

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

LUANA SALETE CELANTE

FRACIONAMENTO DE FÓSFORO E AVALIAÇÃO DO RISCO AMBIENTAL EM
SOLOS COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO A CURTO E A LONGO
PRAZO

CURITIBA

2021

LUANA SALETE CELANTE

FRACIONAMENTO DE FÓSFORO E AVALIAÇÃO DO RISCO AMBIENTAL EM
SOLOS COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO A CURTO E A LONGO
PRAZO

Tese apresentada ao curso de Pós-Graduação em
Ciência do Solo, Setor de Ciências Agrárias,
Universidade Federal do Paraná, como requisito
parcial à obtenção do título de Doutora em Ciência
do Solo.

Orientadora: Profa. Dra. Nerilde Favaretto

Coorientador: Prof. Dr. Vander de Freitas Melo

CURITIBA

2021

Celante, Luana Salete

Fracionamento de fósforo e avaliação do risco ambiental em solos com aplicação de dejetos líquidos bovinos a curto e a longo prazo. / Luana Salete Celante. - Curitiba, 2021.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo.

Orientadora: Nerilde Favaretto

Coorientador: Vander de Freitas Melo

1. Plantio direto. 2. Água - Conservação. 3. Solos – Teor de fósforo. 4. Resíduos de animais como fertilizantes. I. Favaretto, Nerilde. II. Melo, Vander de Freitas. III. Título. IV. Universidade Federal do Paraná.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO CIÊNCIA DO SOLO -
40001016014P4

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em CIÊNCIA DO SOLO da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da tese de Doutorado de **LUANA SALETE CELANTE** intitulada: **FRACIONAMENTO DE FÓSFORO E AVALIAÇÃO DO RISCO AMBIENTAL EM SOLO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO A CURTO E A LONGO PRAZO**, sob orientação da Profa. Dra. NERILDE FAVARETTO, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de doutor está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 30 de Abril de 2021.

Assinatura Eletrônica
30/04/2021 13:54:04.0
NERILDE FAVARETTO
Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica
30/04/2021 17:55:55.0
GABRIEL BARTH
Avaliador Externo (FUNDAÇÃO ABC)

Assinatura Eletrônica
30/04/2021 13:49:33.0
RODRIGO DA SILVEIRA NICOLOSO
Avaliador Externo (EMBRAPA - SUÍNOS E AVES)

Assinatura Eletrônica
30/04/2021 13:45:37.0
ANDRÉ CARLOS AULER
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica
30/04/2021 16:26:59.0
ANTONIO CARLOS VARGAS MOTTA
Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

*Aos meus pais, Idinilson e Assunta, e minha irmã Amanda, com amor
Dedico.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, por se fazer presente em todos os momentos da minha vida e pelas oportunidades colocadas no meu caminho;

À minha família, por todo amor, paciência, por estarem sempre ao meu lado apoiando e incentivando principalmente nos momentos mais difíceis;

À Professora Dra. Nerilde Favaretto, pelo exemplo de profissional, por todos os seus ensinamentos, paciência e atenção que foram fundamentais para realização deste trabalho;

Ao Prof. Dr. Vander de Freitas Melo, pelos ensinamentos, paciência, orientações e auxílio nas realizações das análises;

A todos os professores do PPG em Ciência do solo, a Denise e todos os funcionários do Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, em especial as laboratoristas Maria, Fabiana e Carla, as quais foram fundamentais para que esse trabalho acontecesse;

Ao Programa de Pós-graduação em Ciência do solo, e à Universidade Federal do Paraná, pela oportunidade de formação;

À Verediana e à Larissa pelo auxílio e amizade em todas as etapas desse trabalho;

À Jéssica e Ana Luiza, que levo sempre no coração;

À Carol pelo apoio e amizade ao longo dessa jornada;

Aos colegas da pós-graduação, e principalmente aos amigos da “casinha” e a turma de 2017, em especial, Elaine, Selma, Marcus, Alessandra, Zie, Ana, Juliana, Simone, Eduardo, Eloá, Lenir, Amanda, Lilianne, Dione e Bruna pela amizade em todas as etapas desse trabalho;

À Capes pela concessão da bolsa de estudos;

À Fundação Araucária pelo suporte financeiro;

À Fundação ABC e sua equipe técnica, pela condução dos experimentos;

À todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho.

"— Meu avô sempre me disse que o outono é a época certa para arrancar as coisas que a gente não quer que voltem a incomodar. — disse, e acrescentou, imitando o tremor da voz de um velho: — 'As coisas ficam muito cheias de vida na primavera. No verão ficam fortes demais e não se soltam. O outono...' — interrompeu-se e deu uma espiada em volta, observando as folhas que mudavam de cor nas árvores. — 'O outono é a época. No outono tudo se cansa e fica pronto para morrer'".

O Nome do Vento - A Crônica do Matador do Rei: Primeiro dia
(PATRICK ROTHFUSS, 2009, p. 38)

RESUMO

Aplicações de dejetos líquidos bovinos (DLB) podem intensificar o risco de transporte de fósforo (P) para o sistema hídrico, além de alterar a dinâmica no solo. O fracionamento de P e a especiação química da solução do solo permitem melhor compreender a dinâmica de P. O grau de saturação de P (GSP), limite crítico ambiental (LCA-P) e a capacidade restante de armazenamento de P (CAP) do solo são ferramentas promissoras para prever risco de poluição ambiental. O objetivo geral deste trabalho foi entender a dinâmica de P no solo submetido a aplicações de DLB a longo prazo e a curto prazo. O trabalho foi dividido em três estudos com os seguintes objetivos: 1) Obter o GSP, definir o LCA-P e calcular a CAP em Latossolos de diferentes texturas, sob plantio direto, submetido à aplicação de doses de DLB em longo prazo (10 anos) bem como em solos de vegetação nativa incubados com fertilizante mineral; 2) Avaliar o efeito de aplicações sucessivas, por 10 anos, de DLB nas frações de P em Latossolo franco-argiloarenoso sob plantio direto para melhor compreender a labilidade das frações orgânicas e inorgânicas e consequentemente a disponibilização para a solução do solo; 3) Avaliar o efeito da aplicação de DLB e da adubação mineral na disponibilização de elementos na solução do solo e na distribuição de espécies químicas de P e do carbono orgânico dissolvido (COD) ao longo de um ano. Os estudos foram realizados em experimentos de campo (aplicações de DLB a longo prazo) e de laboratório (curto prazo). As conclusões desses estudos foram as seguintes: 1) Os métodos de obtenção do GSP foram equivalentes, e, portanto, a extração Mehlich-1 pode substituir o oxalato de amônio, o qual não é utilizado em análises de rotina. O LCA-P (P Mehlich-1) no experimento com DLB de longo prazo foi maior no solo franco-argiloarenoso comparado ao solo argiloso (152 e 75 mg kg⁻¹), porém com o oxalato de amônio observou-se o inverso (315 e 544 mg kg⁻¹). No experimento com solo sob vegetação nativa e incubação com fertilizante mineral o LCA-P foi maior no solo argiloso comparado ao solo franco-argiloarenoso (120 e 64 mg kg⁻¹), porém comparado ao experimento de longo prazo com DLB, o LCA-P foi maior no solo franco-argiloarenoso e menor no solo argiloso. O intervalo dos dados de GSP interfere na obtenção do LCA-P. A maior dose de DLB, apresentou valor negativo de CAP nos solos e, portanto, representam risco de perda de P para o ambiente aquático, sendo mais evidente no solo franco-argiloarenoso. 2) A aplicação de DLB contribuiu em relação ao P total, com as seguintes proporções médias das frações de P: moderadamente lábeis (39 %), lábeis (30 %), baixa labilidade (16 %) e P residual (15 %). Com o incremento da dose de DLB, aumentou as frações lábeis, reduzindo o P de baixa labilidade e residual nas duas primeiras profundidades. O acúmulo de P ocorreu nas frações geoquímicas (~60 %), aumentando com a adição de DLB e diminuindo com a profundidade; 3) As formas de ortofosfato predominaram em ambos os solos, com influência do pH, apresentando H₂PO₄⁻ nos tratamentos com adubação mineral e controle, e HPO₄⁻² nos tratamentos com DLB a curto prazo. As espécies de COD predominaram na forma livre nos tratamentos com DLB e ligado a H⁺ nos tratamentos controle e mineral. A aplicação de DLB resultou em aumento nas concentrações de Cd, Cr, Cu, Ni e Fe e a aplicação de fertilizante mineral na concentração de Pb. Com a aplicação do DLB ocorre a formação de variscita e fosfato tricálcico, que passam a constituir drenos do H₂PO₄⁻, Al³⁺ e Ca²⁺ nos solos.

