

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

**WALQUIRIA CHAVES DA SILVA**

**PROPOSTA DE LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO PARA SOLOS DOS  
ESTADOS DO PARANÁ E MATO GROSSO**

**LAGES**

**2023**

**WALQUIRIA CHAVES DA SILVA**

**PROPOSTA DE LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO PARA SOLOS DOS  
ESTADOS DO PARANÁ E MATO GROSSO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo, área de concentração em Fertilidade do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Roberto Ermani.

**LAGES**

**2023**

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da  
Biblioteca Setorial do CAV/UEDESC,  
com os dados fornecidos pelo (a) autor (a)**

Silva , Walquiria Chaves da  
Proposta de limite crítico ambiental de fósforo para solos  
dos Estados do Paraná e Mato Grosso / Walquiria Chaves da  
Silva . -- 2023.  
63 p.

Orientador: Paulo Roberto Ernani  
Coorientador: Paulo Cezar Cassol  
Coorientador: Luciano Colpo Gatiboni  
Tese (doutorado) -- Universidade do Estado de Santa Catarina,  
Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de Pós-Graduação  
em Ciência do Solo, Lages, 2023.

1. Poluição ambiental . 2. Dejetos de suínos . 3. Eutrofização. 4.  
Transferência de fósforo . I. Ernani, Paulo Roberto. II. Cassol ,  
Paulo Cezar . Gatiboni, Luciano Colpo. III. Universidade do Estado  
de Santa Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa  
de Pós-Graduação em Ciência do Solo. IV. Título.

**WALQUIRIA CHAVES DA SILVA**

**PROPOSTA DE LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO PARA SOLOS DOS  
ESTADOS DO PARANÁ E MATO GROSSO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciência do Solo, área de concentração em Fertilidade do Solo.

**BANCA EXAMINADORA**

Presidente:

Dr. Paulo Roberto Ernani  
Universidade do Estado de Santa Catarina

Membros:

Dr. Daniel João Dall'Orsoletta  
Demétrio Dall'Orsoletta Ensino Agroveterinário LTDA

Dr. David José Miquelluti  
Universidade do Estado de Santa Catarina

Dra. Nerilde Favaretto  
Universidade Federal do Paraná

Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso  
Embrapa Suínos e Aves

Lages (SC), 26 de maio de 2023.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primordialmente a Deus, por abençoar e proteger todos os dias da minha vida.

Aos meus familiares, especialmente a minha mãe pelo incentivo e apoio incondicional.

Aos professores, membros do comitê de orientação: Dr. Paulo Roberto Ernani, Dr. Paulo Cezar Cassol, Dr. Luciano Colpo Gatiboni e Dr. Rodrigo da Silveira Nicoloso.

Ao Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV), Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo (PPGCS), pela oportunidade de aprendizado e aprimoramento da minha formação acadêmica.

Evidencio reconhecimento a todos os colaboradores e instituições que contribuíram para a concepção deste trabalho: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Suínos e Aves), Udesc, Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Fundação ABC, Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR-Paraná), Frimesa Cooperativa Central, Associação dos Criadores de Suínos do Mato Grosso (Acrismat), Fundação de Apoio à Pesquisa e ao Desenvolvimento (Faped).

Aos colegas do Grupo de Estudos do Fósforo em Solos Catarinenses (Gefosc), nomeadamente aos bolsistas de iniciação científica Édila de Lurdes Almeida, Henrique Stockhausen e Leonardo Farias Heinz pela amizade, convivências e auxílio nas análises laboratoriais.

Aos amigos do PPGCS e do Laboratório de Química e Fertilidade do Solo (LQFS) pelo apoio, incentivos e ideias criativas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), pela concessão da bolsa de estudos.

Aos componentes da banca examinadora, por colaborarem com suas experiências.

Por último, gratulo aqueles que, embora não citados, auxiliaram para a realização deste trabalho, muito obrigada.

“É na experiência da Vida que o homem evolui”. (Harvey Spencer Lewis)

## RESUMO

Os dejetos suínos apresentam alto potencial fertilizante para o suprimento de nutrientes às plantas. Porém, a aplicação desses dejetos, assim como de outras fontes de P no solo, deve ser feita em quantidades compatíveis com as necessidades das culturas, para que não se aumente expressivamente os riscos de sua transferência para rios e lagos, onde causa eutrofização. Assim, o objetivo deste estudo foi definir critérios de classificação de risco ambiental em solos dos Estados do Paraná e Mato Grosso, sujeitos a aplicações de altas doses de P. Para isso, em cada um desses Estados, foram amostrados solos representativos das principais regiões de produção de suínos. Essas amostras foram caracterizadas quimicamente e quanto ao poder de adsorção de P e, em seguida, incubadas com doses de P durante 30 dias. Imediatamente após o fim da incubação foram determinados o teor de P solúvel em água (P-água) e o teor de P disponível pelo método Mehlich-1 (P-Mehlich-1). Através do ajuste de regressão entre essas duas variáveis, determinou-se o teor de P-Mehlich-1 no solo a partir do qual a concentração do nutriente em água aumenta consideravelmente, estabelecendo-se esse teor como teor limite de P. Posteriormente, esses valores foram comparados com o conteúdo de argila dos solos, sendo a equação linear resultante considerada como limite crítico ambiental de P (LCA-P), ponderando-se ainda uma margem de segurança de 20%. Assim, para os solos do Paraná com teor de argila até 40% definiu-se o valor de  $LCA-P = 43 \text{ mg dm}^{-3}$ . Já nos solos desse Estado com teor de argila superior a 40%, o LCA-P é dependente do conteúdo de argila, sendo estimado pela equação “ $LCA-P \text{ (mg dm}^{-3}) = -53 + 2,4 * \% \text{ Argila}$ ”. Enquanto, para os solos do Mato Grosso, definiu-se à equação simplificada “ $LCA-P \text{ (mg dm}^{-3}) = 12 + 0,5 * \% \text{ Argila}$ ”. Esses valores de LCA-P podem subsidiar a tomada de decisão quanto a aplicação de P em solos dos Estados do Paraná e Mato Grosso, garantindo a sustentabilidade da produção agrícola e evitando a contaminação ambiental por excesso de P.

**Palavras-chave:** Poluição ambiental; Dejetos de suínos; Eutrofização; Transferência de fósforo.

## ABSTRACT

Pig manure has a high fertilizer potential for supplying nutrients to plants. However, the application of these residues as well as other sources of P in the soil must be done in compatible amounts with the needs of the cultures so as not to significantly increase the risks of its transfer to rivers and lakes where it causes eutrophication. The objective of this study was to define criteria for classifying the environmental risk in soils in the Paraná and Mato Grosso states subject to high P doses from swine manure. Hence, representative soils of the main swine production regions were sampled in each of these states. These samples were chemically characterized and in P adsorption power terms, and then incubated with P doses for 30 days. Immediately after the end of incubation, the water-soluble P content (P-water) and the available P content were determined by the Mehlich-1 method (P-Mehlich-1). Through the regression adjustment between these two variables, the P-Mehlich-1 content in the soil was determined, from which the concentration of the nutrient in water increased considerably, establishing this content as the P limit content. Subsequently, these values were compared with the clay content of the soils, and the resulting linear equation was considered as the environmental P threshold (P-threshold), considering a 20% safety margin. Therefore, for Paraná soils with up to 40% clay content, the value of  $P\text{-threshold} = 43 \text{ mg dm}^{-3}$  was defined. On the other hand, in soils in that State with a clay content greater than 40%, the P-threshold is dependent on the clay content, being estimated by the equation " $P\text{-threshold} (\text{mg dm}^{-3}) = -53 + 2.4 * \% \text{ Clay}$ ". Meanwhile, for Mato Grosso soils, the simplified equation " $P\text{-threshold} (\text{mg dm}^{-3}) = 12 + 0.5 * \% \text{ Clay}$ " was defined. These P-threshold values can support decision making for the application of P in soils in Paraná and Mato Grosso states, ensuring the sustainability of agricultural production and avoiding environmental contamination by excess P.

**Keywords:** Environmental pollution; Pig manure; Eutrophication; Phosphorous transfer.



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização dos pontos de coleta de 40 amostras de solo, nos Estados do Paraná e Mato Grosso, Brasil .....	27
Figura 2 – Classificação textural das amostras de solo dos Estados do Paraná e Mato Grosso .....	33
Figura 3 – Ferro extraído por oxalato de amônio ( $Fe_{OX}$ ) em função dos teores de argila e fósforo remanescente (P-rem) dos solos do Paraná .....	38
Figura 4 – Relações entre argila e CMAP (a); CMAP e P-rem (b); argila e P-rem (c); para amostras de solo do Mato Grosso .....	39
Figura 5 – Relação entre P-Mehlich-1 e P-água para o solo 13 do Paraná, exemplificando solos com equações segmentadas significativas .....	41
Figura 6 – Relação entre P-Mehlich-1 e o conteúdo de argila das amostras de solo do Paraná .....	42
Figura 7 – Validação do modelo LCA-P para as amostras de solo do Paraná .....	43
Figura 8 – Relação entre P-Mehlich-1 e P-água para o solo 14 do Mato Grosso, exemplificando solos com equações segmentadas significativas .....	45
Figura 9 – Valores de LCA-P e P-Mehlich-1 em função dos teores de argila, para as amostras de solo do Mato Grosso .....	46
Figura 10 – Validação do modelo LCA-P para as amostras de solo do Mato Grosso .....	48

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Produção e comércio mundial de carnes, em outubro de 2022 .....	17
Tabela 2 – Produção e consumo de carne suína, em outubro de 2022 .....	18
Tabela 3 – Consumo médio de água e produção média de dejetos por Unidade Animal de Referência (UAR) em sistemas especializados de produção de suínos (L UAR <sup>-1</sup> ) .....	19
Tabela 4 – Concentrações médias de nutrientes e teores de matéria seca de determinados adubos orgânicos <sup>1</sup> .....	20
Tabela 5 – Doses de fósforo (P) utilizadas na incubação dos solos do Paraná e Mato Grosso	30
Tabela 6 – Atributos químicos dos solos do Estado do Paraná .....	34
Tabela 7 – Atributos químicos dos solos do Estado do Mato Grosso .....	35
Tabela 8 – Teores de ferro e alumínio nas frações total (Fe <sub>TOTAL</sub> e Al <sub>TOTAL</sub> ), baixa (Fe <sub>OX</sub> e Al <sub>OX</sub> ) e alta cristalinidade (Fe <sub>DCB</sub> e Al <sub>DCB</sub> ), dos solos do Paraná .....	36
Tabela 9 – Teores de ferro e alumínio nas frações total (Fe <sub>TOTAL</sub> e Al <sub>TOTAL</sub> ), baixa (Fe <sub>OX</sub> e Al <sub>OX</sub> ) e alta cristalinidade (Fe <sub>DCB</sub> e Al <sub>DCB</sub> ), dos solos do Mato Grosso .....	37
Tabela 10 – Coeficientes de correlação linear simples entre argila e P-rem versus atributos químicos relacionados ao poder de adsorção de P dos solos do Paraná .....	38
Tabela 11 – Coeficientes de correlação linear simples entre argila e P-rem versus atributos químicos relacionados ao poder de adsorção de P dos solos do Mato Grosso ....	39
Tabela 12 – Relação entre P-Mehlich-1 e P-água para as amostras de solo do Paraná .....	40
Tabela 13 – Relação entre P-Mehlich-1 e P-água para as amostras de solo do Mato Grosso ..	44
Tabela 14 – Recomendações de manejo da adubação fosfatada conforme o Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) para os Estados do Paraná e Mato Grosso .....	50

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal
Acrismat	Associação dos Criadores de Suínos do Mato Grosso
CQFS	Comissão de Química e Fertilidade do Solo
Consema	Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Fatma	Fundação do Meio Ambiente
IDR-Paraná	Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná
IMA	Instituto do Meio Ambiente
IN	Instrução Normativa
LCA-P	Limite Crítico Ambiental de Fósforo
Nepar	Núcleo Estadual Paraná
SBCS	Sociedade Brasileira de Ciência do Solo
SGAS	Software de Gestão Ambiental da Suinocultura
Udesc	Universidade do Estado de Santa Catarina
USDA	United States Department of Agriculture

## LISTA DE SÍMBOLOS

P	Fósforo
%	Percentual
pH	Potencial hidrogeniônico
cm	Centímetro
mm	Milímetro
°C	Grau celsius
P-água	Fósforo solúvel em água
P-Mehlich-1	Fósforo disponível pelo método Mehlich-1
PRNT	Poder relativo de neutralização total
pH-H <sub>2</sub> O	pH do solo em água
MO	Matéria orgânica
nm	Nanômetro
N	Nitrogênio
K	Potássio
mol L <sup>-1</sup>	Número de mols de uma substância por litro de solução
UV/VIS	Ultravioleta visível
S	Enxofre
Ca	Cálcio
Mg	Magnésio
Al	Alumínio
Fe	Ferro
mg L <sup>-1</sup>	Massa de soluto em miligrama por volume da solução em litro
g	Grama
mL	Mililitro
g kg <sup>-1</sup>	Massa de soluto em grama por quilograma
mg kg <sup>-1</sup>	Massa de soluto em miligrama por quilograma
h	Hora
min	Minuto
rpm	Rotação por minuto
kg	Quilograma
µm	Micrômetro

$\alpha$	Alfa
t	Tonelada
m/m	Relação de massa por massa
kg/m <sup>3</sup>	Quilograma por metro cúbico
L UAR <sup>-1</sup>	Litro por unidade animal de referência
C-Org.	Carbono orgânico
Ntotal	Nitrogênio total
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Pentóxido de fósforo
K <sub>2</sub> O	Óxido de potássio

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
1.1.	OBJETIVOS .....	16
1.1.1.	<b>Objetivo geral.....</b>	<b>16</b>
1.1.2.	<b>Objetivos específicos.....</b>	<b>16</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....</b>	<b>17</b>
2.1	PRODUÇÃO DE SUÍNOS E A CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL.....	17
2.2	FATORES DE RISCO DE TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO AO MEIO AQUÁTICO .....	21
2.3	MODELOS PARA ESTIMAR O RISCO DE TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO DO SOLO .....	23
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>26</b>
3.1	AMOSTRAGEM DE SOLO .....	26
3.2	ANÁLISES LABORATORIAIS.....	27
3.3	DETERMINAÇÃO DO MODELO LCA-P .....	29
3.4	PROCESSAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS.....	30
<b>4</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>32</b>
4.1	CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS .....	32
4.2	CALIBRAÇÃO DO MODELO LCA-P NO ESTADO DO PARANÁ.....	40
4.3	CALIBRAÇÃO DO MODELO LCA-P NO ESTADO DO MATO GROSSO....	43
<b>5</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>49</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>51</b>
	<b>APÊNDICE A – ESPECIFICAÇÕES DOS PONTOS DE COLETA, SOLOS DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL .....</b>	<b>59</b>
	<b>APÊNDICE B – ESPECIFICAÇÕES DOS PONTOS DE COLETA, SOLOS DO ESTADO DO MATO GROSSO, BRASIL.....</b>	<b>60</b>
	<b>APÊNDICE C – ROTINA DE PROGRAMAÇÃO UTILIZADA NA CLASSIFICAÇÃO TEXTURAL DAS AMOSTRAS DE SOLO.....</b>	<b>61</b>
	<b>APÊNDICE D – CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DOS SOLOS DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL .....</b>	<b>62</b>
	<b>APÊNDICE E – CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DOS SOLOS DO ESTADO DO MATO GROSSO, BRASIL.....</b>	<b>63</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os solos brasileiros em geral são naturalmente ácidos e deficientes em elementos químicos essenciais às plantas (MOTTA; MELO, 2019). Em solos intemperizados, o P é considerado um dos nutrientes mais limitantes à produtividade agrícola (ROY *et al.*, 2016; WITHERS *et al.*, 2018), devido à elevada afinidade que possui ao se ligar com partículas sólidas do solo (GÉRARD, 2016). Neste cenário, a obtenção de elevadas produtividades é condicionada ao fornecimento deste nutriente via fertilizantes. Todavia, para atender a demanda nutricional das culturas agrícolas, a aplicação de P via fertilizantes é realizada em doses relativamente superiores às exigências, em virtude da baixa eficiência das adubações fosfatadas (DHILLON *et al.*, 2017).

No que concerne à baixa eficiência da adubação fosfatada está diretamente relacionada às reações do elemento no solo, as quais reduzem sua mobilidade e disponibilidade para as plantas. Dessa forma, a concentração de P na solução do solo, é controlada principalmente por reações de adsorção específica e de precipitação (RODRIGUES *et al.*, 2016; GYPSEY *et al.*, 2018; PENN; CAMBERATO, 2019) e a relevância de cada uma delas na disponibilidade do P, depende da composição mineralógica do solo, do pH e do tipo de fertilizante fosfatado aplicado (BORTOLUZZI *et al.*, 2015; GÉRARD, 2016; SOUSA *et al.*, 2016). A maior parte dos solos brasileiros expressam mineralogia oxídica e alta capacidade de adsorção de P (GOEDERT, 1983; ROY *et al.*, 2017).

Contudo, adubações sucessivas e sem dimensionamento por critérios técnicos podem elevar substancialmente o conteúdo de P no solo. Esse problema é frequente em regiões com criação de animais, nas quais os resíduos gerados são destinados às áreas agrícolas, muitas vezes em doses excessivas (KLEINMAN *et al.*, 2015; ABOUD *et al.*, 2018). A produção de suínos é uma atividade de grande importância para a economia brasileira. O Estado do Paraná destaca-se no cenário nacional pelo elevado número de cabeças de suíno que possui, representando aproximadamente 17% do rebanho nacional e 34% do efetivo da Região Sul. Adicionalmente, graças aos incentivos fiscais do programa “Granja de Qualidade”, associado às condições edafoclimáticas e a alta disponibilidade de matéria prima para fabricação de ração, o Estado do Mato Grosso também se destaca na produção nacional de suínos, com rebanho de cerca de 2,3 milhões de cabeças, o qual corresponde ao maior rebanho da Região Centro-Oeste do Brasil (ABPA, 2022). Salienta-se que a produção de suínos geralmente não ocorre distribuída no território estadual, concentrando-se em regiões onde os arranjos produtivos são favoráveis à atividade.

O aumento do conteúdo total de P no solo aumenta a participação de frações mais lábeis desse nutriente (BOITT *et al.*, 2018; GATIBONI *et al.*, 2008). A continuidade desse processo promove a saturação dos sítios de adsorção, acarretando o aumento expressivo do P solúvel na água (GATIBONI *et al.*, 2015), o qual é altamente suscetível a transferência para os mananciais de água. Uma vez transferido das lavouras para o ambiente aquático, além dos prejuízos financeiros, o P pode ocasionar sérios problemas ambientais, por ser precursor do processo de eutrofização das águas (ZHANG *et al.*, 2017; WITHERS *et al.*, 2019). O P perdido pode contaminar tanto águas superficiais, como rios e lagos, quanto águas subterrâneas, como lençóis freáticos e aquíferos de maior profundidade (SCHINDLER *et al.*, 2016; CASSIDY *et al.*, 2017).

