complexo de esfera interno, após a atração eletrostática (complexo de esfera externa) o PO_4 perde a sua hidratação e forma uma ligação covalente em configuração dentada ou bidentada com os colóides que expressam carga positiva em suas superfícies (DE ALBUQUERQUE *et al.*, 2022).

As formas disponíveis de P são altamente dependentes do material de origem, atividade dos íons em solução, temperatura e do pH do solo. Por exemplo, os fosfatos de Ca são geralmente menos solúveis (mais estáveis) em pH acima de 7 e os fosfatos de Fe e Al menos solúveis em pH próximo de 6. O material de origem regula o teor de P dos solos de acordo com a sua constituição mineral; íons como o NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- podem regular a atividade de enzimas que quebram ligações entre outras moléculas e o P (ex: fosfatase); a temperatura e o pH atuam na velocidade da atividade de microrganismos que imobilizam e mineralizam o P (ARENBERG; ARAI, 2019). No Brasil, onde predominam solos ácidos compostos por óxidos de Fe e Al, se originam formas insolúveis de P como os $FePO_4$, $AlPO_4$ e $CaPO_4$, que são altamente estáveis, diminuindo os teores de P disponível no solo (FONSECA-MONTES DE OCA *et al.*, 2019).

Cabe ressaltar os mecanismos conhecidos como adsorção e dessorção, que também têm função importante na retenção e liberação do P no solo. São processos que determinam as quantidades retidas e liberadas de elementos nas superfícies do solo, com efeito sobre o transporte de nutrientes e contaminantes (SPARKS, 2003). Determinar essas capacidades em solos com diferentes características pode ajudar a estabelecer os limites de P que são suportados por determinadas áreas, bem como auxiliar nas estimativas de P perdido via sedimentos carregados no escoamento superficial (WANG & LI, 2010). A obtenção das isotermas de adsorção e dessorção de P podem ser feitas através

de métodos como o modelo de Langmuir, que implica em um número finito de locais de adsorção uniformes e ausência de interações laterais, permitindo identificar a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) de um solo (GOLDBERG, 2005).

2.3.3. Dejetos de suínos e sua relação com o P no solo

Devido ao fato de ser proveniente, na sua maior parte, de reservas finitas, as fontes de P para uso na agricultura são uma questão que preocupa os produtores agrícolas e pesquisadores. Diante disso, a preservação dos teores no solo, bem como formas alternativas de acrescentar P no solo foram buscadas, de modo que a aplicação de dejetos de animais se mostrou como uma opção promissora (BOUWMAN *et al.*, 2013). Dentre as opções de dejetos de animais disponíveis ao agricultor, a matéria seca dos DS apresentam grande potencial de suprir as demandas das plantas, pois têm, em média, teores totais de P que variam entre 23,7 e 35,8 g kg⁻¹, e desse total 4,1 a 5,6 g kg⁻¹ de P são facilmente extraíveis pela água, o que pode variar de acordo com o tipo de animal e o manejo empregado ao dejetos (LIU *et al.*, 2018).

Em áreas agrícolas, o P é aplicado preferencialmente por meio de adubos solúveis que quando no solo darão origem as formas absorvidas pelas plantas, o H₂PO₄⁻ e HPO₄²⁻, ou de dejetos de animais, que são mineralizados no solo formando principalmente o oxânion fosfato (PO₄⁻³). Devido a rápida reação e as altas capacidades de retenção de P dos solos de regiões tropicais, esse elemento acaba sendo acumulado nas primeiras camadas do solo, e se torna passível de ser transferido em superfície, representando um potencial contaminante de recursos hídricos. Para os dejetos de animais, os teores totais e os teores extraídos em água dos elementos podem servir como indicadores do potencial de contaminação ao ambiente (BASSO *et al.*, 2005; GIROTTO *et al.*, 2010b; LIU *et al.*, 2018; SHARPLEY; MOYER, 2000).

Em estudo com diferentes solos das microbacias hidrográficas de Rio Coruja/Bonito – SC e Lajeado Fragosos – SC, a aplicação dos dejetos suínos por longos períodos acarretou no acúmulo de P acima da capacidade de retenção dos solos avaliados (MATTIAS *et al.*, 2010). Outros estudos corroboram esses resultados, evidenciando o acúmulo de P nas camadas superficiais de solos com diferentes características de textura, bem como a relação dos teores desse elemento no solo com as quantidades perdidas por escoamento superficial (COUTO *et al.*, 2010; LOSS *et al.*, 2014; LOURENZI *et al.*, 2016).

Após a aplicação de DS em forma líquida e de cama sobreposta, objetivando atender a recomendação de $N \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para as culturas do milho (*Zea mays*) e da aveia (*Avena sativa*), em um Argissolo Vermelho-Amarelo sob SPD, Loss *et al.* (2014) encontraram acúmulo de N, P, K e Ca nas camadas de 0-5 e de 5-10 cm. Resultados semelhantes foram encontrados por Filho *et al.* (2020) ao quantificarem a distribuição de P_i e P_o de diferentes labilidades em solo cultivado com erva mate (*Ilex paraguariensis*) por um período de 35 e 45 anos, que encontraram acúmulo, principalmente da fração P_i lábil em todas as camadas avaliadas (0-5, 5-10 e 20-40 cm). Isso indica saturação dos sítios de ligação do P no solo, bem como caracteriza um risco de contaminação para áreas próximas.

As quantidades de P_i e P_o nos DS são variáveis, de maneira geral predomina a fração orgânica principalmente em condições de alto teor de matéria seca (SAMANTA *et al.*, 2022). Entretanto, devido a composição inconstante de formas de P, que podem possuir alta ou baixa solubilidade e mobilidade, o comportamento do P adicionado ao solo é variável (JALALI, M; RANJBAR, 2010). Por isso, é importante compreender como ocorre a retenção e posterior perda do P por escoamento superficial em solos que possuem características distintas.

No estudo de Cassol *et al.* (2012) foram avaliadas alterações nos atributos químicos em seis camadas de um Latossolo Vermelho distroférrico e no rendimento anual de milho, decorrentes de nove aplicações anuais de dejetos suíno em doses de até $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$. Os autores observaram aumento nas quantidades disponíveis de Ca e K e, principalmente, elevação acentuada dos teores de P na camada de 0-5 cm.

Em estudo em um Argissolo Vermelho, com o objetivo de avaliar as perdas de formas de P na solução escoada no perfil do solo, após sucessivas aplicações DLS nas doses $0,40$ e $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ em sistema plantio direto, constatou-se maiores perdas de P em áreas submetidas a aplicação de DLS em comparação à testemunha (GIROTTI *et al.*, 2010). Também se relatou que a aplicação contínua de DLS favoreceu as transferências de sedimentos por escoamento, sendo que na dose de $80 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ foram encontradas perdas de 2,7 vezes maiores em relação ao solo que não recebeu aplicação de dejetos.

Em experimento que utilizou chuvas simuladas e subsequente coleta de sedimentos com o objetivo de investigar perdas de P e sedimentos em suspensão sobre solo de textura 58% areia, 27% silte e 15% argila, com tratamentos sem aplicação de dejetos e com aplicação de DL alterado e não alterado com alumínio líquido, cloreto férrico e poli alumínio. Foi constatado o aumento nas perdas de P dissolvido reativo (PDR), P

dissolvido não reativo (PDNR) e P particulado (PP), após a aplicação de DLS (O'FLYNN *et al.*, 2012). As quantidades perdidas de P foram maiores na primeira chuva, e ainda foi constatado aumento do PP no solo que pode acarretar em uma fonte contínua e de longa duração de perda de P associado a sedimentos e material orgânico.

Ao avaliar o efeito da aplicação de adubos químicos e DS na perda de N e P em solos com teor de argila (64,6%) cultivados com arroz (*Oryza sativa L.*), para parcelas de 8,0 x 7,0 m, Cui *et al.* (2020) encontraram perdas médias de P total nas faixas de 1,03 a 1,66 kg ha⁻¹, bem como aumento nas quantidades perdidas de N e P por escoamento superficial a medida que doses maiores eram aplicadas.

Em avaliação com o objetivo de verificar o efeito das propriedades do solo sobre as quantidades de P perdidas por escoamento superficial, bem como da adubação com dejetos sobre os teores de P reativo dissolvido (Prd) e total (Prt) perdidos, foram aplicadas chuvas simuladas sobre caixas que continham solos de textura franco arenosa e argilo siltosa (ROBERTS; ISRAEL, 2017). Os autores observaram que o solo de textura mais fina teve menores quantidades de Prd perdidas.

Dessa forma, quantificar os teores de P no solo se torna importante para indicar áreas que podem estar contaminadas ou saturadas, e que têm potencial de perder P, assim como as se deve quantificar as quantidades carregadas desse elemento nos sedimentos e água. Existem diversos métodos para determinar os teores de P presentes no solo, sendo a determinação mais usual para os solos do Brasil a extração ácida por Mehlich-1, que tem correlação com as quantidades disponíveis de P para as plantas (BORTOLON; GIANELLO, 2010).

Análises mais específicas, como a CMAP, são necessárias em estudos de perda de P, pois estimam com maior precisão o potencial de retenção desse elemento, tendo em vista existe grande variação por conta do tipo de solo e concentrações de Al e Fe extraíveis (BEHRENDT; BOEKHOLD, 1993). Em estudos voltados para as perdas de P, o grau de saturação por fósforo (GSP) também é uma medida bastante usada, principalmente como índice ambiental, pois estima a proporção entre o P disponível numa determinada camada do solo e a sua CMAP. Uma das formas simplificadas de obter o GSP (%) é através da divisão do valor de fósforo extraído com Melich-1 do solo sobre o da CMAP, multiplicado por 100.

Outra maneira de chegar ao GSP é por meio de extrações dos teores de P, Fe e Al por oxalato de amônio, que consiste em obter o P retido nos óxidos e hidróxidos amorfos de Fe e Al, o cálculo é feito pela fórmula:

$$\text{GSP} = [\text{Pox}/(\text{Alox} + \text{Feox})] * 100$$

Equação 1

Onde GSP é o grau de saturação de P expresso em %, Pox é o P extraível por oxalato de amônio acidificado, em mmol kg^{-1} , Alox é o Al extraído por oxalato de amônio acidificado, em mmol kg^{-1} , e Feox é o Fe extraído por oxalato de amônio acidificado, em mmol kg^{-1} . Dessa forma, quanto mais sítios de ligação estiverem ocupados por P, menor será a sua capacidade de suportar novas adições de P (CASSON *et al.*, 2006).

O *change point* é outra das alternativas usadas para avaliar perdas de P de forma mais completa. O método consiste em determinar a partir de qual ponto do GSP o solo começa a perder formas solúveis de P para o escoamento superficial (HECKRATH *et al.*, 1995). Para obter o *change point* são quantificados inicialmente os teores de P passíveis de serem perdidos via escoamento superficial que estão relacionados a extração de P em água ou ao P extraído através de solução 0,01 M de CaCl_2 , além disso, deve ser determinado o P disponível e/ou o GSP do solo com diferentes concentrações de P (DARI *et al.*, 2018; YAN *et al.*, 2018). Através da relação entre o GSP e o P extraído em água é possível obter as equações segmentadas que demonstra o ponto de inflexão no qual ocorre um incremento das quantidades de P liberado em água.

Esse ponto pode também delimitar o limite crítico ambiental (LCA-P) de um solo, que na metodologia adotada para o estado de SC corresponde a 80% do *change point* (GATIBONI *et al.*, 2015). Diversos autores verificaram que o *change point* é uma ferramenta eficiente como indicador ambiental de perda de P para diferentes solos sob manejos que aplicam fertilizantes minerais e orgânicos. Entretanto, este parâmetro ainda não foi usado em conjunto com ferramentas mais complexas, como o índice P (BOITT *et al.*, 2018; WANG, Y. *et al.*, 2022; XIE *et al.*, 2021). Um dos fatores que pode afetar o *change point* é o teor de argila do solo, pois, de modo geral, existe uma forte correlação positiva entre as quantidades de argila no solo e a retenção de P. Portanto, solos com maiores teores de argila terão maior capacidade de retenção de P e, conseqüentemente, maior *change point* (GATIBONI *et al.*, 2015; ZHENG; SIMARD; PARENT, 2003).

A partir de amostras de solo com granulometria 10% de argila, 55% de silte e 35% de areia, foram avaliados os efeitos de adições contínuas de P nas perdas desse nutriente via escoamento superficial, os autores determinaram que o *change point* ocorria quando o GSP do solo estava acima de 10,0% (XU *et al.*, 2020). Os autores destacaram que determinar o *change point* é uma informação valiosa para delimitar o quanto os solos

suportam de adubação fosfatada, bem como identificar o ponto em que o solo se torna uma fonte de P para o ambiente.

Por meio da comparação de quatro classes de solos (Luvic Xerosols; Eutric Cambisol; Calcaric Regosol; Humic Andosols), e de adições crescentes de P de 5 a 400 mg kg⁻¹ de P, Bai *et al.*, (2013) observaram valores de *change point* que variaram de 40 até 90 mg kg⁻¹ de P extraído por Olsen. Foi observada maior retenção de P nos solos mais ácidos e com maior teor de argila, bem como a formação de fosfatos de cálcio nos solos que apresentavam pH próximo a 6,0.

Com relação à quantificação dos teores de P transferidos devido ao escoamento superficial, pode-se dividir o P perdido em formas particuladas e solúveis, fazendo uma separação por filtragem das amostras e abrangendo diversas formas de P em cada fração, o que ajuda a padronizar os resultados obtidos em pesquisas desse tema (HAYGARTH; SHARPLEY, 2000).

2.4. Escoamento superficial

A perda das camadas do solo é conhecida como erosão, e apesar de ser um processo que pode ocorrer de forma natural, as atividades antrópicas podem potencializar seus efeitos (VIEIRA *et al.*, 2017). Esse processo envolve três ações distintas, mas que podem ocorrer de forma concomitante: 1) quebra de agregados e dispersão de partículas; 2) deslocamento das partículas dispersas; 3) deposição e acúmulo dos sedimentos nas posições baixas da paisagem (BALASUBRAMANIAN, 2017). São estimadas perdas de solo de 0,0045 Mg ha⁻¹ ano devido a erosão para áreas com vegetação natural e em condição de relevo plano, planícies, ou com declive suave a moderado, e de 0,45 Mg ha⁻¹ ano em locais declivosos, montanhosos ou próximos a encostas. Porém, quando sob cultivos agrícolas, as perdas de solo devem pelo menos dobrar (MORGAN, 2009; YOUNG, 1969).

Em uma meta análise feita por Anache *et al.* (2017), que avaliaram diferentes estudos de erosão do solo em todas as regiões do Brasil, constatou-se valores médios de perda anual de solo variando de 0,1 Mg ha⁻¹ (campos e pastagens na região sul) a 136,0 Mg ha⁻¹ (parcelas com revolvimento na região nordeste). Para os solos de Santa Catarina das classes dos Latossolos, Cambissolos e Neossolos foi encontrado como faixa tolerável de teores de perda de solo entre 1,9 e 14,5 Mg ha⁻¹ ano. Entretanto, os autores destacaram que esses valores provavelmente excedem os níveis de perda de solo permitidos para não causar contaminação da água pelos produtos da erosão hídrica (BERTOL, I.; ALMEIDA,

2000). É importante destacar que os processos erosivos podem ser caracterizados como a ação de desgaste do solo pelo transporte dos seus constituintes efetuada por agentes geológicos como a água (erosão hídrica) e o vento (erosão eólica) (DYONISIO, 2010).

O fator chuva interfere no escoamento superficial através de características como a distribuição e velocidade de queda das gotas, bem como a intensidade, duração e frequência da chuva (WANG, W.; LI, 2018). Comumente é possível calcular a erosividade da chuva através do índice EI_{30} , definido por Wischmeier & Smith (1958) como o produto da energia cinética da chuva pela intensidade máxima ocorrida em qualquer período de 30 minutos consecutivos. A capacidade de infiltração tem relação com a porosidade do solo, de forma que a infiltração delimita a velocidade e a quantidade de água passível de ser captada até o ponto de saturação (SILVANO *et al.*, 2018). De acordo com o estudo de Celante *et al.* (2018) existe uma forte correlação ($R^2 = 69,56\%$) entre as quantidades de solo e água perdidas no escoamento superficial em relação à porosidade e densidade do solo.

A topografia tem influência na erosão hídrica de forma que a medida em que a inclinação do solo aumenta, a probabilidade de ocorrer o processo de escoamento superficial também irá aumentar, da mesma forma que solos em regiões declivosas têm maiores probabilidades de apresentar escoamento superficial do que solos em áreas planas (WANG; LI, 2018). Somado a isso, solos que não apresentam cobertura vegetal são mais suscetíveis ao entupimento dos poros por partículas finas e argilas, o que resulta na formação de crostas, conhecidas como selamento superficial. Esse tipo de situação aumenta a velocidade do escoamento superficial de sedimentos, bem como as quantidades de solo perdidas (NASCIMENTO *et al.*, 2019).

Os fatores manejo e cobertura do solo têm efeito na estrutura do solo bem como na proteção da superfície do solo contra as gotas da chuva. Portanto, práticas conservacionistas que preconizam o revolvimento mínimo do solo em conjunto com plantas de cobertura tendem a diminuir os efeitos da erosão hídrica e posterior escoamento da água (JAKAB *et al.*, 2017). Por outro lado, o uso de manejos que desfavorecem a infiltração de água, a cobertura e a estrutura do solo aumentam a susceptibilidade da ocorrência de erosão hídrica em áreas agrícolas (MIFTODE; ROMANESCU, 2017).

Com relação às características granulométricas, é entendido que as partículas de menor tamanho e densidade como as argilas e a matéria orgânica tendem a ficar mais tempo em suspensão quando em água, se comparadas às partículas de maior tamanho como a areia fina e a areia grossa. Isso favorece o carreamento dessas partículas pelo

escoamento superficial, que pode levar à perda de matéria orgânica (MO), e diminui a fertilidade do solo por conta da perda de nutrientes (BERTOL *et al.*, 2007; BRIZZI *et al.*, 2017; GARCÍA-DÍAZ *et al.*, 2017; LU *et al.*, 2016; SANTOS; RODRIGUES, 2019;).

Em estudo conduzido por mais de 10 anos sob solo com 40% argila, 42% silte e 18% areia, foi medida a erosão hídrica diante de duas condições distintas, sem revolvimento e sob revolvimento mínimo, além de diferentes tipos de adubação. Bertol *et al.* (2014) encontraram relação linear ($R^2 = 0,66$) entre a perda de solo e o escoamento superficial. Avaliando as perdas de sedimentos por escoamento superficial e a influência da espessura de camada de areia dispersa com diferentes espessuras (0,5, 2, 5, 10, 15, 20 e 25 cm) sob declividade de 27% e submetida a chuva simulada, Zhang *et al.* (2017) constataram que as taxas máximas de escoamento e perda de sedimentos tenderam a aumentar abruptamente com o aumento da espessura da camada de areia. Esse resultado aponta que quanto maior a camada de partículas desagregadas expostas à chuva, maior será a quantidade de solo perdido via escoamento superficial, o que também pode ocorrer para camadas com argilas dispersas.

Em experimento conduzido com 10 solos de textura franca a argilosa, Martinez *et al.* (2017) estudaram o efeito do tamanho da área submetida a chuva simulada em relação aos preditores do escoamento superficial. Após realizarem 444 eventos de chuva simulada sobre áreas de tamanho 3,05 x 9,10 m e 0,66 x 1,22 m, os autores relataram que o teor de argila foi o fator mais importante para as previsões do coeficiente de escoamento superficial, enquanto que parcelas maiores perderam maior quantidade de sedimentos devido a maior velocidade que a água conseguia adquirir.

Portanto, fazer o monitoramento das quantidades de solo e nutrientes perdidas pela erosão hídrica e o escoamento superficial é uma ação necessária. Entretanto, em condições de campo se demonstra como tarefa difícil isolar os fatores de interesse para esse tipo de avaliação. Por isso, diversos trabalhos que objetivam avaliar a perda de solo vêm utilizando aparelhos de chuva simulada para controlar a intensidade e a duração da chuva para dar maior precisão aos dados obtidos (BRAMORSKI; CRESTANA, 2020; LASSU *et al.*, 2015; SILVA *et al.*, 2019; XU *et al.*, 2018). Os dados gerados nas medições de erosão hídrica e escoamento superficial com chuvas simuladas permitem calibrar, verificar e validar modelos preditivos de erosão, como a Equação Universal de perda de solo (USLE) (SANGÜESA *et al.*, 2010).

Em trabalho de He *et al.* (2018b) foram avaliadas as mudanças ocasionadas em decorrência da erosão hídrica no micro-relevo do solo submetido a uma série de chuvas

simuladas. Para isso, o solo de textura com 22% argila, 29% silte e 49% areia foi acondicionado em caixas de erosão com 15° de inclinação e submetido a 3 chuvas de intensidades distintas (60, 90 e 120 mm h⁻¹). Os autores verificaram que as taxas de escoamento superficial e produção de sedimentos foram relativamente pequenas no início do primeiro evento de chuva, porém aumentaram acentuadamente durante os dois eventos de chuva seguintes.

Com o objetivo de avaliar o efeito da rugosidade da superfície do solo na distribuição da água da chuva, proporções de água infiltrada e escoamento superficial durante eventos de chuva de diferentes intensidades e durações, Zhao *et al.* (2018) acondicionaram solos com 36% argila, 20% silte e 44% areia em caixas metálicas com inclinações de 10° e 15°, e submeteram os mesmos a chuvas simuladas de intensidade 60 e 120 mm h⁻¹. Os autores verificaram que o escoamento superficial aumentou à medida que a intensidade das chuvas e o gradiente de inclinação também aumentaram. Resultados semelhantes foram encontrados por Berger *et al.* (2010), que avaliaram os efeitos da declividade e intensidade das chuvas nas quantidades de solo perdidas em caixas contendo solo com 35% de argila, 60% silte e 5% areia, submetidos a chuva simulada de intensidade 60, 90 e 120 mm h⁻¹ por período de 180 minutos. Constatou-se que a quantidade total de sedimentos aumentou conforme a intensificação dos fatores inclinação e precipitação, e os autores estabeleceram então uma razão entre a produção de sedimentos e o escoamento superficial, que se comportou de forma exponencial.

2.5. Contaminação de água por P

Quando tratamos da entrada de elementos indesejados no meio ambiente, dois termos são amplamente utilizados: poluição e contaminação. Apesar de parecerem sinônimos em certas ocasiões, os dois são diferentes. A poluição pode ser definida como uma alteração ecológica que prejudique, direta ou indiretamente, os recursos naturais, impossibilitando atividades econômicas como a pesca e a agricultura. A contaminação pode ser entendida como a presença de um elemento que não ocorre naturalmente naquele ambiente, ou a elevação das concentrações de um elemento acima dos seus níveis naturais naquele ambiente, que não necessariamente causa algum dano aos organismos (NASS, 2002; SCHWEITZER; NOBLET, 2018). Dessa forma, se pode inferir que toda a poluição é uma contaminação, mas nem toda contaminação se caracteriza como poluição. Como os teores de P perdidos por meio do escoamento superficial podem não ser imediatamente

danosos aos locais onde são depositados, esse trabalho optou por utilizar o termo contaminação.

Na maior parte dos casos a contaminação está associada a ação antrópica, com atividades como a deposição de agroquímicos, lixo industrial e atividades de mineração. Os efeitos causados pela contaminação também dependerão das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, de forma que estas controlam a resiliência em situações adversas. A contaminação do ambiente por excesso de elementos como o P, N, Cu e Zn é uma preocupação mundial (HUANG *et al.*, 2019). Esse problema foi identificado como a terceira ameaça mais importante às funções do solo na Europa e na Eurásia, quarta no norte da África, quinta na Ásia, sétima no Noroeste do Pacífico, oitava na América do Norte e nona na África Subsaariana e na América Latina (FAO; ITPS, 2015).

Devido ao fato de as quantidades de fósforo transportados pelo escoamento superficial possuírem uma relação complexa com as características físico-químicas e biológicas (pH, teor de matéria orgânica, densidade e textura) do solo, estudar a retenção/liberação desse elemento nos diferentes solos é uma medida necessária para o monitoramento de áreas de produção agrícola e recursos hídricos (ARNAEZ *et al.*, 2007). Na literatura, um dos limites de P para que os processos vinculados à eutrofização sejam desencadeados na água é o de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$, valor relativamente baixo quando se considera os teores de fósforo encontrados no solo e na água perdidos decorrente do escoamento superficial (BARBOSA *et al.*, 2009).

Na pesquisa de Kaufmann *et al.* (2019), em que se realizaram quatro chuvas simuladas no período entre a data de aplicação do DS e até 110 dias após a aplicação, em um Cambissolo (20% areia, 41% silte e 39% argila) e um Nitossolo (28% areia, 10% silte, 62% argila), os autores constataram que devido aos maiores teores de argila e CTC o Nitossolo perdeu menos P quando comparado ao Cambissolo, atribuindo esse resultado a menor solubilização de P devido a maior reatividade no Nitossolo. Oliveira *et al.* (2015) avaliaram as quantidades de P disponível perdidas após dois eventos de chuva simulada, em dois anos distintos (2010 e 2012). O solo da área experimental era um Latossolo Vermelho submetido à aplicação de doses de DLS equivalentes a 60 kg N ha^{-1} e 120 kg N ha^{-1} . Foram observadas concentrações de P disponível no escoamento superficial acima do valor limite de $0,15 \text{ mg L}^{-1}$ atribuído pela resolução 357/2005 do CONAMA. Esse resultado foi relacionado às alterações nas frações de P no solo causadas pelos dejetos, assim como pela saturação dos sítios de adsorção por esse elemento.