Palavras-chave: Plantio direto. Conservação da água. Grau de saturação de P. Capacidade de armazenamento restante de P. Nível crítico ambiental de P. Fracionamento de P. Especiação química da solução do solo

ABSTRACT

Successive applications of dairy liquid manure (DLM) in the soil can intensify the risk of transporting phosphorus (P) to the water bodies, in addition to changing its behavior. Soil phosphorus fractionation and speciation of the soil solution are important to better understand the soil P dynamics. Also, the degree of phosphorus saturation (DPS), the environmental threshold for P, and soil phosphorus storage capacity (SPSC) are promising tools to predict the environmental pollution risk. The general aim of this research was to understand the dynamics of P in the soil submitted to long-term and short-term DLM applications. The research was divided into three studies with the following aims: 1) Obtain the DPS, define the environmental threshold for P, and calculate the SPSC in Oxisols of different textures, under no-tillage, subjected to long-term DLM application (10 years) and in native vegetation soils incubated with mineral fertilizer; 2) Evaluate the effect of successive DLM applications (10 years) in sandy clay loam texture under no-till system to better understand the lability of P organic and inorganic fractions and consequently the availability for the soil solution; 3) Evaluate the effect of DLM application and mineral fertilization on the availability of elements in the soil solution and in the distribution of chemical species of P and dissolved organic carbon (DOC) over a year. The studies were carried out in a field (long-term DLM applications) and laboratory (short-term) experiments. The conclusions of these studies were as follows: 1) The methods to obtain the DPS were equivalent, and therefore Mehlich-1 extraction can replace ammonium oxalate, which is not a routine analyze. The threshold (P Mehlich-1) in the experiment with long-term DLM application was higher in the sandy clay loam soil compared to the clayey soil (152 and 75 mg kg⁻¹), however, with the ammonium oxalate the opposite was observed (315 and 544 mg kg⁻¹). In the experiment with soil under native vegetation and incubation with mineral fertilizer, the threshold was higher in the clayey soil compared to the sandy clay loam soil (120 and 64 mg kg⁻¹), however compared to the long-term experiment with DLM, the environmental threshold for P was higher in the sandy clay loam soil and smaller in the clayey soil. The range of DPS data interferes to obtain the threshold. The highest dose of DLM presented a negative SPSC in soils, therefore, represent a risk of P loss to the aquatic environment, being more evident in the sandy clay loam soil; 2) DLM application contributed with the total P, with the following average proportions in the P fractions: moderately labile (39 %), labile (30 %), low lability (16 %), and residual P (15 %). With the increase in the DLM dose, the labile fractions increased, reducing the low lability and residual P in the first two depths. Accumulation of P occurred in the geochemical fractions (~ 60 %), increasing with the addition of DLM and decreasing with the depth; 3) Orthophosphate forms of P predominated in both soils, influenced by pH, with H₂PO₄⁻ in treatments with mineral fertilization and control, and HPO₄⁻² in treatments with DLM in the short term. The DOC species predominated in the free form in the treatments with DLM and linked to H⁺ in the control and mineral treatments. The application of DLM increased the concentrations of Cd, Cr, Cu, Ni, and Fe and the application of mineral fertilizer in the concentration of Pb. Application of DLM, results in the formation of variscite and tricalcium phosphate, which constitute H₂PO₄⁻, Al³⁺, and Ca²⁺ drains from the soil.

Keywords: No-tillage system. Water conservation. Degree of phosphorus saturation. Soil phosphorus storage capacity. Environmental threshold. Phosphorus fractionation. Chemical speciation of the soil solution

LISTA DE FIGURAS

- FIGURA 1 - *CHANGE POINTS* ENCONTRADOS PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA COM APLICAÇÃO A LONGO PRAZO DE DLB, SEM INCUBAÇÃO, UTILIZANDO GSP CALCULADO COM OXALATO DE AMÔNIO (A e B) E MEHLICH-1 (C e D) E COM OS TEORES DE P DISPONÍVEL EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 (E e F) (n=48). 33
- FIGURA 2 - *CHANGE POINTs* ENCONTRADOS PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA COM APLICAÇÃO A LONGO PRAZO DE DLB, SEM INCUBAÇÃO UTILIZANDO GSP CALCULADO OXALATO DE AMÔNIO (A e B) E MEHLICH-1 (C e D) E COM OS TEORES DE P DISPONÍVEL EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 (E e F) (n=48). 34
- FIGURA 3 - *CHANGE POINTs* ENCONTRADOS PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A e B) E LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (C e D) UTILIZANDO GSP MEHLICH-1 E TEORES DE MEHLICH-1 COM OS TEORES DE P ÁGUA SOB APLICAÇÃO DE LONGO PRAZO DE DLB E INCUBAÇÕES DE 25, 50 E 100% DA CMAP (N=192) 37
- FIGURA 4 - *CHANGE POINTs* ENCONTRADOS PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA, INCUBAÇÃO COM SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA, UTILIZANDO GSP CALCULADO SEM CALAGEM (A E B) E COM CALAGEM (C e D) E COM OS TEORES DE MEHLICH -1 SEM CALAGEM (E e F) E COM CALAGEM (G e H) COM P ÁGUA E P CaCl₂ 41
- FIGURA 5 - *CHANGE POINTs* ENCONTRADOS PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA, INCUBAÇÃO COM SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA, UTILIZANDO GSP, SEM CALAGEM (A e B) E COM CALAGEM (C e D) E COM OS TEORES DE MEHLICH -1 SEM CALAGEM (E e F) E COM CALAGEM (G e H) COM P ÁGUA E P CaCl₂. 42
- FIGURA 6 - *CHANGE POINT* PARA O LATOSSOLO FRANCO-ARGILOARENOSO (GSP% Fe + Al) COM OS VALORES DE LONGO PRAZO (A) E UTILIZANDO O MESMO INTERVALO DE DADOS DO

EXPERIMENTO NATIVO (B). <i>CHANGE POINT</i> COM OS TEORES DE MEHLICH-1 COM OS VALORES DE LONGO PRAZO (C) E UTILIZANDO O MESMO INTERVALO DE DADOS DO EXPERIMENTO NATIVO (D).....	46
FIGURA 7 - CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO RESTANTE DE P NO SOLO (CAP) PARA OS SOLOS COM CALAGEM POR DOSE DE INCUBAÇÃO (% CMAP) EM P MEHLICH-1 (mg kg ⁻¹) PARA O SOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA E PARA O SOLO DE TEXTURA ARGILOSA	48
FIGURA 8 - CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO RESTANTE DE P NO SOLO (CAP) PARA AS DOSES DE DLB, CALCULADA COM MEHLICH-1 PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B)	49
FIGURA 9 - ESQUEMA DO FRACIONAMENTO DE P, PROPOSTO POR HEDLEY et al. (1982) E MODIFICAÇÕES POR CONDRON et al. (1985), COM EXTRAÇÃO PRÉVIA DE P SOLÚVEL	61
FIGURA 10 - CONCENTRAÇÃO DE P EXTRAÍDO EM ÁGUA (A) E P EXTRAÍDO EM CaCl ₂ (B) EM DIFERENTES PROFUNDIDADES EM PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÕES SUCESSIVAS (10 ANOS) DE DLB (DEJETO LÍQUIDO BOVINO) NAS DOSES DE 0, 60, 120 E 180 m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	63
FIGURA 11 - CONCENTRAÇÃO DE P EXTRAÍDO POR OXALATO DE AMÔNIO (A) E POR MEHLICH-1 (B) EM DIFERENTES PROFUNDIDADES EM PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÕES SUCESSIVAS (10 ANOS) DE DLB (DEJETO LÍQUIDO BOVINO) NAS DOSES DE 0, 60, 120 E 180 m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	65
FIGURA 12 – TEORES DE P EXTRAÍDOS COM P CaCl ₂ E P ÁGUA (A) E P MEHLICH-1 E P OXALATO (B) (N=48)	66
FIGURA 13 - TEORES DE P EM DIFERENTES FRAÇÕES E EM DIFERENTES PROFUNDIDADES, 0 – 0,05 m (A), 0,05 – 0,10 m (B) E 0,10 – 0,15 m (C), EM LATOSSOLO SOB PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÕES SUCESSIVAS (10 ANOS) DE DLB (DEJETO LÍQUIDO BOVINO) NAS DOSES DE 0, 60, 120 E 180 m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	68