Dessa forma, tornam-se necessárias estratégias que possam delimitar a capacidade de suporte do solo em receber aplicações de P, evitando problemas ambientais. Índices são desenvolvidos para determinar as quantidades máximas de P que determinado solo pode receber sem haver perdas substanciais (KLEINMAN *et al.*, 2000; NAIR, 2014; SHARPLEY *et al.*, 2017; ABOUD *et al.*, 2018). Nesse contexto, pesquisadores da Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc) e colaboradores desenvolveram um sistema simples para avaliação do risco ambiental em solos do Estado de Santa Catarina, levando em consideração dois fatores: conteúdo de argila e P disponível no solo, os quais são comumente determinados em análises laboratoriais de rotina. O modelo, nominado “Limite Crítico Ambiental de Fósforo” (LCA-P), obtido pela equação “ $LCA-P (mg\ dm^{-3}) = 40 + \% \text{ Argila}$ ”, considera que solos mais argilosos, com consequente maior capacidade de adsorver o P, podem receber maiores quantidades de fertilizantes fosfatados antes de haver risco de perdas ao ambiente (GATIBONI *et al.*, 2015). Os resultados desse estudo permitiram que este modelo fosse incluído como indicador de risco ambiental na Instrução Normativa (IN) Nº 11 da Fundação do Meio Ambiente (Fatma), atual Instituto do Meio Ambiente (IMA), a qual regulamenta a suinocultura no Estado de Santa Catarina (IMA, 2022). Apesar de apresentar boa capacidade preditiva, deve-se considerar que o modelo foi desenvolvido com quantidade e variabilidade restritas de solos, o que impossibilita a sua adoção em outras regiões.

A concepção do modelo LCA-P e a sua inclusão à legislação que regulamenta a atividade suinícola no Estado de Santa Catarina, proporcionou o interesse do Instituto de Desenvolvimento Rural do Paraná (IDR-Paraná), além da Associação dos Criadores de Suínos do Mato Grosso (Acrismat) em definir para os seus respectivos Estados um modelo regionalizado de LCA-P, equivalente ao apresentado para Santa Catarina. A definição dos modelos, a partir dos solos mais representativos de cada Estado, endossará subsídio para futuras regulamentações sobre aplicação de fertilizantes fosfatados e resíduos contendo P. Além disso,



o presente estudo possibilitará o desenvolvimento científico, uma vez que aborda temas extremamente importantes para a agricultura, assim como, apresenta potencial para impactar positivamente a suinocultura brasileira, contribuindo para melhorar a qualidade ambiental dos mananciais hídricos pela redução da carga poluente.

## 1.1. OBJETIVOS

### 1.1.1. Objetivo geral

Definir critérios de classificação de risco ambiental de solos com aplicações excessivas de P para os Estados do Paraná e Mato Grosso.

### 1.1.2. Objetivos específicos

Caracterizar quimicamente os solos quanto ao poder de adsorção de P.

Determinar os teores de P disponíveis, bem como, teores de P solúveis em água.

Determinar valores de limites críticos ambientais de P para os solos dos Estados do Paraná e Mato Grosso.

## 2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 PRODUÇÃO DE SUÍNOS E A CONTAMINAÇÃO AMBIENTAL

A carne suína é a fonte de proteína animal de maior consumo no mundo, ocupando o primeiro lugar no ranking de produção, conforme demonstrado na Tabela 1. Nos últimos anos, a produção mundial de carne suína cresceu, aproximadamente, 2%, todavia, é possível verificar que a quantidade relativa de carne suína transacionada internacionalmente é inferior às demais carnes (em torno de 10,7% de exportações sobre o total) (USDA, 2022).

Tabela 1 – Produção e comércio mundial de carnes, em outubro de 2022

Carnes	Produção	Exportações	Participação exportação/produção
	----- mil t -----	----- mil t -----	----- % -----
Carne Suína	103.755	11.105	10,7
Carne de Frango	101.811	12.118	12,0
Carne Bovina	61.162	10.764	17,6

Fonte: Adaptado de USDA (2022).

Levando em consideração a baixa comercialização internacional, observa-se que os maiores produtores mundiais de carne suína, igualmente são os maiores consumidores, como evidenciado na Tabela 2. Dessa forma, atualmente, os maiores produtores e consumidores mundiais, são responsáveis por cerca de 84 e 80% da produção e consumo mundial dessa carne, respectivamente (USDA, 2022).

Inclusive, o Brasil ocupa a quarta colocação nas condições de maior produtor, bem como, maior consumidor de carne suína, ainda atrás dos Estados Unidos, União Europeia e China (Tabela 2). As exportações da União Europeia, Estados Unidos, Canadá e Brasil totalizaram mais de 90% da carne suína comercializada no mundo até os dias atuais, sendo o Brasil também o quarto maior exportador mundial. Os principais Estados brasileiros exportadores de carne suína são Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Paraná, Minas Gerais e Mato Grosso, os quais são responsáveis por cerca de 98% das exportações realizadas (ABPA, 2022).

A suinocultura brasileira apresenta diferente configuração, quando se observa a escala de produção, o nível de adoção tecnológica e o arranjo produtivo entre o produtor e a empresa de processamento. Analisando apenas o modelo produtivo, por exemplo, na Região Sul predominam pequenos suinocultores integrados ou cooperados, especializados em determinada

fase de produção. Por outro lado, a Região Centro-Oeste caracteriza-se por produtores independentes, com produção de ciclo completo. Por sua vez, ambos os sistemas apresentam eficiência e competitividade, mantendo um constante crescimento da produção nacional (ABPA, 2022).

Tabela 2 – Produção e consumo de carne suína, em outubro de 2022

Países	Produção	Participação	Consumo	Participação
	----- mil t -----	----- % -----	----- mil t -----	----- % -----
China	43.500	42	47.995	47
União Europeia	24.040	23	19.960	19
Estados Unidos	12.963	13	10.106	10
Brasil	4.250	4	3.025	3
Canadá	2.090	2	885	1
Outros	16.912	16	21.027	20
Total	103.755	100	102.998	100

Fonte: Adaptado de USDA (2022).

A criação de suínos em confinamento é considerada, pelos órgãos de fiscalização ambiental, como uma atividade potencialmente poluidora do ambiente devido à geração dos dejetos (GATIBONI; NICOLOSO, 2019) e as carcaças de animais mortos (NICOLOSO; BARROS, 2019). Notadamente, torna-se fundamental a geração de tecnologias para o manejo desses resíduos, com a finalidade de atenuar seus potenciais impactos ao ambiente. A exemplo disso, destacam-se as iniciativas da Embrapa que concebeu um modelo de gestão ambiental para a suinocultura, levando em consideração índices zootécnicos aprovados em parceria com o setor produtivo e as instituições brasileiras de pesquisa, bem como, indicadores ambientais calibrados para as principais regiões de produção de suínos do Brasil (NICOLOSO; OLIVEIRA, 2016).

A partir do modelo de gestão ambiental, a Embrapa gerenciou estudos que contribuíram para a atualização da IN N° 11 do IMA (IMA, 2022), da mesma forma que, a Resolução N° 143 do Conselho Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina (Consema) (CONSEMA, 2019) que regulamentam o licenciamento ambiental da suinocultura no Estado de Santa Catarina. Adicionalmente, desenvolveu-se o Software de Gestão Ambiental da Suinocultura (SGAS), com a finalidade de auxiliar produtores e técnicos no delineamento de projetos para gestão ambiental das granjas de suínos (NICOLOSO *et al.*, 2020).

O consumo de água e a produção de dejetos nas granjas de suínos são informações necessárias para o dimensionamento dos sistemas de captação e armazenamento de água, como também para o dimensionamento dos sistemas de manejo, tratamento e reciclagem desses

resíduos. A Tabela 3 apresenta o consumo médio de água e a produção média de dejetos nos diferentes sistemas de produção dos suínos. Além disso, ressalta-se que essas estimativas são válidas para granjas que fazem uso de padrões construtivos e práticas de manejo da água que diminuem os desperdícios nas granjas, uma vez que, a utilização de bebedouros mal regulados, aspersores e sistemas de limpeza de alta vazão, por exemplo, podem contribuir significativamente no aumento do consumo de água e, portanto, na produção de dejetos nas granjas (SOUZA *et al.*, 2016).

Tabela 3 – Consumo médio de água e produção média de dejetos por Unidade Animal de Referência (UAR) em sistemas especializados de produção de suínos (L UAR<sup>-1</sup>)

Sistema de produção	UAR	Consumo de água		Produção de dejetos	
		Diário	Anual	Diária	Anual
Unidade de terminação <sup>1</sup>	suíno	8,3	2.850	4,5	1.526
Creche <sup>2</sup>	leitão	2,7	815	1,6	478
Unidade de produção de desmamados <sup>3,9</sup>	matriz	19,3	7.056	11,4	4.162
Unidade de produção de leitões <sup>4,9</sup>	matriz	26,5	9.675	15,6	5.696
Ciclo completo <sup>5,9</sup>	matriz	92,0	33.562	50,6	18.486
Wean-to-finish single stock <sup>6</sup>	leitão	6,9	2.405	3,7	1.299
Wean-to-finish double stock <sup>7</sup>	leitão	3,8	1.319	2,1	718
Machos <sup>8</sup>	macho	10,0	3.661	6,5	2.380

1 – Estimado pela observação de 13.276 suínos alojados em granjas comerciais de terminação totalizando 3,26 lotes por ano com duração de 105 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes (TAVARES, 2016; OLIVEIRA *et al.*, 2017); 2 – Estimado pela observação de 26.695 leitões alojados em granjas comerciais do tipo creche totalizando 8,69 lotes por ano com duração de 35 dias por lote e intervalo de 7 dias entre lotes (TAVARES, 2016); 3 – Estimado pela observação de 5.142 matrizes alojadas em granjas comerciais de produção de leitões desmamados com média de 2,59 partos por ano em ciclos de 141 dias (36 dias em gaiolas de gestação, 70 dias em baias de gestação coletiva e 35 dias em baias de maternidade) (OLIVEIRA *et al.*, 2020); 4 – Estimado a partir dos resultados da creche e unidade de produção de desmamados, considerando dados médios de 11,7 leitões nascidos vivos por parto e mortalidade de 7,8% dos leitões em maternidade (MIELE, 2019); 5 – Estimado a partir dos resultados da unidade de terminação, creche e unidade de produção de desmamados, considerando dados médios de 11,7 leitões nascidos vivos por parto, mortalidade de 7,8% dos leitões em maternidade e mortalidade de 2,2% dos leitões em creche (MIELE, 2019); 6 – Estimado a partir dos resultados da unidade de terminação e creche, mantendo-se a mesma lotação de animais em ambas as fases; 7 – Estimado a partir dos resultados da unidade de terminação e creche, reduzindo-se a lotação de animais pela metade na fase de terminação; 8 – Dados não publicados; 9 – Não inclui os reprodutores machos, caso presentes, adicionar as quantidades de água consumida e dejetos produzidos pelos machos alojados na unidade de produção.

Fonte: Adaptado de IMA (2022).

Os dejetos possuem em sua composição nutrientes essenciais ao bom desenvolvimento das plantas, ou seja, podem ser utilizados como fertilizantes orgânicos na agricultura. Tradicionalmente, esta tem sido a técnica preferencial para manejo e destinação dos dejetos no Brasil e no mundo (COUTO *et al.*, 2017; TIECHER *et al.*, 2017). Além de serem fontes de nutrientes para as plantas, os fertilizantes orgânicos podem contribuir para melhorar a fertilidade, a atividade biológica e a agregação do solo (CQFS-RS/SC, 2016). Por outro lado, a



Por sua vez, a eutrofização quase sempre resulta no aumento expressivo e inconveniente da população de algas e outras plantas aquáticas maiores. Quando essas plantas morrem, sua decomposição diminui o nível de oxigênio dissolvido na água, processo semelhante ocorre quando esgotos são descarregados nos rios sem tratamento prévio. Conseqüentemente a diminuição do nível de oxigênio da água causa a morte dos peixes e de outras formas de vida aquática (JARVIE *et al.*, 2013; SCHINDLER *et al.*, 2016).

Nesse contexto, existe uma demanda crescente por informações sobre as variáveis envolvidas no processo de transferência de P de áreas agrícolas para ambientes aquáticos.

## 2.2 FATORES DE RISCO DE TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO AO MEIO AQUÁTICO

A transferência de P para ambientes aquáticos está fortemente associada a fatores relacionados ao solo como fonte de contaminação e fatores envolvidos no transporte do contaminante das áreas fonte para os recursos hídricos (HEATHWAITE *et al.*, 2005). Na seqüência, esses fatores são discutidos com maior detalhamento.

Dentre os fatores associados a fonte podemos ressaltar que, o aumento dos níveis de P no solo, promove a saturação dos sítios de adsorção, conseqüentemente aumentando a quantidade do nutriente em solução. Dessa forma, o P na solução do solo pode ser perdido por intermédio do escoamento superficial ou drenagem subsuperficial (GATIBONI *et al.*, 2015; BORTOLON *et al.*, 2016; ABBOUD *et al.*, 2018). Além disso, a fonte de adubação utilizada pode potencializar as perdas de P, especialmente em áreas que recebem resíduos orgânicos como fonte de nutrientes, devido à aplicação repetida nas mesmas áreas, bem como, às aplicações serem superficiais e, ainda, à desproporção entre nutrientes nos resíduos e doses recomendadas às culturas (BORDA *et al.*, 2014). Por último, é importante salientar a quantidade, modo e época de aplicação dos fertilizantes. Doses sucessivas de fertilizantes fosfatados aumentam o teor e grau de saturação de P no solo e, portanto, o potencial poluente dos mesmos. Todavia, os limites ambientais de P no solo são normalmente superiores aos limites agronômicos (ABDALA *et al.*, 2012; BAI *et al.*, 2013; GATIBONI *et al.*, 2015; BAKER *et al.*, 2017; BOITT *et al.*, 2018). Por conseguinte, os riscos de poluição pelo P estão diretamente relacionados com aplicações em quantidades superiores às exigências das culturas (KLEINMAN *et al.*, 2015).

Levando em consideração o modo de aplicação dos fertilizantes, as aplicações em superfície promovem a diluição de P em um volume reduzido de solo, o que associado a baixa mobilidade desse nutriente, estimula a concentração do mesmo na camada susceptível ao

transporte (LIU *et al.*, 2012) pelo escoamento de águas das chuvas. Por outro lado, aplicações localizadas, favorecem regiões de alta concentração, mesmo assim, o P é incorporado a uma camada de menor vulnerabilidade ao transporte (SCHUSTER *et al.*, 2017). A transferência de P de áreas agrícolas para ambientes aquáticos, também ocorre quando se realizam aplicações de fertilizantes nas épocas em que o solo apresenta limitada cobertura vegetal (MCCONNELL *et al.*, 2013).

Com relação ao transporte de P de áreas agrícolas, o mesmo pode ser influenciado pelo manejo do solo. Dessa forma, para facilitar a compreensão, devemos discernir as perdas de P em dois compartimentos: (i) P ligado aos sedimentos; e (ii) P solúvel; os quais estão correlacionados respectivamente com as perdas por erosão e escoamento superficial (HANSEN *et al.*, 2002). Em sistemas de cultivo conservacionistas com mobilização de solo pequena ou inexistente, o transporte de solo e sedimentos é atenuado, bem como, a fração de P ligada aos sedimentos (BERTOL *et al.*, 2013). Todavia, nesses sistemas a perda de água é equivalente, assim, o transporte de frações solúveis de P torna-se pouco afetado em função do manejo (CHEROBIM *et al.*, 2017). Além disso, em sistemas de cultivo com revolvimento ocorre diluição de P em um volume maior de solo, conseqüentemente, diminuindo o teor de P na zona de interação entre solo e escoamento (SCHUSTER *et al.*, 2017). Por outro lado, nesses sistemas de cultivo, os solos tornam-se susceptíveis a erosão, e, portanto, ocorre a perda de frações de P ligadas aos sedimentos (CHEROBIM *et al.*, 2017). Dessa maneira, o revolvimento do solo pode ser recomendado, mas, desde que sejam efetuadas outras práticas de manejo conservacionista, a fim de evitar a erosão. Ademais, a cobertura vegetal diminui a energia cinética da gota da chuva, logo, reduzindo a desagregação e o transporte de sedimentos (KHAN *et al.*, 2016), assim como, aumenta a infiltração de água no solo, ocasionando redução do volume e aumento do tempo para o início do escoamento (EL KATEB *et al.*, 2013). O uso de práticas conservacionistas como terraceamento e faixas vegetadas, também oferecem benefícios interessantes em relação ao controle das perdas de P em áreas de alto risco, particularmente, P ligado aos sedimentos (BERTOL *et al.*, 2014; IOCHIMS, 2023).

De forma complementar, em solos bem drenados ou mesmo com saturação de P elevada, ocorrem perdas de P por drenagem subsuperficial, bem como, lixiviação (SHARMA *et al.*, 2017). Dessa forma, fatores relacionados a infiltração de água no solo, tais como, textura, agregação, declividade, entre outros, influenciam a transferência de P de áreas agrícolas para ambientes aquáticos. Os solos argilosos possuem menor susceptibilidade as perdas por lixiviação, devido a maior capacidade de adsorção, quando comparados aos solos arenosos (GATIBONI *et al.*, 2015). No entanto, solos argilosos com adequada agregação podem

apresentar caminhos preferenciais de drenagem, favorecendo as perdas de P por lixiviação (LIU *et al.*, 2012). Outro fator a ser considerado é a declividade do terreno, uma vez que, solos declivosos dispõem de menor tempo de retenção de água sobre a superfície, o que reduz a infiltração e a perda de P por lixiviação (SANTOS *et al.*, 2017). Apesar disso, quando a lixiviação de P diminui, aumenta-se o potencial de perda por escoamento superficial (ESSIG *et al.*, 2009). Por último, quanto maior a distância e menor a conectividade entre a área fonte e o corpo hídrico receptor, menores serão as perdas e o risco de contaminação (CASSIDY *et al.*, 2017).

### 2.3 MODELOS PARA ESTIMAR O RISCO DE TRANSFERÊNCIA DE FÓSFORO DO SOLO

Diversas variáveis são envolvidas no processo de transferência de P de áreas agrícolas para ambientes aquáticos. A compreensão dessas particularidades levou ao surgimento de iniciativas para regulamentação da quantidade de P aplicada em áreas agrícolas conforme o risco de transferência apresentado em cada área. Em países como Estados Unidos, Canadá e União Europeia, essas regulamentações contemplam aspectos ligados a transferência de P de áreas agrícolas para os ambientes aquáticos. Para tanto, são avaliados fatores ligados ao solo como fonte, entre eles: teor e saturação de P no solo; fonte e forma de aplicação; concentração de nutrientes aplicada e exportada; e fatores ligados ao transporte como: perda de solo e nutrientes por erosão; distância do corpo hídrico receptor; manejo do solo; uso de medidas mitigatórias como terraceamento e faixas vegetadas; entre outros (HEATHWAITE *et al.*, 2005; NELSON; SHOBER, 2011; OSMOND *et al.*, 2012). Consequentemente, são atribuídos pesos em relação a participação desses fatores na transferência de P de uma determinada área, assim, estabelecendo um sistema denominado de Índice de P ou “P-index” (SHARPLEY *et al.*, 2017). Consoante a nota que a área recebe, essa é classificada apresentando desde baixo até muito alto risco de transferência de P. Dessa forma, dependendo da classe de risco são propostas diferentes restrições de manejo, desde ausência de restrição até a proibição de aplicações adicionais de P.

Sistemas complexos como o “P-index” surgiram a partir de sistemas mais simples, baseado em dados de pesquisa, foram estabelecidos teores limites de P no solo, sendo que acima dos quais a solubilidade do elemento torna-se elevada (KLEINMAN *et al.*, 2000). Aliado aos dados de perdas de solo, escoamento superficial e outros fatores analisados, Lemunyon e Gilbert (1993) findaram a proposta do primeiro “P-index”. Diante disso, torna-se imprescindível o estabelecimento de modelos especificamente para as condições brasileiras.