Em avaliação do efeito da aplicação de concentrações crescentes de DLS (0, 50, 100 e 200 m³ ha⁻¹) em um Cambissolo Háplico descoberto e com plantas de cobertura (*Pennisetum americanum*; *Avena strigosa*; *Crotalaria juncea*), observou-se que apesar de ocorrer um aumento na porosidade total e macroporos nos tratamentos devido ao efeito das plantas de cobertura e do DLS, as quantidades de P e K perdidas aumentaram à medida que as doses de DLS eram crescentes (FONTENIVE *et al.*, 2019). As perdas de Ca²⁺, Mg²⁺, K (trocáveis e solúveis) e P disponível em manejos com cobertura do solo e sem revolvimento são menores quando comparadas ao solo descoberto e com revolvimento, de modo que o P e o K são carregados juntamente com os sedimentos devido a exposição direta do solo à chuva (HERNANI *et al.*, 1999).

Na Florida (EUA), utilizando chuvas simuladas e caixas de erosão, e com foco na identificação dos níveis de contaminação de um Espodossolo, onde foram aplicados fertilizantes orgânicos e inorgânicos, Silveira *et al.*, (2019) constataram que, aproximadamente, 38% do P aplicado na forma de fertilizantes foram perdidos na água proveniente do escoamento superficial.

Outro ponto que deve ser considerado são os fatores envolvidos no transporte do P, como intensidade da erosão, chuva, distância da área cultivada até cursos d'água, dentre outros (SHARPLEY.; DANIEL; EDWARDS, 2013). A intensidade da erosão tem relação com o tipo e a estrutura em que o solo se encontra, locais com partículas de tamanho argila somadas a solos desagregados terão maiores perdas de sedimento durante eventos de chuva, somado a isso também perderão maiores quantidades de P na forma particulada (KE; ZHANG, 2022). Esse efeito da presença da argila se reflete na proporção de macro e microporos que podem auxiliar na velocidade de infiltração da água, conseqüentemente aumentando o tempo para o solo ficar saturado com água (DALL'ORSOLETTA *et al.*, 2021).

O fator chuva tem um efeito crescente na erosão e perda de P a medida em que sua intensidade aumenta, podendo apresentar maior influência quando em condições de solos desagregados, nessas situações as partículas livres facilmente carregadas, bem como são perdidas maiores quantidades de nutrientes na fração solúvel (YANG, L. *et al.*, 2020). Da mesma forma a combinação entre a intensidade da chuva e a localização da propriedade na paisagem podem expressar efeito nas quantidades de P escoados, por exemplo em condições de baixada a proximidade com o lençol freático fará com que o escoamento superficial ocorra mais rapidamente (KLEINMAN. *et al.*, 2006).

2.6.Índice - P

É comum encontrar situações no estado de SC, em que a adição de P nos solos é feita sem levar em consideração recomendações técnicas e a capacidade máxima de P que o solo pode suportar (BERNARDO; MIRANDA; BELLI-FILHO, 2017). O acúmulo e posterior escoamento superficial de P nas áreas agrícolas é uma preocupação devido ao potencial problema da eutrofização de cursos d'água. Portanto, é recomendado avaliar o solo, as características hidrológicas e o manejo de propriedades para identificar as áreas que têm maior risco de impacto do que o desejado em relação às perdas de P. Uma alternativa para essa função foi apresentada por Lemunyon & Gilbert (1993), e consiste na avaliação de uma área através de um conjunto de fatores que formam o índice P (IP).

O IP leva em consideração fatores fonte e transporte, e concede um peso a esses fatores, com base no potencial desse atributo em afetar o movimento do P, organizando da seguinte forma: Fator (peso de influência na perda de P). No caso do IP original proposto por Lemunyon & Gilbert (1993), foram escolhidos: Erosão do solo (1,5); Erosão por irrigação (1,5); Classe de escoamento (0,5); Teor de P no solo (1,0); Taxa de aplicação de fertilizante de P (0,75); Método de aplicação do fertilizante de P (0,5); Taxa de aplicação de P orgânico (1,0) e Método de aplicação de P orgânico (1,0). Cada atributo tem cinco categorias de valor que crescem de acordo com o potencial de perda de P: Nenhum (0); Baixo (1); Médio (2); Alto (4) e Muito Alto (8). Cabe destacar que podem ser feitas alterações nos atributos do IP, como adicionar, excluir ou substituir um ou mais dos fatores. Por exemplo, podem ser usados atributos como a mineralogia da argila, textura do solo, capacidade de troca de cátions, capacidade de adsorção de P, pH, etc.

O uso do IP consiste em determinar uma classificação para cada atributo escolhido com base nos dados e na área estudada e, em seguida, delimitar as categorias. Por exemplo, para a erosão do solo: Nenhum (0) sem perdas; Baixo (1) perdas $< 5 \text{ Mg ha}^{-1}$; Médio (2) perdas de $5 - 10 \text{ Mg ha}^{-1}$; Alto (4) perdas de $10 - 15 \text{ Mg ha}^{-1}$; Muito alto (8) perdas $> 15 \text{ Mg ha}^{-1}$. Em seguida é feita a multiplicação do fator de ponderação de cada atributo pelo valor de classificação para obter o valor final para esse atributo. A última etapa é somar os valores ponderados de todas as oito características e comparar o total com um gráfico de vulnerabilidade do local.

O IP é amplamente utilizado, principalmente nos EUA. Entretanto, pesquisadores de cada estado adaptam e desenvolvem seu próprio índice, com o objetivo de adequar a capacidade preditiva desse método. Por exemplo, o estado do Alabama adaptou o IP original a suas condições de relevo e hidrologia (CASSOL *et al.*, 2012; USDA, 2014).

Em pesquisa conduzida por Delaune *et al.* (2004), os autores testaram para o estado do Arkansas um IP focado em cinco fatores: concentração de P no solo, quantidade de Al no solo, tipo de dieta dos animais, tipo de fertilizante (orgânico e inorgânico) e quantidade de adubo aplicada. Foi observado que a solubilidade do P no dejetos é a característica com maior importância na perda de P por escoamento superficial.

Também existem pesquisas voltadas para IPs adaptados as condições de solos do Brasil com o intuito de simplificar alguns dos fatores, bem como testar a aderência de medidas de fácil obtenção. Podem ser utilizados, por exemplo, o teor de cobertura vegetal, o teor de carbono orgânico, a avaliação visual da estrutura do solo e o P extraído por resina. Quando esses atributos foram testados para avaliar a perda de fósforo pelo escoamento superficial em um Latossolo na estação experimental da fundação ABC no Paraná, foram encontrados resultados satisfatórios e que auxiliaram na formação de um índice P específico para as condições testadas (GOULARTE *et al.*, 2020).

No trabalho de Oliveira *et al.* (2010) foi estimado o IP de diferentes áreas por meio de dados contidos em publicações nacionais. Os autores testaram 4 diferentes IP's, IP original, IP de Alabama, IP do Novo México e IP da Pensilvânia. Os resultados indicaram que a versão do IP original foi a que apresentou melhor potencial para estimar a perda de P. O teor de P no solo e o método de aplicação de P orgânico foram os principais fatores que influenciaram na concentração de P no escoamento superficial. Aplicando três tipos de IP (o IP Pensilvânia ou Original; o IP Alabama e o IP Nebraska) na bacia hidrográfica rural em Júlio Castilho (RS), Walter *et al.* (2017) observaram que o IP de Nebraska foi o mais rigoroso e o mais adequado à região, identificando 22% da área como alta probabilidade de contaminação dos recursos hídricos por P.

Em estudo utilizando o IP para a identificação de possíveis áreas que pudessem sofrer contaminação com P na bacia hidrográfica do rio Caí (RS), onde predomina o relevo relativamente plano e suave ondulado, foi identificado que as áreas de maior risco são as cultivadas, e isso está relacionado às adições anuais de grandes quantidades de fertilizantes, concomitantemente em sua maioria, ocorrem também manejos de forma inadequada (LOPES *et al.*, 2007).

Portanto, identificar quais atributos do solo possuem maior relação com as perdas de P totais e as frações particulada e solúvel é um passo importante para desenvolver um IP adequado às condições de SC, auxiliando na identificação de áreas com excesso de P.

2.7. Relação de atributos do solo com perdas de fósforo

Apesar da realização de estudos que testam diferentes IPs para as condições dos solos do Brasil, ainda não é possível usar essa ferramenta com confiança no país, isso devido ao fato de que a correlação dos resultados com os fatores dos IPs já existentes é baixa (OLIVEIRA *et al.*, 2010). Como as características dos solos afetam de maneiras diferentes as perdas de nutrientes no escoamento superficial, são necessários experimentos que testem a relação entre os atributos dos solos e os teores perdidos de fósforo no escoamento superficial, para então formar um índice P consistente.

De maneira geral, o total do P perdido via escoamento superficial se origina das camadas superficiais do solo, e ocorre majoritariamente nas formas de P particulado, ligado a partículas orgânicas ou minerais, e de P solúvel na água (BARBOSA *et al.*, 2009; HAYGARTH; SHARPLEY, 2000). Cabe ressaltar que é indicado determinar o teor total de P contido na água + sedimentos do escoamento superficial, isso por que a quantidade total de P perdida apenas na água é insuficiente para o diagnóstico do estado de eutrofização de recursos hídricos (PELLEGRINI *et al.*, 2008).

Em condições de solos com maiores proporções de silte e argila na sua granulometria, as perdas de P total também foram maiores, sugerindo que a textura do solo tem maior influência sobre as quantidades de P perdidos do que o teor desse nutriente no solo (CUI *et al.*, 2020; HOU *et al.*, 2016). Em conjunto a isso, tem-se que para condições de perdas de sedimentos através do escoamento superficial, as partículas com tamanho 2-4 µm contém de três a seis vezes mais P do que as de maior tamanho (WITHERS *et al.*, 2009).

Voltando o foco para avaliações mais completas do P no solo, tem-se o grau de saturação por fósforo (GSP), que leva em consideração as quantidades de P passíveis de voltarem à solução do solo. No trabalho de Doorn *et al.* (2023) o GSP obtido através da extração por oxalato de amônio 0,2 M foi identificado como um teste com alto potencial de mostrar níveis de P no solo que têm relação tanto com as quantidades demandadas pela planta, quanto com o risco de perda desse elemento. Os resultados indicaram também que solos com maiores CMAP são os que apresentam menores riscos de perdas de P para o ambiente.

3. HIPÓTESES

Pergunta do trabalho: Considerando que o índice P é uma ferramenta que pode ser utilizada e aprimorada para a avaliação dos solos de Santa Catarina, quais os atributos

do solo são mais adequados como indicadores de perda de P no escoamento superficial para essa região?

Hipótese geral: os parâmetros grau de saturação por fósforo (GSP) e do *change point* apresentam maior relação com os teores de P totais perdidos no escoamento superficial, se mostrando como atributos necessários para construir um IP para solos de SC.

Hipóteses específicas:

- O *Change point* dos solos expresso em mg kg^{-1} será maior quanto maiores forem os teores de argila.
- A perda de P total, P solúvel e P particulado por escoamento superficial será maior nos solos com granulometria mais argilosa.

4. OBJETIVOS

Geral: Avaliar, para solos adubados com dejetos líquidos de suínos e com diferentes características físicas e químicas, quais os atributos do solo terão maior influência nas perdas de P total, P particulado e P solúvel por escoamento superficial.

Específicos:

- Testar o ajuste das isotermas de adsorção e dessorção de Langmuir para os solos estudados.
- Encontrar qual o efeito do GSP, *change point* e CMAP sobre as perdas das frações totais, solúveis e particuladas de P.
- Avaliar qual a fração predominante de P em relação aos teores totais escoados, em experimento controlado de chuva simulada.

5. METODOLOGIA

5.1.1. Solos utilizados

Foram coletados solos de quatro propriedades rurais (propriedades 1, 2, 3 e 4) em quatro áreas com a aplicação de dejetos líquidos de suínos por longos períodos (P1cds, P2cds, P3cds, P4cds), bem como em áreas de mata, ou seja, sem interferência antrópica, tratadas como referências (P1ref, P2ref, P4ref). As amostras de solo P1cds, P2cds, P3cds, P1ref e P2ref são provenientes do município de Concórdia – SC, enquanto que P4cds e P4ref são de Braço do Norte – SC.

Além dos solos de propriedades, foram coletados quatro classes de solos representativos das regiões em que se utilizam dejetos de suínos como fertilizantes, no estado de Santa Catarina: Latossolo, Cambissolo e Nitossolo (oeste de SC – com predominância de solos argilosos), Argissolo (Braço do Norte – SC, região com predominância de solos de textura franco arenosa) (EMBRAPA, 2013) (Figura 1). Para os solos P1cds, P2cds e P3cds não foi fornecida a classificação, entretanto através dos pontos de GPS dos locais coletados, em conjunto com o mapa de solos de Santa Catarina, pode-se estimar que os solos P1cds, P1ref e P3cds são Latossolos, e P2cds e P2ref são Cambissolos (Figura 2). Para o solo P4cds foi encontrada a classificação de Argissolo.

Todos os solos foram coletados na camada de 0-20 cm, acondicionados em sacos plásticos e transportados para o Laboratório de Solo Água e Tecidos Vegetais do CCA – UFSC (LabSolos), onde foram secos ao ar e peneirados em peneira de malha de 2 mm. Após esse processo se seguiram as análises químicas e físicas de caracterização.

Figura 1 Regiões das coletas dos solos estudados, (a) Concórdia, para os solos P1cds, P1ref, P2cds, P2ref, P3cds, Cambissolo, Nitossolo e Latossolo; (b) Braço do Norte, P4cds, P4ref e Argissolo.

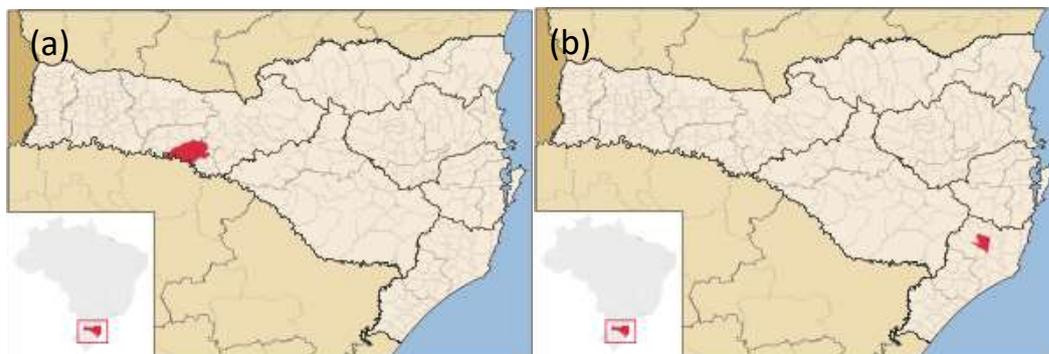
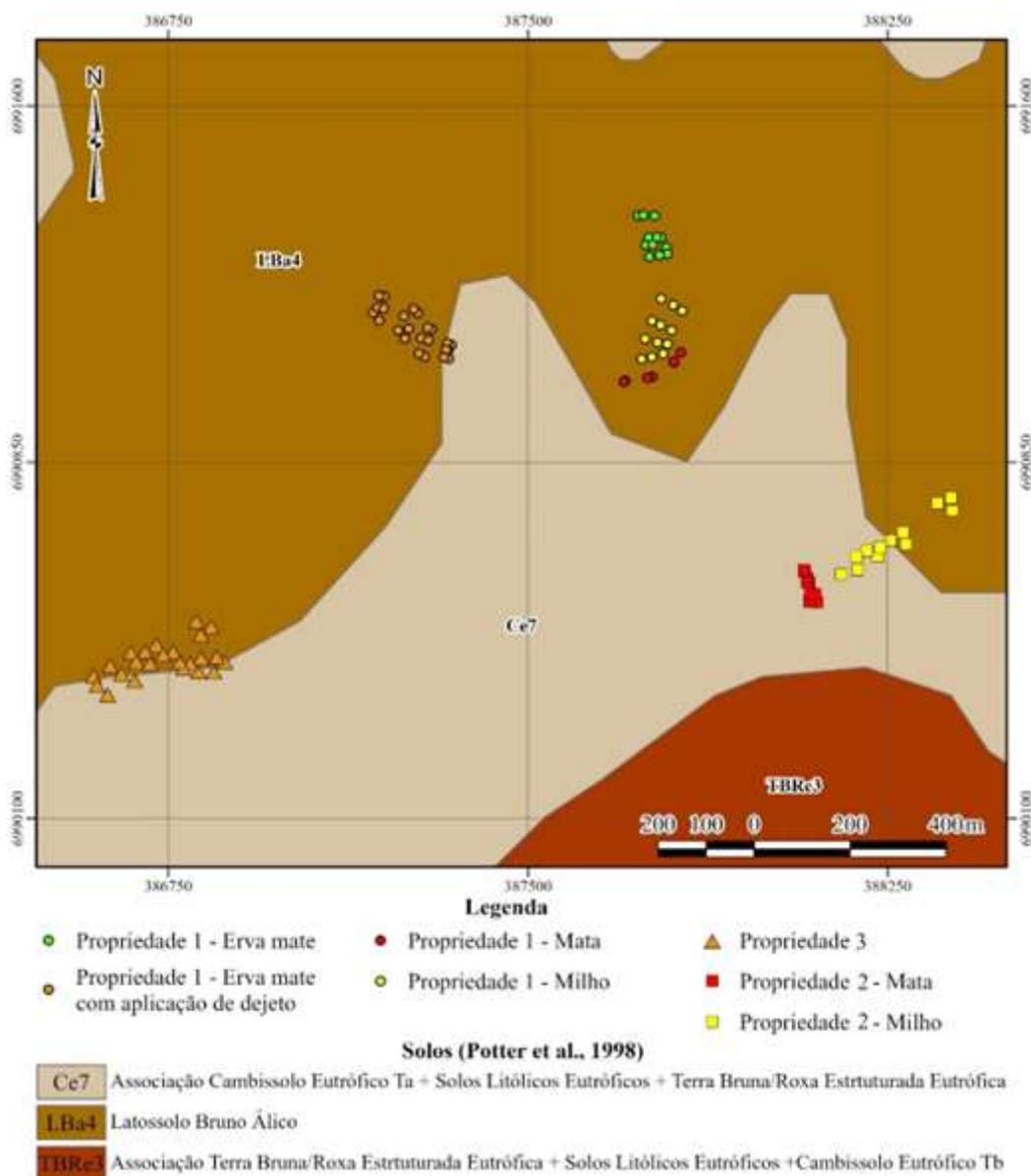


Figura 2 Cartograma dos locais de coleta dos solos onde ocorre a aplicação de DLS, P1cds, P2cds, P3cds (propriedades 1, 2 e 3 milho e erva mate), e onde não ocorre aplicação de DLS, P1ref e P2ref (propriedades 1 e 2 mata).



5.2. Análises físicas e químicas do solo

5.2.1. Análise granulométrica

As avaliações de textura dos solos coletados foram feitas de acordo com o método proposto pela EMBRAPA (1997). Para isso foram pesados 20 g de solo em copo plástico de 250 mL. Após isso, foram adicionados 100 mL de água e 10 mL de solução 1 molar de hidróxido de sódio. E após os procedimentos descritos foram obtidos os pesos de areia, argila, e silte pela diferença entre os dois anteriores e o peso inicial de solo.

5.2.2. Teor total de carbono orgânico (COT)

O COT foi quantificado segundo Yeomans e Bremner (1988). Foram pesados 0,5 g das amostras de terra fina seca ao ar (TFSA). O material foi colocado em tubos de digestão e, em seguida, adicionados 10 mL de dicromato de potássio na concentração 0,4 N. Posteriormente, aqueceu-se o bloco digestor à 150°C por 30 min. Em seguida, foram adicionados 10 mL de água destilada, 2 mL de ácido ortofosfórico, e mais 3 gotas de difenilamina, para então titular com a solução de sulfato ferroso amoniacal 0,1 N.

5.2.3. Complexo sortivo do solo

Foram analisados os atributos pH em água e índice SMP, e os teores trocáveis e disponíveis de Ca^{+2} , Mg^{+2} e Al^{3+} segundo métodos descritos em Tedesco *et al.* (1995). Os teores de P, K e Cu disponíveis dos solos foram extraídos usando a solução de Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L^{-1} + H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1}) em uma relação solo/solução 1:10 Tedesco *et al.* (1995), e determinados em espectrofotômetro conforme Murphy & Riley (1962). Os teores de K foram determinados em espectrofotômetro de chama. Os teores de Cu foram determinados em equipamento de absorção atômica. Os valores de Al foram determinados por titulação com NaOH 0,0125 mol L^{-1} .

5.3. Caracterização dos solos utilizados nos experimentos

Os teores de areia, silte e argila e os valores dos atributos de fertilidade dos solos utilizados no presente estudo são apresentados na Tabela 4. Em relação a granulometria, de acordo com o triângulo textural, todos os solos apresentaram textura muito argilosa, com exceção do Argissolo, P4cds e P4ref, que foram classificados como franco argilo arenosos (USDA, 2022). O pH dos solos variou de 3,66 até 5,89, cabe ressaltar que todos os solos de propriedades com a aplicação de DLS apresentaram pH superior ao das suas áreas de referência, isso está associado ao manejo dessas áreas que inclui a calagem para

os cultivos agrícolas. O teor de COT dos solos variou de 17,86 mg kg⁻¹ para a P4ref, até 45,82 mg kg⁻¹ para o Cambissolo. O P dos solos utilizados na incubação variou entre 3,36 a 16,07 mg kg⁻¹, enquanto os de propriedades variaram de 2,17 a até 158,42 mg kg⁻¹.

Tabela 2 Caracterização inicial dos solos utilizados nos experimentos.

Solo	Textura mg kg ⁻¹			pH	SMP	COT g kg ⁻¹	P mg kg ⁻¹	K mg kg ⁻¹	Ca mg kg ⁻¹	Mg cmol c ⁻¹	Al cmol c ⁻¹	Cu cmol c ⁻¹
	Areia	Silte	Argila									
Latossolo	39	258	704	3,66	4,28	44,51	3,36	40	0,41	0,17	4,47	7,43
Cambissolo	90	321	589	5,20	6,09	45,82	16,07	330	4,56	4,07	0,20	9,44
Nitossolo	140	274	585	5,89	6,24	41,10	8,71	90	8,59	4,07	0,10	8,83
Argissolo	571	162	267	4,70	5,85	22,98	4,24	57	1,88	1,14	0,30	0,61
P1cds	59	318	623	5,50	5,86	45,04	157,32	277	5,59	6,19	0,10	21,38
P1ref	87	265	648	4,29	4,86	47,14	4,22	57	2,69	2,88	0,73	7,89
P2cds	75	302	623	5,75	5,77	38,73	158,42	167	5,30	6,16	0,20	37,31
P2ref	63	312	625	4,85	5,24	41,89	2,17	103	2,41	1,71	0,47	10,18
P3cds	81	319	599	4,95	5,57	41,10	155,42	410	4,52	3,69	0,10	20,94
P4cds	540	107	353	4,94	6,07	19,83	46,73	140	2,16	1,34	0,13	7,97
P4ref	738	52	211	3,97	5,35	17,86	6,03	10	0,68	0,19	1,57	0,22

5.3.1. Fósforo extraído com água (P água)

Para a determinação do P água, foram adicionados 3 mL de solo em frascos *snapcaps* de vidro identificados, junto com 30 mL de água destilada. As amostras foram agitadas por 5 minutos em agitador do tipo horizontal, após isso ficaram decantando por um período de 15 a 18 horas. No dia seguinte foram retiradas alíquotas que passaram por filtro de 0,45 µm. Após a filtração os teores de P das amostras foram determinadas em espectrofotômetro conforme Murphy & Riley (1962).

5.3.2. Isotermas de adsorção e dessorção de P

Para as isotermas de adsorção de P, foram pesadas amostras de 1,4 g de cada solo em tubos *falcons* de volume 50 mL, após isso foram adicionados 35 mL de solução de CaCl₂ 0,001 mmol L⁻¹ contendo concentrações de 0, 10, 25, 30, 50 e 100 mg L⁻¹ de fósforo, que correspondem a um equivalente de adsorção máxima de 0; 250; 625; 750; 1250 e 2500 mg kg⁻¹ de fósforo (ALVAREZ, *et al.*, 2000). As amostras foram agitadas em agitador tipo end-over-end por 16 horas, centrifugadas a 3000 rpm por 10 minutos, e determinados os teores de P no sobrenadante em ICP.

Para a dessorção foram utilizadas as mesmas amostras das quais foram obtidas as curvas de adsorção. Para isso, após a realização do procedimento de adsorção, foram adicionados 35 mL de água destilada em cada amostra, seguido de agitação por 4 horas para lavar o excesso de P. Em seguida as amostras foram deixadas em um período de incubação de aproximadamente 24h, após foi feita a adição de 35 mL de CaCl₂ 0,01 mmol L⁻¹, as amostras foram novamente agitadas em agitador tipo end-over-end por 16 horas e centrifugadas a 2500 rpm por 10 minutos. Então foram determinados os teores de P no sobrenadante.