FIGURA 14 - TEORES DE P E DISTRIBUIÇÃO RELATIVA (%) EM DIFERENTES PROFUNDIDADES, 0 – 0,05 m (A, B), 0,05 – 0,10 m (C, D) E 0,10 – 0,15 m (E, F), EM LATOSSOLO SOB PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÕES SUCESSIVAS (10 ANOS) DE DLB (DEJETO LÍQUIDO BOVINO) NAS DOSES DE 0, 60, 120 e 180 m ³ ha ano ⁻¹	73
FIGURA 15 - FRAÇÕES QUANTO A LABILIDADE DE P AS PLANTAS, NAS PROFUNDIDADES DE 0 - 0,5 m (A), 0,05- 0,10 m (B) E 0,10 – 0,15 m (C). P LÁBIL (P SOLÚVEL, Pi RESINA, Pi NaHCO ₃ e Po NaHCO ₃), P MODERADAMENTE LÁBIL (Pi NaOH0,1, Po NaOH0,1 e Pi HCl), P DE BAIXA LABILIDADE (Pi NaOH0,5, Po NaOH0,5) e P RESIDUAL	75
FIGURA 16 - FRAÇÕES BIOLÓGICAS E GEOQUÍMICAS NAS PROFUNDIDADES DE 0 - 0,5 m (A), 0,05- 0,10 m (B) E 0,10 – 0,15 m (C). P BIOLÓGICO (FRAÇÕES ORGÂNICAS) E P GEOQUÍMICO (FRAÇÕES INORGÂNICAS + RESIDUAL).....	76
FIGURA 17 – pH DAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B)	92
FIGURA 18 - TEORES DE P NA SOLUÇÃO DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B)	94
FIGURA 19 - CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO (COD) NAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B).....	96
FIGURA 20 - TEORES DE As E Cd NAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A),(B) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (C), (D)	98
FIGURA 21 - TEORES DE Cr E Cu NAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O	

LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A), (B) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (C),(D)	99
FIGURA 22 - TEORES DE Ni, Pb e Zn NAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B)	100
FIGURA 23 - TEORES DE Fe e Mn NAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B)	102
FIGURA 24 - PRINCIPAIS ESPÉCIES QUÍMICAS DE P NA SOLUÇÃO DO SOLO APÓS INCUBAÇÃO COM DEJETO (DLB) E MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSO AOS 5 DIAS (A), 30 DIAS (B), 60 DIAS (C) E 180 DIAS (D), E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA AOS 5 DIAS (E), 30 DIAS (F), 60 DIAS (G) E 180 DIAS (H).....	106
FIGURA 25 - PRINCIPAIS ESPÉCIES QUÍMICAS ESTIMADAS COM O CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO (COD) NA SOLUÇÃO DO SOLO AOS 5 DIAS (A), 30 DIAS (B), 60 DIAS (C) E 180 DIAS (D), E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA AOS 5 DIAS (E), 30 DIAS (F), 60 DIAS (G) E 180 DIAS (H).....	109
FIGURA 26 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO K^+ E $H_2PO_4^-$ PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE DE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DA K-TARANAKITA (LINDSAY, 1979).....	111
FIGURA 27 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO K^+ E $H_2PO_4^-$ PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DA K-TARANAKITA (LINDSAY, 1979).....	112

FIGURA 28 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO Al^{3+} E H_2PO_4^- PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DA VARISCITA (LINDSAY, 1979).	114
FIGURA 29 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO Al^{3+} E H_2PO_4^- PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DA VARISCITA (LINDSAY, 1979).	115
FIGURA 30 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO Ca^{2+} E H_2PO_4^- PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DO P-Ca (LINDSAY, 1979).	116
FIGURA 31 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO Ca^{2+} E H_2PO_4^- PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DO P-Ca (LINDSAY, 1979).	117

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA E ATRIBUTOS QUÍMICOS DOS SOLOS ANTERIORES A INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO, NA CAMADA DE 0-0,20 M.....	24
TABELA 2 - CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB). MÉDIA $\pm$ DESVIO PADRÃO DE 19 APLICAÇÕES.	24
TABELA 3 - QUANTIDADE MÉDIA ANUAL DE N, P e K APLICADOS VIA DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) E FERTILIZANTE MINERAL.....	25
TABELA 4 - ATRIBUTOS QUÍMICOS DOS SOLOS DAS ÁREAS DE VEGETAÇÃO NATIVA.....	25
TABELA 5 - CAPACIDADE MÁXIMA DE ADSORÇÃO DE FÓSFORO (CMAP) DOS SOLOS COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) DE LONGO PRAZO E DOS SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA	27
TABELA 6 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA ENTRE OS TEORES DE P, Fe + Al E AS DIFERENTES FORMAS DE CÁLCULO DO GSP CONSIDERANDO AS PROFUNDIDADES DE 0-0,05, 0,05-0,10 E 0,10-0,15 m (n=48) EM PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO DE LONGO PRAZO NAS DOSES DE 0, 60, 120 e 180 m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	30
TABELA 7 - <i>CHANGE POINTS</i> EM GRAU DE SATURAÇÃO DE FÓSFORO (GPS) E LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL (LCA-P) NO LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA E LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA COM APLICAÇÃO A LONGO PRAZO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB), SEM INCUBAÇÃO (n=48).....	35
TABELA 8 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA ENTRE OS TEORES DE P E AS DIFERENTES FORMAS DE CÁLCULO DO GRAU DE SATURAÇÃO DE P CONSIDERANDO AS PROFUNDIDADES DE 0-0,05, 0,05-0,10 E 0,10-0,15 m, COM AS AMOSTRAS DE LONGO PRAZO E AS INCUBAÇÕES DE 25, 50 E 100 % DA CMAP (N=192), EM PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO DE LONGO PRAZO NAS DOSES DE 0, 60, 120 E 180 m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹	36
TABELA 9 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA ENTRE OS TEORES DE P, Fe e Al EXTRAÍDO POR MEHLICH- 1 E AS DIFERENTES FORMAS DE	

CÁLCULO DO GRAU DE SATURAÇÃO DE P EM SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA INCUBADOS COM FERTILIZANTE MINERAL (n=24).....	39
TABELA 10 - <i>CHANGE POINTS</i> EM GRAU DE SATURAÇÃO DE FÓSFORO (GPS) E LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL (LCA-P) DE P NOS SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA - INCUBADOS	43
TABELA 11 - LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE P EM SOLOS COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) DE LONGO PRAZO E SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA INCUBADOS COM FERTILIZANTE MINERAL SEM E COM CALAGEM	43
TABELA 12 – ATRIBUTOS QUÍMICOS DOS SOLOS SOB VEGETAÇÃO NATIVA	87
TABELA 13 - CARACTERIZAÇÃO DO DEJETO LÍQUIDO BOVINO APÓS SECAGEM (TEOR TOTAL)	87
TABELA 14 - TRATAMENTOS EM FUNÇÃO DA CAPACIDADE MÁXIMA DE ADSORÇÃO DE P (CMAP), APLICANDO DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) E FERTILIZANTE MINERAL (KH ₂ PO ₄) PARA OS SOLOS FRANCO- ARGILOARENOSO E ARGILOSO.	88