Nesse contexto, Gatiboni et al. (2015) desenvolveram um sistema simples para avaliação do risco ambiental em solos do Estado de Santa Catarina, levando em consideração dois fatores principais: teores de argila e P disponível no solo, os quais são comumente determinados em análises laboratoriais de rotina. O modelo ajustado utilizou solos com diferentes teores de argila, os quais foram incubados com doses crescentes de P e avaliados quanto ao teor de P disponível e o teor de P liberado para a água. Com isso, calculou-se o valor limite de P no solo a partir do qual inicia-se a liberação de altas quantidades de P para a água, sendo denominado “Limite Crítico Ambiental de Fósforo” (LCA-P). Este indicador determina um limite aceitável para o teor de P disponível no solo sem haver risco de contaminação ambiental. Para os solos catarinenses calibrados nesse estudo, o LCA-P é calculado pela fórmula “ $LCA-P \text{ (mg dm}^{-3}\text{)} = 40 + \% \text{ Argila}$ ”. Esse modelo foi validado em 82 solos e possibilitou a separação de solos com alto e baixo risco ambiental (GATIBONI *et al.*, 2015). Os resultados desse estudo permitiram que este modelo fosse incluído como indicador de risco ambiental na IN N° 11, a qual regulamenta a suinocultura no Estado de Santa Catarina (IMA, 2022).

Adicionalmente, Dall’Orsoletta et al. (2021) estudando a transferência de P por escoamento superficial em áreas com diferentes declividades e submetidas a aplicação de doses de dejetos líquidos de suínos, sugeriu acrescentar ao modelo LCA-P estabelecido para o Estado de Santa Catarina, um fator de agravamento, o qual refere-se a perdas por escoamento superficial em função do teor de argila e declividade. Por conseguinte, evidenciou-se que as perdas de P por escoamento superficial são maiores, quanto maior for a declividade e o teor de argila do solo. Dessa forma, o LCA-P para solos catarinenses com declividade menor ou igual a 25% pode ser expresso pela fórmula “ $LCA-P \text{ (mg dm}^{-3}\text{)} = (42,287 + A) - (0,230 A + 0,0123 A D)$ ”, enquanto, para os solos com declividade maior que 25% deve-se considerar a fórmula “ $LCA-P \text{ (mg dm}^{-3}\text{)} = (42,287 + A) - (-0,437 A + 0,039 A D)$ ”, em que “A” é o teor de argila e “D” a declividade, com valores expressos em %. Sendo assim, o novo modelo proposto possibilita estimar com maior precisão os teores de P acima dos quais há um maior potencial de transferência de P de áreas agrícolas para os ambientais aquáticos.

De modo semelhante, Gatiboni et al. (2020) delimitaram o LCA-P para solos do Estado do Rio Grande do Sul. Por sua vez, o modelo foi proposto levando em consideração apenas o conteúdo de argila do solo e, indiretamente, a composição mineralógica. O LCA-P estabelecido é representado pela equação “ $LCA-P \text{ (mg dm}^{-3}\text{)} = 20 + \% \text{ Argila}$ ”, em que “LCA-P” é o teor máximo de P do solo extraído pelo método Mehlich-1, e “Argila” é a quantidade de argila determinada pelo método da pipeta ou densímetro, em %. Portanto, o desenvolvimento e

aplicação desses modelos são de extrema importância para o manejo da aplicação de P no solo, subsidiando aos órgãos ambientais e outros setores, o controle e fiscalização ambiental (GATIBONI *et al.*, 2020).

A partir dessas iniciativas, outros trabalhos de pesquisa foram desenvolvidos. Hemielevsk (2020) determinou o LCA-P para solos do Estado de Goiás. Sendo assim, o LCA-P estabelecido é precisado pela equação “ $LCA-P \text{ (mg dm}^{-3}\text{)} = 20 + 0,5 * \% \text{ Argila}$ ”. Celante (2021) definiu o LCA-P para solos do Estado do Paraná. Especificamente, para solos com teor de argila de 23% foi estabelecido o valor de  $LCA-P = 64 \text{ mg dm}^{-3}$ , e para solos com teor de argila de 70% foi estabelecido o valor de  $LCA-P = 120 \text{ mg dm}^{-3}$ . Ambos os trabalhos seguiram metodologias semelhantes aos modelos de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Logo, os resultados obtidos nesses estudos, também são informações promissoras para prever o risco de poluição ambiental nessas regiões.

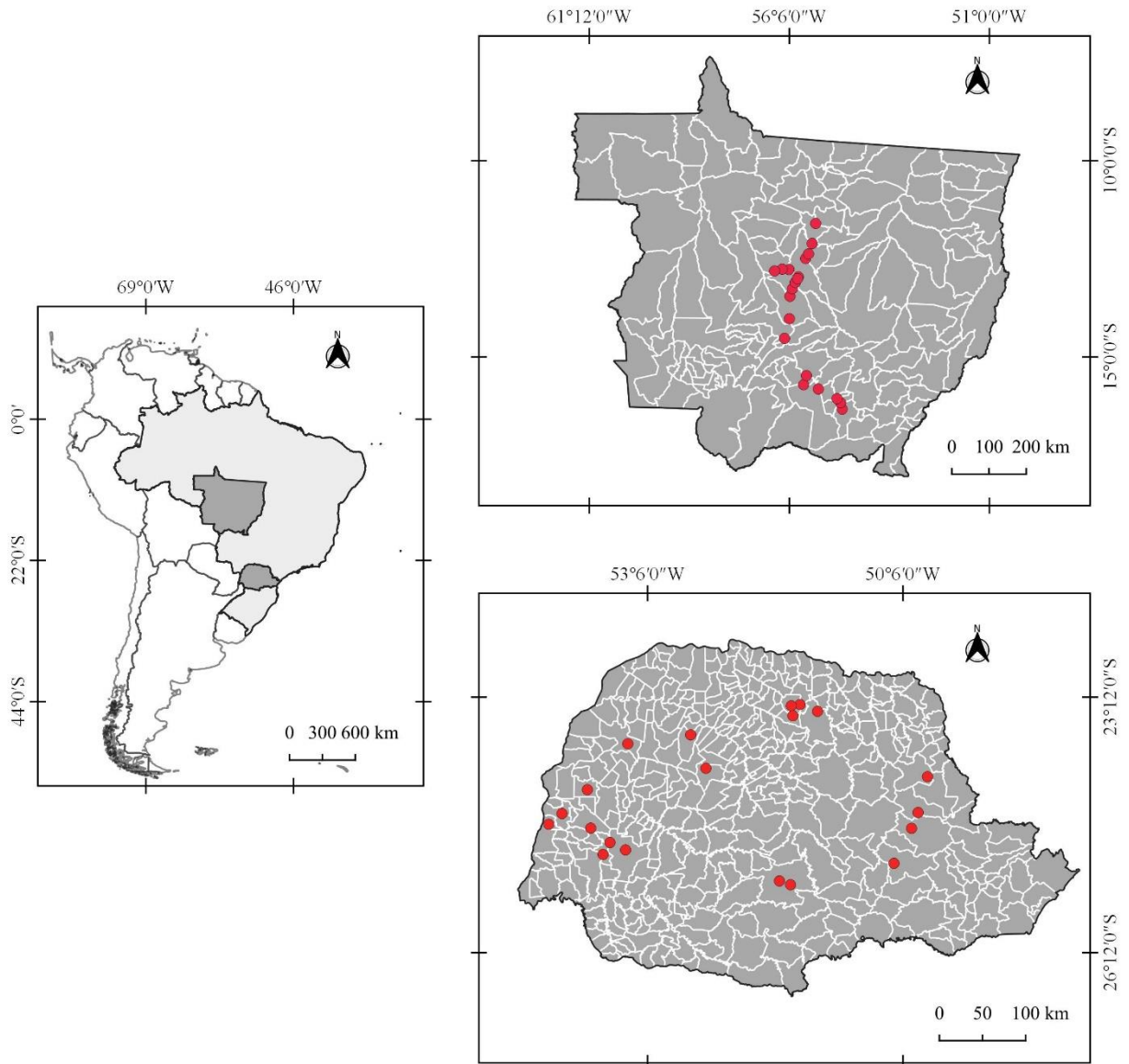
### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 AMOSTRAGEM DE SOLO

Para a obtenção do modelo LCA-P para solos dos Estados do Paraná e Mato Grosso, foram selecionados solos representativos das principais regiões de produção de suínos nesses Estados (Figura 1). As especificações dos locais de coleta estão descritas nos APÊNDICES A e B. Nos locais selecionados foram coletadas amostras de solo em áreas sob vegetação natural e sem histórico de adubação mineral ou orgânica, onde os solos mantêm suas características físicas e químicas originais. Além disso, vale ressaltar que os pontos de coleta foram definidos visando a obtenção de solos com ampla variação quanto aos teores de argila, fator preponderante para calibração do LCA-P. Dessa forma, a amostragem foi realizada nas camadas de 0 a 10 e 0 a 20 cm de profundidade, respectivamente, para os Estados do Paraná e Mato Grosso. Posteriormente, as amostras foram secas ao ar, moídas, peneiradas em malha de 2 mm e devidamente armazenadas para subsequente utilização.

Adicionalmente, foram coletadas amostras de solo, em áreas com histórico de aplicação de dejetos para a validação dos modelos. No Paraná, foram coletadas 100 amostras de solo na camada de 0 a 10 cm de profundidade, em lavouras de produtores rurais que utilizam os dejetos como fonte de nutrientes e em área experimental com longo histórico de aplicação de dejetos. A amostragem foi realizada nos municípios de Francisco Beltrão, Dois Vizinhos, Chopinzinho, Clevelândia, Guarapuava, Cantagalo, Corbélia, Cascavel, Toledo, Quatro Pontes, Marechal Cândido Rondon, Nova Santa Rosa, Palotina, Santa Tereza do Oeste, Maripá, Jaguariaíva, Arapoti, Tibagi, Castro, Carambeí, Piraí do Sul e Londrina. No Mato Grosso, a amostragem de solo foi realizada em 12 propriedades rurais de criadores de suínos, nos municípios de Sinop, Sorriso, Vera, Tapurah, Lucas do Rio Verde, Nova Mutum, Campo Verde, Primavera do Leste e Rondonópolis. Em cada propriedade rural, foram selecionadas áreas de pastagem ou culturas de grãos com e sem histórico de aplicação de dejetos de suínos, definidas por meio de entrevista com os produtores. Coletaram-se amostras de solo na camada de 0 a 20 cm de profundidade, sendo 5 amostras coletadas em áreas sem histórico de adubação com dejetos de suínos e 5 amostras nas áreas com histórico de aplicação de dejetos de suínos. No total foram coletadas 120 amostras nas 12 propriedades rurais selecionadas. Finalmente, as amostras foram secas em estufa com circulação forçada de ar, regulada a 65 °C, tamisadas em malha de 2 mm e devidamente acondicionadas. Sucessivamente, foram determinados os teores de P solúvel em água (P-água) e P disponível pelo método Mehlich-1 (P-Mehlich-1).

Figura 1 – Localização dos pontos de coleta de 40 amostras de solo, nos Estados do Paraná e Mato Grosso, Brasil



Sistema de Referência Geográfico/Datum: SIRGAS 2000/Dados Vetoriais do IBGE.  
Fonte: Elaborada pela autora (2023).

### 3.2 ANÁLISES LABORATORIAIS

Subamostras dos solos foram incubadas com quatro doses de calcário dolomítico (PRNT = 87,7%), representando 0, 70, 100 e 130% da recomendação para correção da acidez (NEPAR-SBCS, 2019; EMBRAPA, 2004). Após 30 dias de incubação determinou-se o pH-H<sub>2</sub>O das amostras e, por análise de regressão, estimou-se a quantidade necessária de calcário para elevar o pH dos solos do Mato Grosso até 5,5 e os solos do Paraná até 6,0. Com base nessa estimativa, todas as amostras de solo tiveram seu pH-H<sub>2</sub>O corrigido para os valores desejados por

incubação com calcário durante 30 dias. Em ambas as incubações, a umidade do solo foi mantida em torno de 80% da capacidade de campo através da adição periódica de água destilada, a fim de repor a água perdida por evaporação. Após a segunda incubação, os solos foram secos em estufa com circulação forçada de ar, regulada a 65 °C, peneirados em malha de 2 mm e submetidos à análise de caracterização física e química, conforme procedimentos descritos a seguir (EMBRAPA, 2017).

A análise granulométrica foi realizada com base no método da pipeta. O pH-H<sub>2</sub>O e o Índice SMP foram determinados em medidor de pH com eletrodo de vidro. A determinação do teor de MO foi realizada pelo método da oxidação de carbono do solo por solução sulfocrômica (dicromato de sódio e ácido sulfúrico) com aquecimento externo, sendo determinado por colorimetria, em comprimento de onda de 645 nm. Os teores disponíveis de P e K foram extraídos por solução de Mehlich 1 (0,0125 mol L<sup>-1</sup> de ácido sulfúrico e 0,050 mol L<sup>-1</sup> de ácido clorídrico), sendo o P determinado em espectrofotômetro de UV/VIS a 882 nm e o K por fotometria de chama. Os teores de Ca, Mg e Al trocáveis foram extraídos com solução de cloreto de potássio 1,0 mol L<sup>-1</sup>, os elementos Ca e Mg foram determinados por espectrofotometria de emissão óptica em plasma induzido, enquanto o Al foi determinado por titulação ácido-base. Por último, foram calculados os valores de acidez potencial (H+Al), capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (CTC pH 7,0), saturação por bases (V) e a saturação por alumínio (m).

Além da caracterização física e química, também foram determinados os teores de fósforo remanescente (P-rem), capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP), capacidade tampão de fósforo (CTP), percentual de fósforo recuperado, ferro e alumínio nas frações total (Fe<sub>TOTAL</sub> e Al<sub>TOTAL</sub>), de baixa (Fe<sub>OX</sub> e Al<sub>OX</sub>) e de alta cristalinidade (Fe<sub>DCB</sub> e Al<sub>DCB</sub>). O P-rem foi determinado pela concentração de P na solução de equilíbrio logo após agitação das amostras com uma solução de cloreto de cálcio 0,01 mol L<sup>-1</sup>, contendo 60 mg L<sup>-1</sup> de P, na relação solo:solução 1:10 (ALVAREZ *et al.*, 2000). Finalmente, o teor de P na solução de equilíbrio foi determinado por colorimetria. A CMAP foi obtida pela adição de 0,5 g de solo em tubo falcon com capacidade de 15 mL (em quatro repetições), aos quais foram transferidos 10 mL de solução de cloreto de cálcio 0,01 mol L<sup>-1</sup> contendo sete concentrações de P. Para os solos com teor de argila menor do que 300 g kg<sup>-1</sup> foram utilizadas as doses 0; 31,25; 62,50; 125; 250; 500; 1000 mg kg<sup>-1</sup> de P, enquanto, para os solos com teor de argila maior do que 300 g kg<sup>-1</sup>, utilizaram-se as doses 0; 62,50; 125; 250; 500; 1000; 2000 mg kg<sup>-1</sup> de P. Após agitação por 16 h, as amostras foram centrifugadas por 15 min (3000 rpm), sendo o teor de P em solução determinado por colorimetria (MURPHY; RILEY, 1962). O P sorvido foi obtido pela diferença

entre a quantidade adicionada e a recuperada na solução de equilíbrio. Os dados de P-sorvido e P-solução foram ajustados à equação (1) de Langmuir:

$$P_{\text{ sorvido}} = \frac{k \times CMAP \times C}{1 + k \times C} \quad (1)$$

em que,  $k$  = constante relacionada com a energia de adsorção,  $CMAP$  = capacidade máxima de adsorção de P e  $C$  = concentração de P na solução. A CTP foi estimada com base na relação entre a dose de P aplicada e o teor de P extraível pelo método Mehlich 1. O percentual de P recuperado foi calculado de acordo com a equação (2) proposta por Anghinoni e Bohlen (1974):

$$\% \text{ de P recuperado} = \frac{P_{\text{ determinado}} - P_{\text{ nativo do solo}}}{P_{\text{ adicionado}}} \times 100 \quad (2)$$

$Fe_{\text{TOTAL}}$  e  $Al_{\text{TOTAL}}$  foram extraídos por tratamento sulfúrico (EMBRAPA, 2017).  $Fe_{\text{OX}}$  e  $Al_{\text{OX}}$  foram extraídos utilizando solução ácida de oxalato de amônio ( $0,1 \text{ mol L}^{-1}$  de ácido oxálico e  $0,2 \text{ mol L}^{-1}$  de oxalato de amônio a pH 3) (SHOUMANS, 2009).  $Fe_{\text{DCB}}$  e  $Al_{\text{DCB}}$  foram extraídos com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio (CAMARGO *et al.*, 1986). Os teores de Fe e Al foram quantificados por espectrofotometria de absorção atômica.

### 3.3 DETERMINAÇÃO DO MODELO LCA-P

Os solos foram submetidos a incubação com doses de P, correspondentes entre 0 e 100% dos valores de  $CMAP$ . Portanto, para os solos com teor de argila menor do que  $300 \text{ g kg}^{-1}$ , as doses variaram de 0 a  $1000 \text{ mg kg}^{-1}$  de P, e para os solos com teor de argila maior do que  $300 \text{ g kg}^{-1}$ , as doses variaram de 0 a  $2000 \text{ mg kg}^{-1}$  de P (Tabela 5). As doses de P foram adicionadas por meio de uma solução elaborada pela dissolução do fertilizante superfosfato triplo moído com água ultrapura. Para tanto, 50 g de solo foram pesadas e acondicionadas em sacos plásticos (com capacidade de 1 kg), sendo em seguida adicionada solução contendo as concentrações de P correspondentes a cada dose testada. Para cada solo, esse procedimento foi realizado em três repetições, por um período de 30 dias.

Imediatamente após o fim da incubação, foram determinados os teores de P em extrato aquoso (P-água) e extraído pelo método Mehlich-1 (P-Mehlich-1). O P-água foi determinado pesando-se o equivalente a  $2,5 \text{ g}$  de solo, adicionando-se  $25 \text{ mL}$  de água ultrapura. Após 1 h de

agitação, as amostras foram centrifugadas durante 15 min (3500 rpm), filtradas com membrana de acetato de celulose de 0,45  $\mu\text{m}$ , e uma alíquota foi retirada para a determinação. De outra forma, o P-Mehlich-1 foi obtido utilizando-se 2,5 g de solo e 25 mL de solução extratora. Após 5 min de agitação do solo com a solução extratora, as amostras permaneceram em repouso por 16 h, em seguida retirou-se amostra do sobrenadante para determinação. O P-água e o P-Mehlich-1 foram determinados pelo método Murphy e Riley (1962).

Tabela 5 – Doses de fósforo (P) utilizadas na incubação dos solos do Paraná e Mato Grosso

Identificação	Dose de P		Argila < 30%	
	---- mg kg <sup>-1</sup> ----	---- mg L <sup>-1</sup> ----	Paraná	Mato Grosso
1	0,00	0,00		
2	31,25	1,56		
3	62,50	3,13		
4	125,00	6,25	Solo: 1; 2; 3; 4; 5; 6	Solo: 1; 2; 3; 4; 5; 6;
5	250,00	12,50		7; 8; 9
6	500,00	25,00		
7	1000,00	50,00		

Identificação	Dose de P		Argila > 30%	
	---- mg kg <sup>-1</sup> ----	---- mg L <sup>-1</sup> ----	Paraná	Mato Grosso
1	0,00	0,00		
2	62,50	3,13		
3	125,00	6,25		
4	250,00	12,50	Solo: 7; 8; 9; 10; 11;	Solo: 10; 11; 12; 13;
5	500,00	25,00	12; 13; 14; 15;	14; 15; 16; 17;
6	1000,00	50,00	16; 17; 18; 19;	18; 19; 20
7	2000,00	100,00	20	

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

### 3.4 PROCESSAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS

Os dados dos atributos químicos e físicos dos solos foram analisados preliminarmente por meio da estatística descritiva, calculando-se a média, mediana, valor mínimo, valor máximo, desvio padrão, coeficiente de variação, quartil inferior e quartil superior, buscando assim caracterizá-los. Em seguida, procedeu-se a classificação textural através do diagrama de triângulo textural do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) (EMBRAPA, 2018). Os valores obtidos a partir da análise granulométrica foram plotados no triângulo textural confeccionado em linguagem R (APÊNDICE C). Além disso, realizaram-se análises de correlação e regressão entre P-rem e argila, e ambos versus atributos químicos relacionados ao poder de adsorção de P dos solos.