A partir dos dados obtidos nos procedimentos descritos anteriormente, foram construídas curvas de isotermas de adsorção, plotando-se a quantidade do elemento adsorvido na ordenada e a concentração de equilíbrio na abcissa. Os dados foram ajustados pelo modelo de Langmuir, que é dado na equação:

$$q = (k \times \text{CMAP} \times C)/(1 + k \times C)$$

Equação 2

Onde:

q = P adsorvido;

CMAP = capacidade máxima de adsorção de P;

k = constante relacionada a energia de ligação;

C = P na solução de equilíbrio.

5.3.3. Grau de saturação de P do solo (GSP)

A porcentagem do GSP foi estimada em todos os solos através do seguinte cálculo:

$$GSP = \frac{P - Mehlich}{CMAP} \times 100$$

Equação 3

Onde:

GSP = Grau de saturação por fósforo;

CMAP = capacidade máxima de adsorção de P;

P- Mehlich= P extraído por Mehlich-1

5.3.4. Obtenção do *change point*

Foi realizado incubação para determinar o *change point* de todos os solos estudados. Foi feita a correção de pH para o Latossolo, Nitossolo, Cambissolo e Argissolo atingirem o valor 6 (SBCS, 2016). Foram utilizados 4,6 kg de cada solo, que ficaram separados em partes e colocados dentro de baldes plásticos, onde foram misturados com CaCO₃ e MgCO₃ (proporção 3/1). Após a mistura com os corretivos, foi adicionada a água até 60% da capacidade de campo (Latossolo, Nitossolo e Cambissolo), ou 40% (Argissolo). A capacidade de campo (CC) foi obtida colocando-se 30 g do solo dentro de um funil, com uma lã de vidro no interior da haste, e adicionando 50 mL de água destilada, sendo o excedente de água coletado em proveta. Após 4 horas, mediu-se a quantidade de água coletada e, pela diferença entre a quantidade adicionada e coletada, foi calculada a CC em 30 g de solo, extrapolando-se, posteriormente, para 1 kg de solo.

Foram utilizados 200 g de cada solo com seus teores iniciais de P em conjunto com quantidades de fosfato monopotássico (KH₂PO₄) equivalentes a 0,0; 12,5; 25,0; 50,0; 75,0; e 100% da CMAP. Foi adicionada água destilada até 60% da CC para o Latossolo, Nitossolo, Cambissolo, P1cds, P2cds, P3cds, P1ref e P2ref. Para facilitar a mistura do solo com a água destilada foi utilizada 40% da CC para o Argissolo, P4cds e P4ref. Após 30 dias os solos foram secos em estufa na temperatura de 60 °C, moídos e peneirados para posterior extração do P em água e do P disponível.

O *change point* foi determinado de acordo com Nair *et al.* (2004), através da relação entre o GSP e os teores de P Mehlich-1, com os teores de P extraído com água, por meio de regressões segmentadas.

5.3.5. Construção dos teores de P nos solos

Foi realizada a correção do pH dos solos, assim como descrito no item 5.1.7. Os gradientes crescentes de P para os quatro solos foram baseados em um teor abaixo do *change point* e outro superior, além do teor inicial de P de cada solo. Após a correção do pH, e de serem definidas as quantidades de superfosfato triplo (SFT) (45% de P₂O₅) a serem adicionadas em cada uma das quatro classes de solos, seguiu-se com a formação dos gradientes crescentes de P. Foram separados 50 kg de solo corrigido para cada teor de P, no Latossolo foram adicionados 0,054 e 0,180 kg de SFT, para o Cambissolo foram adicionados 0,029 e 0,193 kg de SFT, para o Nitossolo foram adicionados 0,057 e 0,236 kg de SFT, e para o Argissolo foram adicionados 0,060 e 0,174 kg de SFT. Após período de 30 dias os solos foram passados para caixas plásticas e secos em estufa, com posterior moagem e peneiramento em malha de 2,00 mm. Foram feitas então determinações de P extraído por Mehlich-1 para verificar os novos valores de P (Tabela 2).

Tabela 3 Teor de P disponível nos solos de quatro classes distintas após o período de incubação para atingir valores próximos e acima do *change point*.

Solos	Teor de P solos incubados (mg kg ⁻¹)		
Latossolo	3,36	35,75	155,70
Cambissolo	29,3	71,04	386,49
Nitossolo	8,71	59,53	236,02
Argissolo	14,31	42,88	130,19

5.3.6. Chuva simulada e coleta de escoamento superficial

Os estudos com chuva simulada foram realizados no Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina (CCA-UFSC), Florianópolis/SC. Para simular as perdas de sedimentos e dos teores totais, solúveis e particulados de P, foi usado equipamento de chuva simulada modelo Tlaloc 3000 rain simulator, conforme descrito no trabalho de Humphry *et al.* (2002) (Figura 3). O bico aspersor do equipamento fica a uma distância de 3,05 m das caixas com solos, os três eventos de chuva simulada em sequência tinham duração de 30 minutos contando a partir do início do escoamento para cada conjunto de solos. A intensidade da chuva foi de 70 mm h⁻¹, como é recomendado

pelo National Phosphorus Research Project (NPP), para comparação entre solos (PROJECT, 2005).

As caixas de erosão utilizadas têm dimensão de 100 cm de comprimento, 20 cm de largura e 7,5 cm de profundidade ($0,25 \text{ m}^2$ de área), e ficaram com declividade padrão de 5% como é sugerido pelo *National Research Project for Simulated Rainfall*. Elas tinham 9 furos de 5 mm no fundo, e contaram com uma abertura aos 5 cm de altura de onde a água e o solo provenientes do escoamento foram coletadas (Figura 4). O preparo das caixas foi feito na seguinte sequência: forrar o fundo de cada caixa com papel de malha fina (papel de coalhar queijo) e pesar a caixa; acrescentar solo até a altura de 3,5 cm e com um tijolo liso assentar e homogeneizar a altura; adicionar mais 2 cm de solo e homogeneizar para a altura de 5 cm; pesar a caixa com o solo e usar a mesma quantidade de solo para as outras caixas repetindo os passos anteriores. Foram, para cada tipo de solo, 3 blocos com 5 caixas contendo ± 15 kg de solo por evento de chuva simulada, portanto 225 kg de solo para cada conjunto. O delineamento experimental foi em blocos inteiramente casualizados em esquema (5x3).

Cada caixa contendo o solo consiste em uma parcela do tratamento, e o conjunto de 5 caixas um bloco, de modo que foram coletados sedimentos e água do início do escoamento até o final do período de 30 minutos. Portanto, considerando três repetições para os solos com teores de P construído e os solos de propriedades o experimento contou com 171 parcelas experimentais (19 solos* 3 doses P* 3 rep/dose).

Durante a realização de eventos de chuva simulada sobre os conjuntos de cinco caixas de erosão, contendo aleatoriamente cinco dos solos estudados, as amostras do escoado (água + solo) de cada solo ficavam contidas em recipientes plásticos, que eram trocados quando ficavam próximos do seu volume máximo.

Ao final dos 30 minutos de chuva simulada as amostras do escoado de cada caixa eram alocadas em baldes graduados e identificados onde era determinada a perda de água em cada solo durante a chuva. Após homogeneizar o conteúdo do balde graduado eram coletadas amostras de 1 L para as análises químicas, e amostras de 25 mL em beakers de vidro previamente pesados e identificados que seguiram para estufa a 45 °C, quando atingiram o peso seco constante os beakers foram pesados para quantificar a perda de sedimentos, que era extrapolada para o volume total de litros de água coletados durante os 30 minutos de chuva.

Figura 3 Simulador utilizado nos eventos de chuva simulada.



Figura 4 Caixa de escoamento superficial do solo. Uma caixa de madeira (100 cm x 20 cm x 7,5 cm) com uma aba de 5 cm na extremidade frontal acoplada a uma calha de metal, e coberta com terra a uma profundidade de 5 cm.



5.3.7. Análises químicas no escoado

5.3.7.1. Fósforo total (Pt), solúvel (Ps) e particulado (Pp)

Para as determinações de Pt, Ps e Pp no material, foi seguida a metodologia de APHA, (1989) (Tabela 3). Nesse método são separadas duas alíquotas do escoado; uma foi filtrada por membrana de 0,45 μm e outra não foi filtrada. O conteúdo de P particulado (Pp) é obtido pela diferença entre Pt e Ps. Dessa forma, após a realização das chuvas o Ps foi obtido diretamente no escoado passado por filtro de 0,45 μm e submetido a análise por colorimetria no método de Murphy & Riley (1962). Para a determinação dos teores totais, foi feita a digestão ácida com H_2SO_4 e H_2O_2 em conjunto com solução saturada de MgCl_2 (BROOKES; POWLSON, 1981). Para isso, foram utilizados 10 mL de amostras em tubos de digestão, juntamente com 1 mL de H_2SO_4 e 1 mL de solução saturada de MgCl_2 . Posteriormente, as amostras foram aquecidas em bloco digestor a 200°C por 1 hora. Após as amostras esfriarem foram adicionados 2 mL de H_2O_2 , com posterior aquecimento do bloco digestor a 100°C. O volume dos tubos foi ajustado para 50 mL com auxílio de proveta e água destilada.

Tabela 4 Frações de P classificadas de acordo com APHA (1989).

Classificação	Obtenção	Formas de P contidas
Ps (<0,45)	Extração em água e filtragem a 0,45 µm	P reativo a molibdato; P reativo solúvel; P reativo a molibdato solúvel; ortofosfato; P inorgânico; Fosfato
Pt (Nf)	Digestão de amostra	P total em amostra bruta
Pp	Pt – Ps (<0,45)	P orgânico solúvel; P não reativo solúvel

Ps (<0,45) = Fósforo solúvel passado por filtro de 0,45 µm; Pt (Nf) = Fósforo total não filtrado; Pp = Fósforo particulado.

5.4. Cálculo da erodibilidade e coeficiente de escoamento

Usando os dados de perdas de sedimentos em conjunto com o fator de erosividade da chuva, foi calculado o fator de erodibilidade dos solos da seguinte forma:

$$K = A/R$$

Equação 4

Onde:

K = fator erodibilidade do solo, (t ha h ha⁻¹ MJ⁻¹ mm⁻¹);

A = perda de solo média anual ocasionada pela erosão hídrica, (t ha⁻¹ ano⁻¹);

R = fator erosividade da chuva e da enxurrada associada (MJ mm ha⁻¹ h⁻¹)

Foi calculado o coeficiente de escoamento através da seguinte fórmula:

$$Coef\ esc = \frac{Perda\ água}{Quant\ chuva} \times 100$$

Equação 5

Onde:

Coef esc = coeficiente de escoamento (%);

Perda água = quantidade de água escoada na chuva de 30 minutos (L);

Quant chuva = quantidade total de água que incidiu sobre a caixa durante os 30 minutos (L)

5.5. Análises estatísticas

Os resultados obtidos foram analisados quanto à normalidade e homogeneidade dos dados por meio do teste de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Também foi feita uma comparação entre as médias por meio do teste de Scot-Knott a 5%, dos teores perdidos de Pt, Pp e Ps para todos os solos.

Obtidas as quantidades de P adsorvidas em cada solo como variável da concentração desse elemento na solução de equilíbrio, foram ajustadas as isothermas de Langmuir por meio de regressão não linear (região única). Foi realizado também um teste de correlação de Pearson entre os dados obtidos nas chuvas simuladas e os atributos físicos e químicos usados para a caracterização de cada solo.

Foi aplicado o modelo de regressão segmentada utilizando os valores de P em água (mg L^{-1}) e o GSP (%), para obter os *change points* de todos os solos, que se referem ao segmento da reta abaixo do *change point* e ao segmento acima do *change point*.

Para verificar quais variáveis com maior relação com as perdas de P total, solúvel e particulado pelo escoamento superficial, foi feita uma análise de trilha (path analysis) através do software R versão 4.2.1 (2022-06-23 ucrt), contando com os pacotes Vegan, Metan, Tidyverse e MASS, e utilizando os dados dos solos que foram incubados para elevar seus teores de P. Esse tipo de análise consiste no estudo dos efeitos diretos e indiretos de variáveis preditoras de primeira ordem (atributos do solo) em uma variável resposta (perda de P), e variáveis preditoras de segunda ordem (atributos do solo) sobre os atributos do solo selecionados como de primeira ordem. Essa análise se caracteriza como uma expansão da regressão múltipla, quando são envolvidas inter-relações junto de vários diagramas causais. As estimativas das relações são obtidas através de equações de regressão em que as variáveis são previamente padronizadas. A padronização é feita através da divisão do desvio padrão de cada observação em relação à média pelo desvio padrão da amostra (CRUZ; REGAZZI; CARNEIRO, 2012).

6. RESULTADOS

6.1. Isothermas de adsorção e dessorção de P

As isothermas de adsorção e dessorção de Langmuir foram eficientes em descrever o comportamento dos solos (Figuras 5 e 6), sendo utilizadas para obter os valores de capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) para cada solo. A CMAP dos solos ficou entre valores de 303 a até 1339 mg kg^{-1} , enquanto a energia de ligação variou de 0,04 a 0,698 mg cm^{-3} (Tabela 5). É possível observar que à medida que aumenta a quantidade de P adicionada, maior é a quantidade retida pelos solos.

Figura 5 Isotermas de Langmuir de adsorção e dessorção de fósforo (P) para o Latossolo, Argissolo, Cambissolo, Nitossolo, P1cds e P1ref.

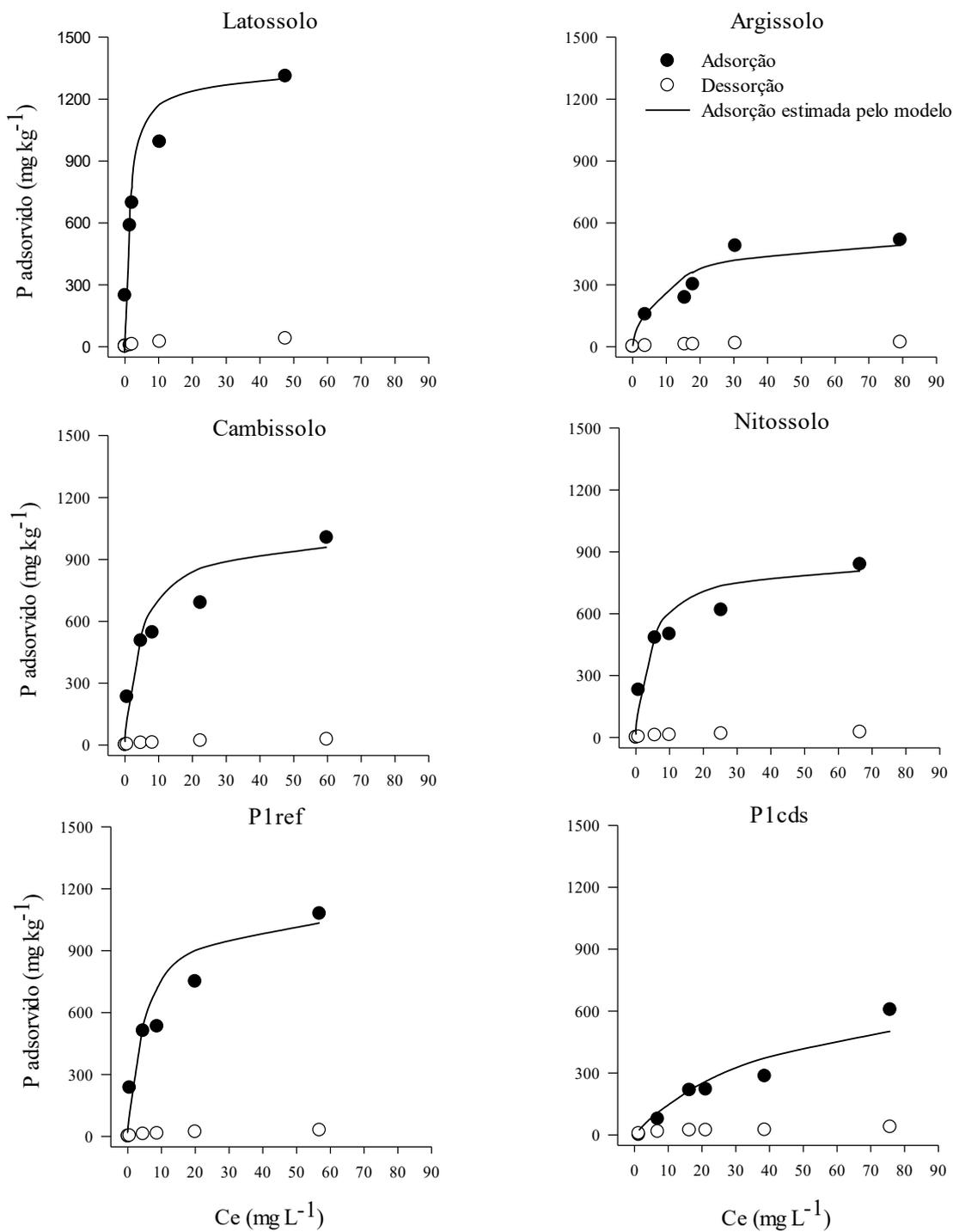


Figura 6 Isotermas de Langmuir de adsorção e dessorção de fósforo (P) para os solos P2ref, P2cds, P4ref, P4cds e P3cds.

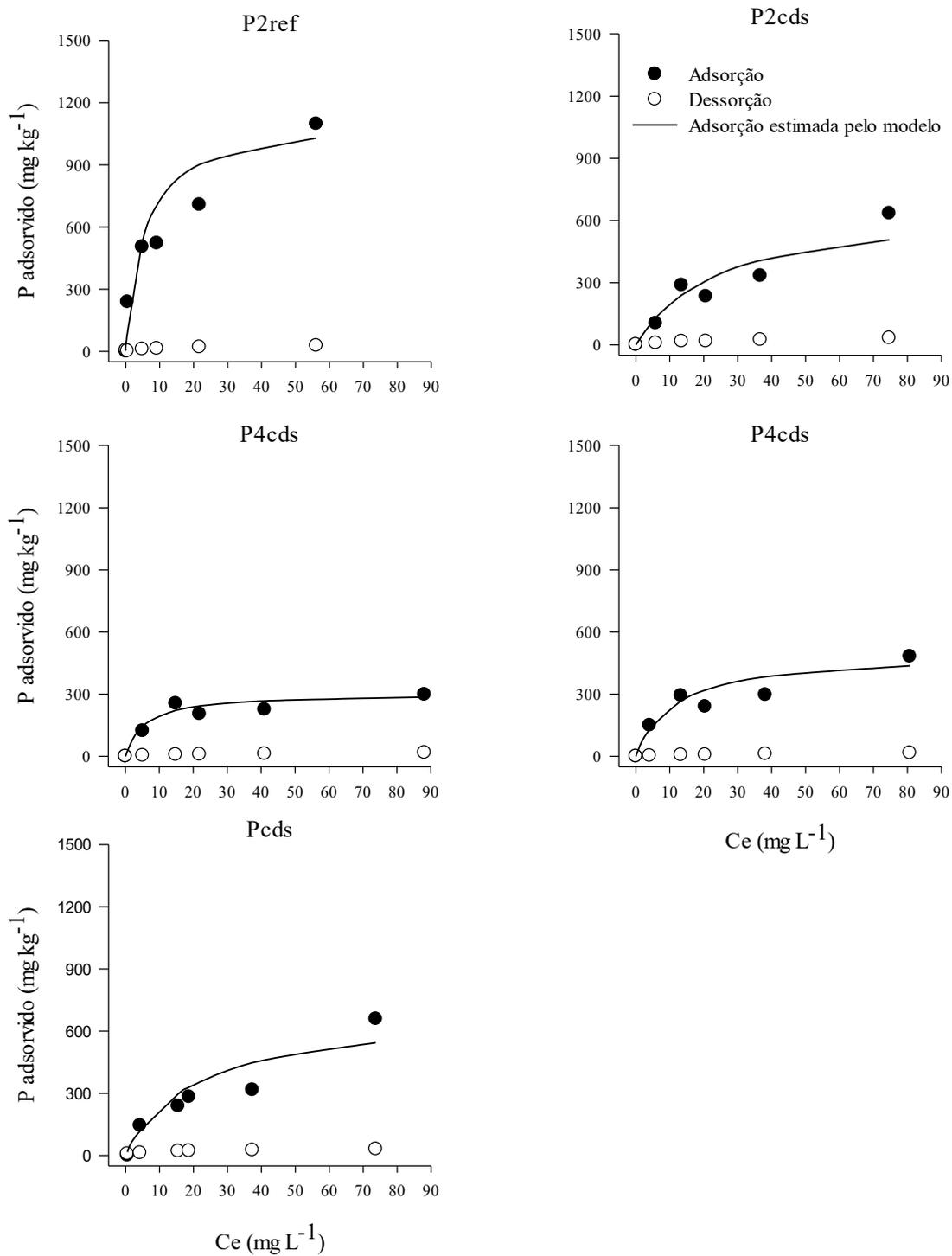


Tabela 5 Parâmetros de ajuste das isotermas de adsorção e dessorção de fósforo, capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) e energia de ligação (k) para os solos de diferentes classes, de propriedade e de áreas de referência.

Solo	Equação de Langmuir	R ²	CMAP (mg kg ⁻¹)	k (mg cm ⁻³)
Latossolo	$\frac{x}{m} = \frac{1339 \times Ce \times 0,698}{1 + 0,698 \times Ce}$	0,949	1339	0,698
Cambissolo	$\frac{x}{m} = \frac{1032 \times Ce \times 0,220}{1 + 0,220 \times Ce}$	0,934	1032	0,220
Nitossolo	$\frac{x}{m} = \frac{858 \times Ce \times 0,239}{1 + 0,239 \times Ce}$	0,942	858	0,239
Argissolo	$\frac{x}{m} = \frac{551 \times Ce \times 0,105}{1 + 0,105 \times Ce}$	0,905	551	0,105
P1cds	$\frac{x}{m} = \frac{786 \times Ce \times 0,023}{1 + 0,023 \times Ce}$	0,924	786	0,023
P1ref	$\frac{x}{m} = \frac{1124 \times Ce \times 0,203}{1 + 0,203 \times Ce}$	0,924	1124	0,203
P2cds	$\frac{x}{m} = \frac{667 \times Ce \times 0,042}{1 + 0,042 \times Ce}$	0,878	667	0,042
P2ref	$\frac{x}{m} = \frac{1131 \times Ce \times 0,181}{1 + 0,181 \times Ce}$	0,897	1131	0,181
P3cds	$\frac{x}{m} = \frac{699 \times Ce \times 0,048}{1 + 0,048 \times Ce}$	0,857	699	0,048
P4cds	$\frac{x}{m} = \frac{303 \times Ce \times 0,184}{1 + 0,184 \times Ce}$	0,923	303	0,184
P4ref	$\frac{x}{m} = \frac{435 \times Ce \times 0,081}{1 + 0,081 \times Ce}$	0,803	435	0,081

Fatores como tipo de solo, teor de argila, pH e formas químicas de Al e Fe devem ser considerados quando se observa a capacidade que cada solo possui de reter P. Apesar de a maioria dos solos avaliados apresentarem porcentagem de argila semelhante (próximo a 60%), bem como valores semelhantes de COT, ocorreram diferenças entre a CMAP dos mesmos. Essas variações na capacidade de retenção de fósforo em diferentes solos, podem estar associadas a composição mineralógica da fração argila, e nos caso dos solos de propriedades a aplicação de dejetos por longos períodos (FALCÃO; SILVA, 2004). Esse resultado aponta para a necessidade de uma avaliação mais específica dos componentes minerais e da MO dos solos estudados. Isso permitirá uma melhor elucidção de como a MO está afetando a CMAP.

O efeito da granulometria na adsorção de P está ligado a quantidade e ao tipo de mineral presente, de maneira geral para solos mais intemperizados, que contém óxidos de Fe e Al, a adsorção é maior devido a esses elementos possuírem uma grande área superficial específica (WANG, *et al.*, 2013). Para o pH tem-se que em condições de

acidez são solubilizados os óxidos de Fe e Al, tornando possível as reações com os íons fosfato (H_2PO_4^-) e a formação de compostos insolúveis que não são aproveitados pelas plantas (ALAKEH; BULENG TAMUNGANG; ALONGIFOR, 2022; KENNETH *et al.*, 2017). O material orgânico pode interagir com os componentes minerais do solo e levar à formação de pontes catiônicas, aumentar a área superficial específica através da diminuição da formação de cristais nos minerais, e também alterar cargas superficiais (FINK *et al.*, 2016).

Em relação ao comportamento dos solos no processo das isotermas, é possível notar uma diminuição da porcentagem de P adsorvido (razão entre P adsorvido e P adicionado) a medida em que seguimos do ponto de menor concentração para o de maior concentração. Em média no ponto de isoterma 250 mg kg^{-1} ocorre a adsorção de 72% do P adicionado, enquanto que no ponto equivalente a 2500 mg kg^{-1} de P a adsorção foi de apenas 32% do P adicionado. Esse resultado pode estar relacionado a saturação das superfícies capazes de reter o P, bem como o tempo em que a solução fica em contato com a amostra.