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	16
1.1 REFERENCIAS	18
2 CAPÍTULO I: LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL E CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO RESTANTE DE FÓSFORO EM LATOSSOLOS SOB PLANTIO DIRETO E APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO	20
2.1 RESUMO.....	20
2.2 ABSTRACT	21
2.3 INTRODUÇÃO	22
2.4 MATERIAL E MÉTODOS	23
2.4.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS EXPERIMENTAIS COM DEJETO LÍQUIDO BOVINO A LONGO PRAZO	23
2.4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE VEGETAÇÃO NATIVA.....	25
2.4.3 ANÁLISES DE P, Fe E Al NO SOLO - ÁREAS EXPERIMENTAIS COM APLICAÇÃO DE DLB A LONGO PRAZO E SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA.....	26
2.4.4 INCUBAÇÃO – ÁREAS EXPERIMENTAIS COM APLICAÇÃO DE DLB A LONGO PRAZO	27
2.4.5 INCUBAÇÃO – ÁREAS DE VEGETAÇÃO NATIVA.....	27
2.4.6 GRAU DE SATURAÇÃO DE FÓSFORO – GSP E <i>CHANGE POINT</i>	28
2.4.7 DETERMINAÇÃO DO LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE P	29
2.4.8 CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO RESTANTE DE P NO SOLO (CAP)	29
2.4.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA	29
2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	30
2.5.1 GRAU DE SATURAÇÃO, <i>CHANGE POINT</i> E LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE P NO SOLO EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE DLB DE LONGO PRAZO.....	30
2.5.2 GRAU DE SATURAÇÃO, <i>CHANGE POINT</i> E LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE P EM SOLO DE VEGETAÇÃO NATIVA.....	38
2.5.3 LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO EM SOLOS COM APLICAÇÃO DE DLB DE LONGO PRAZO E EM SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA INCUBADOS.....	43
2.5.4 CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO RESTANTE DE FÓSFORO NO SOLO (CAP).....	47
2.6 CONCLUSÃO.....	49

2.7 REFERÊNCIAS.....	50
3 CAPÍTULO II: FRAÇÕES DE FÓSFORO EM SOLO SOB PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM LONGO PRAZO.....	55
3.1 RESUMO.....	55
3.2 ABSTRACT	55
3.3 INTRODUÇÃO	56
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	58
3.4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL	58
3.4.2 ANÁLISES DE P NO SOLO	58
3.4.3 FRACIONAMENTO DE P NO SOLO	59
3.4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA	62
3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	62
3.5.1 TEORES DE P NO SOLO	62
3.5.2 FRACIONAMENTO DE P.....	67
3.5.3 CORRELAÇÕES ENTRE AS FRAÇÕES DE P E TEORES DE Al, Fe, Ca e P DISPONIVEL.....	77
3.6 CONCLUSÕES	78
3.7 REFERÊNCIAS.....	79
4 CAPÍTULO III: ESPECIAÇÃO QUÍMICA DA SOLUÇÃO DO SOLO SOB APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO E FERTILIZANTE MINERAL A CURTO PRAZO	84
4.1 RESUMO.....	84
4.2 ABSTRACT	84
4.3 INTRODUÇÃO	85
4.4 MATERIAL E MÉTODOS	86
4.4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS SOB VEGETAÇÃO NATIVA.....	86
4.4.2 PREPARAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO DEJETO LÍQUIDO BOVINO	87
4.4.3 INCUBAÇÃO DAS AMOSTRAS DE SOLO COM DLB	87
4.4.4 EXTRAÇÃO E ESPECIAÇÃO QUÍMICA DA SOLUÇÃO DO SOLO	88
4.4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA	91
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	91
4.5.1 pH, P E COD NA SOLUÇÃO DO SOLO	91
4.5.2 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NA SOLUÇÃO DO SOLO.....	96
4.5.3 ESPECIAÇÃO QUÍMICA DO P	104

4.5.4 ESPECIAÇÃO QUÍMICA DO COD	107
4.5.5 SATURAÇÃO DA SOLUÇÃO DO SOLO E FORMAÇÃO DE MINERAIS FOSFATADOS	110
4.6 CONCLUSÕES	117
4.7 REFERÊNCIAS	118
5 CONCLUSÃO GERAL.....	123
6 REFERÊNCIAS.....	124
APÊNDICE 1 - HISTÓRICO DA CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO- ARGILOARENOSA	136
APÊNDICE 2 - HISTÓRICO DA CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA.....	137
APÊNDICE 3 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE AS DIFERENTES FORMAS DE CÁLCULO DO GSP E P MEHLICH-1 (N=48).....	138
APÊNDICE 4 - RELAÇÕES ENTRE OS VÁRIOS MÉTODOS DE CÁLCULO DO GRAU DE SATURAÇÃO DE FÓSFORO (GSP)	138
APÊNDICE 5 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE OS DIFERENTES EXTRATORES DE P E P SOLÚVEL NO ESCOAMENTO (N=48)	138
APÊNDICE 6 - RELAÇÕES ENTRE GSP CALCULADO DE DIFERENTES FORMAS COM P MEHLICH-1 E P OXALATO	139
APÊNDICE 7 - RELAÇÕES ENTRE GSP CALCULADO DE DIFERENTES FORMAS COM P MEHLICH-1, NOS SOLOS COM APLICAÇÃO DE DLB A LONGO PRAZO – INCUBADOS 25, 50 E 100% DA CMAP (N= 192)	139
APÊNDICE 8 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE AS DIFERENTES FORMAS DE CÁLCULO DO GSP OS SOLOS INCUBADOS DE VEGETAÇÃO NATIVA....	139
APÊNDICE 9 - REGRESSÕES COM GSP E OS TEORES DE P MEHLICH-1 PARA OS SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA.....	140
APÊNDICE 10 - MODELO DE REGRESSÃO LINEAR SEGMENTADA AJUSTADA PARA OS <i>CHANGE POINTS</i> ENCONTRADOS NO EXPERIMENTO DE LONGO PRAZO (TABELA 7).....	140
APÊNDICE 11 - MODELO DE REGRESSÃO LINEAR SEGMENTADA AJUSTADA PARA OS <i>CHANGE POINTS</i> ENCONTRADOS NO EXPERIMENTO DE VEGETAÇÃO NATIVA (TABELA 10)	143

APÊNDICE 12 - MODELO DE REGRESSÃO LINEAR SEGMENTADA AJUSTADA PARA OS <i>CHANGE POINTS</i> ENCONTRADOS NO EXPERIMENTO DE LONGO PRAZO + INCUBAÇÕES (CMAP) (FIGURA 3).....	145
CAPÍTULO II	146
APÊNDICE 13 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE OS EXTRATORES DE P NAS PROFUNDIDADES DE 0-0,05, 0,05-0,10 E 0,10-0,15 M	146
APÊNDICE 14 - CORRELAÇÃO DE PEARSON DA FRAÇÃO DE P E TEORES DE AL, FE E CA EXTRAÍDOS COM NAHCO_3	147
APÊNDICE 15 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE A FRAÇÃO DE P E OS TEORES DE AL, FE E CA EXTRAÍDOS COM HCL	147
APÊNDICE 16 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE AS FRAÇÕES DE P.....	148
APÊNDICE 17 - CORRELAÇÃO DE PERSON DAS FRAÇÕES DE P COM OS TEORES DE MEHLICH-1 E OXALATO	149

1 INTRODUÇÃO GERAL

A crescente demanda por alimentos e busca por conservação ambiental tem criado desafios ao setor agropecuário, visando aliar a produção agropecuária com a sustentabilidade ambiental (SCHOUMANS et al., 2015). Dentre estes desafios encontra-se a utilização adequada de dejetos de animais como fonte de nutrientes para o crescimento das plantas.

A bovinocultura leiteira é uma atividade de elevada importância econômica para o estado do Paraná, o qual figura como segundo maior produtor de leite do país, atingindo 4,3 bilhões de L⁻¹ em 2019 (IBGE, 2019). A região dos Campos Gerais é uma das principais bacias leiteiras do estado, com destaque para a cidade de Castro, primeira no ranking nacional de produção (280 milhões de L⁻¹) (IBGE, 2019), devido as elevadas produtividades e qualidade da produção. Contudo, esta atividade gera uma grande quantidade de dejetos, os quais estão sendo destinados a aplicação em solos agrícolas, como fonte de nutrientes as plantas (MORI et al., 2009).