Subsequentemente, a relação entre os valores de P-Mehlich-1 (variável independente “x”) e P-água (variável dependente “y”) foi representada graficamente. Foram ajustadas funções matemáticas do tipo equações lineares com dois segmentos, para determinar o ponto de intersecção entre os dois segmentos (*change point*), ou seja, o valor de P-Mehlich-1 em que os níveis de P-água aumentam abruptamente. Por último, os valores de *change point* e argila foram relacionados, e a equação linear decorrente foi considerada como LCA-P.

Todos os procedimentos e análises laboratoriais deste estudo foram conduzidos no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo (LQFS) do Centro de Ciências Agroveterinárias (CAV) da Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), no município de Lages, SC.



## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS

Os solos selecionados apresentaram grande variação em seus atributos químicos e físicos, por conseguinte, comportamento diferenciado quanto ao potencial de adsorção de P. A maior parte dos atributos avaliados expressaram alto coeficiente de variação entre os solos, evidenciando uma grande amplitude de valores, que também pode ser constatada pelos valores extremos (máximo e mínimo) determinados.

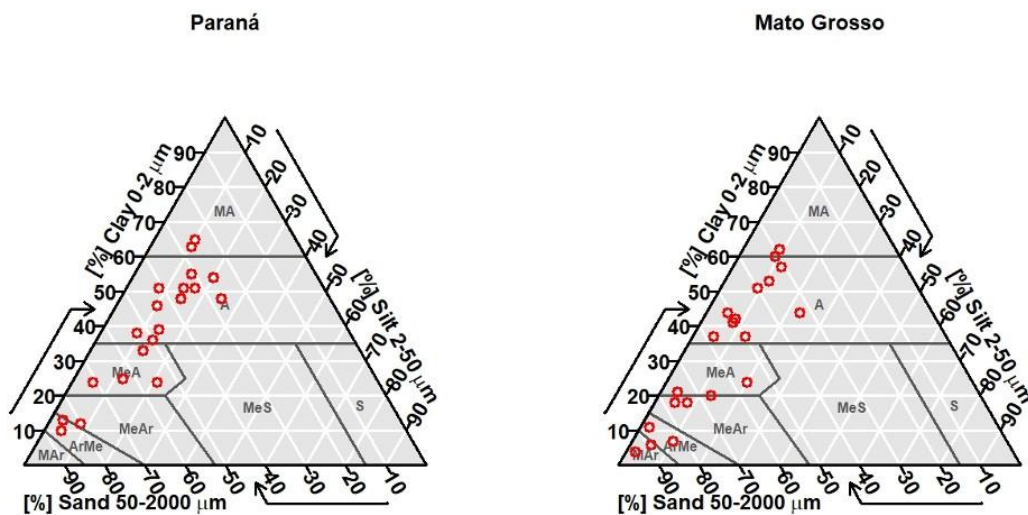
No APÊNDICE D são apresentados os resultados da análise de caracterização física e química dos solos do Paraná. Portanto, para a camada de 0 a 10 cm evidenciaram-se teores de argila entre 100 e 650 g kg<sup>-1</sup>, valores de pH-H<sub>2</sub>O entre 3,8 e 6,9, saturação por bases entre 5,7 e 85,8%, enquanto o valor máximo de saturação por alumínio foi de 72,8%. Na interpretação dos resultados analíticos indicadores da fertilidade do solo, visando o enquadramento qualitativo nas faixas de disponibilidade, observa-se que os teores de MO variaram de 2,5 a 11,1% enquadrando-se nas classes de interpretação “Alto” e “Muito Alto”, respectivamente. A CTC enquadrou-se nas classes “Baixo” e “Muito Alto”, onde os valores variaram de 5,9 a 32,6 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>. Os teores de P disponíveis pelo extrator Mehlich-1 variaram de 1,4 a 19,8 mg dm<sup>-3</sup>, sendo classificados como teores “Muito Baixo” e “Muito Alto”, respectivamente. Os teores de K variaram de 76,0 a 423,0 mg dm<sup>-3</sup>, sendo classificados como teores “Médio” e “Muito Alto”, respectivamente. Os teores de Ca variaram de 0,7 a 2,9 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> enquadrando-se nas classes “Baixo” e “Alto”, respectivamente. Os teores de Mg variaram de 0,3 a 4,7 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> enquadrando-se nas classes “Baixo” e “Muito Alto”, respectivamente (NEPAR-SBCS, 2019).

De modo semelhante, no APÊNDICE E são apresentados os resultados da análise de caracterização física e química dos solos do Mato Grosso. Dessa forma, na camada de 0 a 20 cm foram quantificados teores de argila variando de 40 a 620 g kg<sup>-1</sup>, valores de pH-H<sub>2</sub>O entre 3,9 e 5,6, saturação por bases entre 17,1 e 45,2% e a saturação por alumínio máxima de 27,7%. Por sua vez, a interpretação dos resultados analíticos indicadores da fertilidade do solo é descrita a seguir: os teores de MO variaram de 2,1 a 5,5% enquadrando-se na classe de disponibilidade “Alta”. A CTC enquadrou-se na classe “Adequada”, onde os valores variaram de 4,9 a 15,7 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>. Os teores de P disponíveis pelo extrator Mehlich-1 variaram de 0,4 a 13,1 mg dm<sup>-3</sup>, sendo classificados como teores “Muito Baixo” e “Alto”, respectivamente. Os teores de K variaram de 9,0 a 216,0 mg dm<sup>-3</sup>, sendo classificados como teores “Baixo” e “Alto”, respectivamente. Os teores de Ca variaram de 0,8 a 2,2 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> enquadrando-se nas classes

“Baixo” e “Adequado”, respectivamente. Os teores de Mg variaram de 0,3 a 1,6  $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$  enquadrando-se nas classes “Baixo” e “Adequado”, respectivamente (EMBRAPA, 2004).

Com relação à classificação textural, foi possível evidenciar que para os solos do Paraná a textura variou desde muito argilosa até a classe arenosa média, enquanto para os solos do Mato Grosso a textura variou de muito argilosa a muito arenosa (Figura 2). Em síntese, considerando apenas o resultado da análise granulométrica verifica-se que a amostragem de solo em ambos os locais (Paraná e Mato Grosso) foi suficientemente representativa da amplitude do conteúdo relativo das frações areia, silte e argila.

Figura 2 – Classificação textural das amostras de solo dos Estados do Paraná e Mato Grosso



Classes texturais: MA – Muito Argiloso; A – Argiloso; MeA – Médio Argiloso; MeS – Médio Siltoso; S – Siltoso; MeAr – Médio Arenoso; ArMe – Arenoso Médio; MAr – Muito Arenoso.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Os resultados dos atributos químicos relacionados ao poder de adsorção de P estão apresentados nas Tabelas 6 e 7, para os solos do Paraná e Mato Grosso, respectivamente. Constatou-se que os solos avaliados apresentaram diferentes capacidades de adsorção de P, portanto, a amplitude de valores pode estar relacionada ao conteúdo de argila e a composição mineralógica dos solos. Nos solos do Paraná os valores de CMAP variaram de 123,5 a 673,2  $\text{mg kg}^{-1}$ , à medida que, a energia de adsorção máxima foi de 3,9. Os valores de P-rem variaram de 2,5 a 49,1  $\text{mg L}^{-1}$ . A CTP variou de 1,6 a 7,0  $\text{mg dm}^{-3}$ . Os percentuais mínimo e máximo de P recuperado pelo extrator Mehlich-1 em função das doses de P aplicadas variaram de 3 a 43% e 16 a 105%, respectivamente (Tabela 6).

Tabela 6 – Atributos químicos dos solos do Estado do Paraná

Solo	P-M1 mg dm <sup>-3</sup>	P-água mg L <sup>-1</sup>	P-rem mg L <sup>-1</sup>	CMAP mg kg <sup>-1</sup>	K	CTP mg dm <sup>-3</sup>	% de P recuperado	
							Mínimo	Máximo
1	14,4	0,6	49,1	476,1	0,0	2,5	24	105
2	7,5	0,1	17,7	288,9	3,3	1,7	43	74
3	7,5	0,2	36,6	256,5	0,1	3,2	24	105
4	7,4	0,1	22,3	276,5	1,7	1,6	30	66
5	9,2	0,1	24,8	261,1	1,8	6,1	13	33
6	19,8	0,1	8,3	394,1	2,0	2,8	19	38
7	7,9	0,0	7,8	610,1	2,2	3,3	14	32
8	5,0	0,1	4,9	171,0	2,3	6,1	8	22
9	1,4	0,1	2,5	172,5	0,3	7,0	3	16
10	3,6	0,1	13,3	513,2	2,5	5,8	4	25
11	2,9	0,3	3,7	160,4	0,4	6,0	5	20
12	7,8	0,1	27,4	393,9	0,6	1,9	29	54
13	3,0	0,1	13,9	543,6	3,9	6,6	3	21
14	3,9	0,2	21,7	444,9	0,9	1,9	17	59
15	4,7	0,2	19,3	531,4	0,9	2,7	17	38
16	10,8	0,1	11,9	557,4	1,6	2,9	18	38
17	9,1	0,1	25,4	457,6	0,4	3,2	14	40
18	5,0	0,4	16,1	546,4	1,0	2,6	22	40
19	4,7	0,6	5,2	123,5	1,2	4,7	7	24
20	5,6	0,4	9,1	673,2	1,4	3,1	11	33
Média	7,1	0,2	17,1	392,6	1,4	3,8	16,3	44,2
Mediana	6,5	0,1	15,0	419,5	1,3	3,2	15,5	38
Máximo	19,8	0,6	49,1	673,2	3,9	7,0	43	105
Mínimo	1,4	0,0	2,5	123,5	0,0	1,6	3	16
CV (%)	60,8	85,8	69,3	42,6	74,4	47,9	64,1	58,8

P-M1 – teor de fósforo extraível pelo método Mehlich-1; P-água – teor de fósforo solúvel em água; P-rem – teor de fósforo remanescente; CMAP – capacidade máxima de adsorção de fósforo; k – energia de adsorção; CTP – capacidade tampão de fósforo; % de P recuperado – percentual mínimo e máximo de fósforo recuperado; CV – coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Comportamento semelhante foi observado para os solos do Mato Grosso, nos quais obteve-se valores de CMAP entre 107,8 e 1043,8 mg kg<sup>-1</sup> e energia de adsorção máxima de 2,8. Os valores de P-rem variaram de 4,1 a 52,1 mg L<sup>-1</sup>. A CTP variou de 0,8 a 9,1 mg dm<sup>-3</sup>. Os percentuais mínimo e máximo de P recuperado pelo extrator Mehlich-1 em função das doses de P aplicadas variaram de 1 a 62% e 16 a 121%, respectivamente (Tabela 7).

Tabela 7 – Atributos químicos dos solos do Estado do Mato Grosso

Solo	P-M1 mg dm <sup>-3</sup>	P-água mg L <sup>-1</sup>	P-rem mg L <sup>-1</sup>	CMAP mg kg <sup>-1</sup>	k	CTP mg dm <sup>-3</sup>	% de P recuperado Mínimo	Máximo
1	2,7	0,4	52,1	107,8	0,2	1,3	46	98
2	5,7	0,1	44,2	128,3	0,9	0,8	62	121
3	10,1	0,1	32,1	208,9	1,5	1,3	49	111
4	0,9	0,2	40,6	160,8	1,3	2,1	25	64
5	0,6	0,1	30,3	213,4	1,1	3,1	10	45
6	1,5	0,2	28,4	228,3	1,2	2,0	28	54
7	3,6	0,2	24,7	281,9	1,2	3,1	20	60
8	1,8	0,3	27,0	320,7	0,9	2,7	22	53
9	10,7	0,4	23,2	362,3	1,0	4,4	8	33
10	13,1	0,2	18,5	574,6	0,6	3,3	15	40
11	1,0	0,2	13,0	1043,8	0,2	3,6	9	45
12	0,6	0,4	21,5	562,9	0,7	4,5	8	30
13	0,9	0,2	17,2	541,7	2,0	4,1	12	31
14	0,4	0,1	4,2	935,9	2,8	9,1	1	16
15	1,6	0,3	17,3	615,4	1,2	3,4	9	34
16	1,1	0,3	6,7	830,6	1,1	5,5	8	28
17	2,2	0,2	11,3	752,0	0,8	5,2	9	27
18	0,5	0,2	4,1	902,9	1,9	5,8	5	21
19	0,8	0,4	11,3	748,1	1,4	5,0	8	25
20	0,7	0,4	18,2	631,3	0,7	3,8	9	31
Média	3,0	0,3	22,3	507,6	1,1	3,7	18	48
Mediana	1,3	0,2	20,0	552,3	1,1	3,5	10	37
Máximo	13,1	0,4	52,1	1043,8	2,8	9,1	62	121
Mínimo	0,4	0,1	4,1	107,8	0,2	0,8	1	16
CV (%)	126,2	44,9	58,6	58,4	53,5	51,6	91	62

P-M1 – teor de fósforo extraível pelo método Mehlich-1; P-água – teor de fósforo solúvel em água; P-rem – teor de fósforo remanescente; CMAP – capacidade máxima de adsorção de fósforo; k – energia de adsorção; CTP – capacidade tampão de fósforo; % de P recuperado – percentual mínimo e máximo de fósforo recuperado; CV – coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Os resultados dos teores de ferro e alumínio nas frações total ( $Fe_{TOTAL}$  e  $Al_{TOTAL}$ ), baixa ( $Fe_{OX}$  e  $Al_{OX}$ ) e alta cristalinidade ( $Fe_{DCB}$  e  $Al_{DCB}$ ) estão evidenciados nas Tabelas 8 e 9, para os solos do Paraná e Mato Grosso, respectivamente. Dessa forma, para os solos do Paraná os teores médios de  $Fe_{OX}$ ,  $Fe_{DCB}$  e  $Fe_{TOTAL}$  foram de 3,2, 51,6 e 114,8 g kg<sup>-1</sup>, com amplitudes entre 0,3 e 6,6; 3,9 e 87,9; 5,7 e 185,0 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente, e os teores médios de  $Al_{OX}$ ,  $Al_{DCB}$  e  $Al_{TOTAL}$  foram de 2,0, 20,1 e 74,5 g kg<sup>-1</sup>, com amplitudes entre 0,2 e 5,1; 9,8 e 41,1; 5,3 e 124,8 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Ainda assim, para os solos do Mato Grosso os teores médios de  $Fe_{OX}$ ,  $Fe_{DCB}$  e  $Fe_{TOTAL}$  foram de 0,7, 16,8 e 24,7 g kg<sup>-1</sup>, com amplitudes entre 0,0 e 1,5; 1,6 e 50,8; 1,4 e 92,3 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente, e os teores médios de  $Al_{OX}$ ,  $Al_{DCB}$  e  $Al_{TOTAL}$  foram de 0,7, 15,7 e 69,5 g kg<sup>-1</sup>, com amplitudes entre 0,1 e 1,8; 7,9 e 32,8; 6,0 e 147,9 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente.

Concisamente, em ambos os locais amostrados (Paraná e Mato Grosso) verificaram-se maiores teores de  $Fe_{OX}$ ,  $Al_{OX}$ ,  $Fe_{DCB}$  e  $Al_{DCB}$  nos solos de textura predominantemente argilosa e muito argilosa, seguindo a mesma tendência observada para os teores totais desses elementos. Estes resultados se devem ao fato dos teores de Fe e Al extraídos por solução ácida de oxalato de amônio e ditionito-citrato-bicarbonato de sódio representarem os óxidos de baixa e alta cristalinidade, respectivamente, estando relacionados à fração argila dos solos.

Tabela 8 – Teores de ferro e alumínio nas frações total ( $Fe_{TOTAL}$  e  $Al_{TOTAL}$ ), baixa ( $Fe_{OX}$  e  $Al_{OX}$ ) e alta cristalinidade ( $Fe_{DCB}$  e  $Al_{DCB}$ ), dos solos do Paraná

Solo	$Fe_{OX}$	$Fe_{DCB}$	$Fe_{TOTAL}$	$Al_{OX}$	$Al_{DCB}$	$Al_{TOTAL}$
	g kg <sup>-1</sup>					
1	0,3	5,7	9,6	0,2	14,1	12,9
2	1,0	3,9	5,7	0,8	17,8	13,9
3	0,4	5,0	7,4	0,2	13,8	11,7
4	1,1	6,9	10,9	0,9	18,8	38,7
5	4,7	35,4	124,7	1,0	9,8	5,3
6	2,8	6,7	11,9	3,6	22,1	20,9
7	3,0	27,3	37,1	2,7	20,4	82,1
8	3,8	80,4	167,6	4,4	23,7	124,8
9	4,7	70,6	140,0	5,1	41,1	103,8
10	4,1	78,5	177,8	1,6	22,8	92,0
11	4,7	48,2	96,6	3,9	34,0	113,4
12	2,6	77,1	182,1	0,8	13,8	63,0
13	3,5	74,7	184,6	2,2	21,6	103,3
14	3,0	74,2	181,3	0,6	15,4	76,1
15	6,6	75,5	157,9	3,3	17,2	100,1
16	2,9	59,4	135,1	2,1	16,5	109,6
17	3,7	76,7	183,3	0,6	17,3	81,5
18	3,9	87,9	185,0	1,4	15,3	106,3
19	3,0	57,1	126,5	3,6	29,7	105,4
20	4,8	80,4	169,9	1,9	16,9	124,4
Média	3,2	51,6	114,8	2,0	20,1	74,5
Mediana	3,3	65,0	137,6	1,8	17,6	87,1
Máximo	6,6	87,9	185,0	5,1	41,1	124,8
Mínimo	0,3	3,9	5,7	0,2	9,8	5,3
CV (%)	49,8	60,5	62,8	73,0	37,3	56,0

$Fe_{OX}$  e  $Al_{OX}$  – teores de ferro e alumínio extraídos por solução ácida de oxalato de amônio;  $Fe_{DCB}$  e  $Al_{DCB}$  – teores de ferro e alumínio extraídos com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio;  $Fe_{TOTAL}$  e  $Al_{TOTAL}$  – teores de ferro e alumínio totais extraídos por ataque sulfúrico; CV – coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Tabela 9 – Teores de ferro e alumínio nas frações total ( $Fe_{TOTAL}$  e  $Al_{TOTAL}$ ), baixa ( $Fe_{OX}$  e  $Al_{OX}$ ) e alta cristalinidade ( $Fe_{DCB}$  e  $Al_{DCB}$ ), dos solos do Mato Grosso

Solo	$Fe_{OX}$	$Fe_{DCB}$	$Fe_{TOTAL}$	$Al_{OX}$	$Al_{DCB}$	$Al_{TOTAL}$
	----- g kg <sup>-1</sup> -----					
1	ND	4,8	8,2	0,1	15,0	6,0
2	ND	1,7	1,4	0,2	15,3	6,7
3	0,1	1,6	1,8	0,1	15,2	9,8
4	0,0	5,5	8,1	0,4	16,8	23,8
5	0,3	7,6	14,7	0,4	19,0	30,6
6	0,5	5,3	5,8	0,1	15,7	29,1
7	0,4	12,6	45,1	0,7	20,0	13,0
8	0,8	7,6	12,8	0,3	19,6	33,0
9	1,0	28,2	66,5	0,6	11,0	18,6
10	0,6	11,8	10,1	0,6	9,9	92,8
11	0,8	26,5	30,6	0,8	15,5	71,5
12	0,9	19,5	24,0	0,4	15,3	89,6
13	1,2	28,8	32,4	1,2	13,7	69,8
14	0,7	50,8	92,3	1,1	32,8	138,9
15	0,8	27,9	38,8	0,4	14,4	84,3
16	0,5	4,8	3,8	1,8	9,3	142,6
17	1,3	17,2	18,0	0,9	13,0	119,3
18	0,8	29,5	37,4	1,6	20,2	147,9
19	1,5	34,4	35,9	0,8	14,8	114,3
20	0,7	10,4	6,0	0,9	7,9	147,9
Média	0,7	16,8	24,7	0,7	15,7	69,5
Mediana	0,8	12,2	16,4	0,6	15,3	70,7
Máximo	1,5	50,8	92,3	1,8	32,8	147,9
Mínimo	0,0	1,6	1,4	0,1	7,9	6,0
CV (%)	54,6	79,3	95,6	71,7	33,6	75,3

$Fe_{OX}$  e  $Al_{OX}$  – teores de ferro e alumínio extraídos por solução ácida de oxalato de amônio;  $Fe_{DCB}$  e  $Al_{DCB}$  – teores de ferro e alumínio extraídos com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio;  $Fe_{TOTAL}$  e  $Al_{TOTAL}$  – teores de ferro e alumínio totais extraídos por ataque sulfúrico; ND – não detectado; CV – coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Para os solos do Paraná, houve correlação significativa e negativa entre argila e P-rem, do mesmo modo que, a argila correlacionou-se de forma positiva e os valores de P-rem de forma negativa com os atributos químicos relacionados ao poder de adsorção de P dos solos (Tabela 10). Os valores de P-rem apresentaram melhores ajustes com os teores de ferro extraídos por oxalato de amônio ( $Fe_{OX}$ ) comparativamente à argila (Figura 3). Todavia, o teor de argila apresentou coeficientes de correlações maiores com os teores de ferro extraídos por ditionito-citrato-bicarbonato de sódio e ataque sulfúrico ( $Fe_{DCB}$  e  $Fe_{TOTAL}$ ) (Tabela 10). Dessa forma, constata-se que o teor de argila está melhor relacionado com a quantidade de óxido de ferro, distintivamente do P-rem, o qual é mais sensível aos tipos de óxidos que adsorvem P em maior quantidade. As frações de ferro de baixa cristalinidade ( $Fe_{OX}$ ) apresentam maior área superficial

específica, determinando maior reatividade química com os fosfatos, portanto, conferindo maior capacidade de adsorção de P (ABDALA *et al.*, 2020).