A adsorção do P no solo tem como característica dois estágios principais, o de adsorção rápida que envolve processos químicos, seguido do estágio de adsorção lenta que tem relação com os processos físico-químicos (SPOSITO, 2008). Nas condições de baixas quantidades de P adicionadas, são predominantes os mecanismos de trocas iônicas e trocas de ligantes, que são reações rápidas. Essa adsorção vai diminuindo a velocidade à medida em que os sítios de ligação começam a ficar saturados, e nesse momento começam a predominar os processos relacionados com a adsorção específica como os complexos de esfera interna (YANG, X.; CHEN; YANG, 2019).

A CMAP variou entre 303 para o P4cds e 1339 mg kg^{-1} para o Latossolo (Tabela 5). A energia de ligação (k) variou de 0,02 em P1ref, até $0,697 \text{ L mg}^{-1}$ para o Latossolo. As menores CMAP para o Argissolo e solos P4cds e P4ref se comparados aos demais solos têm relação com a falta de sítios de adsorção de fosfato, isso provavelmente por conta do baixo teor de argila, e uma possível presença de minerais 2:1 que por expressarem carga negativa em superfície tem menor adsorção de fosfato (BERWANGER; CERETTA; SANTOS, 2008) (Tabela 5).

Da mesma forma, os valores de CMAP superiores a 1000 mg kg^{-1} no Latossolo, Cambissolo, P1ref e P2ref têm relação com os teores de argila (Tabela 5). Mesmo sem dispor dos resultados da análise mineralógica dos solos, deve ser levado em conta que para solos argilosos existe uma maior ocorrência de argilominerais 1:1, bem como óxidos

de Fe e Al em sua composição, que são sítios preferenciais de ligação do P devido a sua maior área superficial específica (VALLADARES; PEREIRA; ANJOS, 2003). Os resultados encontrados corroboram os de outros trabalhos em que solos com maiores teores de argila apresentam maior CMAP (VIEIRA *et al.*, 2021; VINHA *et al.*, 2021).

Outro ponto que pode influenciar nos maiores valores de CMAP nos demais solos em comparação ao Argissolo, P4cds e P4ref, são os teores de COT (Tabela 4). A relação entre o material orgânico e os minerais do solo é complexa e dependendo do balanço entre as reações que aumentam e as reações que diminuem a adsorção de P, ter-se-á um efeito nessa característica do solo (PEREIRA *et al.*, 2020). Nos resultados do presente trabalho não é possível fazer uma dissociação de quais efeitos são decorrentes do teor de argila e quais são causados pela MOS, cabe ressaltar que pode ocorrer um efeito conjunto resultado da interação entre o material orgânico e os elementos Fe e Al do solo, que através de processos que envolvem os ácidos húmicos formam novas superfícies para adsorção de P (MARDAMOOTOO; PREEZ; BARNARD, 2021). Yang; Chen; Yang, (2019) relataram que a medida em que se aumentaram as quantidades de MO no solo também aumentou a quantidade de P retido, relacionando esse fato à presença de Fe e Al em conjunto com a MO.

Por outro lado, a presença de material orgânico pode ter efeito contrário e atuar na diminuição da CMAP, tendo em vista que os ácidos orgânicos de baixo peso molecular podem competir com o P para ocupar determinados sítios de ligação (BORTOLUZZI *et al.*, 2015). Em estudo voltado para compreender a relação da MO e a adsorção de P para solos originários de basalto foi observado a diminuição da adsorção de P a medida em que o período de incubação aumentou de 30 para 60 dias (YU *et al.*, 2013).

Na comparação dos solos de propriedades com suas áreas de referência é observada uma diminuição da CMAP nos solos submetidos a adição de dejetos de suínos ao longo do tempo. Esse comportamento pode estar relacionado com a ocupação do compartimento lábil de P nos solos manejados com DLS, que compõem a maior parte dos sítios de ligação da CMAP, e as aplicações ao longo do tempo permitem que as ligações do P nessa fração lábil se estabilizem, o que diminui a capacidade desses solos de reter fósforo (GATIBONI *et al.*, 2021).

Em estudo que avaliou o efeito do revolvimento do solo em conjunto com a aplicação de dejetos de suínos no comportamento da adsorção de P e da CMAP em solo com textura de 24% argila, 24% silte e 52% areia e cultivo com arroz, adições anuais dos dejetos saturaram os sítios de ligação do P, principalmente nas camadas superficiais,

diminuindo a CMAP do solo (PRADHAN *et al.*, 2021). Dessa forma, é possível inferir que em situações de longos períodos de adição de P em solos manejados as suas capacidades de reter P serão limitadas em comparação aos mesmos solos em suas condições naturais.

A energia de ligação (k) é um parâmetro fornecido pela isoterma de Langmuir que pode auxiliar no entendimento de qual o grau de afinidade do solo com o elemento, nesse caso o P (Tabela 5). Teoricamente quanto maior o valor de k mais forte será a adsorção do elemento; além disso a adsorção espontânea ocorrerá mais prontamente à medida que a disponibilidade de P diminui no solo (WANG, L.; LIANG, 2014). Entretanto, essa é uma informação que deve ser utilizada com cuidado, pois a isoterma de Langmuir considera que a energia de adsorção é constante e acaba não levando em conta a heterogeneidade da relação solo-solução (OLIVEIRA, C. M. B. De *et al.*, 2014).

De acordo com os resultados, o Latossolo é o solo que irá reter o P com maior força (Tabela 5). Os menores valores de k foram observados nos solos das P1cds e P2cds, tanto em comparação aos demais solos quanto em comparação com suas áreas de referência, porém esse comportamento não se repetiu para o P4, onde o solo manejado apresentou maior energia de ligação em relação a sua área de referência.

Esses resultados têm relação com alguns dos atributos químicos e físicos de cada solo. Quando se considera o efeito do pH sobre a retenção do P tem-se que em condições de acidez a força de ligação será muito maior quando comparada com situações em que o pH se encontra acima de 7 (SCHMITT; PAGLIARI; DO NASCIMENTO, 2017). Assim levanta-se a hipótese de que à medida que o pH se torna mais ácido, as ligações que o P forma com alguns componentes do solo podem passar de monocamadas para multicamadas, o que aumenta a quantidade de P retido, bem como a proximidade desse elemento com o mineral, elevando então a força dessa ligação. Esse tipo de comportamento também foi observado na revisão de Gérard (2016).

Os teores e o tipo de argila também podem influenciar na energia de ligação do P no solo, de forma que para solos com maiores teores de argila a retenção do P será maior, o que justifica os resultados encontrados no presente trabalho. De maneira geral, para solos altamente intemperizados e que contém maiores quantidades de argila, são predominantes as argilas de tipo 1:1 como as caulinitas, e nesse tipo de condição é esperada uma maior área superficial específica que irá resultar em um aumento na retenção de P (DE OLIVEIRA, J. S. *et al.*, 2020).

6.2. Change point

A partir da relação entre o P extraído em água com o GSP foram estimados os valores de *change point* foram 8,81% do GSP (117,94 mg kg⁻¹ de P) para o Latossolo, 20% do GSP (111,62 mg kg⁻¹ de P) para o Argissolo, 11% do GSP (106,08 mg kg⁻¹ de P) para o Cambissolo e 4,95% do GSP (42,55 mg kg⁻¹ de P) para o Nitossolo (Figura 7). Nos solos de propriedades o *change point* estimado foi de 6,34% do GSP (71,28 mg L⁻¹ de P) para a P1ref; 6,5% do GSP (73,56 mg L⁻¹ de P) para a P2ref; e 32,66% do GSP (139,06 mg L⁻¹ de P) para a P4ref. Para os solos de propriedades com a aplicação de dejetos não houve um bom ajuste para a obtenção do *change point*. O erro padrão da estimativa do *change point* variou de 1,2 a 5,2%. As equações geradas, bem como os valores de R² para o modelo de regressão linear estão inseridas na Tabela 6.

Figura 7 *Change point* do Latossolo, Argissolo, Cambissolo, Nitossolo, calculado com a relação entre GSP (%) e P-água (mg L^{-1}).

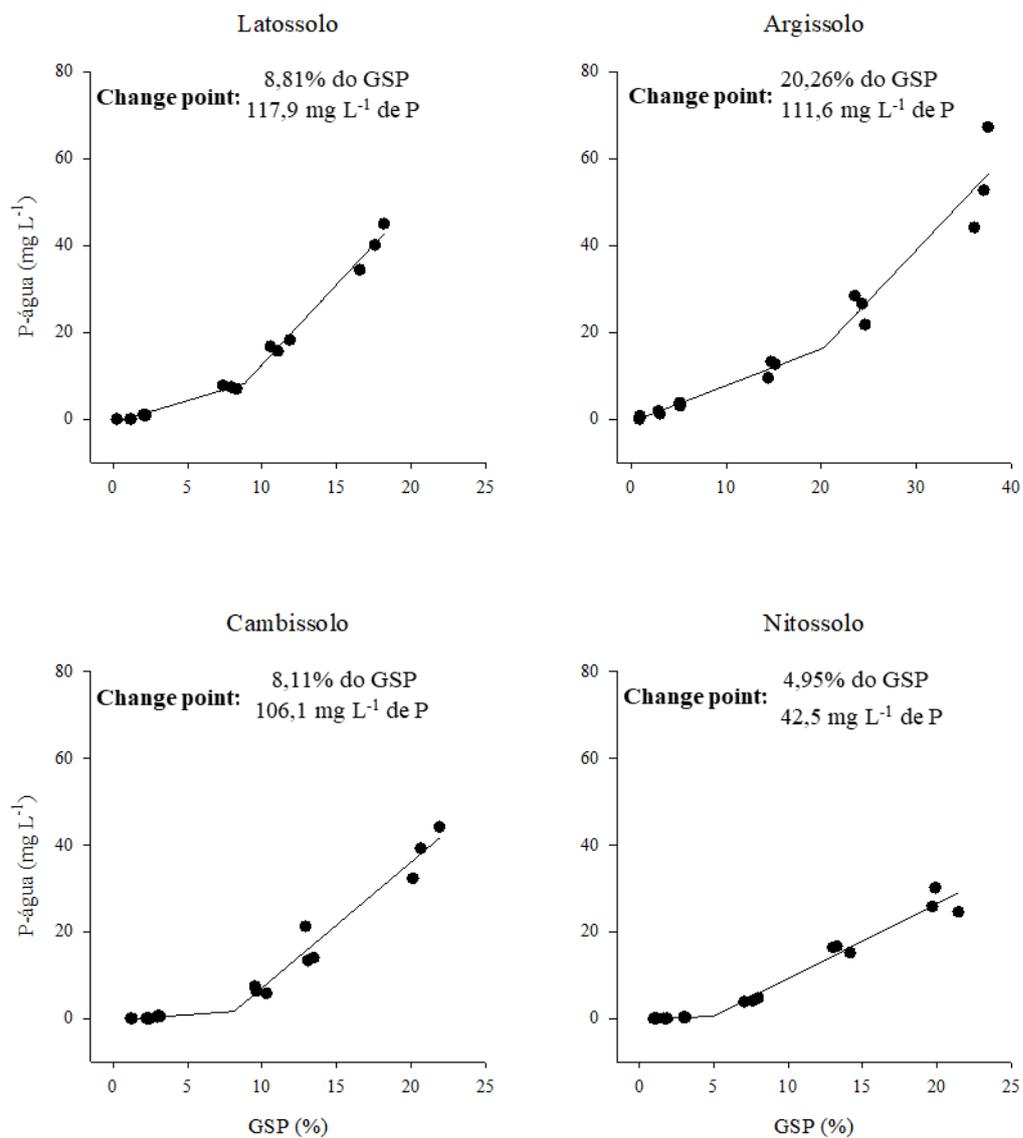


Figura 8 *Change point* dos solos P2ref, P2cds, P4ref, P4cds e P3cds calculado com a relação entre GSP (%) e P-água (mg L^{-1}).

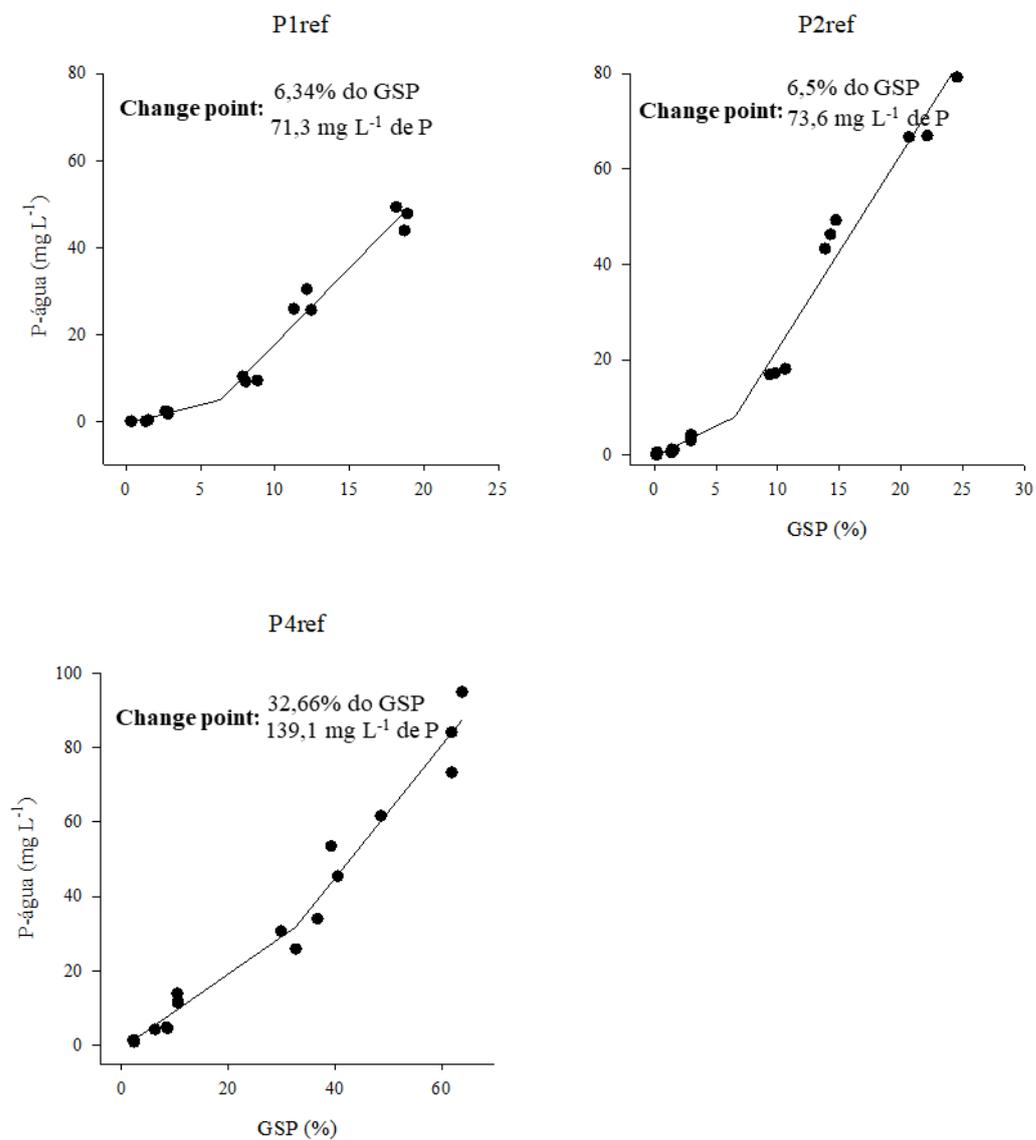


Tabela 6 Equações geradas e valores de R² ajustados em modelo de regressão linear para P água e GSP nos solos de diferentes classes, de propriedade e de áreas de referência.

Solo	Equação ajustada	R ²
Latossolo	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(-0,579 \cdot (8,81 - GSP) + 8,17 \cdot (GSP - 0,23))}{8,81 - 0,23}, 0,23$ $\leq GSP \leq 8,81$	0,99
	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(8,17 \cdot (18,16 - GSP) + 42,63 \cdot (GSP - 8,81))}{18,16 - 8,81}, 8,81$ $\leq GSP \leq 18,16$	
Cambissolo	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(-0,08 \cdot (8,11 - GSP) + 1,62 \cdot (GSP - 1,17))}{8,11 - 1,17}, 1,17$ $\leq GSP \leq 8,11$	0,97
	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(1,62 \cdot (21,89 - GSP) + 41,47 \cdot (GSP - 8,11))}{21,89 - 8,11}, 8,11$ $\leq GSP \leq 21,89$	
Nitossolo	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(-0,049 \cdot (4,95 - GSP) + 0,50 \cdot (GSP - 0,96))}{4,95 - 0,96}, 0,96$ $\leq GSP \leq 4,95$	0,97
	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(0,50 \cdot (21,42 - GSP) + 28,87 \cdot (GSP - 4,95))}{21,42 - 4,95}, 4,95$ $\leq GSP \leq 21,42$	
Argissolo	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(0,05 \cdot (20,26 - GSP) + 16,38 \cdot (GSP - 0,84))}{20,26 - 0,84}, 0,84$ $\leq GSP \leq 20,26$	0,95
	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(16,38 \cdot (37,52 - GSP) + 56,37 \cdot (GSP - 20,26))}{37,52 - 20,26}, 20,26$ $\leq GSP \leq 37,52$	
P1ref	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(-0,29 \cdot (6,34 - GSP) + 4,94 \cdot (GSP - 0,32))}{6,34 - 0,32}, 0,32$ $\leq GSP \leq 6,34$	0,97
	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(4,94 \cdot (18,88 - GSP) + 48,86 \cdot (GSP - 6,34))}{18,88 - 6,34}, 6,34$ $\leq GSP \leq 18,88$	
P2ref	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(-0,02 \cdot (6,5 - GSP) + 8,0 \cdot (GSP - 0,16))}{6,5 - 0,16}, 0,16 \leq GSP$ $\leq 6,5$	0,98
	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(8,0 \cdot (24,53 - GSP) + 81,72 \cdot (GSP - 6,5))}{24,53 - 6,5}, 6,5 \leq GSP$ $\leq 24,53$	
P4ref	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(1,33 \cdot (32,66 - GSP) + 31,82 \cdot (GSP - 2,18))}{32,66 - 2,18}, 2,18$ $\leq GSP \leq 32,66$	0,97
	$P_{\text{água}}(GSP) = \frac{(31,82 \cdot (61,86 - GSP) + 87,27 \cdot (GSP - 32,66))}{61,86 - 32,66}, 32,66$ $\leq GSP \leq 61,86$	

Os resultados de *change point* representam através do seu ponto de inflexão o momento em que os solos terão maiores perdas de P quando em contato com a água. O fato de o *change point* não obter um bom ajuste para os solos de propriedades com aplicação de DS está relacionado aos elevados teores de P que esses solos apresentam, o que não permite a elevação gradual do P no solo a partir de uma concentração inicial mais

baixa. A adição sucessiva de dejetos líquidos de suínos no solo provoca o acúmulo de P principalmente na fração inorgânica lábil, que é uma das frações utilizadas na formação do *change point* (GATIBONI *et al.*, 2008; GUARDINI *et al.*, 2012).

A partir do GSP e do P extraído em água também é possível calcular o limite crítico ambiental de P (LCA-P), que corresponde a 80% do *change point*, representando 94 mg L⁻¹ de P para o Latossolo, 89 mg L⁻¹ de P para o Argissolo, 84,86 mg L⁻¹ de P para o Cambissolo, 34,04 mg L⁻¹ de P para o Nitossolo, 57 mg L⁻¹ de P para a P1ref, 58 mg L⁻¹ de P para a P2ref, e 111 mg L⁻¹ de P para a P4ref.

Em princípio, seria esperado um maior LCA-P para os solos com maiores teores de argila em comparação aos solos arenosos. Entretanto, ao analisar o *change point*, o solo P4ref, que possui a textura franco argilo-arenosa com 21% de argila, apresentou uma maior capacidade de resistir a perda de P para a água se comparado aos outros solos, que apresentam maiores teores de argila estudados. Isso pode estar relacionado ao seu valor original de pH (3,9), que tem influência direta na protonação e solubilização de óxidos, formando cargas positivas passíveis de reter o P (VINHA *et al.*, 2021).

A partir de uma comparação entre o LCA-P das áreas de referência dos solos de propriedades e dos teores de P encontrados nas respectivas áreas com aplicação de DLS é possível constatar que em P1cds e P2cds os teores já estão muito acima do LCA-P (Tabela 7). Isso se confirma com maiores teores de Pt, solúvel e particulado encontrados na água e sedimentos resultantes do escoamento superficial na comparação das áreas manejadas com as respectivas áreas de referência (Tabela 8).

Tabela 7 Comparação entre o limite crítico ambiental de P (LCA-P) e teores de P nos solos manejados com DLS.

Solo	LCA-P (mg L ⁻¹)	P (mg L ⁻¹)
P1cds	57,02	157,32
P1ref	57,02	4,22
P2cds	58,54	158,42
P2ref	58,54	2,17
P4cds	111,24	46,73
P4ref	111,24	6,03

6.3. Comparação de perdas de Pt, Pp, Ps na água e sedimentos

Quando comparadas as concentrações totais e das frações de P encontradas nos sedimentos e na água resultantes do escoamento superficial, observam-se diferenças entre os tipos de solo com concentrações crescentes de P, bem como para os tempos das chuvas

no Pt e na fração Pp (Tabela 8). Para o Ps somente foi encontrado diferença entre os tipos de solo. O Nitossolo teor 3, foi o solo que apresentou maiores quantidades de Pt perdidas em todos os tempos. O Cambissolo, com maior concentração inicial de P, foi o solo com maiores perdas de Pp em todos os tempos. Na fração Ps o Nitossolo de teor 3 foi o que apresentou maiores quantidades perdidas (Tabela 8).

Os solos apresentaram diferenças estatísticas para as perdas de sedimentos entre os tempos das chuvas (Tabela 9). O Argissolo teve a maior quantidade de solo carregada quando comparado aos demais para todos os tempos avaliados, cabe ressaltar que as maiores perdas de sedimentos ficaram concentradas nos primeiros 30 minutos e permaneceram semelhantes para as chuvas em sequência.

Para as perdas de água não foram encontradas diferenças estatísticas entre os tempos das chuvas, somente entre os tipos de solos (Tabela 10). Os solos que apresentaram as maiores médias de água escoada foram o Argissolo, P2cds, P2ref e P4ref, enquanto que o solo com a menor média de água escoada foi o Cambissolo.

Tabela 8 Comparação dos teores de P total (Pt), P particulado (Pp) e P solúvel (Ps) encontrados na água + sedimentos resultantes do escoamento superficial, para solos de diferentes classes, de propriedade e de áreas de referência.

Solo	Teor de P (mg L ⁻¹)	Ps (mg L ⁻¹) ¹			Pp (mg L ⁻¹) ¹			Pt (mg L ⁻¹) ¹		
			30 min	60 min	90 min	30 min	60 min	90 min		
Latossolo	3,36	0,16 A	2,00 Ab	2,00 Bb	0,68 Aa	2,17 Bb	2,12 Cb	0,86 Aa		
	35,75	0,12 A	1,12 Aa	1,21 Aa	1,59 Ba	1,26 Aa	1,32 Ba	1,72 Ba		
	155,70	2,56 D	3,18 Ba	2,49 Ba	2,66 Ca	5,45 Da	3,80 Ea	5,41 Da		
Cambissolo	29,3	0,00 A	0,92 Aa	1,15 Aa	1,66 Ba	0,92 Aa	1,15 Ba	1,66 Ba		
	71,04	0,62 B	1,38 Aa	1,90 Ba	1,95 Ba	1,80 Ba	2,60 Ca	2,71 Ca		
	386,49	5,78 E	4,61 Ca	6,35 Da	8,86 Db	10,5 Ea	12,1 Fa	14,5 Eb		
Nitossolo	8,71	0,03 A	1,13 Aa	0,95 Aa	0,76 Aa	1,13 Aa	0,95 Ba	0,88 Aa		
	59,53	1,07 C	1,31 Aa	1,22 Aa	1,35 Ba	2,06 Ba	2,37 Ca	2,67 Ca		
	236,02	15,83 F	5,92 Cb	2,76 Ba	3,39 Ca	20,6 Fb	18,0 Ga	21,0 Fb		
Argissolo	14,31	0,01 A	1,75 Aa	2,10 Ba	1,42 Ba	1,77 Ba	2,12 Ca	1,43 Ba		
	42,88	0,04 A	3,54 Bb	1,94 Ba	1,90 Ba	3,56 Cb	2,10 Ca	1,94 Ba		
	130,19	0,23 A	5,29 Cb	1,92 Ba	3,67 Cb	5,54 Dc	2,10 Ca	3,91 Cb		
P1cds	157,32	0,51 B	3,52 Ba	3,19 Ca	2,87 Ca	4,06 Ca	3,73 Da	3,33 Ca		
P1ref.	4,22	0,00 A	0,48 Aa	0,53 Aa	1,35 Ba	0,48 Aa	0,53 Aa	1,35 Bb		
P2cds	158,42	0,43 B	3,73 Ba	3,36 Ca	3,30 Ca	4,20 Ca	3,80 Da	3,65 Ca		
P2ref.	2,17	0,00 A	1,08 Aa	0,93 Aa	1,05 Aa	1,08 Aa	0,94 Ba	1,06 Aa		
P3cds	155,42	0,24 A	2,37 Aa	1,62 Ba	1,78 Ba	2,60 Ba	1,87 Ca	2,03 Ba		
P4cds	46,73	0,02 A	1,21 Aa	0,96 Aa	1,59 Ba	1,23 Aa	0,97 Ba	1,61 Ba		
P4ref.	6,03	0,00 A	0,46 Aa	0,24 Aa	0,35 Aa	0,46 Aa	0,24 Aa	0,35 Aa		
CV (%)		9,1		13,0			8,6			

¹transformado por $\sqrt{(x+1)}$. Letras maiúsculas representam a comparação entre os tipos de solo, minúsculas representam a comparação entre os tempos para um mesmo solo para o teste de Scott-Knott ($p < 0,05$).