A aplicação de dejetos de animais na agricultura, de modo geral, tem sido realizada sem considerar a necessidade das plantas e o teor de nutrientes no solo (SHARPLEY; DANIEL; EDWARDS, 1993) o que tem causado um aumento excessivo de fósforo (P) no solo acarretando em graves consequências ambientais (MORI et al., 2009; SHIGAKI; SHARPLEY; PROCHNOW, 2006). A aplicação excessiva de fertilizantes minerais e orgânicos no solo ocasiona a saturação dos sítios de adsorção de P, diminuindo a capacidade de retenção e o aumento do potencial de perdas de P do solo para os sistemas aquáticos (COSTA et al., 2014; ELLIOTT; O'CONNOR, 2007; FISCHER et al., 2017; GALVÃO; SALCEDO, 2009; PIOVESAN et al., 2009; VADAS et al., 2007). O P é essencial para a produção agrícola, mas em altas concentrações em ambientes aquáticos está associado a eutrofização, ou seja, proliferação de algas e plantas aquáticas, aumento da demanda de oxigênio e deterioração de qualidade da água (HEREDIA; FERNÁNDEZ CIRELLI, 2007; LEMUNYON; GILBERT, 1993; SHARPLEY et al., 1996; SHARPLEY; DANIEL; EDWARDS, 1993).

A aplicação de dejetos de animais, além de diretamente adicionar P no solo, aumenta o teor de matéria orgânica no solo (MOS), o que interfere na adsorção do P (ABBOUD et al., 2018; ROBERTS et al., 2017; SANYAL; DE DATTA, 1991). A MOS pode adsorver P através de pontes de cátions (DICK et al., 2009) ou bloquear os sítios

de adsorção de P do solo, aumentando a disponibilidade de P para as plantas (GUPPY et al., 2005; HUE, 1991).

O fracionamento do P permite compreender a dinâmica deste nutriente no solo e sua distribuição em diferentes frações (CROSS; SCHLESINGER, 1995; HEDLEY; STEWART; CHAUHAN, 1982). No entanto, para um efetivo conhecimento da dinâmica de P no solo deve-se associar o fracionamento com a especiação química, que envolve a identificação e quantificação de diferentes espécies, formas ou fases na qual um elemento encontra-se na solução do solo (AMARAL SOBRINHO; BARRA; LÃ, 2009).

Além das formas e disponibilidade de P identificadas no fracionamento e na especiação química, o grau de saturação de P do solo (GSP) é uma ferramenta importante para prever o risco de poluição ambiental (SHARPLEY, 1995). Modificações no conceito de GSP têm sido propostas na literatura (NAIR, 2014), possibilitando a determinação do índice máximo de saturação de P no solo, internacionalmente conhecido como *change point* ou *threshold* (VAN DER ZEE; FOKKINK; VAN RIEMSDIJK, 1987) que expressa o ponto de mudança na relação entre o GSP e a solubilidade de P no solo, ocorrendo um aumento abrupto na concentração de P em solução (DARI; NAIR; HARRIS, 2017; SIMS; SIMARD; JOERN, 1998). Portanto, o *change point* representa o ponto de elevada solubilidade do P com risco de perda ambiental via escoamento superficial e subsuperficial (NAIR et al., 2004). Posteriormente, o *change point* evoluiu para o conceito de limite ou nível crítico ambiental de P no solo, o qual, se refere ao teor de P no solo correspondente ao *change point*. Outra ferramenta que permite a previsão da quantidade de P que pode ser adicionado a um solo antes de desenvolvimento de risco significativo de perda de P é a capacidade restante de armazenamento de P (CAP) (NAIR; HARRIS, 2014).

Visando avaliar a dinâmica do P em solos submetidos a aplicação de dejetos líquido bovino a longo e a curto prazo na região dos Campos Gerais do Paraná, realizaram-se três estudos os quais estão descritos abaixo:

Capítulo I - Limite crítico ambiental e capacidade de armazenamento restante de fósforo em Latossolos sob plantio direto e aplicação de dejetos líquido bovino;

Capítulo II - Frações de fósforo em solo sob plantio direto com aplicação de dejetos líquido bovino em longo prazo; e

Capítulo III - Especiação química da solução do solo sob aplicação de dejetos líquido bovino e fertilizante mineral a curto prazo.

1.1 REFERENCIAS

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.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; BARRA, C. M.; LÃ, O. R. Química dos metais pesados no solo. In: MELO, V. F. .; ALLEONI, L. R. (Eds.). **Química e Mineralogia do Solo: Parte II - Aplicações**. 1. ed. Viçosa, MG: SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 249–312.

COSTA, V. L. et al. Distribuição espacial de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto e adubação mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 287–293, 2014.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3–4, p. 197–214, 1995.

DARI, B.; NAIR, V. D.; HARRIS, W. G. Approaches for evaluating subsurface phosphorus loss potential from soil profiles. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 245, n. November 2016, p. 92–99, 2017.

DICK, D. P. et al. Química da matéria orgânica do solo. In: MELO, V. F., ALLEONI, L. R. F. (Ed.). **Química e Mineralogia do Solo: Parte II - Aplicações**. 1. ed. Viçosa, MG: SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 2–67.

ELLIOTT, H. A.; O'CONNOR, G. A. Phosphorus management for sustainable biosolids recycling in the United States. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 6, p. 1318–1327, 2007.

FISCHER, P.; PÖTHIG, R.; VENOH, M. The degree of phosphorus saturation of agricultural soils in Germany: Current and future risk of diffuse P loss and implications for soil P management in Europe. **Science of The Total Environment**, v. 599–600, p. 1130–1139, 2017.

GALVÃO, S. R. da S.; SALCEDO, I. H. Soil phosphorus fractions in sandy soils amended with cattle manure for long periods. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 3, p. 613–622, 2009.

GUPPY, C. N. et al. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 43, n. 2, p. 189–202, 2005.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in Inorganic and Organic Soil Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970–976, 1982.

HEREDIA, O. S.; FERNÁNDEZ CIRELLI, A. Environmental risks of increasing phosphorus addition in relation to soil sorption capacity. **Geoderma**, v. 137, n. 3–4, p. 426–431, 2007.

HUE, N. V. Effects of Organic Acids/Anions on P Sorption and Phytoavailability in Soils With Different Mineralogies. **Soil Science**, v. 152, n. 6, p. 463–471, 1991.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Produção

da Pecuária Municipal 2019. **Produção da Pecuária Municipal**, v. 47, p. 1–8, 2019.

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.

MORI, H. F. et al. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquido bovino em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, p. 189–198, 2009.

NAIR, V. D. et al. An Environmental Threshold for Degree of Phosphorus Saturation in Sandy Soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 1, p. 107–113, 2004.

NAIR, V. D. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. **Frontiers in Environmental Science**, v. 2, p. 1–4, 2014.

NAIR, V. D.; HARRIS, W. G. Soil Phosphorus Storage Capacity for Environmental Risk Assessment. **Advances in Agriculture**, v. 2014, p. 1–9, 2014.

PIOVESAN, R. P. et al. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, p. 757–766, 2009.

ROBERTS, W. M. et al. Assessing the risk of phosphorus transfer to high ecological status rivers: Integration of nutrient management with soil geochemical and hydrological conditions. **Science of the Total Environment**, v. 589, p. 25–35, 2017.

SANYAL, S. K.; DE DATTA, S. K. Chemistry of Phosphorus Transformations in Soil. **Advances in Soil Science**, v. 16, p. 1–120, 1991.

SCHOUMANS, O. F. et al. Phosphorus management in Europe in a changing world. **AMBIO**, v. 44, n. S2, p. 180–192, 2015.

SHARPLEY, A. et al. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n. 2, p. 160–166, 1996.

SHARPLEY, A. N. Dependence of Runoff Phosphorus on Extractable Soil Phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, n. 5, p. 920–926, 1995.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T. C.; EDWARDS, D. R. Phosphorus Movement in the Landscape. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 453–500, 1993.