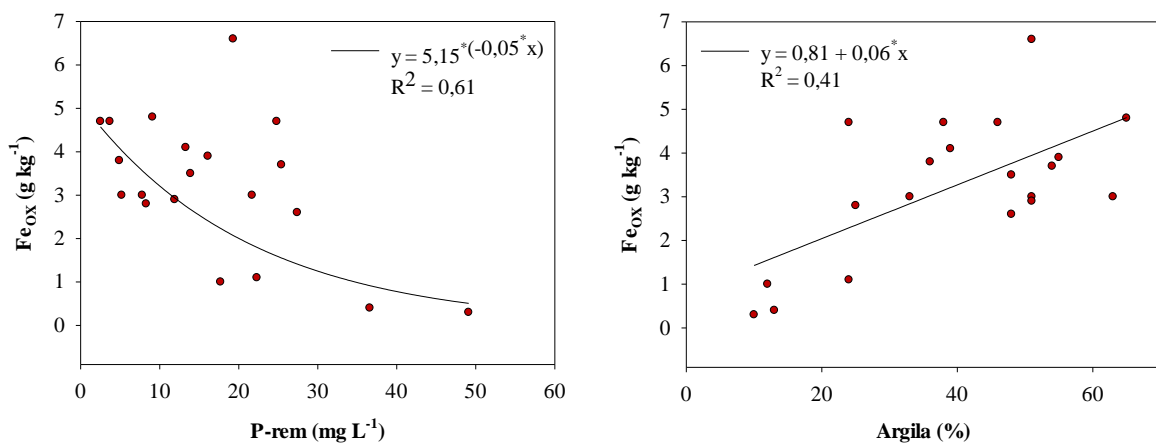
Tabela 10 – Coeficientes de correlação linear simples entre argila e P-rem versus atributos químicos relacionados ao poder de adsorção de P dos solos do Paraná

	P-rem	CMAP	Fe <sub>OX</sub>	Fe <sub>DCB</sub>	Fe <sub>TOTAL</sub>	Al <sub>OX</sub>	Al <sub>DCB</sub>	Al <sub>TOTAL</sub>
Argila	-0,48**	0,29 <sup>ns</sup>	0,64**	0,84**	0,81**	0,29 <sup>ns</sup>	0,19 <sup>ns</sup>	0,83**
P-rem		0,15 <sup>ns</sup>	-0,56**	-0,38 <sup>ns</sup>	-0,29 <sup>ns</sup>	-0,81**	-0,69**	-0,67**

P-rem – teor de fósforo remanescente; CMAP – capacidade máxima de adsorção de fósforo; Fe<sub>OX</sub> e Al<sub>OX</sub> – teores de ferro e alumínio extraídos por solução ácida de oxalato de amônio; Fe<sub>DCB</sub> e Al<sub>DCB</sub> – teores de ferro e alumínio extraídos com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio; Fe<sub>TOTAL</sub> e Al<sub>TOTAL</sub> – teores de ferro e alumínio totais extraídos por ataque sulfúrico; \*\* – significativo a 5% de probabilidade; <sup>ns</sup> – não significativo estatisticamente.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Figura 3 – Ferro extraído por oxalato de amônio (Fe<sub>OX</sub>) em função dos teores de argila e fósforo remanescente (P-rem) dos solos do Paraná



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

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Do mesmo modo, na Tabela 11 são apresentadas as relações dos teores de argila e P-rem com os atributos químicos relacionados ao poder de adsorção de P dos solos do Mato Grosso. Sendo assim, houve correlação entre os teores de argila e CMAP ( $r = 0,86^{**}$ ), dessa forma, observa-se que a CMAP aumentou a uma taxa de  $69 \text{ mg kg}^{-1}$  para cada porcentagem de aumento de argila no solo (Figura 4A). O P-rem apresentou alto grau de associação com a CMAP ( $r = -0,91^{**}$ ), comportamento provável, uma vez que a medida do P-rem é um dos pontos utilizados na isoterma de adsorção para a determinação da CMAP. Assim, a relação entre P-rem e CMAP foi representada por uma curva exponencial decrescente, apresentando coeficiente de determinação significativo de 0,91 (Figura 4B). Também houve correlação entre os teores

de argila e P-rem ( $r = -0,88^{**}$ ), dessa forma, verifica-se que o aumento no conteúdo de argila resultou em redução exponencial de P-rem, com pequena variação nos solos que apresentam conteúdo de argila superior a 40%, conseqüentemente, tendendo a um valor mínimo de 7 mg L<sup>-1</sup> (Figura 4C).

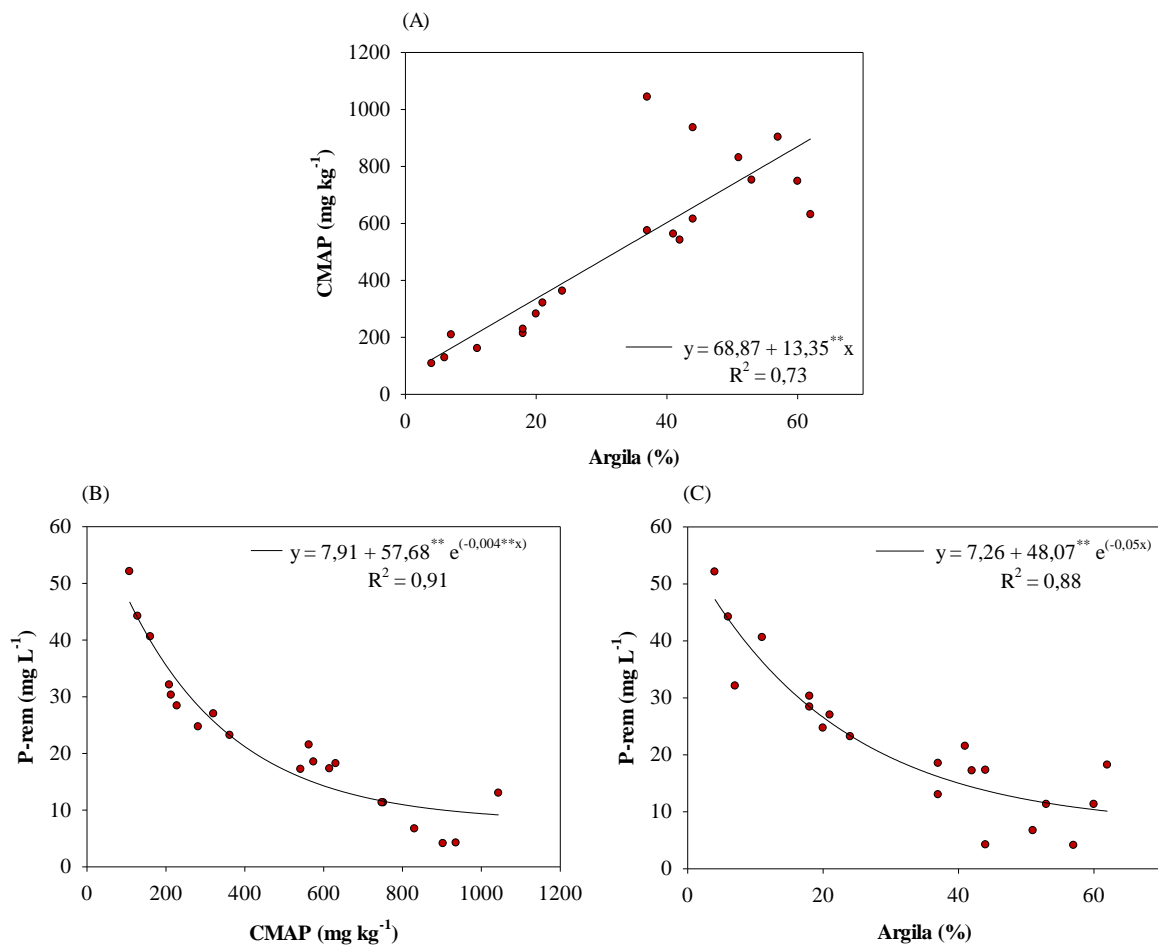
Tabela 11 – Coeficientes de correlação linear simples entre argila e P-rem versus atributos químicos relacionados ao poder de adsorção de P dos solos do Mato Grosso

	P-rem	CMAP	Fe <sub>OX</sub>	Fe <sub>D<sub>DCB</sub></sub>	Fe <sub>TOTAL</sub>	Al <sub>OX</sub>	Al <sub>D<sub>DCB</sub></sub>	Al <sub>TOTAL</sub>
Argila	-0,88 <sup>**</sup>	0,86 <sup>**</sup>	0,43 <sup>ns</sup>	0,58 <sup>**</sup>	0,29 <sup>ns</sup>	0,75 <sup>**</sup>	-0,14 <sup>ns</sup>	0,94 <sup>**</sup>
P-rem		-0,91 <sup>**</sup>	-0,40 <sup>ns</sup>	-0,68 <sup>**</sup>	-0,50 <sup>**</sup>	-0,79 <sup>**</sup>	-0,11 <sup>ns</sup>	-0,85 <sup>**</sup>

P-rem – teor de fósforo remanescente; CMAP – capacidade máxima de adsorção de fósforo; Fe<sub>OX</sub> e Al<sub>OX</sub> – teores de ferro e alumínio extraídos por solução ácida de oxalato de amônio; Fe<sub>D<sub>DCB</sub></sub> e Al<sub>D<sub>DCB</sub></sub> – teores de ferro e alumínio extraídos com ditionito-citrato-bicarbonato de sódio; Fe<sub>TOTAL</sub> e Al<sub>TOTAL</sub> – teores de ferro e alumínio totais extraídos por ataque sulfúrico; <sup>\*\*</sup> – significativo a 5% de probabilidade; <sup>ns</sup> – não significativo estatisticamente.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Figura 4 – Relações entre argila e CMAP (a); CMAP e P-rem (b); argila e P-rem (c); para amostras de solo do Mato Grosso



<sup>\*\*</sup>Significativo a 1% de probabilidade de erro.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).



## 4.2 CALIBRAÇÃO DO MODELO LCA-P NO ESTADO DO PARANÁ

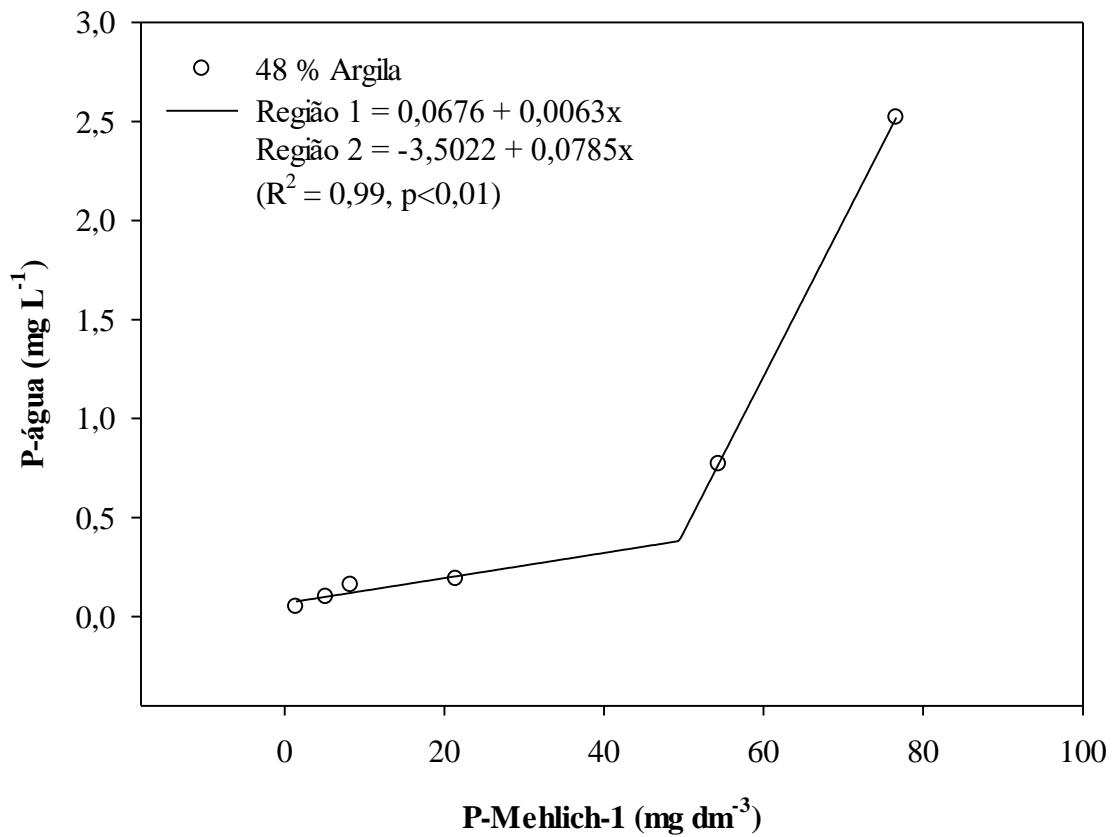
A adição de P aos solos aumentou de forma linear o teor de P-Mehlich-1 e o teor de P-água, para todos os solos estudados (Tabela 12). Além disso, foi possível verificar a ocorrência de pontos de intersecção (*change point*) na relação linear entre essas variáveis, conforme exemplificado na Figura 5. Esse comportamento também foi evidenciado em solos dos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. A observação de pontos de intersecção indica de forma clara, para um determinado grupo de solos, o teor de P-Mehlich-1 a partir do qual as quantidades de P liberadas para a solução do solo e medidas como P-água aumentam drasticamente, favorecendo as perdas de P (GATIBONI *et al.*, 2015, 2020).

Tabela 12 – Relação entre P-Mehlich-1 e P-água para as amostras de solo do Paraná

Solo	Região 1	Região 2	<i>Change point</i> mg dm <sup>-3</sup>
1	$y = 0,0233 + 0,0300^* x$	$y = -0,7119 + 0,0441^* x$	52
2	$y = -0,0048 + 0,0035^* x$	$y = -0,0634 + 0,0046^* x$	53
3	$y = -0,2530 + 0,0243^* x$	$y = 0,0932 + 0,0178^* x$	54
4	$y = -0,0950 + 0,0071^* x$	$y = -0,1435 + 0,0081^* x$	48
5	$y = 0,0111 + 0,0069^* x$	$y = -0,2181 + 0,0115^* x$	50
6	$y = -0,0404 + 0,0027^* x$	$y = -0,1571 + 0,0046^* x$	62
7	$y = -0,0075 + 0,0025^* x$	$y = -0,0443 + 0,0033^* x$	46
8	$y = 0,0695 + 0,0042^* x$	$y = -2,3197 + 0,0525^* x$	50
9	$y = 0,0510 + 0,0031^* x$	$y = -0,0426 + 0,0048^* x$	56
10	$y = 0,0858 + 0,0160^* x$	$y = -2,4184 + 0,0561^* x$	63
11	$y = 0,0410 + 0,0045^* x$	$y = -0,2733 + 0,0090^* x$	70
12	$y = 0,0494 + 0,0114^* x$	$y = -0,4395 + 0,0192^* x$	63
13	$y = 0,0673 + 0,0063^* x$	$y = -3,5022 + 0,0785^* x$	50
14	$y = -0,0507 + 0,0085^* x$	$y = -0,9842 + 0,0180^* x$	98
15	$y = 0,1755 + 0,0030^* x$	$y = -0,0908 + 0,0064^* x$	78
16	$y = -0,0424 + 0,0098^* x$	$y = -0,3447 + 0,0131^* x$	92
17	$y = -0,0792 + 0,0085^* x$	$y = -1,2241 + 0,0197^* x$	102
18	$y = 0,1020 + 0,0083^* x$	$y = -0,2316 + 0,0109^* x$	128
19	$y = 0,2445 + 0,0035^* x$	$y = -0,2083 + 0,0079^* x$	102
20	$y = 0,0206 + 0,0100^* x$	$y = -0,2532 + 0,0118^* x$	152

As regiões 1 e 2 representam as regressões lineares geradas pela relação entre P-Mehlich-1 e P-água. O *change point* representa o valor de P-Mehlich-1 no qual os níveis de P-água aumentam abruptamente. \* significativo a 5% de probabilidade de erro. O coeficiente de determinação ( $R^2$ ) foi maior que 0,99 para todas as equações.

Figura 5 – Relação entre P-Mehlich-1 e P-água para o solo 13 do Paraná, exemplificando solos com equações segmentadas significativas



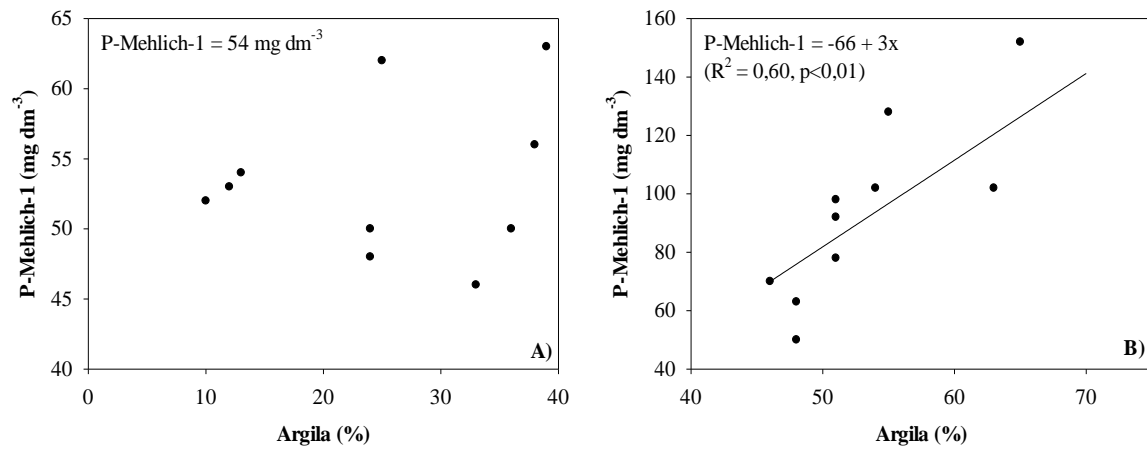
A intersecção das equações representa o teor limite de P em  $\text{mg dm}^{-3}$  (*change point*).