Tabela 9 Teores perdidos de sedimentos para os solos de diferentes classes, de propriedade e de áreas de referência.

Solo	Perda de sedimentos (g m ⁻²)		
	30 min	60 min	90 min
Latossolo	24,52 Ba	19,48 Aa	18,52 Aa
Cambissolo	16,96 Aa	15,52 Aa	15,04 Aa
Nitossolo	22,52 Ba	15,48 Ab	12,88 Ab
Argissolo	55,16 Ca	39,4 Bb	38,76 Bb
P1cds	15,4 Aa	20,24 Aa	19 Aa
P1ref.	11,04 Aa	10,56 Aa	19,24 Ab
P2cds	22,96 Ba	22,72 Aa	22,76 Aa
P2ref.	18,96 Ba	19,76 Aa	22,64 Aa
P3cds	13,24 Aa	12,92 Aa	10,8 Aa
P4cds	15,36 Aa	18,2 Aa	18,6 Aa
P4ref.	19,2 Ba	19,28 Aa	18,52 Aa
CV (%)	24.79		

Letras maiúsculas iguais entre as linhas e minúsculas entre as colunas não diferem entre si para Scott-Knott ($p < 0,05$).

Tabela 10 Teores perdidos de água para os solos de diferentes classes, de propriedade e de áreas de referência.

Solo	mm ³
Latossolo	19,8 C
Cambissolo	14,92 A
Nitossolo	18,56 B
Argissolo	23,56 D
P1cds	20,24 C
P1ref.	17,84 B
P2cds	21,8 D
P2ref.	22,48 D
P3cds	19,76 C
P4cds	20,92 C
P4ref.	22,68 D
CV (%)	11,66

Letras iguais não diferem entre si para Scott-Knott ($p < 0,05$).

De maneira geral, para os solos que receberam adição de adubos fosfatados maiores quantidades de Pt e Pp foram carregadas nos primeiros 30 minutos de escoamento e diminuíram a partir dos 60 minutos de chuva; porém esse comportamento não se repetiu para os solos de propriedades. Também cabe ressaltar que todos os solos de propriedades das áreas manejadas com DLS perderam quantidades estatisticamente superiores de Pt, Pp e Ps em comparação aos solos de áreas de referência, com exceção da Propriedade 4.

As quantidades e a biodisponibilidade de P transferidas aos ambientes aquáticos estão ligadas às características do solo e aos mecanismos de transporte (ALVAREZ, J.

W. R. *et al.*, 2017). Diante disso, as maiores perdas de Pt e Ps no Nitossolo podem ter relação com a adição de adubos fosfatados para a incubação e o seu *change point*. Em estudo que avaliou o efeito de diferentes doses de superfosfato simples nas formas de P em Latossolo vermelho-amarelo cultivado com *Brachiaria brizantha*, foram encontrados aumentos nos teores extraídos de P orgânico, P inorgânico, nas frações de P lábil, moderadamente lábil e não-lábil (SELHORST *et al.*, 2022).

O *change point* do Nitossolo corresponde proporcionalmente à menor porcentagem de GSP se comparado aos demais solos, o que justifica as maiores quantidades de Pt e Ps escoadas (Figura 7). Esse comportamento é condizente com o que é esperado em solos que estão com seus níveis de P acima do seu *change point* ou outros limites críticos como o LCA-P, pois nesse tipo de situação as quantidades de P facilmente dessorvíveis têm o seu potencial de liberação aumentado (PAUTLER; SIMS, 2000). No estudo de Messiga; Lam; Li, (2021) foram avaliadas as relações entre GSP e P água com as perdas de P em 31 solos siltosos cultivados ou com milho ou com *blueberry*. Os autores relataram uma correlação de 0,92 entre o GSP e o P água, além de constatarem maiores quantidades de P solúvel perdidas quando os solos ultrapassavam o teor 3,7 mg kg⁻¹ de P.

Para solos com granulometria com predominância da fração areia (70%) e adubados com diferentes doses de resíduos orgânicos líquidos, foram encontrados resultados semelhantes aos do presente estudo para as perdas de Pt (JALALI, Mahdi; JALALI, 2020), em que verificou-se aumento nas quantidades de Pt previstas para serem perdidas em condições que os solos ultrapassavam o seu *change point*.

As maiores quantidades de Pp perdidas no escoamento superficial para o Cambissolo em comparação aos demais solos podem ser devido a heterogeneidade dos componentes granulométricos e químicos. Uma das hipóteses para este resultado é a menor proporção de areia e, conseqüentemente, maior quantidade de silte reativa. Esse resultado está em desacordo com aqueles de outro estudo em que solos formados por maiores quantidades de partículas com tamanho argila têm maiores perdas de Pp (JIANG *et al.*, 2021).

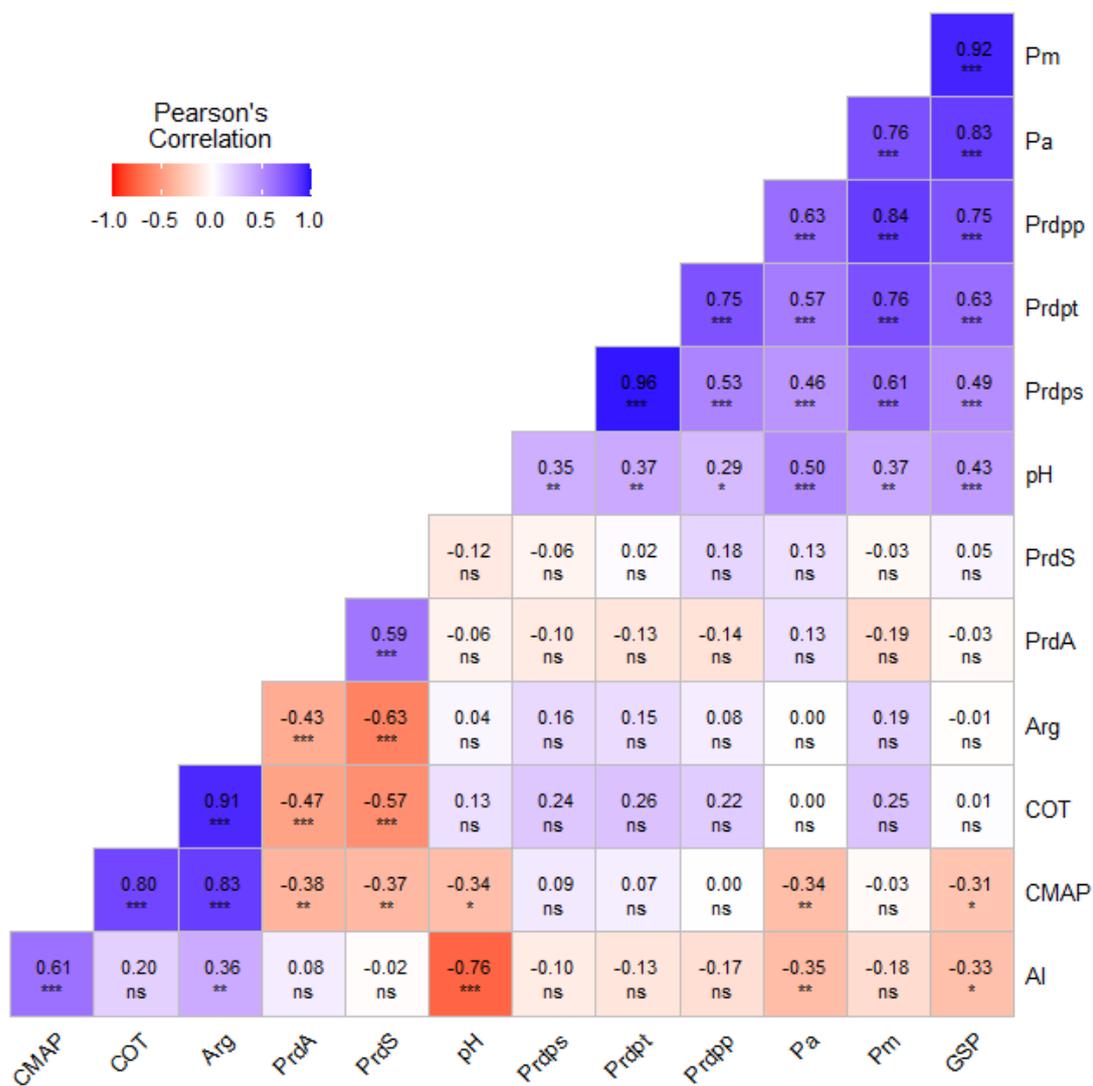
Quanto as perdas de água e sedimentos, as maiores quantidades carregadas no Argissolo, quando em comparação aos demais solos, pode ser associada ao maior tamanho de partículas em conjunto com maior quantidade de água escoada (Tabela 8 e 9). Isso pode estar relacionado a uma menor taxa de infiltração da água que resulta no acúmulo em superfície e acaba por facilitar o carreamento das partículas minerais (MARTINS FILHO *et al.*, 2009). Apesar de as argilas tenderem a ser carregadas com mais

facilidade quando comparadas as partículas de areia, o feito de impacto de gota, a intensidade e a quantidade de água escoados podem acabar por movimentar partículas com tamanho de 0,2cm, o que acaba por resultar em maiores perdas de sedimentos para solos de textura arenosa (SUN *et al.*, 2021).

6.4. Correlação entre os atributos do solo

Como principais resultados podem ser destacas as correlações positivas da CMAP com os teores de argila e COT ($p < 0,001$). Além disso, foi encontrada correlação negativa entre a CMAP e o pH do solo ($p < 0,05$) (Figura 9).

Figura 9 Correlação de Pearson entre os atributos do solo e a perda de P total, particulado e solúvel, onde Pm (P-mehlich1); Pa (P extraído em água); Prdps (perda de P solúvel); Prdpp (perda de P particulado), Prdpt (perda de P total); PrdS (perda de sedimentos); PrdA (perda de água); Arg (teor de argila); COT (carbono orgânico total) e CMAP (capacidade máxima de absorção de fósforo).



ns $p \geq 0.05$; * $p < 0.05$; ** $p < 0.01$; and *** $p < 0.001$

Quanto a correlação positiva entre CMAP e a argila, pode ocorrer que em condições de solos intemperizados e com maior acidez os óxidos de ferro e de alumínio apresentem-se preferencialmente com cargas positivas, sendo assim capazes de reter em sua superfície vários tipos de ânions, com predomínio de íons fosfatos, o que por sua vez aumenta a CMAP (TEIXEIRA; RIBEIRO; RODRIGUES, 2008). Em trabalho de Zhou; Li (2001) foi observado um comportamento semelhante, em que as argilas não carbonatadas (como óxidos de Fe, óxidos de Al e argilas de Si) foram os principais meios de sorção de P. Existem resultados que mostram correlação positiva entre a CMAP e a fração areia grossa do solo, mas essa é sempre menor do que a correlação com os teores de argila (FONTANA; PEREIRA; JESUS, 2021).

De maneira geral, solos com maior concentração de areia possuem menor quantidade de sítios de ligação para o P, devido à sua menor área superficial específica e presença de cargas positivas. Somando esse fato com a menor capacidade de retenção de água que solos arenosos apresentam, a tendência é que ocorra uma liberação de maiores proporções de P quando comparados a solos argilosos (ZHANG *et al.*, 2002; DJODJIC; BORLING; BERGSTRO, 2004).

A correlação positiva entre CMAP e COT é um indício de que pode existir participação desse atributo no processo de sorção de P. Uma das possíveis explicações é a de que o material proporcionará um maior número de sítios de ligação para o P no solo (FONTANA; PEREIRA; JESUS, 2021). Entretanto, como foi destacado no tópico 6.1, essa relação pode variar de acordo com o balanço entre ações que aumentam e ações que diminuem a adsorção de P, além de existir um efeito proveniente das argilas que podem mascarar a ação do COT na CMAP (MARDAMOOTOO; PREEZ; BARNARD, 2021; YANG, X.; CHEN; YANG, 2019).

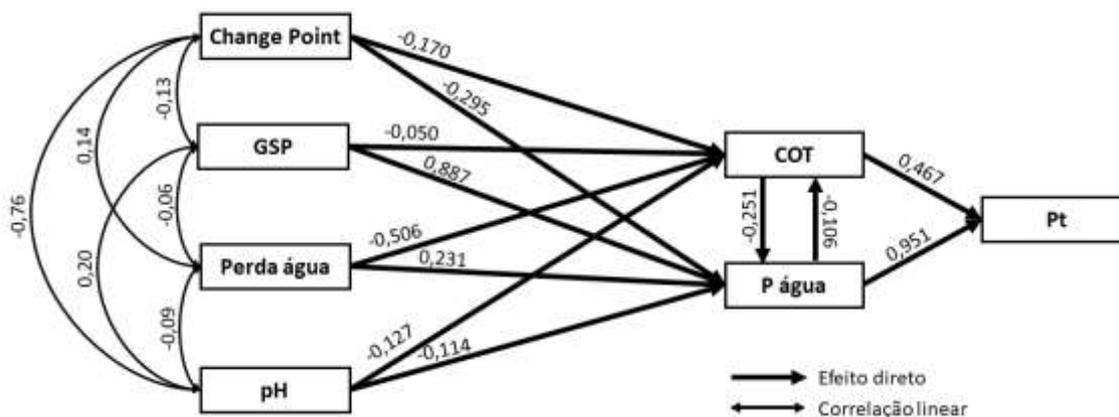
Os efeitos do pH na CMAP estão relacionados ao potencial elétrico que as superfícies dos componentes de cargas dependentes irão expressar no solo. O aumento do pH pode diminuir o potencial elétrico das superfícies, o que aumenta a repulsão eletrostática entre a superfície carregada e o P inorgânico e, assim, diminui a sorção de P (NOBILE *et al.*, 2020).

6.5.Efeitos dos atributos do solo nas perdas de Pt

Através da análise de trilha foram encontrados quais preditores têm maior efeito sobre as perdas de Pt, (Figura 10). Os atributos que apresentaram maior efeito direto sobre o Pt para os solos estudados foram o P água (0,951) e o COT (0,467). Ambas as variáveis

têm estimativa de maior efeito direto do que o resíduo, mas foi o P água que apresentou maior influência. Dessa forma, é possível afirmar que essa variável é a principal determinante na variação do Pt carreado.

Figura 10 Diagrama sequencial de caminhos ilustrando a relação entre preditores de primeira e segunda ordem que contribuem com a perda de Pt.



A extração de P do solo com água é amplamente utilizada e tem forte relação com o P perdido via escoamento superficial, pois retira as formas mais disponíveis desse elemento. A aplicação de fertilizantes fosfatado no solo tem efeito sobre as quantidades de P água encontradas e pode até dobrar os teores obtidos nesse tipo de extração (BAYAD *et al.*, 2022). Através de medidas das quantidades totais e orgânicas do P dissolvidas na água foram encontrados aumentos de ambos os teores nos solos agricultáveis, em comparação às áreas de referência.

Além disso, a medida em que o solo fica mais tempo em contato com a água, as quantidades de P liberadas para a solução aumentam (PAAUW, 1971). Esses longos períodos de contato da água com o solo, o que pode acontecer em eventos de chuvas muito fortes, reforça a ideia de que o P água pode auxiliar na estimativa de risco de perda de P em um determinado local.

Existem evidências que mostram que o P extraído em água também tem relação com as quantidades totais obtidas através de digestão ácida, o que é um bom indicativo de que o P água pode corresponder às perdas totais desse elemento no escoamento superficial (PIETRZAK *et al.*, 2020). Em estudo que avaliou os teores de P perdido após eventos de chuvas simuladas em amostras de solos submetidos a aplicação de DS e sob manejo convencional, revolvimento mínimo e sem revolvimento, encontrou-se alta correlação entre o P extraído em água e as perdas de P total (CHEN, X. *et al.*, 2022).

O mesmo estudo destacou que quando as quantidades de P no solo excederam 25% do GSP as perdas do elemento foram maiores no escoamento superficial, porém, devido à alta correlação entre GSP e P extraído em água, os autores sugerem que valores menores do que 25% do GSP já representam altos riscos de perda de P. Esses resultados vão de acordo com os obtidos para os solos avaliados, onde as perdas de P para a água da chuva se intensificam em valores a partir de 4,95% do GSP (Figura 7 e Figura 8).

Por meio da avaliação da capacidade preditiva das extrações de P do solo Mehlich-3, Bray-Kurtz P1, Olsen, papel impregnado de Fe_2O_3 , água destilada e oxalato de amônio sobre os teores perdidos de P reativo dissolvido e do P biodisponível no material resultante do escoamento superficial em solo de textura 23% areia, 69% silte, e 8% de argila, (POTE *et al.*, 1996). Os autores encontraram uma maior correlação entre o P extraído com água destilada e as formas de P no escoamento superficial, além de que as perdas de P têm relação com o GSP do solo.

No trabalho de Ashekuzzaman *et al.* (2020) também são mostrados resultados que reforçam que o uso do P água é um bom preditor da perda de P. Os autores avaliaram as perdas de nutrientes em água em solos arenosos por meio do uso de agitador de hélice e beakers de 1 L para amostras de solo, e encontraram um aumento no potencial de perda de P dissolvido quando existia um aumento nas quantidades extraídas de P água.

É importante destacar que as características físico-químicas do solo podem afetar a disponibilidade do P água, como o pH. Com o objetivo de avaliar o comportamento de quatro solos com teores de argila de 22, 23, 39 e 22%, e com diferentes valores de pH, 4,1, 4,8, 5,5 e 5,8, respectivamente, em relação às quantidades extraídas de P com água, foi encontrado diminuição das quantidades do elemento à medida que o pH se tornava menos ácido (NYAMAIZI *et al.*, 2022). Esse efeito foi atribuído aos maiores teores de hidróxidos de Al presentes nesse tipo de condição, o que permite uma maior disponibilidade de sítios de ligação para o P e uma redução das quantidades extraídas desse elemento em água. Isso vai de acordo com os resultados obtidos nos testes de correlação que serão apresentados mais adiante, mostrando que CMAP e pH têm uma relação inversa.

Em relação às frações do P perdidas no escoamento superficial, a maior parte do Pt foi composta pelo Pp, porém é possível notar que a medida em que as concentrações de P aumentam, a proporção de Ps em relação ao Pt também aumenta (Figura 11). Isso reforça o fato de que o P água pode ser um bom parâmetro para indicar o potencial que um determinado solo tem de perda de Pt quando em condições de teores elevados de P.

Em outro estudo que avaliou os efeitos do escoamento superficial e da deposição de resíduos de esgoto nos teores de P ao longo de diferentes pontos do reservatório Fushi na China, foram encontradas proporções de 62 a 91% de Ps compondo o Pt, enquanto o Pp apresentou valores que variaram de 9 a 38%. Essas variações foram atribuídas à ação humana ligada a agricultura e a intensidade das chuvas nos locais de coleta (WANG, R. *et al.*, 2023).

Figura 11 Proporção dos teores de Ps e Pp em relação ao teor de Pt perdido pelos solos, Latossolo, Cambissolo, Nitossolo e Argissolo.

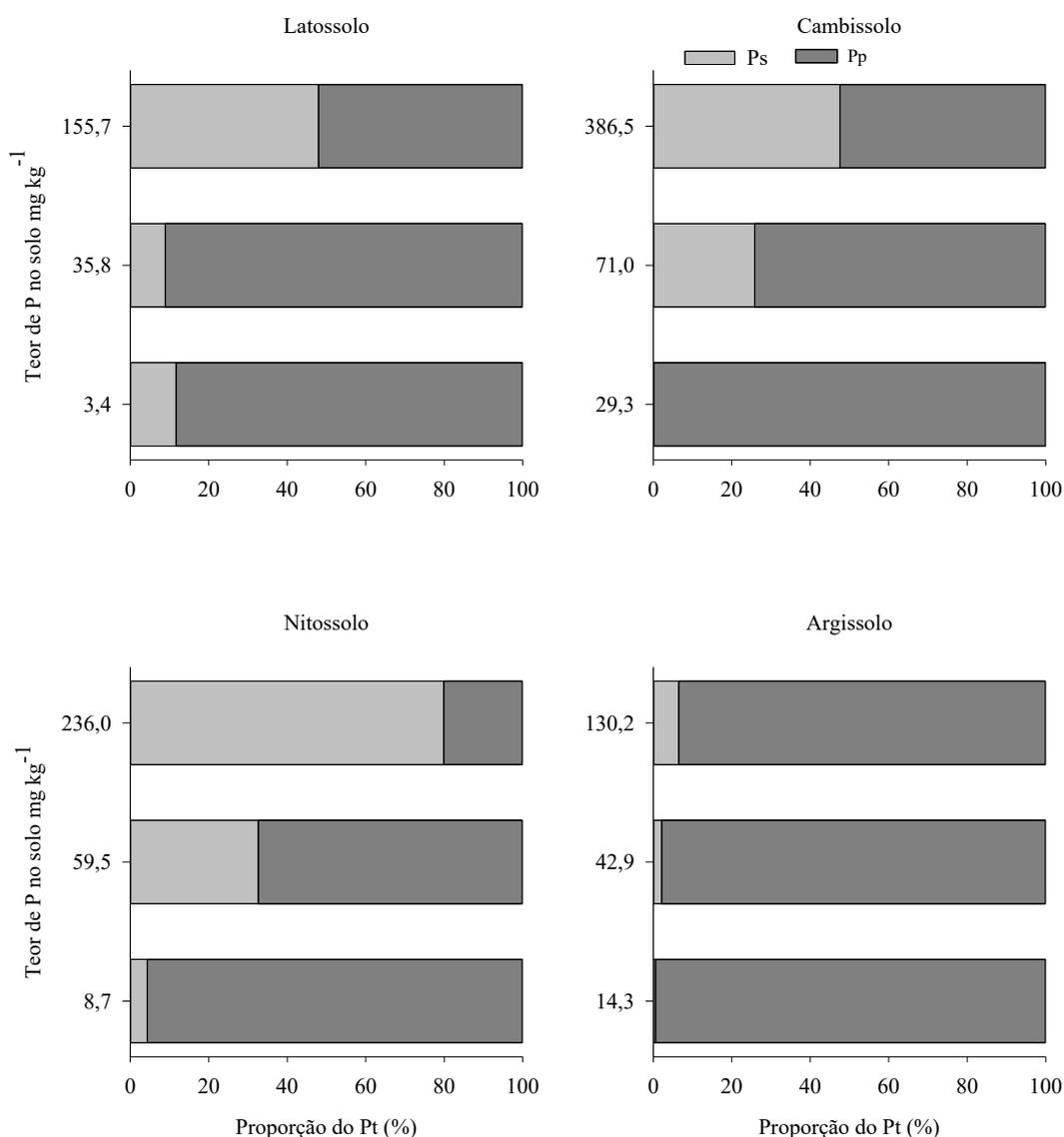
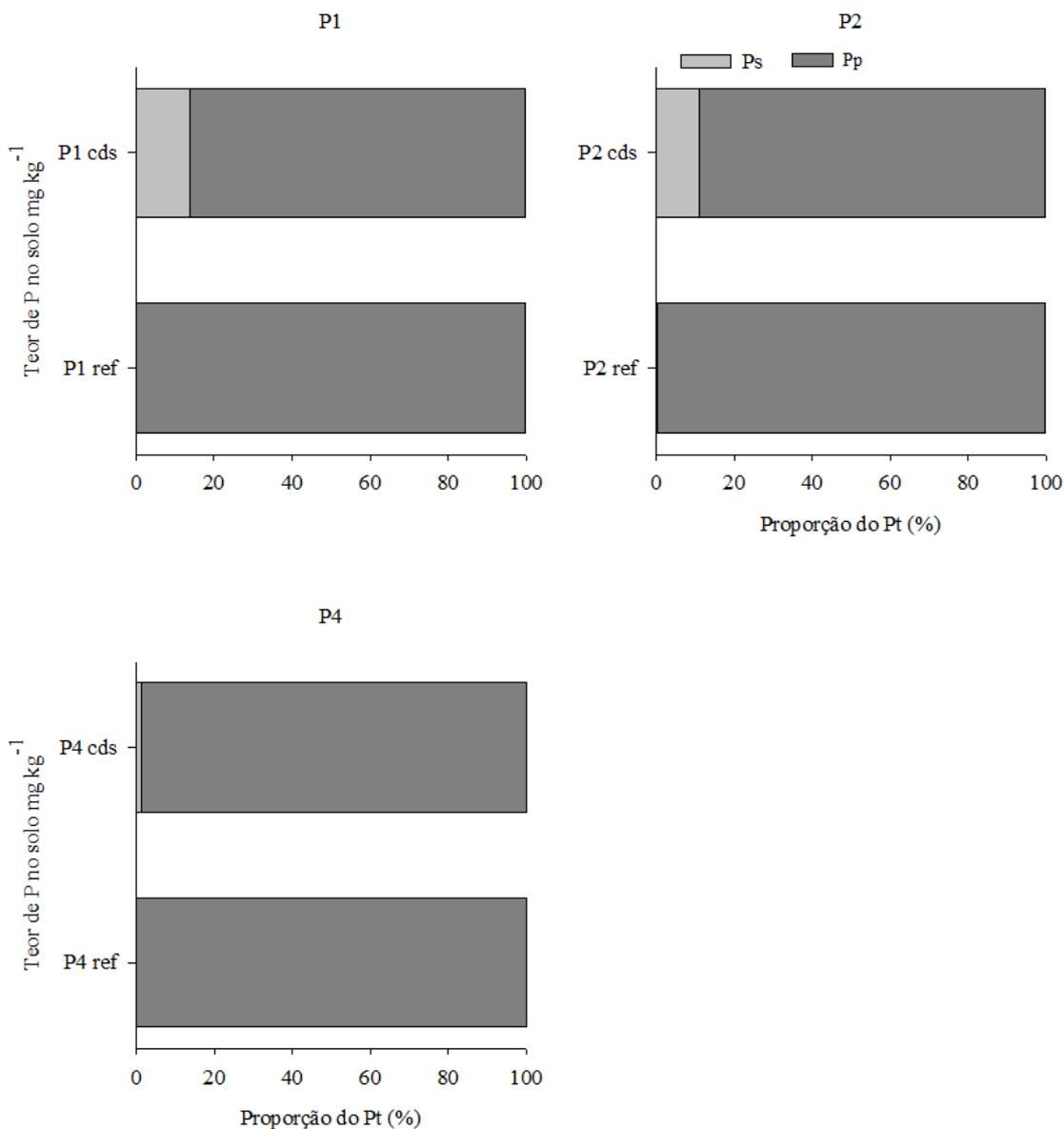


Figura 12 Proporção dos teores de Ps e Pp em relação ao teor de Pt perdido pelos solos das propriedades P1cds, P1ref, P2cds, P2ref, P4cds e P4ref.