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

SIMS, J. T.; SIMARD, R. R.; JOERN, B. C. Phosphorus Loss in Agricultural Drainage: Historical Perspective and Current Research. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, n. 2, p. 277–293, 1998.

VADAS, P. A. et al. A model for phosphorus transformation and runoff loss for surface-applied manures. **Journal of Environmental Quality**, v. 36, n. 1, p. 324–332, 2007.

VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; FOKKINK, L. G. J.; VAN RIEMSDIJK, W. H. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 3, p. 599–604, 1987.

2 CAPÍTULO I: LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL E CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO RESTANTE DE FÓSFORO EM LATOSSOLOS SOB PLANTIO DIRETO E APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO

2.1 RESUMO

Aplicações sucessivas de dejetos líquidos bovinos (DLB) no solo podem intensificar o risco de transporte de fósforo (P) do solo para os corpos d'água. O grau de saturação de P (GSP) e a capacidade restante de armazenamento de P (CAP) do solo são ferramentas promissoras para prever risco de poluição ambiental. O objetivo geral foi estudar a dinâmica de P em dois Latossolos de diferentes texturas, sob plantio direto, submetido à aplicação de doses de dejetos líquidos bovinos em longo prazo (10 anos), com os objetivos específicos: a) Avaliar diferentes métodos na obtenção do grau de saturação de P e no *change point*; b) Definir o limite crítico ambiental de P (LCA-P) e a capacidade restante de armazenamento de P; c) Comparar os valores de LCA-P obtidos nos estudos de longo prazo com DLB com os obtidos em solos de vegetação nativa (sem interferência antrópica) incubados com fertilizante mineral. O estudo de longo prazo foi conduzido em duas estações experimentais da Fundação ABC, com aplicações de DLB (0, 60, 120, 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹) sendo um em Ponta Grossa-PR, desde 2005 e outro em Castro-PR, desde 2006. O estudo com solos de vegetação nativa foi realizado em laboratório com fertilizante mineral. O GSP foi obtido por P, Fe e Al extraídos por oxalato de amônio e Mehlich-1. O *change point* e o LCA-P foram obtidos pela relação entre GSP e P água, P CaCl₂ e P solúvel no escoamento superficial. Os métodos de obtenção do GSP foram equivalentes, e, portanto, a extração Mehlich-1 pode substituir o oxalato de amônio, o qual não é utilizado em análises de rotina. O LCA (P Mehlich-1) no experimento com DLB de longo prazo foi maior no solo franco-argiloarenoso comparado ao solo argiloso (152 e 75 mg kg⁻¹, respectivamente), porém com o extrator oxalato de amônio observou-se o inverso (315 e 544 mg kg⁻¹, respectivamente). No experimento com solo de vegetação nativa e incubação com fertilizante mineral o LCA-P foi maior no solo argiloso comparado ao solo franco-argiloarenoso (120 e 64 mg kg⁻¹, respectivamente), porém comparado ao experimento de longo prazo com DLB, o LCA -P foi maior no solo arenoso e menor no solo argiloso. Os resultados opostos entre os experimentos com DLB e vegetação nativa indicam que o intervalo dos dados de GSP interferem na obtenção do limite crítico ambiental. Assim, para estabelecer recomendações de limite crítico ambiental deve-se considerar estudos de incubação e de campo. A maior dose de DLB, 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, apresentou valor negativo de capacidade de armazenamento restante de P no solo e, portanto, representam risco de perda de P para o ambiente aquático, sendo mais evidente no solo franco-argiloarenoso. Portanto, considerando que baixas concentrações de P na água podem ocasionar eutrofização, recomenda-se o uso de práticas conservacionistas para evitar a entrada do escoamento superficial nos cursos d'água.

Palavras-chave: Grau de saturação de fósforo. *Change point*. Adubação orgânica. Adubação mineral

2.2 ABSTRACT

Successive applications of dairy liquid manure (DLM) in the soil can intensify the risk of transporting phosphorus (P) from the soil to the water bodies. The degree of phosphorus saturation (DPS) and the soil phosphorus storage capacity (SPSC) are promising tools to predict the risk of environmental pollution. The general aim was to study the dynamics of P in two Oxisols of different textures, under no-tillage, submitted to the DLM application of long-term (10 years), with the specific aims: a) Evaluate different methods to obtain the degree of P saturation and the change point; b) Define the environmental threshold and the soil phosphorus storage capacity; c) Compare the P environmental threshold obtained in long-term studies with DLM with those obtained in soils of native vegetation (without anthropic interference) incubated with mineral fertilizer. The long-term study with applications of DLM (0, 60, 120, 180 m³ ha⁻¹ year⁻¹) was conducted in two experimental stations of the ABC Foundation (Ponta Grossa-PR, since 2005, and Castro-PR, since 2006). The study with soil of native vegetation was carried out in the laboratory with mineral fertilizer. DPS was obtained by P, Fe, and Al extracted with ammonium oxalate and Mehlich-1. The change point and the environmental threshold for P were obtained by the relationship between DPS and water-soluble phosphorus (WSP), CaCl₂-P, and soluble P in surface runoff. The methods to obtain the DPS were equivalent, and therefore Mehlich-1 extraction can replace ammonium oxalate, which is not a routine analyze. The environmental threshold (P Mehlich-1) in the experiment with long-term DLM application was higher in the sandy clay loam soil compared to the clayey soil (152 and 75 mg kg⁻¹, respectively), however, with the ammonium oxalate the opposite was observed (315 and 544 mg kg⁻¹, respectively). In the experiment with soil of native vegetation and incubation with mineral fertilizer, the environmental threshold was higher in the clayey soil compared to the sandy clay loam soil (120 and 64 mg kg⁻¹, respectively), however when compared to the long-term experiment with DLM, the environmental threshold was higher in the sandy clay loam soil and smaller in the clayey soil. The opposite results between the experiments with DLM and native vegetation indicate that the influence of the DPS data interval interferes in the environmental threshold for P. Thus, to establish recommendations for the environmental threshold for P, incubation and field studies should be considered. The highest dose of DLM, 180 m³ ha⁻¹ year⁻¹, showed a negative value of SPSC in the soil, therefore, represents a risk of P loss to the aquatic environment, being more evident in the sandy clay loam soil. Therefore, considering that low concentrations of P in water bodies can cause eutrophication, it is recommended to use conservationist practices to prevent the entry of surface runoff.

Keywords: Degree of phosphorus saturation. Change point. Organic fertilization. Mineral fertilizer

2.3 INTRODUÇÃO

A região dos Campos Gerais do Paraná se destaca na produção de bovinos de leite do Brasil. O principal destino dos dejetos gerados pelos animais é a aplicação em lavouras, como fonte de nutrientes às plantas, o que pode resultar em concentrações elevadas de fósforo (P) no solo e problemas ambientais (SHIGAKI; SHARPLEY; PROCHNOW, 2006).

O P é um elemento essencial para o crescimento e desenvolvimento das plantas, sendo encontrado no solo nas frações inorgânicas e orgânicas. A associação com os óxidos de Fe e Al da fração argila apresenta alta energia e forte caráter covalente (adsorção de esfera interna) (ERIKSSON; GUSTAFSSON; HESTERBERG, 2015; FINK et al., 2016b), por isso, os solos altamente intemperizados, como os Latossolos, atuam como reservatórios de P previamente fixado aos coloides (ROY et al., 2016). A associação da matéria orgânica proveniente de aplicações sucessivas de dejetos de animais com os óxidos de Fe e Al pode resultar em redução expressiva dos sítios de adsorção de P (SCHWERTMANN; KODAMA; FISCHER, 1986), aumentando sua disponibilidade (BREEUWSMA; SILVA, 1992). Além disso, a matéria orgânica do solo (MOS) pode atuar no aumento da disponibilidade de P pela formação de pontes de cátions, a qual se caracteriza como adsorção de esfera externa, ou seja, fração inorgânica lábil (DICK et al., 2009; SANYAL; DE DATTA, 1991). A menor fixação é desejável para a nutrição das plantas, mas pode intensificar as perdas de P, atingindo os ambientes aquáticos, onde o P é o elemento limitante da eutrofização (SHARPLEY; DANIEL; EDWARDS, 1993).