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Dessa forma, para os solos com teor de argila até 40%, os teores de P-Mehlich-1 variaram de 46 a 63  $\text{mg dm}^{-3}$ , sendo considerado o teor médio de 54  $\text{mg dm}^{-3}$  como teor limite de P no solo (Figura 6A). Enquanto, para os solos com teor de argila superior a 40%, evidenciou-se comportamento linear, isso significa que, conforme aumenta o conteúdo de argila, aumenta-se o teor de P-Mehlich-1 (Figura 6B). Sendo assim, para estabelecer o teor limite de P nesses solos deve-se considerar a equação (3):

$$P - \text{Mehlich} - 1 (\text{mg dm}^{-3}) = -66 + 3 \times \% \text{ de Argila} \quad (3)$$

Figura 6 – Relação entre P-Mehlich-1 e o conteúdo de argila das amostras de solo do Paraná



A) – Solos com teor de argila até 40%; B) Solos com teor de argila superior a 40%.

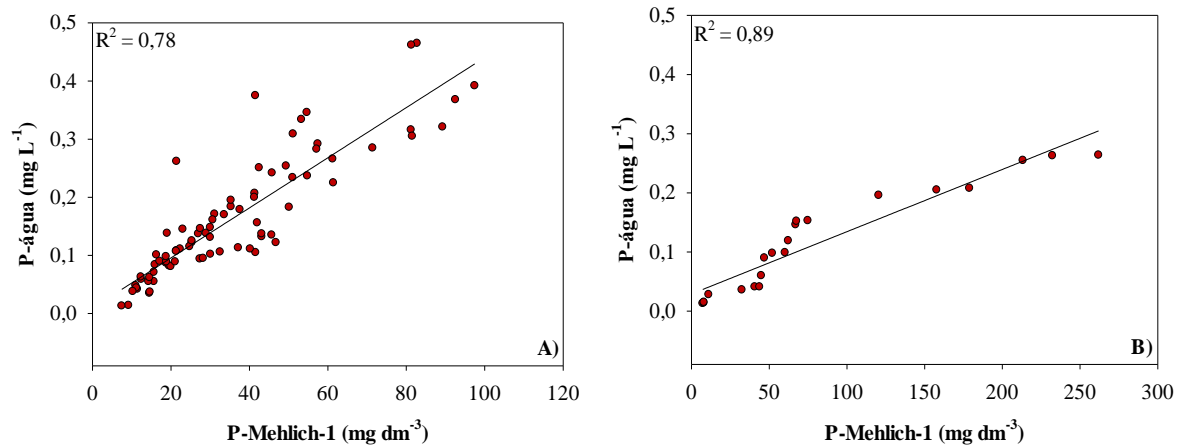
Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Adicionalmente, para manter uma margem de segurança ambiental, foi considerado como valor de limite crítico ambiental de fósforo (LCA-P), 80% do teor de P-Mehlich-1. Portanto, para os solos com teor de argila até 40% foi estabelecido o valor de LCA-P = 43 mg dm<sup>-3</sup>, e para os solos com teor de argila superior a 40%, o LCA-P é dependente do conteúdo de argila, sendo estimado pela equação (4):

$$LCA - P (mg dm^{-3}) = - 53 + 2,4 \times \% de Argila \quad (4)$$

A Figura 7 apresenta as relações entre os teores de P-Mehlich-1 e P-água para as amostras de solo coletadas a fim de validar o modelo LCA-P. Houve correlação entre os teores de P-Mehlich-1 e P-água para as amostras de solo provenientes de áreas de produtores rurais que utilizam dejetos, sugerindo a autenticidade do modelo (Figura 7A). Todavia, em áreas com longo histórico de aplicação de dejetos, evidenciaram-se teores mais elevados de P-Mehlich-1 e menores teores de P-água, quando comparados as áreas de produtores rurais, sugerindo uma superestimação das perdas de P para o ambiente (Figura 7B). Nesse sentido, além da textura do solo, torna-se necessário acrescentar outros fatores ao modelo LCA-P estabelecido, como por exemplo, tipo e mineralogia do solo, quantidade e tempo em que os dejetos são aplicados nas áreas agrícolas, declividade do terreno, práticas de conservação do solo, entre outros.

Figura 7 – Validação do modelo LCA-P para as amostras de solo do Paraná



A) Áreas de produtores rurais que utilizam dejetos; B) Área experimental com longo histórico de aplicação de dejetos.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

#### 4.3 CALIBRAÇÃO DO MODELO LCA-P NO ESTADO DO MATO GROSSO

A adição de P aos solos aumentou de forma linear o teor de P-Mehlich-1 e o teor de P-água, para todos os solos estudados (Tabela 13). Também, foi possível verificar a ocorrência de pontos de intersecção (*change point*) na relação linear entre essas variáveis, conforme exemplificado na Figura 8. O processo de sorção de P pode ser descrito em duas fases, a primeira consiste na rápida adsorção de P na superfície dos sítios de ligação de alta afinidade, diminuindo o teor de P na solução. Na segunda fase, a sorção de P desacelera devido à menor afinidade aos sítios de ligação parcialmente saturados, aumentando o teor de P na solução do solo (MULJADI *et al.*, 1996a,b; BARROW, 2015). Essa reação pode explicar a presença dos pontos de intersecção na relação entre P-Mehlich-1 e P-água, à semelhança dos estudos de Gatiboni *et al.* (2015, 2020), que descrevem o modelo LCA-P para Santa Catarina e Rio Grande do Sul, respectivamente.

Consequentemente, os pontos de intersecção determinados (*change point*) representam os teores limites de P em  $\text{mg dm}^{-3}$  (P-Mehlich-1), a partir dos quais a liberação de P do solo para água é substancialmente aumentada, intensificando o risco de transferência de P para o ambiente (GRANDO *et al.*, 2021). Além disso, os teores de P-água variaram de 0,075 a 0,626  $\text{mg L}^{-1}$  sendo igual ou superior aos valores de 0,075 e 0,064  $\text{mg L}^{-1}$  considerados prejudiciais ao meio ambiente, precursores da eutrofização de córregos (DODDS *et al.*, 1998) e reservatórios (CUNHA *et al.*, 2013), respectivamente. Esses valores foram determinados para outras regiões, portanto, pesquisas devem ser realizadas a fim de determinar esses limites para

o Estado do Mato Grosso. Também, vale ressaltar que, por razões de segurança, não se deve aplicar P até atingir esse limite. Dessa forma, é razoável o uso de 80% do P-Mehlich-1 como critério para estabelecer o LCA-P.

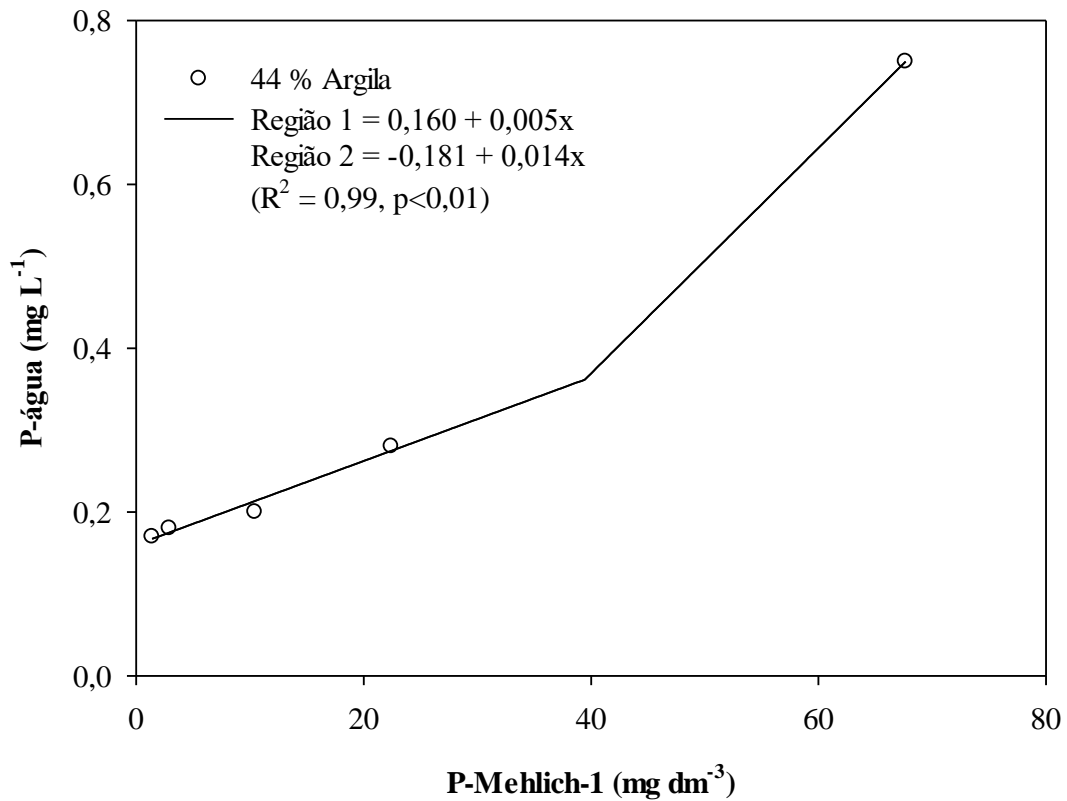
Tabela 13 – Relação entre P-Mehlich-1 e P-água para as amostras de solo do Mato Grosso

Solo	Região 1	Região 2	Change point mg dm <sup>-3</sup>
1	$y = 0,019 + 0,013^* x$	$y = -0,063 + 0,018^* x$	17
2	$y = 0,010 + 0,010^* x$	$y = -0,366 + 0,028^* x$	20
3	$y = 0,018 + 0,003^* x$	$y = -0,046 + 0,006^* x$	19
4	$y = 0,052 + 0,016^* x$	$y = -0,390 + 0,036^* x$	23
5	$y = 0,063 + 0,005^* x$	$y = -0,075 + 0,010^* x$	28
6	$y = 0,060 + 0,002^* x$	$y = -0,019 + 0,005^* x$	28
7	$y = 0,099 + 0,008^* x$	$y = -0,035 + 0,013^* x$	28
8	$y = 0,100 + 0,010^* x$	$y = 0,009 + 0,013^* x$	29
9	$y = -0,026 + 0,014^* x$	$y = -0,188 + 0,020^* x$	30
10	$y = 0,115 + 0,008^* x$	$y = 0,144 + 0,007^* x$	34
11	$y = 0,012 + 0,010^* x$	$y = -0,062 + 0,012^* x$	34
12	$y = 0,246 + 0,010^* x$	$y = 0,142 + 0,013^* x$	38
13	$y = 0,053 + 0,004^* x$	$y = -0,123 + 0,008^* x$	38
14	$y = 0,160 + 0,005^* x$	$y = -0,181 + 0,014^* x$	39
15	$y = 0,154 + 0,002^* x$	$y = -0,006 + 0,006^* x$	42
16	$y = 0,144 + 0,009^* x$	$y = 0,094 + 0,009^* x$	45
17	$y = 0,076 + 0,005^* x$	$y = -0,383 + 0,015^* x$	48
18	$y = 0,051 + 0,006^* x$	$y = -0,115 + 0,009^* x$	49
19	$y = 0,181 + 0,004^* x$	$y = -0,004 + 0,008^* x$	51
20	$y = 0,079 + 0,005^* x$	$y = -0,759 + 0,021^* x$	52

As regiões 1 e 2 representam as regressões lineares geradas pela relação entre P-Mehlich-1 e P-água. O *change point* representa o valor de P-Mehlich-1 no qual os níveis de P-água aumentam abruptamente. \* significativo a 5% de probabilidade de erro. O coeficiente de determinação ( $R^2$ ) foi maior que 0,98 para todas as equações.

Por conseguinte, a Figura 9 evidencia a relação linear entre os valores de LCA-P e P-Mehlich-1 em referência aos teores de argila das amostras de solo. Assim, o LCA-P estabelecido é denotado pela equação “LCA-P (mg dm<sup>-3</sup>) = 12,8 + 0,45 \* % Argila”. Ponderando o coeficiente de determinação ( $R^2 = 0,98$ ), recomenda-se a simplificação da equação, logo, o LCA-P (simplificado) é determinado pela equação “LCA-P (mg dm<sup>-3</sup>) = 12 + 0,5 \* % Argila”. Por último, ressalta-se que ambos os indicadores foram calibrados para a camada 0-20 cm de solo, então, devem ser interpretados considerando amostras de solo coletadas nessa profundidade.

Figura 8 – Relação entre P-Mehlich-1 e P-água para o solo 14 do Mato Grosso, exemplificando solos com equações segmentadas significativas

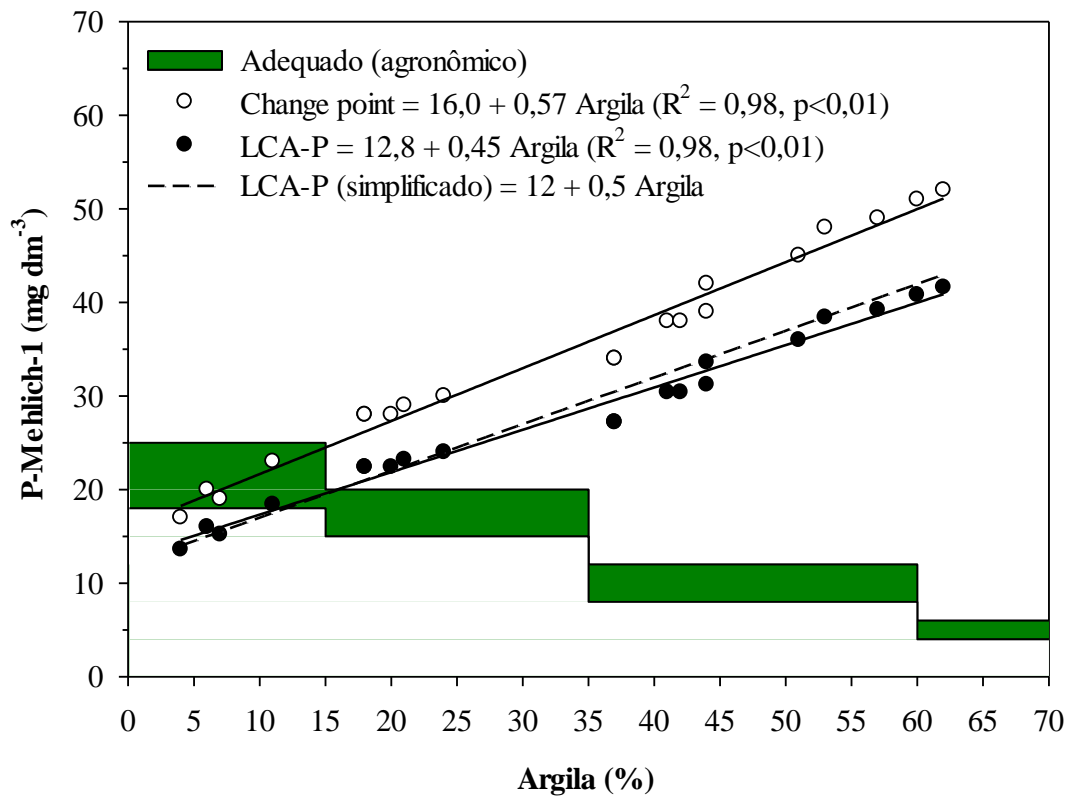


A intersecção das equações representa o teor limite de P em mg dm<sup>-3</sup> (*change point*).

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Ainda, na Figura 9 nota-se a faixa de valores de P-Mehlich-1 considerados adequados, do ponto de vista agrônomo, para solos do cerrado sob cultivo de sequeiro (EMBRAPA, 2004). Acima desta faixa, não existe incremento de produtividade com o uso de adubação fosfatada. Para os solos com teor de argila até 15%, a faixa adequada de disponibilidade de P para as culturas agrícolas situa-se em valores muito próximos ou até mesmo superiores aos valores de LCA-P e P-Mehlich-1. Dessa forma, para esses solos deve-se ter atenção especial quanto ao uso de fertilizantes fosfatados (minerais ou orgânicos) de modo que os teores de P no solo encontrem-se próximos do limite inferior da classe adequada de disponibilidade (18 mg dm<sup>-3</sup>). Além disso, recomenda-se o uso obrigatório de práticas conservacionistas de solo e culturas que promovem o controle da erosão e escoamento superficial da água, para atenuar potenciais perdas de P nesses solos, quando explorados agronomicamente (GRANDO *et al.*, 2023).

Figura 9 – Valores de LCA-P e P-Mehlich-1 em função dos teores de argila, para as amostras de solo do Mato Grosso



O *change point* representa o teor limite de P em  $\text{mg dm}^{-3}$  (P-Mehlich-1). Os valores considerados adequados de P no solo, para a camada de 0 a 20 cm de profundidade, são representados pela faixa de coloração verde (EMBRAPA, 2004).

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Entretanto, para os solos com teor de argila superior a 15%, os valores considerados adequados de P no solo, para a camada de 0-20 cm, situam-se abaixo dos valores de LCA-P e P-Mehlich-1. Dessa forma, para esses solos podem ser tolerados valores de P-Mehlich-1 acima da classe adequada de disponibilidade de P, com a condição de que esses valores se mantenham em níveis inferiores ao LCA-P. Nesse caso, existe baixo risco de perdas de P para o ambiente, representando uma classe de uso seguro do solo para adubação com fertilizantes fosfatados. Todavia, aplicações consecutivas de fertilizantes fosfatados (minerais ou orgânicos) em quantidades superiores as exigências das culturas, intensificam o acúmulo de P no solo a valores superiores ao LCA-P, essa circunstância deve ser prevenida.