Os resultados obtidos na análise de trilha indicam que existe efeito dos teores de COT do solo na dinâmica do Pt via escoamento superficial, efeitos esses que podem ter relação com as características químicas do COT bem como o manejo do solo (Figura 10). O COT tem a capacidade de complexar metais como óxidos de Fe e Al, o que pode ocasionar em maior quantidade de P livre em solução (LEYTEM *et al.*, 2005).

As partículas orgânicas também tendem a estar associadas aos sedimentos de menor tamanho que são carregados no escoamento superficial, o que pode afetar a perda da fração do P particulado. Essa associação ocorre devido à alta área superficial específica

que resulta em um recobrimento orgânico sobre as camadas minerais, bem como a formação de microagregados (O'ROURKE *et al.*, 2015). Esse resultado é reforçado pela correlação de 0,89 encontrada entre COT e argila (Figura 9). Os teores de C orgânico do solo apresentaram correlação de 0,97 com os teores de Pt e Pp perdidos no escoamento superficial em solos com textura 28% areia, 57% silte, e 15% argila e com diferentes níveis de cobertura morta (AVALOS *et al.*, 2009).

Porém, como já foi discutido no tópico 6.1, os efeitos do material orgânico na retenção e perda do P podem ser contrastantes. É possível que os componentes do COT como os ácidos húmicos e fúlvicos afetem as propriedades das cargas na superfície das partículas do solo. Por exemplo, os ácidos húmicos por meio de competição por sítios podem acabar ocupando o lugar do P na ligação com óxidos, o que irá diminuir significativamente a adsorção de P e, conseqüentemente, aumentar as perdas via escoamento superficial da fração solúvel (CHEN, M. *et al.*, 2022).

Uma das razões para o COT não expressar um maior efeito direto nas perdas de Pt pode estar relacionado ao fato de que, de maneira geral, o P está mais associado aos sedimentos minerais. No trabalho de Shi; Schulin, (2018) em que foram avaliadas as perdas de C, N, P, Cu e Zn para solos siltosos com e sem cobertura de gramínea e palhada de trigo em um experimento de chuva simulada, os autores encontraram correlação de -0,70 entre o tamanho de partícula e a perda de P, enquanto o C teve maior relação com as perdas de N, Cu e Zn.

Como citado anteriormente, manejos como a adição de dejetos também interferem nos teores de COT. A comparação de diferentes condições de manejo como sistema agrosilvipastoril, silvipastoril, manejo convencional, manejo convencional com fogo e mata nativa demonstrou menor redistribuição do P no ambiente pelos processos de erosão nos sistemas agroflorestais, resultado que foi atribuído aos maiores teores de COT adicionados nesse tipo de manejo (NOGUEIRA *et al.*, 2008).

Como principal resultado dos preditores de segunda ordem para a trilha do Pt foi encontrado o efeito direto do GSP sobre o P água (0,887). Com base nesse resultado, é possível interpretar que a medida em que se aumentam as quantidades de P contidas no solo, também aumentam as quantidades de P facilmente extraível, que corresponde ao P água. Outros trabalhos também encontraram influência do GSP sobre o P água (BLOMBÄCK *et al.*, 2021; PRADHAN *et al.*, 2021). Ambos os fatores também podem auxiliar na previsibilidade de perdas de P no escoamento, ficando isso mais evidente

quando se considera o *change point* em que a porcentagem de P água aumenta consideravelmente em relação ao GSP (Figura 7 e 8).

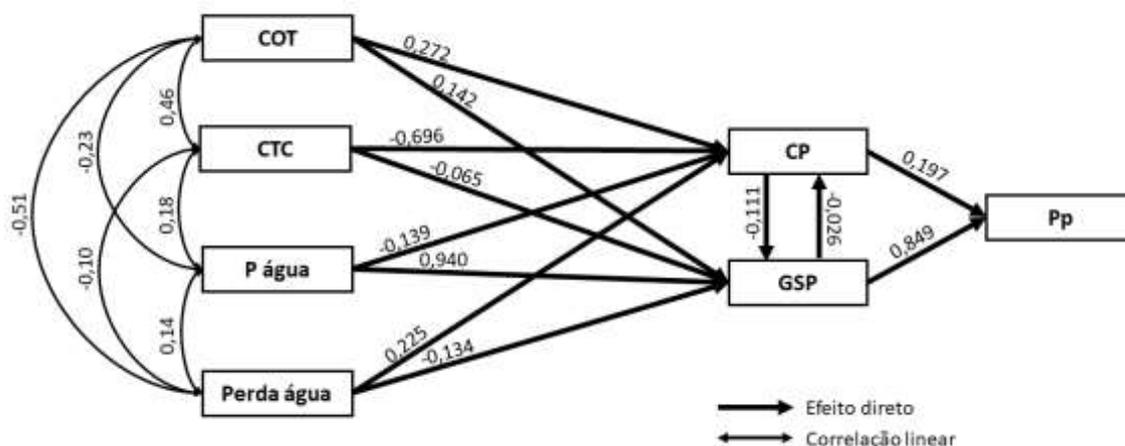
Avaliando a relação entre as extrações de P do solo por meio de Olsen, Melich-3, Bray 1, P água e FeO-P, em conjunto com o GSP, para 391 amostras contendo seis tipos de solos situados em Ontário (EUA), foi observada uma maior correlação entre o GSP determinado pelas extrações de Olsen e Melich-3 e as perdas de P água. Os autores relataram essa como uma forma confiável de indicar solos passíveis de perdas excessivas de P (WANG, Y. T. *et al.*, 2015).

Apesar da boa aderência do *change point* às perdas de P, estudos mostram que existe uma melhor estimativa quando se utiliza um índice-P, pois isso decorre do fato que esse tipo de índice combina os riscos de escoamento de P com outros fatores importantes como paisagem, geologia, manejo do solo, taxas e quantidades aplicadas de dejetos (HAYES *et al.*, 2023; SHARPLEY *et al.*, 2020).

6.6. Efeitos dos atributos do solo nas perdas de Pp

Os preditores que apresentaram maior efeito nas perdas de Pp foram o *change point* e o GSP. Entretanto, o GSP possui maior força de influência (0,849) (Figura 13). Esse resultado pode estar ligado ao fato de que o GSP é uma medida que leva em consideração as quantidades adsorvidas de P nas partículas de tamanho argila do solo, que são os principais componentes da fração Pp no escoamento superficial.

Figura 13 Diagrama sequencial de caminhos, ilustrando a relação entre preditores de primeira e segunda ordem que contribuem com a perda de Pp.



A erosão do solo é um processo seletivo em relação ao tamanho das partículas, resultando em maior mobilização e transporte de partículas de argila em um primeiro momento. Devido à sua maior área superficial específica, o potencial de sorção de P é maior nas argilas em comparação com partículas mais grossas de solo (silte e areia) (SANDSTRÖM *et al.*, 2020). Isso vai de acordo com os resultados encontrados no experimento de chuva simulada em que as maiores quantidades de P foram perdidas nos primeiros 30 minutos de chuva na forma de Pp para todos os solos avaliados (Tabela 8).

Em estudo que avaliou as perdas de Pt, Pp e Ps com intensidades de chuvas simuladas de 45, 60, 75, 90, 105 e 120 mm/h, em conjunto com diferentes declividades de 5°, 10°, 15°, 20°, e 25° em amostras de Cambissolo, encontraram-se maiores perdas de P com o aumento das intensidades de chuvas, bem como uma maior porcentagem de Pp nas perdas totais em todas as combinações de declividade e intensidade de chuva. Esse resultado foi atribuído às granulometrias de menor tamanho que contribuíram mais nas perdas de P via escoamento superficial (WU; YEN; MA, 2021).

Em outra pesquisa com chuvas simuladas foi encontrada uma correlação linear entre as quantidades de Pp do escoamento superficial e do GSP em 50 amostras de solo com teores de argila que variavam de 31 a 62%, (UUSITALO; AURA, 2005). O resultado foi relacionado à maior quantidade de sítios de adsorção nas argilas em conjunto com maiores perdas de partículas dessa classe no escoamento superficial.

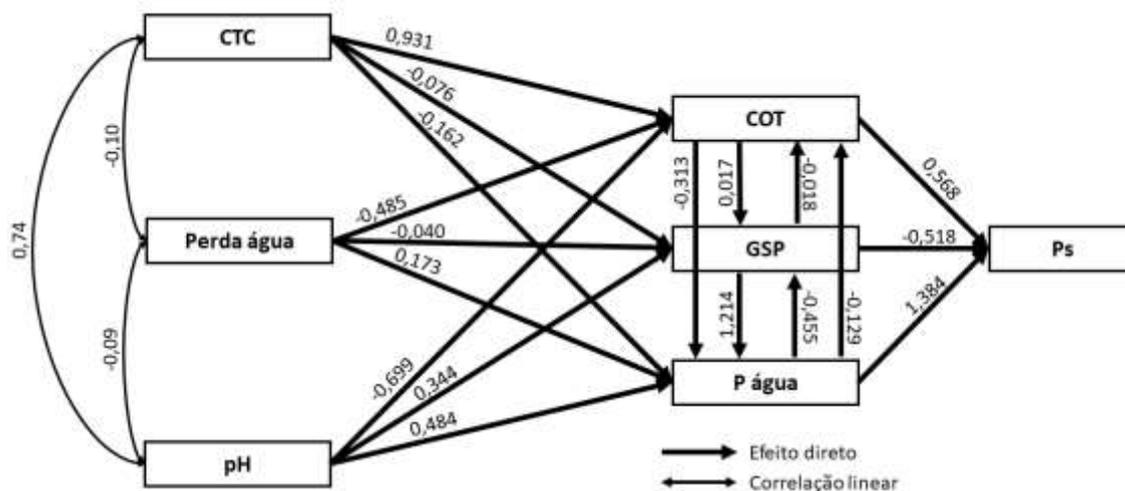
Para os preditores de segunda ordem na trilha do Pp, foram encontrados efeitos de COT, CTC, perda de água e P água sobre o GSP e o *change point*, sendo que o P água foi o que apresentou maior efeito significativo sobre o GSP (0,940). Essa forte influência entre o P extraído em água e a saturação por P no solo foi também observada por Nair *et al.* (2004), que verificaram a aderência desses dois fatores na formação de um limite de P para os solos da Florida (EUA). Os autores ainda ressaltam que esse limite pode ser estimado para as diferentes camadas de um mesmo solo.

Com o objetivo de identificar os teores de P que representam risco ambiental foram analisadas de 54 amostras de solos da Alemanha por meio de diferentes extrações e determinando o GSP (FISCHER; PÖTHIG; VENOHR, 2017). Foi constatado que a extração de P em água é mais eficiente para a formação desse tipo de limites ambientais, isso está ligado ao fato de que a extração em água reflete a liberação de P para diversas condições de pH e solubilidade de P em solos de classes diferentes, além de ser uma análise mais simples quando comparada às extrações de Olsen e acetato de cálcio.

6.7. Efeitos dos atributos do solo nas perdas de Ps

Os preditores com maior efeito nas perdas da fração solúvel do P foram COT, P água e GSP, e todos apresentaram efeito significativo, com valores de 0,568, 1,384 e -0,518 respectivamente (Figura 14).

Figura 14 Diagrama sequencial de caminhos, ilustrando a relação entre preditores de primeira e segunda ordem que contribuem com a perda de Ps.



A influência do COT pode estar relacionada a um efeito de disputa dos sítios de adsorção pelos componentes orgânicos e as formas de P. O COT também apresentou efeito na fração de Ps perdida via escoamento superficial para solos com 19% de teor de argila em estudo que os autores atribuíram esse efeito a uma restrição de superfícies disponíveis para reter o P, causada pelos carboidratos presentes no solo (MCDOWELL; SHARPLEY, 2003). Em outro trabalho também foi mostrado que as maiores quantidades de COT no solo podem estar associadas a um menor número de sítios de ligação para o P devido a maior complexação de Al e Fe, o que resulta em mais P dissolvido livre em solução (OHNO; HOSKINS; ERICH, 2007). Isso está de acordo com a relação negativa encontrada no presente trabalho entre *change point* sobre o COT.

A influência do P água sobre o Ps presente no escoamento superficial está ligada às quantidades de P facilmente perdidas no solo. De acordo com Sharpley (1998), a liberação do P para a água aumenta à medida em que são aumentadas as proporções e o tempo de contato entre solo – água. Através de oito extrações sequenciais de P água em quatro solos de granulometrias distintas, Roswall *et al.* (2021) notaram que não foi possível exaurir todo o P do solo associado a fração solúvel, entretanto foi possível notar

que a partir de um determinado limite para cada solo foram extraídas quantidades estatisticamente iguais. No presente trabalho também se observou que independente do seu teor de P os solos tiveram uma diminuição nas perdas de P por escoamento superficial ao longo do tempo (Tabela 8).

Essa relação de influência negativa entre GSP e Ps pode estar ligada ao fato de a medida em que os sítios de ligação estão preenchidos com P, aumenta a probabilidade de perdas da fração particulada em comparação à solúvel (Figura 14). Resultados semelhantes foram encontrados por Geng *et al.* (2021), que notaram que o GSP pode ser utilizado como um indicador para estimar a liberação de P dos sedimentos para a água do escoamento superficial. Entretanto a maior parte dos trabalhos científicos mostram uma influência positiva quando avaliam o GSP em relação ao Ps, e associam isso a menor força de retenção a medida em que o solo está mais saturado com P (ABBOUD *et al.*, 2018; BEAUCHEMIN; SIMARD, 1999; FISCHER *et al.*, 2018).

Como resultado dos preditores de segunda ordem, foi encontrado efeito da CTC, pH e perda de água sobre os preditores de primeira ordem (Figura 14). Com destaque para a influência da CTC sobre o COT (0,931). Isso ocorre devido a formação de estruturas organo-metálicas que estabilizam e protegem os composto orgânicos do solo, principalmente na presença de Ca^{2+} (SOLLY *et al.*, 2020). Essa influência da CTC sobre o COT tende a acontecer em solos mais argilosos e com pH acima de 5,0, como demonstrado no trabalho de Van Erp; Houba; Van Beusichem, (2001), que ressaltaram que na superfície das argilas o COT pode apresentar diferentes características de ionização.

7. CONCLUSÃO

Através das análises realizadas é possível observar que os teores de GSP e *change point* possuem maior poder de explicação das perdas de fósforo particulado, enquanto que o P extraído em água e o COT são atributos do solo que apresentaram maior relação de causa com os teores de fósforo total e solúvel. Cabe destacar em relação ao COT que o seu efeito sobre o Pt pode estar associado as argilas, para maior precisão quanto a contribuição do COT algumas análises mais detalhadas seriam necessárias.

O *change point* dos solos não diferiu entre os solos com maior proporção de argila na sua textura em comparação aos solos com maior proporção de areia.

A perda de P total, solúvel e particulado foi maior nos solos com granulometria com maior proporção de argila quando comparados com os solos com maior proporção de areia.

Portanto, para construir um índice de perda de fósforo (IP) para os solos de Santa Catarina recomenda-se a utilização dos fatores P água e COT, principalmente por serem mais facilmente obtidos quando comparados ao GSP e o *change point*.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A tese teve como objetivo avaliar as perdas de P total, solúvel e particulado para solos com diferentes características físicas e químicas, e identificar quais atributos do solo podem ter maior influência sobre essas perdas de P. Na Tabela 10 fica mais claro que existe uma tendência de aumento do P água à medida que aumentam as perdas por escoamento superficial de Pt, Pp e Ps, enquanto os valores de COT e *change point* não possuem tal inclinação. Porém, o mais importante é observar que como a análise de trilha considera a relação entre as variáveis para encontrar um efeito resposta, se fazem necessárias condições de solos distintas para que o método identifique o efeito geral da força exercida dos preditores sobre a variável resposta.

Era esperado um maior efeito do GSP e do *change point* sobre o Pt, por se tratarem de medidas mais completas, compostas por mais de um tipo de análise química. Entretanto, ambas as medidas apresentaram um maior efeito somente sobre a fração particulada do P, além de demandarem maior trabalho para serem obtidas em laboratório quando comparadas a extrações como melich-1 e água. Dessa forma, tanto o GSP quanto o *change point* têm seu valor como fatores de influência sobre a perda de P por escoamento superficial, mas considerando a formação de um IP para os solos de Santa Catarina, o ideal seria selecionar fatores que sejam de fácil obtenção pelos profissionais que irão executar a avaliação de risco de perda de P.

Tabela 11 Valores dos atributos que apresentaram efeitos sobre as perdas de fósforo total (Pt), particulado (Pp) e solúvel (Ps) em solos de classes e teores de P distintos.

Solo	Teor de P	P água (mg L ⁻¹)	COT (mg kg ⁻¹)	GSP (%)	Change point (mg L ⁻¹)	Ps	Pp (mg L ⁻¹) ¹	Pt
Latossolo	1	0,13	48,45	0,25	117,94	0,48	4,68	5,16
	2	0,26	43,33	2,34	117,94	0,38	3,92	4,30
	3	3,92	41,75	11,00	117,94	7,67	8,33	16,00
Cambissolo	1	1,09	45,30	1,56	106,08	0,00	3,73	3,73
	2	0,88	41,36	6,69	106,08	1,86	5,25	7,11
	3	5,98	50,81	26,57	106,08	17,35	19,82	37,17
Nitossolo	1	1,77	36,63	1,01	42,55	0,11	2,85	2,97
	2	1,64	44,51	6,47	42,55	3,23	3,89	7,12
	3	11,75	42,15	26,12	42,55	47,49	12,07	59,56
Argissolo	1	2,73	22,45	0,77	111,61	0,03	5,27	5,30
	2	4,04	27,18	7,84	111,61	0,14	7,39	7,53
	3	7,45	19,30	23,94	111,61	0,68	10,88	11,56

Legenda: P água = fósforo extraído em água; COT = carbono orgânico total; GSP = grau de saturação por fósforo.

De modo geral, as análises escolhidas foram eficientes em identificar quais solos foram responsáveis pelas maiores quantidades de P escoadas. Avaliar os solos com as análises de trilha permitiu um melhor entendimento de quais características dos solos podem influenciar nas perdas das frações do P. Apesar de ser uma análise não muito usual no meio da ciência do solo, foi possível observar os efeitos causais do P extraído em água e do COT sobre o Pt. Identificar essa relação do P extraído em água com o Pt para os solos de Santa Catarina é uma informação importante para a formação do IP, pois esta análise facilita a medição dos níveis de P no solo.

A obtenção de um IP é uma tarefa complexa e que demanda grande quantidade de esforço, desde a coleta dos solos, passando pelo preparo através da incubação para elevar o teor de P, até chegar na realização das chuvas simuladas e coleta da água + sedimentos. Estes são diversos estágios que podem estar sujeitos a erros que acabam por prejudicar a obtenção dos dados finais. No presente estudo, por ser um experimento com condições controladas, isso auxiliou em proporcionar uma maior homogeneidade quanto a declividade, quantidade de P aplicada, intensidade de chuva e conformação das partículas dos solos. Porém, quando se considera a formação de um IP, fatores como a estrutura do solo e taxa e forma de aplicação do P possuem uma influência relevante, e que não devem ser deixadas de lado quando consideradas as condições de campo, pois irão refletir nas reais perdas de P quando em condições de escoamento superficial.

Como próximo passo de pesquisa é recomendado construir um banco de dados com características de P extraído em água, P mehlich-1, COT, GSP, *change point* e teor de argila, bem como das quantidades de Pt, Pp e Ps, de um maior número de solos. Um banco de dados robusto composto por amostras de diferentes tipos de solo permitirá maior confiança nos efeitos dos atributos P em água e COT sobre o Pt. Outra vantagem da maior quantidade de unidades amostrais será a possibilidade de aplicar métodos estatísticos como as equações estruturais, que são capazes de conceder um peso numérico na influência que os fatores exercem sobre as variáveis resposta, o que é de grande importância para a formação de um IP para os solos de SC.

9. 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**, [s. l.], v. 177, n. November 2017, p. 45–53, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.11.014>

ABDALA, D. B. *et al.* Phosphorus speciation and iron mineralogy in an oxisol

after 11 years of pig slurry application. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 743, p. 140487, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140487>

ALAKEH, M. N.; BULENG TAMUNGANG, N. E.; ALONGIFOR, F. J. Phosphorus Adsorption and Its Correlation with Physicochemical Properties of Volcanic-Influenced Soils of Meupi-Awing in Northwest Cameroon. **Applied and Environmental Soil Science**, [s. l.], v. 2022, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1155/2022/6890503>

ALVAREZ, J. W. R. *et al.* Estimativa da vulnerabilidade à perda de fósforo por diferentes versões do método do índice de fósforo. **Investigación Agraria**, [s. l.], v. 19, n. 2, p. 64–76, 2017.

ALVAREZ, V. D. *et al.* Determinação e uso do fósforo remanescente. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 27–32, 2000.

ALVES, M. V. *et al.* Influência de fertilizantes químicos e dejetos líquidos de suínos na fauna do solo. **Revista Agrarian**, [s. l.], v. 4, n. 11, p. 01–09, 2017.

ANACHE, J. A. A. *et al.* Runoff and soil erosion plot-scale studies under natural rainfall: A meta-analysis of the Brazilian experience. **Catena**, [s. l.], v. 152, p. 29–39, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.003>

APHA, A. P. H. A. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 17th edition**. [S. l.: s. n.], 1989.

ARENBERG, M. R.; ARAI, Y. **Uncertainties in soil physicochemical factors controlling phosphorus mineralization and immobilization processes**. 1. ed. [S. l.]: Elsevier Inc., 2019. ISSN 00652113.v. 154 Available at: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2018.11.005>

ARNAEZ, J. *et al.* Factors affecting runoff and erosion under simulated rainfall in Mediterranean vineyards. **Soil & Tillage Research**, [s. l.], v. 93, p. 324–334, 2007. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.05.013>

ASHEKUZZAMAN, S. M. *et al.* Potential loss of nutrients, carbon and metals in simulated runoff associated with dairy processing sludge application. **International Journal of Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 17, n. 9, p. 3955–3968, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02768-z>

AVALOS, J. M. M. *et al.* Crop residue effects on organic carbon, nitrogen, and phosphorus concentrations and loads in runoff water. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, [s. l.], v. 40, n. 1–6, p. 200–213, 2009. Available at: <https://doi.org/10.1080/00103620802625542>

BAI, Z. *et al.* The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. **Plant Soil**, [s. l.], v. 372, p. 27–37, 2013. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1696-y>

BALASUBRAMANIAN, A. Soil Erosion – Causes and Effects. **Centre for Advanced Studies in Earth Science**, [s. l.], n. March, 2017. Available at: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.26247.39841>

BARBOSA, F. T. *et al.* Phosphorus losses in water and sediments in runoff of the water erosion in oat and vetch crops seed in contour and downhill. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 106, n. 1, p. 22–28, 2009. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.09.004>

BARROS, E. C. *et al.* **Potencial agrônômico dos dejetos de suínos**. [S. l.: s. n.], 2019. v. 1

BASSO, C. J. *et al.* Dejetos líquidos de suínos: II - perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. **Ciência Rural**, [s. l.], v. 35, n. 6, p. 1305–1312, 2005. Available at: <https://doi.org/10.1590/s0103-84782005000600012>

BAYAD, M. *et al.* Surface runoff and losses of phosphorus from hydrophobic

pastoral soils. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 324, n. April 2021, p. 107690, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107690>

BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R. R. Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Quebec, Canada. **Canadian Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 79, n. 4, p. 615–625, 1999. Available at: <https://doi.org/10.4141/S98-087>

BEHRENDT, H.; BOEKHOLD, A. Phosphorus saturation in soils and groundwaters. **Land Degradation & Development**, [s. l.], v. 4, n. 4, p. 233–243, 1993. Available at: <https://doi.org/10.1002/ldr.3400040406>

BERGER, C. *et al.* Rill development and soil erosion: A laboratory study of slope and rainfall intensity. **Earth Surface Processes and Landforms**, [s. l.], v. 35, n. 12, p. 1456–1467, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1002/esp.1989>

BERNARDO, E. L.; MIRANDA, C. R.; BELLI-FILHO, P. A pressão ambiental da suinocultura nas bacias hidrográficas do estado de Santa Catarina, Brasil. **V Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais**, [s. l.], p. 467–470, 2017.