Assim, surgiram ferramentas que podem ser utilizadas para prever o risco de perda de P (SHARPLEY, 1995). Uma dessas ferramentas é o grau de saturação de P (GSP), que foi introduzido na Holanda para solos arenosos (BREEUWSMA; SILVA, 1992; VAN DER ZEE; FOKKINK; VAN RIEMSDIJK, 1987). O GSP foi originalmente calculado considerando o P, Al e Fe extraíveis com oxalato de amônio (BEAUCHEMIN; SIMARD, 1999; NAIR, 2014). No entanto, outros métodos de extrações como Mehlich-1, Mehlich-3, e Olsen, também estão sendo estudados (BORTOLON et al., 2016; GATIBONI et al., 2015, 2020; NAIR, 2014; NAIR et al., 2004; WANG et al., 2020). O GSP também tem sido calculado considerando a capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) estimada pelo modelo de Langmuir (ABBOUD et al., 2018).

O *change point* (CP) pode ser definido como o valor acima do qual há um aumento rápido na solubilidade de P no solo e, portanto, alta probabilidade de impacto negativo sobre a qualidade da água (NAIR, 2014; NAIR et al., 2004). O CP pode ser obtido pela relação entre GSP e P extraído em água ou em CaCl_2 , ou P da solução do solo, ou P solúvel do escoamento superficial (SHARPLEY, 1995).

A partir dos valores do GSP e do CP é possível calcular a capacidade de armazenamento restante de P no solo (CAP), que permite prever a quantidade de P adicional que pode ser recebida por um determinado solo antes que este se torne uma preocupação ambiental (NAIR; HARRIS, 2014).

O presente estudo foi realizado em dois Latossolos de diferentes texturas, sob plantio direto, submetido à aplicação de doses de DLB em longo prazo (10 anos) com os seguintes objetivos: a) avaliar diferentes métodos na obtenção do grau de saturação de P e no *change point*; b) definir o limite crítico ambiental de P (LCA-P) e a capacidade restante de armazenamento de P (CAP); c) comparar os valores de LCA-P obtidos nos estudos de longo prazo com DLB com os obtidos em solos de vegetação nativa (sem interferência antrópica) incubados com fertilizante mineral.

2.4 MATERIAL E MÉTODOS

2.4.1 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS EXPERIMENTAIS COM DEJETO LÍQUIDO BOVINO A LONGO PRAZO

Para este estudo foram utilizados dois experimentos de longo prazo instalados nas estações experimentais da Fundação ABC, nos municípios de Ponta Grossa – PR e Castro – PR. O experimento em Ponta Grossa (25°00'35"S, 50°09'16"W, 890 m altitude) teve início no verão de 2005 em Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico de textura franco-argiloarenosa (EMBRAPA – FUNDAÇÃO ABC, 2001), com 13 % de declividade (TABELA 1). O experimento em Castro (24°51'50"S, 49°56'25"W, 1027 m altitude) iniciou no inverno de 2006 em Latossolo Bruno Distrófico típico, textura muito argilosa (EMBRAPA – FUNDAÇÃO ABC, 2001), com 9,6 % de declividade (TABELA 1). O clima da região dos experimentos é subtropical úmido mesotérmico (Cfb, Köppen), com precipitação média anual de 1554 mm (EMBRAPA, 2018).

TABELA 1 - DISTRIBUIÇÃO GRANULOMÉTRICA E ATRIBUTOS QUÍMICOS DOS SOLOS ANTERIORES A INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO, NA CAMADA DE 0-0,20 M

Solos	Argila	Silte	Areia	pH CaCl ₂	Al ³⁺	H+Al 3+	Ca ²⁺	Mg 2+	K ⁺	P Mehlich-1	C
	-----g kg ⁻¹ -----				-----cmol _c dm ⁻³ -----					mg dm ⁻³	g dm ⁻³
Textura franco-argiloarenosa	228	33	739	5,1	0	3,5	3,7	0,7	0,2	19	13,2
Textura Argilosa	701	111	188	5,4	0	4,6	5,0	1,4	0,3	4	25,6

Fonte: Abboud et al. (2018)

Os dois experimentos foram instalados em áreas de plantio direto, com mais de 15 anos e conduzidos em rotação de culturas com aveia e trigo no inverno e milho e soja no verão e adubação mineral seguindo a necessidade das culturas. Os experimentos consistiram em 4 tratamentos, sendo 3 doses de dejetos líquido bovino (60, 120 e 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹) e o controle (0 m³ ha⁻¹ ano⁻¹), alocados em delineamento experimental de blocos ao acaso com quatro repetições. Todos os tratamentos receberam adubação mineral, de acordo com a necessidade das culturas. As aplicações anuais de DLB foram realizadas manualmente na superfície do solo, metade da dose na safra de inverno e metade na safra de verão, em parcelas de 29,75 m² delimitadas por chapas de zinco de 0,10 m enterrada a 0,05 m no solo.

A caracterização química do DLB aplicado nos experimentos está apresentada na Tabela 2. O histórico completo da caracterização química está nos Apêndices 1 e 2. A Tabela 3 apresenta a quantidade média anual aplicada de N, P e K via DLB e via adubação mineral, para ambos os solos.

TABELA 2 - CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB). MÉDIA ± DESVIO PADRÃO DE 19 APLICAÇÕES.

Solos	Matéria Seca g L ⁻¹	N Total ^a g L ⁻¹	P Total ^b g L ⁻¹	K Total ^b g L ⁻¹
Textura franco-argiloarenosa	76,3 ± 37,6	1,8 ± 0,7	0,6 ± 0,3	1,8 ± 1,1
Textura Argilosa	78,4 ± 19,9	2,0 ± 1,1	0,6 ± 0,2	2,8 ± 1,2

Fonte: Abboud et al. (2018)

^a Combustão seca;

^b EPA 3051A (USEPA, 2007)

TABELA 3 - QUANTIDADE MÉDIA ANUAL DE N, P e K APLICADOS VIA DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) E FERTILIZANTE MINERAL

Solos	60 m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹			120 m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹			180 m ³ ha ⁻¹ ano ⁻¹			Mineral ^a		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K	N	P	K
	-----kg ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----											
Textura franco-argiloarenosa	111	36	106	223	71	211	334	107	317	140	48	90
Textura Argilosa	122	39	169	244	79	338	367	118	508	132	46	82

^a Nutrientes via fertilizante mineral aplicado em todos os tratamentos. Para cálculo da quantidade total de nutrientes adicionados, deve-se somar a quantidade aplicada via DLB + via fertilizante mineral.

Fonte: Abboud et al. (2018)

Dentro de cada parcela experimental foram abertas duas pequenas trincheiras (0,15 m x 0,15 m x 0,15 m) e as amostras de solo foram coletadas em março de 2015, em três profundidades (0-0,05; 0,05-0,10 e 0,10-0,15 m), formando uma amostra composta por duas subamostras em cada profundidade, para cada parcela experimental. As amostras foram secas em estufa a 40 °C e passadas em peneira de 2 mm de malha (TFSE) para as análises químicas.

2.4.2 CARACTERIZAÇÃO DAS ÁREAS DE VEGETAÇÃO NATIVA

Áreas de vegetação nativa (amostras referências sem interferência antrópica) próximas aos experimentos foram utilizadas para coleta de solo abrangendo os horizontes A e B: Ponta Grossa, profundidade de 0-0,55 m em área de campo nativo; Castro, profundidade de 0-0,70 m em área de mata nativa (TABELA 4).

TABELA 4 - ATRIBUTOS QUÍMICOS DOS SOLOS DAS ÁREAS DE VEGETAÇÃO NATIVA

Solos	pH CaCl ₂	P Mehlich-1	C
		mg kg ⁻¹	g dm ⁻³
Textura Franco-argiloarenosa	4,2	8	13,9
Textura Argilosa	4,0	2	16,2

FONTE: A autora (2021).