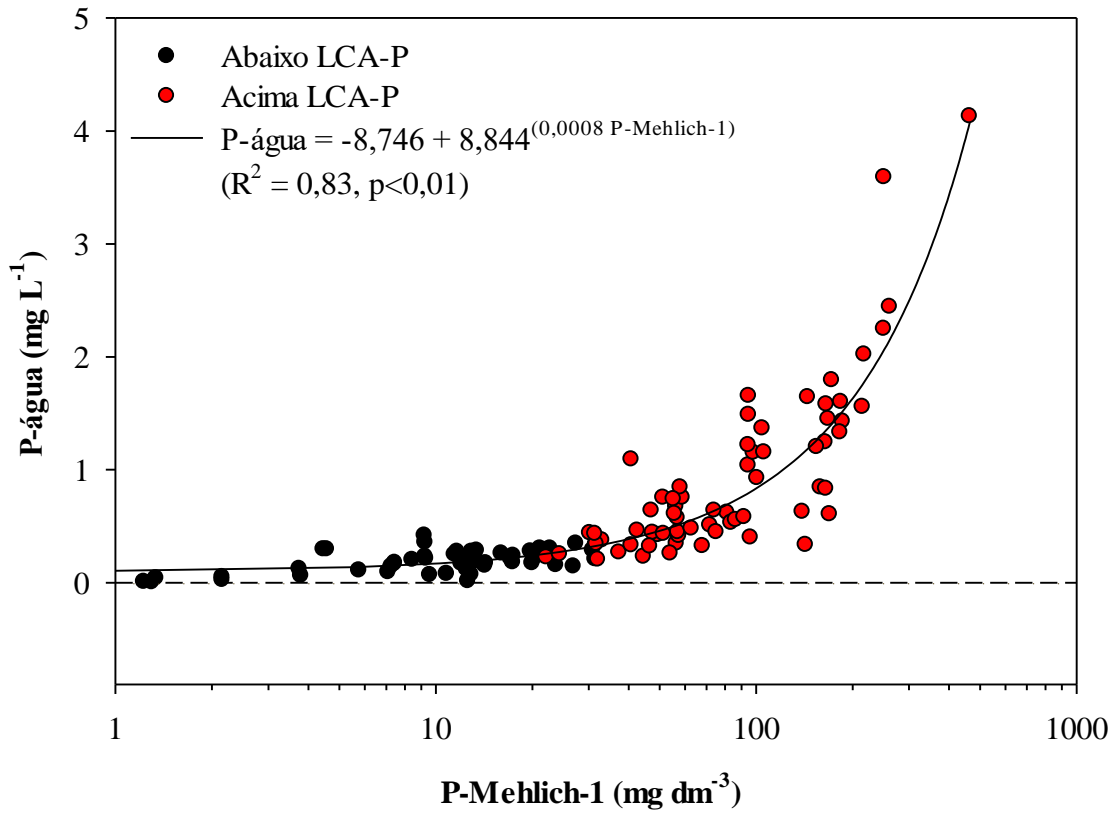
Por sua vez, quando os teores de P situam-se acima do LCA-P e abaixo do P-Mehlich-1 pode-se considerar que o risco de perdas de P é aumentado, sendo necessário limitar a adubação fosfatada apenas as doses de manutenção ou reposição de nutrientes, de acordo com

as recomendações específicas das culturas. Contudo, quando os teores de P no solo encontram-se acima do P-Mehlich-1, existe alto risco de perdas de P para o ambiente, sendo necessário interromper as adubações fosfatadas nesses solos. Além do que, em ambas as situações, obrigatoriamente devem ser adotadas medidas mitigatórias. As medidas mitigatórias permitem a redução gradual dos teores de P no solo, assim como, previnem as perdas de P por escoamento superficial e erosão, impedindo a contaminação dos recursos hídricos, tais como: preparo emergencial do solo, incorporação de fertilizantes fosfatados no solo (injeção de dejetos), utilização de culturas com elevado potencial de extração de P, técnicas de conservação do solo, faixas ciliares de contenção de P, entre outras. Por fim, as medidas mitigatórias, bem como, as restrições de uso de fertilizantes fosfatados (minerais ou orgânicos) devem ser empregadas até que os teores de P no solo encontrem-se abaixo do LCA-P.

Em síntese, a Figura 10 confirma a validação do modelo LCA-P para as amostras de solo do Mato Grosso, de acordo com o modelo teórico (GATIBONI *et al.*, 2015). Dessa forma, houve ajuste exponencial significativo entre os teores de P-Mehlich-1 e P-água, indicando que a partir de um determinado teor de P no solo ocorre liberação considerável de P para a solução do solo, incrementando o risco de perdas de P por escoamento superficial e a contaminação ambiental dos recursos hídricos. Sendo assim, a faixa de valores de P a partir dos quais, aumenta-se a liberação de P para a solução do solo varia de 20 a 50 mg dm<sup>-3</sup> de P-Mehlich-1, condizendo com os valores de P-Mehlich-1 (Figura 9). Por último, ressalta-se que o modelo foi capaz de separar as amostras em dois grupos classificados como abaixo ou acima do LCA-P, com mínima intersecção entre eles.



Figura 10 – Validação do modelo LCA-P para as amostras de solo do Mato Grosso



Fonte: Elaborada pela autora (2023).

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As determinações desse estudo, possibilitaram estabelecer os limites críticos ambientais de P para os solos do Paraná e Mato Grosso. O modelo ajustado permite estimar o teor máximo de P no solo, em  $\text{mg dm}^{-3}$ , sem risco significativo de sua transferência para o ambiente, levando em consideração o teor de argila do solo. A seguir, são descritas as especificações para cada local:

- ✓ Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) para o Estado do Paraná: para os solos com teor de argila até 40% foi estabelecido o valor de  $\text{LCA-P} = 43 \text{ mg dm}^{-3}$ , e para os solos com teor de argila superior a 40%, o LCA-P é dependente do conteúdo de argila, sendo estimado pela equação “ $\text{LCA-P (mg dm}^{-3}) = -53 + 2,4 * \% \text{ Argila}$ ”. Os valores foram calibrados para camada 0-10 cm de solo.
- ✓ Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) para o Estado do Mato Grosso: o modelo estabelecido é denotado pela equação “ $\text{LCA-P (mg dm}^{-3}) = 12 + 0,5 * \% \text{ Argila}$ ”, ponderando a camada de 0-20 cm de profundidade do solo e o teor de P disponível, determinado pelo método Mehlich-1.

Dessa forma, os valores de LCA-P podem variar de acordo com o teor de argila do solo e a capacidade máxima de adsorção de P. Independentemente do local (Paraná ou Mato Grosso) constata-se que os solos arenosos apresentam maior susceptibilidade quando comparados aos solos argilosos, os quais podem suportar maiores teores de P, sem risco de transferência para o ambiente. Em concordância com o modelo proposto, quando os teores de P no solo estão abaixo do LCA-P, o solo é considerado um reservatório seguro de P, mesmo que os teores estejam classificados como “Muito Alto”, em relação a disponibilidade de P para as culturas agrícolas. Todavia, quando os teores de P no solo estão acima do LCA-P, o solo pode se tornar uma fonte de P para o ambiente, oportunizando a transferência de áreas agrícolas para ambientes aquáticos.

Essa metodologia tem sido utilizada para a classificação de risco ambiental dos solos com aplicação de dejetos de suínos. Segundo, a qual, solos com teores de P iguais ou abaixo do LCA-P ( $\text{P-Mehlich-1} \leq \text{LCA-P}$ ) podem receber adubação fosfatada (mineral ou orgânica) conforme recomendação agrônômica, sem restrições. Entretanto, quando os teores de P no solo estão acima do LCA-P ( $\text{P-Mehlich-1} > \text{LCA-P}$ ) deverão ser adotadas as seguintes medidas: (i)

solos com teor de P até 20% acima do LCA-P deve-se limitar a adubação fosfatada a 50% da dose de manutenção e adotar medidas mitigatórias; (ii) solos com teor de P acima de 20% do LCA-P deve-se proibir a adubação fosfatada e adotar medidas mitigatórias (IMA, 2022). Por conseguinte, as referidas recomendações de manejo estão evidenciadas na Tabela 14.

Tabela 14 – Recomendações de manejo da adubação fosfatada conforme o Limite Crítico Ambiental de Fósforo (LCA-P) para os Estados do Paraná e Mato Grosso

Classes de uso do solo	Adubação fosfatada <sup>1</sup>	Medidas mitigatórias <sup>2</sup>
Seguro ( $P\text{-Mehlich-1} \leq LCA\text{-P}$ )	Adubação fosfatada conforme recomendação agrônômica	Utilizar técnicas de conservação do solo e da água
Prevenção ( $P\text{-Mehlich-1} > LCA\text{-P}$ ) $\leq 20\%$	Limitar a adubação fosfatada a 50% da dose de manutenção	Utilizar técnicas de conservação do solo e da água e adotar medidas para mitigar perdas de fósforo
Intervenção ( $P\text{-Mehlich-1} > LCA\text{-P}$ ) $> 20\%$	Proibir a adubação fosfatada	Utilizar técnicas de conservação do solo e da água e adotar medidas para mitigar perdas de fósforo

<sup>1</sup>A adubação fosfatada deve seguir recomendações agrônômicas regionalizadas para as classes de solo e culturas que serão adubadas. Adubação de manutenção refere-se à quantidade de fósforo que deve ser aplicada para repor a exportação do nutriente pelas culturas agrícolas, além de incluir a quantidade necessária para manter estáveis os teores de fósforo no solo, sem causar incremento ou redução das concentrações deste nutriente no solo.

<sup>2</sup>As técnicas de conservação do solo e da água referem-se às práticas de manejo de solo e culturas que promovem o controle da erosão e escoamento superficial de água, tais como, plantio direto, terraceamento, cultivo em nível, manutenção da cobertura do solo, descompactação mecânica ou biológica, rotação de culturas, entre outras. As medidas mitigatórias permitem a redução gradual dos teores de P no solo, assim como, previnem as perdas de fósforo por escoamento superficial e erosão, impedindo a contaminação dos recursos hídricos, tais como: preparo emergencial do solo, incorporação de fertilizantes fosfatados no solo (injeção de dejetos), uso de culturas com elevado potencial de extração de fósforo, técnicas de conservação do solo, faixas ciliares de contensão de fósforo, entre outras.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

Finalmente, ressalta-se que os modelos estabelecidos podem ser utilizados pelos órgãos de fiscalização ambiental dos Estados do Paraná e Mato Grosso, para estabelecerem as doses máximas aceitáveis ou restringirem as aplicações de fertilizantes fosfatados (minerais ou orgânicos). Além disso, também é importante destacar que o modelo LCA-P é considerado uma recomendação incipiente, a qual necessita de calibração acentuada, bem como, a inclusão de outros fatores ao modelo.

## REFERÊNCIAS

- ABBOUD, F.Y. *et al.* Phosphorus mobility and degree of saturation in oxisol under no-tillage after long-term dairy liquid manure application. **Soil and Tillage Research**, v. 177, p. 45-53, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.11.014>.
- ABDALA, D. B. *et al.* Phosphorus saturation of a tropical soil and related P leaching caused by poultry litter addition. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 162, p. 15-23, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.08.004>.
- 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**, v. 743, p. 140487, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140487>.
- ABPA. **Relatório Anual 2022**. 2022. Disponível em: <https://abpa-br.org/wp-content/uploads/2022/05/Relatorio-Anual-ABPA-2022-1.pdf>. Acesso em: 14 nov. 2022.
- ALVAREZ, V. V. H. *et al.* Determinação e uso do fósforo remanescente. **Boletim Informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, v. 25, n. 1, p. 27-32, 2000.
- ANGHINONI, I.; BOHEN, H. Avaliação da disponibilidade do fósforo para solos do Rio Grande do Sul. **Agronomia Sul Rio Grandense**, v. 10, p. 127-136, 1974.
- BAI, Z. *et al.* The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. **Plant and Soil**, v. 372, p. 27-37, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1696-y>.
- BAKER, D. B. *et al.* Vertical stratification of soil phosphorus as a concern for dissolved phosphorus runoff in the Lake Erie basin. **Journal of Environment Quality**, v. 46, n. 6, p. 1287-1295, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2016.09.0337>.
- BARROW, N. J. Soil phosphate chemistry and the P-sparing effect of previous phosphate applications. **Plant Soil**, v. 397, p. 401-409, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2514-5>.
- BERTOL, I. *et al.* Water erosion in no-tillage monoculture and intercropped systems along contour lines. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 2, p. 521-528, 2013.
- BERTOL, I. *et al.* Hydrological processes obtained on the plot scale under four simulated rainfall tests during the cycle of different crop systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 2, p. 599-607, 2014.
- BOITT, G. *et al.* Fate of phosphorus applied to soil in pig slurry under cropping in southern Brazil. **Geoderma**, v. 321, p. 164-172, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.010>.
- BORDA, T. *et al.* Fertilization strategies affect phosphorus forms and release from soils and suspended solids. **Journal of Environment Quality**, v. 43, n. 3, p. 1024-1031, 2014. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2013.11.0436>.

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

BORTOLON, L. *et al.* Degree of phosphorus saturation threshold for minimizing P losses by runoff in cropland soils of Southern Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1088-1098, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900008>.

CAMARGO, O. A. *et al.* **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas: IAC, 1986. 94 p. (IAC. Boletim Técnico, 106).

CASSIDY, R. *et al.* Impact of legacy soil phosphorus on losses in drainage and overland flow from grazed grassland soils. **Science of The Total Environment**, v. 575, p. 474-484, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.063>.

CELANTE, L. S. **Fracionamento de fósforo e avaliação do risco ambiental em solos com aplicação de dejetos líquido bovino a curto e a longo prazo**. 2021. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2021.

CHEROBIM, V. F. *et al.* Tillage system and time post-liquid dairy manure: Effects on runoff, sediment and nutrients losses. **Agricultural Water Management**, v. 184, n. 3, p. 96-103, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.01.004>.

CQFS-RS/SC. **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 11. ed. Porto Alegre, 2016. 376 p.

CONSEMA. **Resolução Nº 143**. Define critérios para o licenciamento ambiental e monitoramento das atividades relativas à suinocultura. 1 nov. 2019. Disponível em: <https://www.sde.sc.gov.br/index.php/biblioteca/consema/legislacao/resolucoes/2019-5/2254-resolucao-consema-n-143-2019-1/file>. Acesso em: 21 nov. 2022.

COUTO, R. R. *et al.* Phosphorus fractions in soil with a long history of organic waste and mineral fertilizer addition. **Bragantia**, v. 76, n. 1, p. 155-166, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4499.006>.

CUNHA, D. G F. *et al.* A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI<sub>tr</sub>). **Ecol Eng**, v. 60, p. 126-134, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>.

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**, v. 761, p. 144004, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144004>

DODDS, W. K. *et al.* Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. **Water Res**, v. 32, p. 1455-1462, 1998. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00370-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00370-9).

DHILLON, J. *et al.* World phosphorus use efficiency in cereal crops. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 4, p. 1670-1677, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj2016.08.0483>.

EL KATEB, H. *et al.* Soil erosion and surface runoff on different vegetation covers and slope gradients: A field experiment in Southern Shaanxi Province, China. **Catena**, v. 105, p. 1-10, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.12.012>.

EMBRAPA. **Cerrado: correção do solo e adubação**. Embrapa Informação Tecnológica. 2. ed. Brasília, 2004. 416 p.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**. Embrapa Solos. 3. ed. Rio de Janeiro, 2017. 575 p.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Embrapa Solos. 5. ed. Brasília, 2018. 356 p.

ESSIG, E. T. *et al.* Infiltration and deep flow over sloping surfaces: Comparison of numerical and experimental results. **Journal of Hydrology**, v. 374, n. 1-2, p. 30-42, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.05.017>.

GATIBONI, L. C. *et al.* Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 1753-1761, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000400040>.

GATIBONI, L. C. *et al.* Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1225-1234, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140461>.

GATIBONI, L. C.; NICOLOSO, R. S. Uso de dejetos animais como fertilizante: impactos ambientais e a experiência de Santa Catarina. In: PALHARES, J. C. P. (Editor). **Produção animal e recursos hídricos: Tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos**. Brasília: Embrapa, 2019, p. 79-97.

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 Ciência do Solo**, v. 44, 2020. DOI: <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20200018>.

GÉRARD, F. Clay minerals, iron/aluminum oxides, and their contribution to phosphate sorption in soils — A myth revisited. **Geoderma**, v. 262, p. 213-226, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.08.017>.

GOEDERT, W. J. Management of the Cerrado soils of Brazil: a review. **Journal of Soil Science**, v. 34, n. 3, p. 405-428, 1983. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1983.tb01045.x>.

GRANDO, D. L. *et al.* Phosphorus in the runoff of soils with contrasting textures influenced by soil slope and pig slurry application. **Agr Water Manage**, v. 258, p. 107178, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107178>.

GRANDO, D. L. *et al.* Slope and pig slurry rate may increase the transfer of chemical elements by surface water runoff. **Environ Qual Manage**, p. 1-12, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1002/tqem.22004>.

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**, v. 93, p. 215-225, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10705-012-9511-3>.

GYPSEY, S. *et al.* Impact of crystalline and amorphous iron-and aluminum hydroxides on mechanisms of phosphate adsorption and desorption. **Journal of Environmental Sciences**, v. 70, p. 175-189, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.12.001>.

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

HEATHWAITE, A. L. *et al.* Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. **Journal of Hydrology**, v. 304, p. 446-461, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.043>.

HEMIELEVSK, L. S. **Limite crítico ambiental de fósforo para solo do cerrado**. 2020. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Universidade do Rio Verde, Goiás, 2020.

IMA. **Instrução Normativa Nº 11**. Definir a documentação necessária ao licenciamento e estabelecer critérios para apresentação dos planos, programas e projetos ambientais para implantação de atividades relacionadas à suinocultura de pequeno, médio e grande porte, incluindo tratamento de resíduos líquidos, tratamento e disposição de resíduos sólidos, emissões atmosféricas, ruídos e outros passivos ambientais. Versão Junho/2022. Disponível em: <https://in.ima.sc.gov.br/>. Acesso em: 21 nov. 2022.

IOCHIMS, D. A. **Uso de faixa vegetada como estratégia de mitigação de perdas de fósforo, cobre e zinco**. 2023. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2023.

JARVIE, H. P. *et al.* Phosphorus mitigation to control river eutrophication: Murky waters, inconvenient truths, and “postnormal” science. **Journal of Environment Quality**, v. 42, n. 2, p. 295-304, 2013. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0085>.

KHAN, M. *et al.* Effect of slope, rainfall intensity and mulch on erosion and infiltration under simulated rain on purple soil of south-western Sichuan Province, China. **Water**, v. 8, n. 11, p. 528, 2016. DOI: <https://doi.org/10.3390/w8110528>.

KLEINMAN, P. J. A. *et al.* Using soil phosphorus behaviour to identify environmental thresholds. **Soil Science**, v. 165, n. 12, p. 943-950, 2000. DOI: [doi:10.1097/00010694-200012000-00004](https://doi.org/10.1097/00010694-200012000-00004).

KLEINMAN, P. J. A. *et al.* Implementing agricultural phosphorus science and management to combat eutrophication. **Ambio**, v. 44, n. 2, p. 297-310, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0631-2>.

LEMUNYON, J. L.; GILBERT, R. G. The concept and need for a phosphorus assessment tool. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 483-486, 1993. DOI: <https://doi.org/10.2134/jpa1993.0483>.

LIU, J. *et al.* Phosphorus leaching from loamy sand and clay loam topsoils after application of pig slurry. **SpringerPlus**, v. 1, n. 1, p. 53, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1186/2193-1801-1-53>.

MIELE, M. **Custos de produção de suínos em 2018 nos países da rede InterPIG**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 18 p. (Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico 565).

MOTTA, A. C. V; MELO, V. F. Química dos solos ácidos. *In*: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (Eds.) **Química e mineralogia do solo: conceitos básicos e aplicações**. Viçosa: SBCS, 2019. p. 1009-1076.

MCCONNELL, D. A. *et al.* The impact of herbage re-growth interval on phosphorus losses in runoff post slurry application. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 178, p. 100-108, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.06.019>.

MULJADI, D. *et al.* The mechanism of phosphate adsorption by kaolinite, gibbsite, and pseudoboehmite. Part I. The isotherms and the effect of pH on adsorption. **J Soil Sci**, v. 17, p. 222-9, 1966a.

MULJADI, D. *et al.* The mechanism of phosphate adsorption by kaolinite, gibbsite, and pseudoboehmite. Part II. The location of the adsorption sites. **J Soil Sci**, v.17, p. 230-7, 1966b.

MURPHY, J.; RILEY, J. P. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, v. 27, n. 1, p. 31-36, 1962. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5).

NAIR, V. D. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. **Frontiers in Environmental Science**, v. 2, p. 6, 2014. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2014.00006>.

NELSON, N. O.; SHOBER, A. L. Evaluation of phosphorus indices after twenty years of science and development. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 6, p. 1703-1710, 2011. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0342>.