BERTOL, I.; ALMEIDA, J. A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de santa catarina (1). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 24, n. 2, p. 657–668, 2000.

BERTOL, Ildegardis *et al.* SOIL WATER EROSION UNDER DIFFERENT CULTIVATION SYSTEMS AND DIFFERENT FERTILIZATION RATES AND FORMS OVER 10 YEARS. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 38, n. 1, p. 1918–1928, 2014.

BERTOL, O. J. *et al.* PERDAS DE SOLO E ÁGUA E QUALIDADE DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL ASSOCIADAS À EROSÃO ENTRE SULCOS EM ÁREA CULTIVADA SOB SEMEADURA DIRETA E SUBMETIDA ÀS ADUBAÇÕES MINERAL E ORGÂNICA. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 31, n. 4, p. 781–792, 2007.

BERWANGER, A. L.; CERETTA, C. A.; SANTOS, D. R. dos. Alterações no Teor de Fósforo no Solo com Aplicação de Dejetos Líquidos de Suínos. **R. Bras. Ci. Solo**, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 2525–2532, 2008.

BLOMBÄCK, K. *et al.* Comparing measures for determination of phosphorus saturation as a method to estimate dissolved P in soil solution. **Geoderma**, [s. l.], v. 383, n. November 2019, p. 114708, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114708>

BOITT, G. *et al.* Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, [s. l.], v. 321, n. October 2017, p. 164–172, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.010>

BORTOLON, L.; GIANELLO, C. FÓSFORO EXTRAÍDO PELA SOLUÇÃO DE MEHLICH-1 DETERMINADO POR COLORIMETRIA E ICP EM SOLOS DO SUL DO BRASIL. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 34, p. 263–268, 2010.

BORTOLUZZI, E. C. *et al.* Occurrence of iron and aluminum sesquioxides and their implications for the P sorption in subtropical soils. **Applied Clay Science**, [s. l.], v. 104, p. 196–204, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.clay.2014.11.032>

BOUWMAN, L. *et al.* Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900-2050 period. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 110, n. 52, p. 21196, 2013. Available at: <https://doi.org/10.1073/pnas.1206191109>

BRAMORSKI, J.; CRESTANA, S. Erosão hídrica em um Latossolo Vermelho-Amarelo sob diferentes sistemas de manejo e chuva simulada. **Revista Sítio Novo**, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 73–80, 2020.

BRIZZI, R. R. *et al.* AVALIAÇÃO MACRO E MICROESTRUTURAL DE SOLOS SOB DIFERENTES USOS A PARTIR DE ANÁLISES FÍSICAS, MICROSCOPIA ELETRÔNICA E ESPECTROSCOPIA POR ENERGIA DISPERSIVA. **RA'E GA - O Espaço Geográfico em Análise**, [s. l.], v. 39, p. 167–181, 2017. Available at: <https://doi.org/10.5380/raega>

BROOKES, P. C.; POWLSON, D. S. Preventing phosphorus losses during perchloric acid digestion of sodium bicarbonate soil extracts. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, [s. l.], v. 32, n. 7, p. 671–674, 1981. Available at: <https://doi.org/10.1002/jsfa.2740320707>

BÜNZEN, S. *et al.* Phosphorus digestibility from vegetal feed origins determined in growing and finishing pigs. **Revista Brasileira de Zootecnia**, [s. l.], v. 37, n. 7, p. 1236–1242, 2008.

CAI, Z. *et al.* Effectiveness of crop straws, and swine manure in ameliorating acidic red soils: a laboratory study. **Journal of Soils and Sediments**, [s. l.], v. 18, n. 9, p. 2893–2903, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1974-7>

CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. C.; SILVA, C. M. da. Produção, Tratamento e Uso dos Dejetos Suínos no Brasil. **Desenvolvimento em Questão**, [s. l.], v. 13, n. 32, p. 127, 2015. Available at: <https://doi.org/10.21527/2237-6453.2015.32.127-145>

CASAGRANDE, J. C.; CAMARGO, O. A. Adsorção de fosfato em solos com caráter árido avaliada por um modelo de complexação de superfície. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 353–360, 1997. Available at: <https://doi.org/10.1590/s0100-06831997000300001>

CASALI, C. A. *et al.* BENEFÍCIOS DO USO DE PLANTAS DE COBERTURA DE SOLO NA CICLAGEM DE FÓSFORO. *In: MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA EM PEQUENAS PROPRIEDADES RURAIS NO SUL DO BRASIL: PRÁTICAS ALTERNATIVAS DE MANEJO VISANDO A CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA.* [S. l.: s. n.], 2016. p. 23–33.

CASSOL, P. C. *et al.* Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em latossolo fertilizado com dejetos suínos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 36, n. 6, p. 1911–1923, 2012. Available at: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600025>

CASSON, J. P. *et al.* Degree of Phosphorus Saturation Thresholds in Manure-Amended Soils of Alberta. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 35, n. 6, p. 2212–2221, 2006. Available at: <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0085>

CATANI, R. A.; BATAGLIA, O. C. Formas de ocorrência do fósforo no solo latosólico roxo. **Anais da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz**, [s. l.], v. 25, p. 99–119, 1968.

CELANTE, L. S. *et al.* Soil and Water Loss Rates in Oxisols Under No-tillage System in Western Paraná, Brazil. **Journal of Agricultural Science**, [s. l.], v. 10, n. 10, p. 132–143, 2018. Available at: <https://doi.org/10.5539/jas.v10n10p132>

CHEN, M. *et al.* An investigation of the effects of humic acid on soil erosion and loss of phosphorus from soil to runoff: Experiment and modeling. **Geoderma**, [s. l.], v. 427, n. August, p. 116121, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116121>

CHEN, X. *et al.* Conservation practices modify soil phosphorus sorption properties and the composition of dissolved phosphorus losses during runoff. **Soil & Tillage Research journal**, [s. l.], v. 220, n. January, p. 105353, 2022. Available at:

<https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105353>

COMIN, J. J. *et al.* Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. **Soil Research**, [s. l.], v. 51, n. 5, p. 459–470, 2013. Available at: <https://doi.org/10.1071/SR13130>

COUTO, R. *et al.* Atributos Químicos em Solos de Propriedades Suinícolas Submetidos a Aplicações Sucessivas de Dejeito de Suínos no Município de Braço do Norte, Santa Catarina. [s. l.], 2010.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, [s. l.], v. 64, n. 3–4, p. 197–214, 1995. Available at: [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)00023-4](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00023-4)

CRUZ, C. D.; REGAZZI, A. J.; CARNEIRO, P. C. S. **Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético**. 4. ed. Viçosa (MG): ED.UFV, 2012.

CUI, N. *et al.* Runoff loss of nitrogen and phosphorus from a rice paddy field in the east of China: Effects of long-term chemical N fertilizer and organic manure applications. **Global Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 22, p. e01011, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01011>

DALL'ORSOLETTA, D. J. *et al.* Soil slope and texture as factors of phosphorus exportation from pasture areas receiving pig slurry. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 761, p. 144004, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144004>

DARI, B. *et al.* Consistency of the Threshold Phosphorus Saturation Ratio across a Wide Geographic Range of Acid Soils. **Agrosystems, Geosciences and Environment**, [s. l.], v. 1, n. 1, p. 1–8, 2018. Available at: <https://doi.org/10.2134/age2018.08.0028>

DAS, S. *et al.* Composted cattle manure increases microbial activity and soil fertility more than composted swine manure in a submerged rice paddy. **Frontiers in Microbiology**, [s. l.], v. 8, n. SEP, p. 1–10, 2017. Available at: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01702>

DE ALBUQUERQUE, C. G. *et al.* Model of inner-sphere adsorption of oxyanions in goethite-Why is phosphate adsorption more significant than that of sulfate? **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 46, p. 1–18, 2022. Available at: <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20210146>

DE FREITAS, J. A. S. *et al.* Soil carbon and physical-mechanical properties after successive applications of swine and poultry organic waste. **Pesquisa Agropecuaria Tropical**, [s. l.], v. 48, n. 4, p. 390–398, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1590/1983-40632018V4852412>

DE MOURA, A. C. *et al.* Long-term effects of swine wastewater and mineral fertilizer association on soil microbiota. **Engenharia Agricola**, [s. l.], v. 36, n. 2, p. 318–328, 2016. Available at: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v36n2p318-328/2016>

DE OLIVEIRA, J. S. *et al.* Soil properties governing phosphorus adsorption in soils of Southern Brazil. **Geoderma Regional**, [s. l.], v. 22, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00318>

DELAUNE, P. B. *et al.* Development of a Phosphorus Index for Pastures Fertilized with Poultry Litter-Factors Affecting Phosphorus Runoff. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 33, n. 6, p. 2183–2191, 2004. Available at: <https://doi.org/10.2134/jeq2004.2183>

DJODJIC, F.; BORLING, K.; BERGSTRO, L. Phosphorus Leaching in Relation to Soil Type and Soil Phosphorus Content. **J. Environ. Qual.**, [s. l.], v. 684, n. July 2003,

p. 678–684, 2004.

DOORN, M. van *et al.* The phosphorus saturation degree as a universal agronomic and environmental soil P test. **Environmental Science and Technology**, [s. l.], v. 0, n. 0, p. 1–20, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1080/10643389.2023.2240211>

DYONISIO, H. A. F. EROSÃO HÍDRICA : SUSCETIBILIDADE DO SOLO. **Revista Eletrônica Thesis**, [s. l.], v. 13, p. 15–25, 2010.

EMBRAPA. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. [S. l.: s. n.], 1997.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. [S. l.: s. n.], 2013.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA, E.; CENTRO DE SOCIECONOMIA E PLANEJAMENTO AGRÍCOLA, C. **Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina**. [S. l.: s. n.], 2018. v. v1. 1976

EPAGRI; CEPA. **Síntese Anual da Agricultura de Santa Catarina 2021-2022**. [S. l.: s. n.], 2023.

FALCÃO, N. P. de S.; SILVA, J. R. A. da. Características de adsorção de fósforo em alguns solos da Amazônia Central. **Acta Amazônica**, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 337–342, 2004.

FAO. **FAOstat crops and livestock products**. [S. l.: s. n.], 2023.

FAO; ITPS. **Status of the World's Soil Resources - Main report**. [S. l.: s. n.], 2015.

FILHO, J. de S. O. *et al.* Phosphorus accumulation in soil after successive applications of swine manure : a long - term study in Brazil. **Environmental Earth Sciences**, [s. l.], v. 79, n. 2, p. 1–12, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8805-z>

FINK, J. R. *et al.* Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciencia e Agrotecnologia**, [s. l.], v. 40, n. 4, p. 369–379, 2016. Available at: <https://doi.org/10.1590/1413-70542016404023016>

FISCHER, P. *et al.* Phosphorus saturation and superficial fertilizer application as key parameters to assess the risk of diffuse phosphorus losses from agricultural soils in Brazil. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 630, p. 1515–1527, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.070>

FISCHER, P.; PÖTHIG, R.; VENOHR, M. The degree of phosphorus saturation of agricultural soils in Germany: Current and future risk of diffuse P loss and implications for soil P management in Europe. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 599–600, p. 1130–1139, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.143>

FONSECA-MONTES DE OCA, R. M. G. *et al.* Chemical activity relation of phosphorus and nitrogen presence in trace elements incorporation into underground water. **Environmental Monitoring and Assessment**, [s. l.], v. 191, n. 2, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7170-9>

FONTANA, A.; PEREIRA, M. G.; JESUS, J. Capacidade de adsorção de fósforo em solos de textura arenosa com fertilidade construída. **Revista Agrogeoambiental**, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 606–614, 2021. Available at: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v13n320211639>

FONTANIVE, M. *et al.* Water erosion in a Haplic Dystrudept soil after application of swine slurry. [s. l.], v. 18, n. 2, p. 240–249, 2019. Available at: <https://doi.org/10.5965/223811711812019240>

GARCÍA-DÍAZ, A. *et al.* Nitrogen losses in vineyards under different types of soil groundcover. A field runoff simulator approach in central Spain. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 236, p. 256–267, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.013>

GATIBONI, L. C. *et al.* Establishing environmental soil phosphorus thresholds to decrease the risk of losses to water in soils from rio grande do sul, brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 44, p. 1–14, 2020. Available at: <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20200018>

GATIBONI, L. C. *et al.* Formas De Fósforo No Solo Após Sucessivas Adições De Dejeito Líquido De Suínos Em Pastagem Natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 32, n. 4, p. 1753–1761, 2008.

GATIBONI, L. C. *et al.* Phosphorus speciation in soils with low to high degree of saturation due to swine slurry application. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 282, n. August 2020, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111553>

GATIBONI, L. C. *et al.* Soil Phosphorus Thresholds in Evaluating Risk of Environmental Transfer to Surface Waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 39, n. 4, p. 1225–1234, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140461>

GATIBONI, L. C. *et al.* Spectroscopic Quantification of Soil Phosphorus Forms by 31 P-NMR After Nine Years of Organic or Mineral Fertilization. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 37, n. 1, p. 640–648, 2013. Available at: <http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v37n3/10.pdf>

GENG, X. *et al.* Using sediment resuspension to immobilize sedimentary phosphorus. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 28, n. 2, p. 1837–1849, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10602-9>

GÉRARD, F. Clay minerals , iron / aluminum oxides , and their contribution to phosphate sorption in soils — A myth revisited. **Geoderma**, [s. l.], v. 262, p. 213–226, 2016. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.036>

GIACOMINI, D. A. *et al.* Mitigação das emissões de amônia por zeólitas naturais durante a compostagem de dejetos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l.], v. 49, n. 1, p. 521–530, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2014000700004>

GILES, C. D.; CADE-MENUN, B. J.; HILL, J. E. The inositol phosphates in soils and manures: Abundance, cycling, and measurement. **Canadian Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 91, n. 3, p. 397–416, 2011. Available at: <https://doi.org/10.4141/cjsss09090>

GIROTTO, E. *et al.* Forms of losses of copper and phosphorus in water of runoff and percolation in soil with successive pig slurry application. **Ciencia Rural**, [s. l.], v. 40, n. 9, p. 1948–1954, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782010005000141>

GOLDBERG, S. Equations and Models Describing Adsorption. **Chemical processes in soils**, [s. l.], v. 8, p. 489–517, 2005.

GOULARTE, G. D. *et al.* Phosphorus loss index for conservation agriculture systems in Southern Brazil : A new approach to environmental risk assessment. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 717, p. 137229, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137229>

GUARDINI, R. *et al.* Accumulation of phosphorus fractions in typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s. l.], v. 93, n. 2, p. 215–225, 2012. Available at: <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9511-3>

GUNKEL-GRILLON, P. *et al.* Effects of long term raw pig slurry inputs on nutrient and metal contamination of tropical volcanogenic soils, Uvéa Island (South Pacific). **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 533, p. 339–346, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.110>

GUO, Q.; HAO, Y.; LIU, B. Rates of soil erosion in China: A study based on runoff plot data. **Catena**, [s. l.], v. 124, p. 68–76, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.08.013>

HAYES, E. *et al.* Weighted risk assessment of critical source areas for soil phosphorus losses through surface runoff mechanisms. **Catena**, [s. l.], v. 225, n. February, p. 107027, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107027>

HAYGARTH, P.; SHARPLEY, A. Terminology for Phosphorus Transfer. **Journal of Materials**, [s. l.], v. 26, n. 4, p. 441–446, 2000.

HE, J. *et al.* Analysis of factors controlling soil phosphorus loss with surface runoff in Huihe National Nature Reserve by principal component and path analysis methods. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 25, n. 3, p. 2320–2330, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0570-5>

HE, S. *et al.* Changes of soil microrelief and its effect on soil erosion under different rainfall patterns in a laboratory experiment. **Catena**, [s. l.], v. 162, p. 203–215, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.11.010>

HECKRATH, G. *et al.* Phosphorus Leaching from Soils Containing Different Phosphorus Concentrations in the Broadbalk Experiment. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 24, n. 5, p. 904–910, 1995. Available at: <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400050018x>

HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H.; SILVA, W. M. SISTEMAS DE MANEJO DE SOLO E PERDAS DE NUTRIENTES E MATÉRIA ORGÂNICA POR EROÇÃO. [s. l.], 1999.

HOU, X. *et al.* Spatial patterns of nitrogen runoff from Chinese paddy fields. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 231, p. 246–254, 2016. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.001>

HUANG, Y. *et al.* Current status of agricultural soil pollution by heavy metals in China: A meta-analysis. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 651, p. 3034–3042, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.185>

HUMPHRY, J. B. *et al.* A PORTABLE RAINFALL SIMULATOR FOR PLOT–SCALE RUNOFF STUDIES. **Applied Engineering in Agriculture**, [s. l.], v. 18, n. 1983, p. 199–204, 2002.

ITO, M.; GUIMARÃES, D.; AMARAL, G. Impactos ambientais da suinocultura: desafios e oportunidades. **BNDES Setorial | Agroindústria**, [s. l.], v. 1, n. 44, p. 125–156, 2016. Available at: https://web.bndes.gov.br/bib/jspui/bitstream/1408/9974/1/BS_44_Impactos_ambientais_da_suinocultura_P.pdf

JAKAB, G. *et al.* Infiltration and Soil Loss Changes during the Growing Season under Ploughing and Conservation Tillage. **Sustainability (Switzerland)**, [s. l.], v. 9, n. 10, p. 17–26, 2017. Available at: <https://doi.org/10.3390/su9101726>

JALALI, M.; RANJBAR, F. Aging effects on phosphorus transformation rate and fractionation in some calcareous soils. **Geoderma**, [s. l.], v. 155, n. 1–2, p. 101–106, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.11.030>

JALALI, Mahdi; JALALI, M. Effect of organic and inorganic phosphorus fertilizers on phosphorus availability and its leaching over incubation time. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 27, p. 44045–44058, 2020.

JIANG, X. *et al.* High flow event induced the subsurface transport of particulate phosphorus and its speciation in agricultural tile drainage system. **Chemosphere**, [s. l.], v. 263, p. 128147, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128147>

JUNIOR, C. A. M. *et al.* Caracterização física de agregados do solo submetido a 10 anos de aplicação de dejetos suínos. **REVISTA DE CIENCIAS AGRÍCOLAS**, [s. l.], 2021.

l.], v. 36, n. 1, p. 79–92, 2019a.

JUNIOR, C. A. M. *et al.* Chemical attributes in biogenic and physicogenic aggregates of soil submitted to swine manure application. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, [*s. l.*], v. 14, n. 1, p. 1–8, 2019b. Available at: <https://doi.org/10.5039/agraria.v14i1a5620>

KAUFMANN, D. S. *et al.* Impacts of pig slurry applied to two different soils on nutrient transport by runoff. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [*s. l.*], v. 43, p. 1–16, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20180011>

KE, Q.; ZHANG, K. Interaction effects of rainfall and soil factors on runoff, erosion, and their predictions in different geographic regions. **Journal of Hydrology**, [*s. l.*], v. 605, n. November 2021, p. 127291, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127291>

KENNETH, M. *et al.* Phosphorus fixation and its relationship with physicochemical properties of soils on the Eastern flank of Mount Cameroon. **African Journal of Agricultural Research**, [*s. l.*], v. 12, n. 36, p. 2742–2753, 2017. Available at: <https://doi.org/10.5897/ajar2017.12530>

KLEINMAN, P. J. A. *et al.* Role of Rainfall Intensity and Hydrology in Nutrient Transport via Surface Runoff. **Journal of Environmental Quality**, [*s. l.*], v. 35, n. 4, p. 1248–1259, 2006. Available at: <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0015>

KODAOLU, B. *et al.* Assessment of phosphorus status in a calcareous soil receiving long-term application of chemical fertilizer and different forms of swine manures. **Journal of Environmental Quality**, [*s. l.*], n. November 2023, p. 112–122, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1002/jeq2.20528>

KRUSE, J. *et al.* Innovative methods in soil phosphorus research: A review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, [*s. l.*], v. 178, n. 1, p. 43–88, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1002/jpln.201400327>

LASSU, T. *et al.* THE WAGENINGEN RAINFALL SIMULATOR: SET-UP AND CALIBRATION OF AN INDOOR NOZZLE-TYPE RAINFALL SIMULATOR FOR SOIL EROSION STUDIES. **Land Degradation & Development**, [*s. l.*], v. 26, p. 604–612, 2015.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The Concept and Need for a Phosphorus Assessment Tool. **Jpa**, [*s. l.*], v. 6, n. 4, p. 483, 1993. Available at: <https://doi.org/10.2134/jpa1993.0483>

LEYTEM, A. B. *et al.* Linking Manure Properties to Phosphorus Solubility in Calcareous Soils. **Soil Science Society of America Journal**, [*s. l.*], v. 69, n. 5, p. 1516–1524, 2005. Available at: <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0315>

LIU, J. *et al.* Water-extractable phosphorus in animal manure and manure compost: Quantities, characteristics, and temporal changes. **Journal of Environmental Quality**, [*s. l.*], v. 47, n. 3, p. 471–479, 2018. Available at: <https://doi.org/10.2134/jeq2017.12.0467>

LOPES, F. *et al.* Utilização de P-Index em uma bacia hidrográfica através de técnicas de geoprocessamento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [*s. l.*], v. 11, n. 3, p. 312–317, 2007. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1415-43662007000300011>

LOSS, A. *et al.* Carbon, nitrogen and natural abundance of ¹³C and ¹⁵N in biogenic and physicogenic aggregates in a soil with 10 years of pig manure application. **Soil and Tillage Research**, [*s. l.*], v. 166, p. 52–58, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.10.007>

LOSS, A. *et al.* Fertilidade do Solo em Agregados Biogênicos e Fisiogênicos sob Aplicação Continuada de Dejetos Suínos. *In:* , 2014. **Anais da X Reunião Sul-Brasileira**

de Ciência do Solo Fatos e Mitos em Ciência do Solo Pelotas. [S. l.: s. n.], 2014. p. 17–19.

LOURENZI, C. R. *et al.* Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, [s. l.], v. 51, n. 3, p. 233–242, 2016. Available at: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000300005>

LU, J. *et al.* The effects of raindrop impact and runoff detachment on hillslope soil erosion and soil aggregate loss in the Mollisol region of Northeast China. **Soil & Tillage Research**, [s. l.], v. 161, p. 79–85, 2016. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.still.2016.04.002>

MAO, Q. *et al.* Effects of long-term nitrogen and phosphorus additions on soil acidification in an N-rich tropical forest. **Geoderma**, [s. l.], v. 285, p. 57–63, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.09.017>

MARANGUIT, D.; GUILLAUME, T.; KUZUYAKOV, Y. Land-use change affects phosphorus fractions in highly weathered tropical soils. **Catena**, [s. l.], v. 149, p. 385–393, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.10.010>

MARDAMOOTOO, T.; PREEZ, C. C.; BARNARD, J. H. Phosphorus management issues for crop production: A review. **African Journal of Agricultural Research**, [s. l.], v. 17, n. 7, p. 939–952, 2021. Available at: <https://doi.org/10.5897/AJAR2020.15205>

MARTINEZ, G. *et al.* Scale effects on runoff and soil erosion in rangelands: Observations and estimations with predictors of different availability. **Catena**, [s. l.], v. 151, p. 161–173, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.12.011>

MARTINS FILHO, M. V. *et al.* Perdas de solo e nutrientes por erosão num Argissolo com resíduos vegetais de cana-de-açúcar. **Engenharia Agrícola**, [s. l.], v. 29, n. 1, p. 8–18, 2009. Available at: <https://doi.org/10.1590/s0100-69162009000100002>

MATTIAS, J. L. *et al.* Copper, zinc and manganese in soils of two watersheds in Santa Catarina with intensive use of pig slurry. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 34, n. 4, p. 1445–1454, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1590/s0100-068320100004000040>

MCDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N. The Effects of Soil Carbon on Phosphorus and Sediment Loss from Soil Trays by Overland Flow. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 207–214, 2003.

MENEZES, J. F. S. *et al.* Extração e exportação de nitrogênio, fósforo e potássio pelo milho adubado com dejetos de suínos. **JOURNAL OF NEOTROPICAL AGRICULTURE**, [s. l.], v. 5, p. 55–59, 2018.

MESSIGA, A. J.; LAM, C.; LI, Y. Phosphorus saturation index and water-extractable phosphorus in high-legacy phosphorus soils in southern British Columbia, Canada. **Canadian Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 377, n. March, p. 365–377, 2021.

MIFTODE, I. D.; ROMANESCU, G. LAND USE AND SUPERFICIAL RUNOFF IN THE LOWER CATCHMENT BASIN OF THE UZ RIVER. **Riscuri si catastrofe VI**, [s. l.], v. 20, p. 101–112, 2017.

MITRAN, T. *et al.* Role of Soil Phosphorus on Legume Production. *In*: LEGUMES FOR SOIL HEALTH AND SUSTAINABLE MANAGEMENT. [S. l.: s. n.], 2018. p. 487–510. Available at: <https://doi.org/10.1007/978-981-13-0253-4>

MORETTO, S. P.; BRANDT, M. From small production to agribusiness: Swine farming and transformations in the rural landscape in Chapecó, SC. **Tempo e Argumento**, [s. l.], v. 11, n. 26, p. 229–254, 2019. Available at: <https://doi.org/10.5965/2175180311262019229>

MORGAN, R. P. C. **Soil Erosion And Conservation**. [S. l.: s. n.], 2009. v.

THIRD EDIT

MORTARI, T. O.; YADA, M. M. FORMAS DE UTILIZAÇÃO DOS DEJETOS DE SUÍNOS. **Revista Interface Tecnológica**, [s. l.], v. 15, n. 2, p. 404–414, 2018. Available at: <https://doi.org/10.31510/infa.v15i2.481>

MULLINS, G. P. phosphorus, Agriculture & The Environment. **Virginia Cooperative Extension**, [s. l.], p. 1–12, 2009.

NAIR, V. D. *et al.* An Environmental Threshold for Degree of Phosphorus Saturation in Sandy Soils. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 33, n. 1, p. 107–113, 2004. Available at: <https://doi.org/10.2134/jeq2004.1070>

NASCIMENTO, R. J. de A. *et al.* Selamento superficial e formação de crosta em solos representativos do Estado da Paraíba. **Colloquium Agrariae**, [s. l.], v. 15, p. 79–93, 2019. Available at: <https://doi.org/10.5747/ca.2019.v15.n3.a301>

NASS, D. P. O conceito de poluição. **Revista Eletrônica de Ciências**, [s. l.], n. 13, p. 2, 2002. Available at: <https://doi.org/10.1590/S1413-294X1998000200006>

NIETO, V. M. O. S. *et al.* Níveis de fósforo digestível para suínos machos castrados dos 30 aos 50 kg. **Archivos de Zootecnia**, [s. l.], v. 66, n. 253, p. 23–28, 2017. Available at: <https://doi.org/10.21071/az.v66i253.2121>

NOBILE, C. M. *et al.* Phosphorus sorption and availability in an andosol after a decade of organic or mineral fertilizer applications: Importance of pH and organic carbon modifications in soil as compared to phosphorus accumulation. **Chemosphere**, [s. l.], v. 239, p. 124709, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124709>

NOGUEIRA, R. da S. *et al.* Redistribuição de carbono orgânico e fósforo pelo escoamento superficial em sistemas agrícolas convencionais e agroflorestais no semi-árido cearense. **Revista Ceres**, [s. l.], v. 55, n. 4, p. 327–337, 2008.

NYAMAIZI, S. *et al.* Effects of increasing soil pH to near-neutral using lime on phosphorus saturation index and water-extractable phosphorus. **Canadian Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 102, n. 4, p. 929–945, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1139/cjss-2021-0197>

O'FLYNN, C. J. *et al.* Impact of pig slurry amendments on phosphorus , suspended sediment and metal losses in laboratory runoff boxes under simulated rainfall. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 113, n. 610, p. 78–84, 2012. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.026>

O'ROURKE, S. M. *et al.* Soil organic carbon across scales. **Global Change Biology**, [s. l.], p. 3561–3574, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1111/gcb.12959>

OHNO, T.; HOSKINS, B. R.; ERICH, M. S. Soil organic matter effects on plant available and water soluble phosphorus. **Biology and Fertility of Soils**, [s. l.], v. 43, n. 6, p. 683–690, 2007. Available at: <https://doi.org/10.1007/s00374-006-0150-1>

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**, [s. l.], v. 38, n. 6, p. 1805–1815, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1590/s0100-06832014000600015>

OLIVEIRA, J. G. R. de *et al.* Perda de Solo e Água e Riscos Ambientais da Concentração de Nutrientes no Escoamento Superficial em Solo Cultivado no Sistema de Plantio Direto e Submetido a Adubações Orgânicas e Mineral. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 093–112, 2015. Available at: <https://doi.org/10.26848/rbgf.v8i1.1359>

OLIVEIRA, P. A. V. de. Manual de manejo e utilização dos dejetos suínos. **Documentos / Embrapa**, [s. l.], n. 27, p. 188, 1993. Available at: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/434003>

OLIVEIRA, G. R.; TAVARES, J. F.; CESARE, B. G. M. Alterações na Física do

Solo com a Aplicação de Dejetos Animais. **Geographia Opportuno Tempore**, [s. l.], v. 2, n. 2, p. 66–80, 2016. Available at: <file:///C:/Users/Patrik/Downloads/24590-123420-1-PB.pdf>

OLIVEIRA, M. F. M. *et al.* Estimativa do potencial de perda de fósforo através da metodologia “P Index”. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 14, n. 3, p. 267–273, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1590/s1415-43662010000300005>

PAAUW, F. van der. An effective water extraction method for the determination of plant-available soil phosphorus. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 34, p. 467–481, 1971. Available at: <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/BF01372799>

PAUTLER, M. C.; SIMS, J. T. Relationships Between Soil Test Phosphorus, Soluble Phosphorus, and Phosphorus Saturation in Delaware Soils. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, [s. l.], v. 773, n. May 1999, p. 765–773, 2000.

PAYTAN, A.; MCLAUGHLIN, K. The Oceanic Phosphorus Cycle. **Chemical Reviews**, [s. l.], v. 107, n. 2, p. 563–576, 2007. Available at: <https://doi.org/10.1021/cr0503613>

PELLEGRINI, J. B. R. *et al.* Adsorção de fósforo em sedimentos e sua relação com a ação antrópica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 32, n. spe, p. 2639–2646, 2008. Available at: <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000700005>

PERDOMO, C. C.; DE LIMA, G. J. M. M. ; NONES, K. Produção de suínos e meio ambiente. **9º Seminário Nacional de Desenvolvimento da Suinocultura**, [s. l.], p. 8–24, 2001. Available at: <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000100011>

PEREIRA, T. T. C. *et al.* A mineralogia dos solos tropicais: estado da arte e relação com o uso e manejo. **Geonomos**, [s. l.], v. 28, n. 1, p. 1–14, 2020. Available at: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/revistageonomos/article/view/29650>

PIETRZAK, S. *et al.* Risk of phosphorus losses in surface runoff from agricultural land in the Baltic Commune of Puck in the light of assessment performed on the basis of DPS indicator. **PeerJ**, [s. l.], v. 8, p. 83–96, 2020. Available at: <https://doi.org/10.7717/peerj.8396>

POTE, D. H. *et al.* Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 60, n. 3, p. 855–859, 1996. Available at: <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000030025x>

PRADHAN, S. N. *et al.* Changes in degree of phosphorus saturation and risk of P loss upon twelve years of manuring and reduced tillage. **Geoderma**, [s. l.], v. 404, n. June, p. 115277, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115277>

PROJECT, N. P. R. **National Research Project for Simulated Rainfall - Surface Runoff Studies**. [S. l.: s. n.], 2005.

PROVOLO, G. *et al.* Effect of pig and cattle slurry application on heavy metal composition of maize grown on different soils. **Sustainability (Switzerland)**, [s. l.], v. 10, n. 8, 2018. Available at: <https://doi.org/10.3390/su10082684>

QIAN, H.; KORNEGAY, E. T.; CONNER, D. E. Adverse Effects of Wide Calcium:Phosphorus Ratios on Supplemental Phytase Efficacy for Weanling Pigs Fed Two Dietary Phosphorus Levels. **Journal of Animal Science**, [s. l.], v. 74, n. 6, p. 1288–1297, 1996. Available at: <https://doi.org/10.2527/1996.7461288x>

QIN, X. *et al.* How long-term excessive manure application affects soil phosphorous species and risk of phosphorous loss in fluvo-aquic soil. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 266, p. 115304, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115304>

ROBERTS, J.; ISRAEL, D. W. Influence of Soil Properties and Manure Sources on Phosphorus in Runoff during Simulated Rainfall. **Communications in Soil Science**

and Plant Analysis, [s. l.], v. 48, n. 3, p. 222–235, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1080/00103624.2016.1254236>

ROSTAGNO, H. S. *et al.* Tabelas brasileiras para aves e suínos: composição de alimentos e exigências nutricionais. **Tabelas brasileiras para aves e suínos: composição de alimentos e exigências nutricionais**, [s. l.], p. 252, 2011. Available at: <https://doi.org/doc101021405>

ROSWALL, T. *et al.* Hotspots of legacy phosphorus in agricultural landscapes: Revisiting water-extractable phosphorus pools in soils. **Water (Switzerland)**, [s. l.], v. 13, n. 8, 2021. Available at: <https://doi.org/10.3390/w13081006>

RUTTENBERG, K. C. The Global Phosphorus Cycle. *In: TREATISE ON GEOCHEMISTRY*, [S. l.: s. n.], 2003. p. 585–643.

SAMANTA, P. *et al.* Nutrient recovery and ammonia-water production by MF-vacuum evaporation treatment of pig manure. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 106929, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106929>

SANDSTRÖM, S. *et al.* Particulate phosphorus and suspended solids losses from small agricultural catchments: Links to stream and catchment characteristics. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 711, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134616>

SANGÜESA, C. *et al.* A Rainfall Simulator for the In-situ Study of Superficial Runoff and Soil Erosion. **Chilean Journal of Agricultural Research**, [s. l.], v. 70, n. 1, p. 178–182, 2010. Available at: <https://doi.org/10.4067/S0718-58392010000100019>

SANTOS, F. C. dos; RODRIGUES, S. C. Análise da variação espacial físico-química de materiais superficiais da bacia hidrográfica do córrego do Glória-Uberlândia-MG. **Sociedade & Natureza**, [s. l.], v. 31, p. 1–20, 2019. Available at: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.14393/SN-v31n1-2019-45624>

SAVCI, S. An Agricultural Pollutant: Chemical Fertilizer. **International Journal of Environmental Science and Development**, [s. l.], v. 3, n. 1, p. 11–14, 2012.

SBCS. **Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. [S. l.: s. n.], 2016.

SCHMITT, D.; PAGLIARI, P. H.; DO NASCIMENTO, C. A. C. Chemical Distribution of Phosphorus in Soils used during the Development of Sorption Isotherms. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 81, n. 1, p. 84–93, 2017. Available at: <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.07.0220>

SCHWEITZER, L.; NOBLET, J. Water Contamination and Pollution. **Green Chemistry: An Inclusive Approach**, [s. l.], p. 261–290, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809270-5.00011-X>

SEGANFREDO, M. A. OS DEJETOS DE SUÍNOS SÃO UM FERTILIZANTE OU UM POLUENTE DO SOLO ? [s. l.], p. 129–141, 1999.

SELHORST, B. S. *et al.* Formas de P em Latossolo Vermelho-Amarelo sob pastagem após dois e sete anos da adubação fosfatada. **Sociedade de Ciências Agrárias de Portugal**, [s. l.], v. 45, n. 1–2, p. 14–23, 2022.

SHARPLEY, A.; DANIEL, T. C.; EDWARDS, D. R. Phosphorus Movement in the Landscape. **J. Prod. Agric**, [s. l.], v. 6, n. 4, p. 453, 2013.

SHARPLEY, A.; MOYER, B. Phosphorus forms in manure and compost and their release during simulated rainfall. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 29, n. 5, p. 1462–1469, 2000. Available at: <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900050012x>

SHARPLEY, A. N. Effect of soil properties on the kinetics of phosphate release. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, [s. l.], v. 29, n. 11–14, p. 2135–

2147, 1998. Available at: <https://doi.org/10.1080/00103629809370098>

SHARPLEY, A. N. Phosphorus Cycling in Unfertilized and Fertilized Agricultural Soils. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 49, n. 4, p. 905–911, 1985. Available at: <https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900040023x>

SHARPLEY, Andrew N. Dependence of Runoff Phosphorus on Extractable Soil Phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, [s. l.], v. 24, n. 5, p. 920–926, 1995. Available at: <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400050020x>

SHARPLEY, Andrew N *et al.* Phosphorus runoff risk assessment in karstic regions of the United States. **Agricultural and Environmental Letters**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 1–8, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1002/ael2.20001>

SHI, P.; SCHULIN, R. Erosion-induced losses of carbon, nitrogen, phosphorus and heavy metals from agricultural soils of contrasting organic matter management. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 618, p. 210–218, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.060>

SILVA, W. C. da *et al.* Establishing environmental soil phosphorus thresholds to mitigate its transfer to water bodies in Mato Grosso State, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 47, p. 1–15, 2023. Available at: <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20230049>

SILVA, J. R. I. *et al.* Efeito de Diferentes Usos do Solo na Erosão Hídrica em Região Semiárida. **Revista Engenharia Na Agricultura - Reveng**, [s. l.], v. 27, n. 3, p. 272–283, 2019. Available at: <https://doi.org/10.13083/reveng.v27i3.867>

SILVANO, R.; RODRIGUES, S.; BITTENCOURT, G. M. Escoamento Superficial em uma Pequena Bacia Hidrográfica Rural da Amazônia. **Revista Brasileira de Cartografia**, [s. l.], v. 70, n. 2, p. 605–628, 2018. Available at: <https://doi.org/10.14393/rbcv70n2-45400>

SILVEIRA, M. L. *et al.* Runoff and Leachate Phosphorus and Nitrogen Losses from Grass- Vegetated Soil Boxes Amended with Biosolids and Fertilizer. **Journal of environmental quality**, [s. l.], v. 1506, n. May, p. 1498–1506, 2019. Available at: <https://doi.org/10.2134/jeq2019.03.0106>

SMECK, N. E. Phosphorus dynamics in soils and landscapes. **Geoderma**, [s. l.], v. 36, n. 3–4, p. 185–199, 1985. Available at: [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(85\)90001-1](https://doi.org/10.1016/0016-7061(85)90001-1)

SOLLY, E. F. *et al.* A Critical Evaluation of the Relationship Between the Effective Cation Exchange Capacity and Soil Organic Carbon Content in Swiss Forest Soils. **Frontiers in Forests and Global Change**, [s. l.], v. 3, n. September, p. 1–12, 2020. Available at: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00098>

SOUZA, J. B. B. *et al.* BIODIGESTORES NA SUINOCULTURA. **Congresso Nacional de Pesquisa Multidisciplinar**, [s. l.], p. 4, 2019.

SPARKS, D. L. **Environmental Soil Chemistry**. [S. l.: s. n.], 2003. ISSN 01678809.v. 100 Available at: [https://doi.org/10.1016/s0167-8809\(03\)00222-6](https://doi.org/10.1016/s0167-8809(03)00222-6)

SPOSITO, G. **The Chemistry of Soils**. [S. l.: s. n.], 2008.

SUN, L. *et al.* Comparing surface erosion processes in four soils from the Loess Plateau under extreme rainfall events. **International Soil and Water Conservation Research**, [s. l.], v. 9, n. 4, p. 520–531, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.06.008>

TAVANTI, R. F. R. *et al.* Crop productivity and soil quality after fertilization with liquid swine manure. **Acta Agronomica**, [s. l.], v. 67, n. 2, 2017. Available at: <https://doi.org/10.15446/acag.v67n2.65684>

TEDESCO, M. J. *et al.* **Análise de Solo, Plantas e Outros Materiais**. [S. l.: s. n.], 1995.

TEIXEIRA, P. C.; RIBEIRO, G. A. A.; RODRIGUES, M. R. L. **Características de Adsorção de Fósforo em Solos da Bacia Petrolífera de Urucu**. [S. l.: s. n.], 2008.

TIPPING, E. *et al.* Atmospheric deposition of phosphorus to land and freshwater. **Environmental Science Processes & Impacts**, [s. l.], v. 16, p. 1608–1617, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1039/c3em00641g>

UDVARDI, M.; POOLE, P. S. Transport and Metabolism in Legume-Rhizobia Symbioses. **Annual review of plant biology**, [s. l.], v. 64, p. 781–805, 2013. Available at: <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-050312-120235>

USDA. **Guide to texture by feel**. [S. l.], 2022.

USDA. Phosphorus Index for Alabama. **Agronomy Technical Note**, [s. l.], v. 72, p. 1–6, 2014.

UUSITALO, R.; AURA, E. A rainfall simulation study on the relationships between soil test P versus dissolved and potentially bioavailable particulate phosphorus forms in runoff. **Agricultural and Food Science**, [s. l.], v. 14, n. 4, p. 335–345, 2005. Available at: <https://doi.org/10.2137/145960605775897713>

VALLADARES, G. S.; PEREIRA, M. G.; ANJOS, L. H. C. dos. Adsorção de fósforo em solos de argila de atividade baixa. **Bragantia**, [s. l.], v. 62, n. 1, p. 111–118, 2003.

VAN ERP, P. J.; HOUBA, V. J. G.; VAN BEUSICHEM, M. L. Actual cation exchange capacity of agricultural soils and its relationship with pH and content of organic carbon and clay. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, [s. l.], v. 32, n. 1–2, p. 19–31, 2001. Available at: <https://doi.org/10.1081/CSS-100102990>

VANCE, C. P. Update on the State of Nitrogen and Phosphorus Nutrition Symbiotic Nitrogen Fixation and Phosphorus Acquisition. **Plant Physiology**, [s. l.], v. 127, p. 390–397, 2001. Available at: <https://doi.org/10.1104/pp.010331.390>

VARGAS, L. P.; PEDRASSANI, D. TRANSFORMAÇÕES DA SUINOCULTURA NO PLANALTO NORTE CATARINENSE : análise da percepção dos envolvidos na atividade. **Cadernos Zygmunt Bauman**, [s. l.], v. 9, p. 79–98, 2019.

VEIGA, M.; PANDOLFO, C. M. **Uso de Esterco como Fertilizante e o Potencial Impacto nos Recursos Hídricos Superficiais e Subterrâneos**. [S. l.: s. n.], 2010.

VIEIRA, M. D. S. *et al.* PHOSPHORUS SORPTION ISOTHERMS IN SOILS OF THE SEMIARID REGION OF BRAZIL. **Rev. Caatinga**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 166–176, 2021. Available at: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252021v34n117rc>

VIEIRA, M.; NETO, B.; ALMEIDA, B. G. De. Degradação Do Solo Por Erosão Em Área Vulnerável À. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, [s. l.], v. 1, p. 4406–4416, 2017. Available at: <https://doi.org/0.20396/sbgfa.v1i2017.1929>

VINHA, A. P. C. *et al.* Adsorção de fósforo em solos de regiões tropicais Phosphorus adsorption in soils of tropical regions. **Nativa**, [s. l.], v. 9, n. 1, p. 30–35, 2021. Available at: <https://doi.org/https://doi.org/10.31413/nativa.v9i1.10973>

WALKER, T. W.; SYERS, J. K. The fate of phosphorus during pedogenesis. **Geoderma**, [s. l.], v. 15, n. 1, p. 1–19, 1976.

WANG, L.; LIANG, T. Effects of exogenous rare earth elements on phosphorus adsorption and desorption in different types of soils. **Chemosphere**, [s. l.], v. 103, p. 148–155, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.11.050>

WANG, Q.; LI, Y. Phosphorus adsorption and desorption behavior on sediments of different origins. **J Soils Sediments**, [s. l.], v. 10, p. 1159–1173, 2010. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0211-9>

WANG, R. *et al.* How to control nitrogen and phosphorus loss during runoff process? – A case study at Fushi Reservoir in Anji County (China). **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 155, n. June, p. 111007, 2023. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111007>

WANG, W.; LI, Z. Research on Rainfall Erosion Model Tests for Loess Slope. **8th International Conference on Education, Management, Information and Management Society (EMIM 2018)**, [s. l.], v. 250, p. 27–33, 2018.

WANG, X. *et al.* Characteristics of phosphate adsorption-desorption onto ferrihydrite: Comparison with well-crystalline Fe (Hydr)oxides. **Soil Science**, [s. l.], v. 178, n. 1, p. 1–11, 2013. Available at: <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e31828683f8>

WANG, Y. *et al.* Phosphorus characteristics of Canada-wide animal manures and implications for sustainable manure management with a cleaner environment. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 845, n. March, p. 157200, 2022. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157200>

WANG, Y. P. *et al.* The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 67, n. 1, p. 75–81, 2007. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2006.03.007>

WANG, Y. T. *et al.* Agronomic and environmental soil phosphorus tests for predicting potential phosphorus loss from Ontario soils. **Geoderma**, [s. l.], v. 241–242, p. 51–58, 2015. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.11.001>

WINCKLER, S. T.; RENK, A.; LESSA, L. Impactos socioambientais da suinocultura no oeste catarinense e a iniciativa de implantação de biodigestores pelo Projeto Alto Uruguai. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, [s. l.], v. 41, p. 237–251, 2017. Available at: <https://doi.org/10.5380/dma.v41i0.47977>

WISCHMEIER, W. H.; SMITH, D. D. Rainfall Energy and Its Relationship to Soil Loss. **Transactions American Geophysical Union**, [s. l.], v. 39, n. 2, p. 285–291, 1958.

WITHERS, P. J. A. *et al.* The effect of soil phosphorus on particulate phosphorus in land runoff. **European Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 60, n. 6, p. 994–1004, 2009. Available at: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2009.01161.x>

WU, L.; YEN, H.; MA, X. Effects of particulate fractions on critical slope and critical rainfall intensity for runoff phosphorus from bare loessial soil. **Catena**, [s. l.], v. 196, n. September 2020, p. 104935, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104935>

XIE, Z. *et al.* Effects of biochar application and irrigation rate on the soil phosphorus leaching risk of fluvisol profiles in open vegetable fields. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 789, p. 147973, 2021. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147973>

XU, Ximeng *et al.* Comparison of runoff and soil loss in different tillage systems in the Mollisol region of Northeast China. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 177, n. 26, p. 1–11, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.10.005>

XU, Xinghong *et al.* Soil phosphorus storage capacity as affected by repeated phosphorus addition in an Ultisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, [s. l.], v. 51, n. 14, p. 1960–1968, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1080/00103624.2020.1813751>

YAN, P. *et al.* Tea planting affects soil acidification and nitrogen and phosphorus distribution in soil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 254, n. September 2017, p. 20–25, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.015>

YANG, L. *et al.* Effects of rainfall intensities on sediment loss and phosphorus enrichment ratio from typical land use type in Taihu Basin, China. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 27, n. 12, p. 12866–12873, 2020. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-04067-0>

YANG, X.; CHEN, X.; YANG, X. Effect of organic matter on phosphorus adsorption and desorption in a black soil from Northeast China. **Soil & Tillage Research**, [s. l.], v. 187, n. October 2017, p. 85–91, 2019. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.016>

YOUNG, A. Present Rate of Land Erosion. **Nature**, [s. l.], v. 224, n. 5222, p. 851–852, 1969. Available at: <https://doi.org/10.1038/224851a0>

YU, W. *et al.* Effects of organic-matter application on phosphorus adsorption of three soil parent materials. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, [s. l.], v. 13, n. 4, p. 1003–1017, 2013. Available at: <https://doi.org/10.4067/S0718-95162013005000079>

ZHANG, F. B. *et al.* Runoff and soil loss characteristics on loess slopes covered with aeolian sand layers of different thicknesses under simulated rainfall. **Journal of Hydrology**, [s. l.], v. 549, p. 244–251, 2017. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.04.002>

ZHANG, M. K. *et al.* Release potential of phosphorus in Florida sandy soils in relation to phosphorus fractions and adsorption capacity. **Journal of Environmental Science and Health**, [s. l.], v. 37, n. 5, p. 793–809, 2002. Available at: <https://doi.org/10.1081/ESE-120003589>

ZHANG, X. *et al.* Effects of topographic factors on runoff and soil loss in Southwest China. **Catena**, [s. l.], v. 160, n. March 2017, p. 394–402, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.013>

ZHANG, Z.; LIAO, H.; LUCAS, W. J. Molecular mechanisms underlying phosphate sensing, signaling, and adaptation in plants. **Journal of Integrative Plant Biology**, [s. l.], v. 56, n. 3, p. 192–220, 2014. Available at: <https://doi.org/10.1111/jipb.12163>

ZHAO, L. *et al.* Effect of soil surface roughness on infiltration water, ponding and runoff on tilled soils under rainfall simulation experiments. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 179, n. June 2017, p. 47–53, 2018. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.01.009>

ZHENG, Z.; SIMARD, R. R.; PARENT, L. E. Anion exchange and mehlich-III phosphorus in humaquepts varying in clay content. **Soil Science Society**, [s. l.], v. 67, p. 1287–1295, 2003. Available at: <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1287>

ZHOU, M.; LI, Y. Phosphorus-Sorption Characteristics of Calcareous Soils and Limestone from the Southern Everglades and Adjacent Farmlands. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, [s. l.], v. 1412, p. 1404–1412, 2001.