NEPAR-SBCS. **Manual de adubação e calagem para o estado do Paraná**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2. ed. Curitiba, 2019. 289 p.

NICOLOSO, R. S.; OLIVEIRA, P. A. V. Modelo de gestão e de licenciamento ambiental para a suinocultura brasileira. *In*: PALHARES, J. C. P. (Organizador). **Produção animal e recursos hídricos**. São Carlos: Cubo, 2016, p. 97-104.

NICOLOSO, R. S.; BARROS, E. C. **Manual de dimensionamento e manejo de unidades de compostagem de animais mortos para granjas de suínos e aves**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2019. 77 p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos 203).



NICOLOSO, R. S. *et al.* **Software de gestão ambiental da suinocultura: manual do usuário.** Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2020. 78 p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos 212).

OLIVEIRA, P. A. V. *et al.* Modélisation du volume et de la composition du lisier des porcelets en post-sevrage au Brésil. **Journées Recherche Porcine**, v. 49, p. 251-256, 2017.

OLIVEIRA, P. A. V. *et al.* Modélisation du volume de lisier produit par les truies en maternité et en gestation au Brésil. **Journées Recherche Porcine**, v. 52, p. 325-329, 2020.

OLIVEIRA, P. A. V. *et al.* **Consumo médio de água e produção média de dejetos em sistema especializado de produção de suínos machos.** Não publicado.

OSMOND, D. *et al.* Comparing phosphorus indices from twelve southern US states against monitored phosphorus loads from six prior southern studies. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 6, p. 1741-1749, 2012. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0013>.

PENN, C. J.; CAMBERATO, J. J. A critical review on soil chemical processes that control how soil pH affects phosphorus availability to plants. **Agriculture**, v. 9, n. 6, p. 120, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture9060120>.

RODRIGUES, M. *et al.* Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of The Total Environment**, v. 542, p. 1050-1061, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.118>.

ROY, E. D. *et al.* Soil phosphorus sorption capacity after three decades of intensive fertilization in Mato Grosso, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 249, p. 206-214, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.08.004>.

ROY, E. D. *et al.* The phosphorus cost of agricultural intensification in the tropics. **Nature Plants**, v. 2, n. 5, p. 1-6, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.43>.

SANTOS, J. C. N. *et al.* Effect of rainfall characteristics on runoff and water erosion for different land uses in a tropical semiarid region. **Water Resources Management**, v. 31, n. 1, p. 173-185, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1517-1>.

SCHINDLER, D. W. *et al.* Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 17, p. 8923-8929, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02204>.

SCHOUMANS, O. F. Determination of the degree of phosphorus saturation in non calcareous soils. *In*: KOVAR, J. L.; PIERZYNSKI, G. M. (Ed.). **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters.** Blacksburg: Virginia Tech University, 2009. p. 29-33.

SCHUSTER, N. R. *et al.* Runoff water quality characteristics following swine slurry application under broadcast and injected conditions. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, v. 60, n. 1, p. 53-66, 2017.

- SHARMA, R. *et al.* Dissolved reactive phosphorus played a limited role in phosphorus transport via runoff, throughflow and leaching on contrasting cropping soils from southwest Australia. **Science of the Total Environment**, v. 577, p. 33-44, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.182>.
- SHARPLEY, A. *et al.* Evaluation of phosphorus site assessment tools: Lessons from the USA. **Journal of Environment Quality**, v. 46, n. 6, p. 1250-1256, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2016.11.0427>.
- SMITH, D. R. *et al.* Carbon, nitrogen, and phosphorus stoichiometry and eutrophication in River Thames tributaries, UK. **Agricultural & Environmental Letters**, v. 2, n. 1, p. 1-4, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2134/aer2017.06.0020>.
- SOUSA, D. M. G. *et al.* Manejo do Fósforo na Região do Cerrado. In: RILNER, A. F.; CUNHA, P. P. (Eds.) **Práticas de Manejo do Solo para Adequada Nutrição de Plantas no Cerrado**. Goiânia: UFG, 2016. p. 291-357.
- SOUZA, J. C. P. V. B. *et al.* **Gestão da água na suinocultura**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2016. 32 p. (Embrapa Suínos e Aves. Cartilha).
- TAVARES, J. M. R. **Modelagem do consumo de água, produção de dejetos e emissão de gases de efeito estufa e amônia na suinocultura**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.
- TIECHER, T. *et al.* Chemical, biological, and biochemical parameters of the soil P cycle after long-term pig slurry application in no-tillage system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 41, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/18069657rbc20170037>.
- TIECHER, T. L. *et al.* Phosphorus forms leached in a sandy Typic Hapludalf soil under no-tillage with successive pig slurry applications. **Agricultural Water Management**, v. 242, p. 106406, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106406>.
- USDA. **Livestock and Poultry: World Markets and Trade**. 2022. Disponível em: [https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock\\_poultry.pdf](https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf). Acesso em: 14 nov. 2022.
- WANG, C. *et al.* Algal bloom sedimentation induces variable control of lake eutrophication by phosphorus inactivating agents. **Science of the Total Environment**, v. 557, p. 479-488, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.082>.
- WITHERS, P. J. A. *et al.* A global perspective on integrated strategies to manage soil phosphorus status for eutrophication control without limiting land productivity. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 5, p. 1234-1246, 2019. DOI: [doi:10.2134/jeq2019.03.0131](https://doi.org/10.2134/jeq2019.03.0131).
- WITHERS, P. J. A. *et al.* Transitions to sustainable management of phosphorus in Brazilian agriculture. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1-13, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-20887-z>.
- ZHANG, W. *et al.* Temporal and spatial variation of nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment for a typical arid river — Fuyang River in northern China. **Journal**

**of Environmental Sciences**, v. 55, p. 41-48, 2017. DOI:  
<https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.07.004>.

**APÊNDICE A – ESPECIFICAÇÕES DOS PONTOS DE COLETA, SOLOS DO  
ESTADO DO PARANÁ, BRASIL**

Ponto de Coleta	Município	Coordenadas Geográficas		Altitude ---- m ----
		Latitude (S)	Longitude (W)	
1	Umuarama	23°44'45.15"	53°19'54.46"	388
2	Ponta Grossa	25°08'59.57"	50°12'17.73"	845
3	Cianorte	23°38'25.87"	52°35'38.10"	497
4	Arapoti	24°07'56"	49°48'39.67"	876
5	Marechal Cândido Rondon	24°33'56.36"	54°06'17.79"	360
6	Piraí do Sul	24°33'13.02"	49°55'19.74"	1061
7	Castro	24°44'19.64"	49°59'56.17"	1033
8	Cascavel	24°59'34.44"	53°21'29.66"	714
9	Guarapuava	25°24'4.57"	51°25'14.65"	1034
10	Cascavel	24°54'20.13"	53°32'29.93"	725
11	Entre Rios do Oeste	24°41'28.61"	54°15'40.26"	1136
12	Palotina	24°17'6.96"	53°48'24.56"	300
13	Santa Tereza do Oeste	25°02'43.67"	53°37'24.31"	721
14	Rolândia	23°18'1.57"	51°24'42.28"	691
15	Campo Mourão	24°02'1.68"	52°24'54.10"	548
16	Toledo	24°44'11.19"	53°46'4.23"	538
17	Cambé	23°17'4.96"	51°18'31.61"	558
18	Londrina	23°21'55.58"	51°06'12.55"	577
19	Guarapuava	25°21'24.58"	51°33'2.62"	984
20	Arapongas	23°25'0.55"	51°23'32.91"	733

Sistema de Referência Geográfico/Datum: Sirgas 2000.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

**APÊNDICE B – ESPECIFICAÇÕES DOS PONTOS DE COLETA, SOLOS DO  
ESTADO DO MATO GROSSO, BRASIL**

Ponto de Coleta	Município	Coordenadas Geográficas		Altitude ---- m ----
		Latitude (S)	Longitude (W)	
1	Nova Mutum	14°1'22.48"	56°5'49.07"	424
2	Rondonópolis	16°19'33.92"	54°44'59.35"	291
3	Santo Antônio do Leverger	15°42'17.31"	55°44'3.47"	201
4	Santo Antônio do Leverger	15°48'52.44"	55°21'32.55"	768
5	Diamantino	14°31'27.75"	56°13'12.83"	527
6	Cláudia	11°35'39.56"	55°25'32.07"	315
7	Juscimeira	16°3'30.76"	54°52'55.85"	256
8	Sinop	12°6'20.91"	55°31'1.61"	343
9	Juscimeira	16°9'53.49"	54°47'29.49"	309
10	Sorriso	12°29'12.62"	55°40'55.31"	365
11	Sorriso	13°0'14.81"	55°53'21.90"	335
12	Sorriso	12°22'22.34"	55°36'30.53"	356
13	Sorriso	12°57'25.95"	55°52'12.33"	393
14	Chapada dos Guimarães	15°28'20.32"	55°39'45.40"	772
15	Lucas do Rio Verde	12°46'8.52"	56°6'27.35"	376
16	Lucas do Rio Verde	13°15'33.90"	56°1'13.02"	427
17	Lucas do Rio Verde	13°5'54.61"	55°56'51.61"	408
18	Nova Mutum	13°27'3.87"	56°4'54.26"	441
19	Lucas do Rio Verde	12°45'36.54"	56°16'47.17"	402
20	Tapurah	12°48'20.74"	56°28'30.90"	400

Sistema de Referência Geográfico/Datum: Sirgas 2000.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

## APÊNDICE C – ROTINA DE PROGRAMAÇÃO UTILIZADA NA CLASSIFICAÇÃO TEXTURAL DAS AMOSTRAS DE SOLO

Rotina de programação utilizada para os solos do Estado do Paraná:

```
>install.packages("soiltexture")
>library(soiltexture)
>TT.plot(class.sys = "SiBCS13.TT")
>my.text<-
data.frame("CLAY"=c(46,38,63,12,33,25,24,54,51,65,55,51,24,51,13,10
,48,36,39,48),"SILT"=c(10,9,10,8,13,12,5,20,17,10,14,8,21,14,3,4,25
,14,14,15),"SAND"=c(44,53,27,80,54,63,71,26,32,25,31,41,55,35,84,86
,27,50,47,37))
>my.text
>TT.plot
(class.sys="SiBCS13.TT",tri.data=my.text,col="red",main="Paraná")
```

Rotina de programação utilizada para os solos do Estado do Mato Grosso:

```
>install.packages("soiltexture")
>library(soiltexture)
>TT.plot(class.sys = "SiBCS13.TT")
>my.text<-
data.frame("CLAY"=c(7,11,6,24,20,44,18,4,57,51,53,42,37,41,21,18,37
,44,60,62),"SILT"=c(10,2,5,20,13,23,8,2,12,9,11,8,13,8,4,5,5,5,9,9)
,"SAND"=c(83,87,89,56,67,33,74,94,31,40,36,50,50,51,75,77,58,51,31,
29))
>my.text
TT.plot
(class.sys="SiBCS13.TT",tri.data=my.text,col="red",main="Mato
Grosso")
```

A classificação textural está presente no pacote “soiltexture”, com a denominação de SiBCS13, o qual permite produzir triângulos texturais, a fim de determinar as classes texturais.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

**APÊNDICE D – CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DOS SOLOS DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL**

Solo	Granulometria (%)			pH H <sub>2</sub> O	Índice SMP	MO %	P --- mg dm <sup>-3</sup> ---	K ---	Ca -----	Mg -----	Al cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----	H+Al -----	CTC -----	V ----- % -----	m -----
	Areia	Silte	Argila												
1	86	4	10	5,1	6,3	2,5	14,4	89,0	2,0	0,5	0,0	3,2	5,9	46,3	0,0
2	80	8	12	4,1	4,5	5,7	7,5	85,0	1,1	0,9	3,9	23,9	26,1	8,5	63,8
3	84	3	13	4,6	6,0	2,6	7,5	124,0	1,9	0,5	0,3	4,6	7,3	37,0	9,9
4	71	5	24	3,8	4,7	4,1	7,4	76,0	0,7	0,3	3,2	19,6	20,8	5,7	72,8
5	55	21	24	5,7	6,1	11,1	9,2	226,0	2,8	3,8	0,0	3,8	11,0	65,1	0,0
6	63	12	25	4,0	4,3	6,3	19,8	178,0	1,5	0,6	3,0	30,0	32,6	7,8	54,0
7	54	13	33	4,3	4,7	8,0	7,9	140,0	2,3	1,7	1,7	19,4	23,8	18,3	28,1
8	50	14	36	4,5	4,9	7,1	5,0	96,0	2,0	0,8	1,8	16,3	19,4	15,7	37,1
9	53	9	38	4,6	5,1	7,1	1,4	125,0	2,5	1,1	0,7	12,7	16,6	23,6	15,2
10	47	14	39	5,5	5,8	6,9	3,6	242,0	2,9	1,9	0,0	5,8	11,2	48,3	0,0
11	44	10	46	4,0	4,6	5,8	2,9	117,0	1,2	0,5	2,9	22,8	24,8	8,1	59,2
12	27	25	48	6,3	6,6	4,8	7,8	217,0	2,9	2,3	0,0	2,2	7,9	72,7	0,0
13	37	15	48	5,2	5,5	4,1	3,0	162,0	2,8	1,3	0,1	7,7	12,3	36,8	2,2
14	32	17	51	6,9	7,0	5,4	3,9	423,0	2,8	4,7	0,0	1,4	10,0	85,8	0,0
15	41	8	51	4,9	5,4	5,3	4,7	131,0	2,4	1,3	0,0	8,6	12,6	32,0	0,0
16	35	14	51	4,1	4,9	5,7	10,8	107,0	1,7	0,4	2,7	16,0	18,3	12,9	53,2
17	26	20	54	6,3	6,6	6,5	9,1	423,0	2,8	2,2	0,0	2,1	8,2	74,0	0,0
18	31	14	55	4,3	5,0	5,7	5,0	122,0	2,3	0,7	1,3	14,6	17,9	18,5	28,2
19	27	10	63	4,2	4,8	5,7	4,7	99,0	1,6	0,5	3,2	17,3	19,7	12,0	57,6
20	25	10	65	4,0	4,6	5,0	5,6	99,0	1,4	0,3	2,7	21,5	23,5	8,3	58,0
Média	48,4	12,3	39,3	4,8	5,4	5,8	7,1	164,1	2,1	1,3	1,4	12,7	16,5	31,9	27,0
Mediana	45,5	12,5	42,5	4,6	5,1	5,7	6,5	124,5	2,2	0,9	1,0	13,7	17,3	21,1	21,7
Máximo	86	25	65	6,9	7,0	11,1	19,8	423,0	2,9	4,7	3,9	30,0	32,6	85,8	72,8
Mínimo	25	3	10	3,8	4,3	2,5	1,4	76,0	0,7	0,3	0,0	1,4	5,9	5,7	0,0
CV (%)	40,8	46,1	42,6	18,7	15,2	32,6	60,8	61,2	32,4	90,3	103,2	68,2	44,8	80,0	100,9

Granulometria – teores determinados pelo método da pipeta; pH-H<sub>2</sub>O – pH do solo em água; Índice SMP – pH pelo índice SMP; MO – teor de matéria orgânica; P e K – teores de fósforo e potássio disponíveis; Ca, Mg e Al – teores de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis; H+Al – acidez potencial; CTC – capacidade de troca de cátions a pH 7,0; V – saturação por bases; m – saturação por alumínio; CV – coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).

**APÊNDICE E – CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DOS SOLOS DO ESTADO DO MATO GROSSO, BRASIL**

Solo	Granulometria (%)			pH H <sub>2</sub> O	Índice SMP	MO %	P --- mg dm <sup>-3</sup> ---	K ---	Ca -----	Mg -----	Al cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----	H+Al -----	CTC -----	V ----- % -----	m -----
	Areia	Silte	Argila												
1	94	2	4	4,5	6,3	3,1	2,7	15,0	1,4	0,5	0,1	3,1	5,0	38,8	6,8
2	89	5	6	4,5	6,2	2,1	5,7	28,0	1,3	1,0	0,1	3,7	6,0	39,0	5,3
3	83	10	7	4,7	5,8	2,8	10,1	38,0	1,2	0,7	0,3	5,3	7,3	27,0	12,6
4	87	2	11	5,2	6,0	3,4	0,9	9,0	1,4	0,3	0,1	4,4	6,2	28,3	3,7
5	74	8	18	5,1	6,3	3,0	0,6	50,0	1,3	0,6	0,0	3,0	4,9	39,6	0,0
6	77	5	18	4,2	6,0	2,4	1,5	30,0	1,2	0,8	0,1	4,3	6,4	33,5	5,8
7	67	13	20	5,3	6,1	3,7	3,6	37,0	1,8	1,0	0,0	3,8	6,7	44,3	0,0
8	75	4	21	4,2	5,7	3,8	1,8	26,0	0,9	0,6	0,3	6,4	8,0	19,8	13,8
9	56	20	24	5,6	5,9	4,0	10,7	216,0	1,9	1,4	0,0	5,1	8,9	43,0	0,7
10	50	13	37	4,7	5,6	3,9	13,1	62,0	2,2	1,5	0,0	7,1	11,0	35,6	0,0
11	58	5	37	4,7	5,5	3,2	1,0	42,0	1,2	0,9	0,3	7,9	10,0	21,1	12,8
12	51	8	41	5,5	6,0	3,4	0,6	77,0	1,9	1,4	0,0	4,2	7,6	45,2	0,0
13	50	8	42	4,2	5,6	3,8	0,9	47,0	1,9	1,6	0,0	7,3	10,9	33,2	0,0
14	33	23	44	4,8	5,8	3,4	0,4	25,0	0,8	0,4	0,0	5,5	6,8	18,9	0,0
15	51	5	44	4,1	5,3	3,2	1,6	29,0	1,4	1,1	0,6	10,0	12,6	20,8	18,0
16	40	9	51	4,5	5,1	5,5	1,1	45,0	1,5	1,1	1,0	13,0	15,7	17,1	27,7
17	36	11	53	4,2	5,3	5,2	2,2	51,0	1,9	0,9	0,2	10,1	13,0	22,5	6,6
18	31	12	57	4,5	5,5	4,1	0,5	33,0	1,5	1,2	0,0	8,1	10,9	25,6	0,7
19	31	9	60	3,9	5,4	3,5	0,8	35,0	2,0	1,5	0,1	8,6	12,2	29,3	2,1
20	29	9	62	4,3	5,5	4,6	0,7	63,0	1,5	1,2	0,0	7,8	10,7	26,7	0,0
Média	58,1	9,1	32,8	4,6	5,7	3,6	3,0	47,9	1,5	1,0	0,2	6,4	9,0	30,5	5,8
Mediana	53,5	8,5	37	4,5	5,7	3,4	1,3	37,5	1,5	1,0	0,1	5,9	8,5	28,8	2,9
Máximo	94	23	62	5,6	6,3	5,5	13,1	216,0	2,2	1,6	1,0	13,0	15,7	45,2	27,7
Mínimo	29	2	4	3,9	5,1	2,1	0,4	9,0	0,8	0,3	0,0	3,0	4,9	17,1	0,0
CV (%)	36,8	59,6	57,8	10,5	6,1	23,1	126,2	89,4	25,0	39,3	157,6	41,7	33,2	29,8	130,2

Granulometria – teores determinados pelo método da pipeta; pH-H<sub>2</sub>O – pH do solo em água; Índice SMP – pH pelo índice SMP; MO – teor de matéria orgânica; P e K – teores de fósforo e potássio disponíveis; Ca, Mg e Al – teores de cálcio, magnésio e alumínio trocáveis; H+Al – acidez potencial; CTC – capacidade de troca de cátions a pH 7,0; V – saturação por bases; m – saturação por alumínio; CV – coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pela autora (2023).