2.4.3 ANÁLISES DE P, Fe E Al NO SOLO - ÁREAS EXPERIMENTAIS COM APLICAÇÃO DE DLB A LONGO PRAZO E SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA

As amostras foram analisadas quanto aos teores de P CaCl_2 e P água (SELF-DAVIS; MOORE; JOERN, 2009), P, Al e Fe oxalato de amônio (SCHOUUMANS, 2009) e P, Al e Fe Mehlich-1 (MARQUES; MOTTA, 2003).

A extração de P água foi realizada agitando-se 2 g de TFSE em 20 mL de água deionizada (solo: solução = 1:10) e a extração de P CaCl_2 , agitando-se 1 g de solo em 25 mL de solução CaCl_2 0,01 mol L^{-1} (solo: solução = 1:25), durante 1 h em agitador horizontal. Após agitação, as amostras foram centrifugadas e filtradas em membrana de 0,45 μm de diâmetro de poro para o P água e em papel filtro de 2,0 μm de diâmetro de poro para o P CaCl_2 0,01 mol L^{-1} .

Na extração de oxalato de amônio, agitou-se em ausência de luz, 1,25 g de TFSE em 25 mL de solução extratora (oxalato de amônio 0,2 mol L^{-1}) (solo: solução = 1:20) pH 3,0 por 2 h. Após, as amostras foram centrifugadas por 15 min, filtradas em papel filtro de 2 μm de diâmetro de poro e 5 mL do extrato foi conservado em 20 mL de solução de HCl 0,01 mol L^{-1} .

Para a extração do P Mehlich-1, procedeu-se a agitação de 10 g de TFSE em 100 mL de solução extratora (H_2SO_4 0,0125 mol L^{-1} e HCl 0,050 mol L^{-1}) (solo: solução = 1:10), por 5 min em agitador horizontal, deixando-se decantar por aproximadamente 16 h. Após a separação do sobrenadante, uma alíquota foi filtrada em papel filtro de 2,0 μm de diâmetro de poro.

A determinação da concentração de P, Fe e Al de todos os extratos foi realizada em espectrômetro de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES VARIAN 720- ES).

A capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) foi determinada nos solos com aplicação de dejetos líquido bovino a longo prazo e para os solos de vegetação nativa, na mesma área experimental, todos na profundidade de 0-0,10 m (TABELA 5) por Abboud et al. (2018).

TABELA 5 - CAPACIDADE MÁXIMA DE ADSORÇÃO DE FÓSFORO (CMAP) DOS SOLOS COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) DE LONGO PRAZO E DOS SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA

Solos	Doses de DLB (m³ ha⁻¹ ano⁻¹)				Solos de veget. nativa
	0	60	120	180	
CMAP (mg kg ⁻¹) de P no solo					
Textura franco-argiloarenosa	330	308	294	299	350
Textura Argilosa	1728	1803	1821	1851	1784

Fonte: Adaptado de Abboud et al. (2018)

2.4.4 INCUBAÇÃO – ÁREAS EXPERIMENTAIS COM APLICAÇÃO DE DLB A LONGO PRAZO

Os solos com aplicação de dejetos em longo prazo, nas profundidades de 0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10 – 0,15 m, foram incubados com KH₂PO₄, por 30 dias com doses equivalentes a 25, 50 e 100 % da CMAP do respectivo tratamento. A umidade do solo foi mantida na capacidade de campo durante toda a etapa de incubação. Após o período de incubação os teores de P, Fe e Al em Mehlich-1, P solúvel em água e P CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ foram determinados, conforme descrito no item 2.4.3. A incubação com fertilizante mineral dos solos com aplicação de dejetos foi realizada visando aumentar a amplitude dos dados bem como simular a superfertilização.

2.4.5 INCUBAÇÃO – ÁREAS DE VEGETAÇÃO NATIVA

Foram incubados solos nativos com e sem correção da acidez (dose para elevar a saturação por bases a 70%). Os solos com calagem foram incubados com calcário *filler* 100 % PRNT por 30 dias. Os dados de pH, P e C no solo sem calagem encontram-se na Tabela 4. Para o solo com calagem, foram os seguintes: pH: 5,6 e 5,1; P Mehlich-1: 7,2 e 1,6 mg kg⁻¹, respectivamente para o solo com textura franco-argiloarenosa e para o solo com textura argilosa.

Amostras de 200 g dos solos com e sem calagem foram incubadas com quatro repetições por 30 dias, com as seguintes doses de P mineral (KH₂PO₄): 0; 12,5; 25; 50; 75 e 100 % da CMAP do respectivo solo. A umidade do solo foi mantida a 80% na capacidade de campo durante toda a etapa de incubação. Após o período de 30 dias,

foi determinado os teores de P, Fe e Al em Mehlich-1, P solúvel em água e CaCl_2 , conforme descrito no item 2.4.3.

2.4.6 GRAU DE SATURAÇÃO DE FÓSFORO – GSP E *CHANGE POINT*

O GSP foi calculado pela razão da concentração de P no solo em função da capacidade de adsorção estimada pela concentração de Fe + Al extraídos com oxalato de amônio (BREEUWSMA; SILVA, 1992) e Mehlich-1 (NAIR et al., 2004), sem fator de correção (equações 1 e 2) (NAIR, 2014) e com fator de correção empírico ($\alpha = 0,5$) (equações 3 e 4) (NAIR et al., 2004).

$$GSP\%_{OX (Fe+Al)} = \frac{P_{OX}/31}{(Fe_{OX}/56) + (Al_{OX}/27)} * 100 \quad (1)$$

$$GSP\%_{M1 (Fe+Al)} = \frac{P_{M1}/31}{(Fe_{M1}/56) + (Al_{M1}/27)} * 100 \quad (2)$$

$$GSP\%_{OX \ 0,5.(Fe+Al)} = \frac{P_{OX}/31}{0,5 * ((Fe_{OX}/56) + (Al_{OX}/27))} * 100 \quad (3)$$

$$GSP\%_{M1 \ 0,5.(Fe+Al)} = \frac{P_{M1}/31}{0,5 * ((Fe_{M1}/56) + (Al_{M1}/27))} * 100 \quad (4)$$

O *change point* (CP) foi obtido pela relação entre as diferentes formas de cálculo do GSP e os teores de P Mehlich-1 e oxalato de amônio, com os teores solúveis de P extraído com água, com CaCl_2 e com a concentração de P solúvel do escoamento superficial (PSE), por meio de regressões segmentadas. O PSE nas amostras de escoamento superficial, coletadas após cada evento de chuva natural desde a implantação do experimento, foi analisado pelo método do ácido ascórbico após filtragem em membrana de 0,45 μm de diâmetro de poro (APHA, 2005), e os dados utilizados referem-se a concentração média ponderada de 10 anos de monitoramento (dados de comunicação pessoal). O CP também foi obtido considerando os teores de P Mehlich-1 no solo com os teores P solúveis (P água e P CaCl_2) conforme proposto por Gatiboni et al. (2015, 2020).

2.4.7 DETERMINAÇÃO DO LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE P

O limite crítico ambiental de P no solo foi igual ao valor do teor de P no solo correspondente ao *change point* obtido pelos diferentes métodos, considerando sua significância ($p < 0,05$).

2.4.8 CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO RESTANTE DE P NO SOLO (CAP)

A CAP no solo foi obtida a partir da média de 0-0,10 m do GSP atual e do CP obtidos a partir do GSP pelos teores de P água (NAIR; HARRIS, 2014), conforme equação 5.

$$CAP \text{ (mg kg}^{-1}\text{)} = ((CP - GSP)) * ((Fe/56) + (Al/27)) * 31 \quad (5)$$

Em que CP é o *change point em fração*; GSP é o grau de saturação de P em fração; Fe e Al extraído com oxalato de amônio ou Mehlich-1 em mmol kg⁻¹.

2.4.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Análises de correlação de Pearson e regressão linear foram realizadas utilizando o “Pacote experimental design” do Sigmaplot 12.0. O modelo de regressão segmentada do *change point* foi obtido através das equações 6 e 7, que se referem ao segmento da reta abaixo do CP e ao segmento acima do CP, respectivamente, nos modelos de regressão segmentada aplicados.

$$GSP_{P \text{ água; } P \text{ CaCl}_2; PSE} = \frac{[y1(CP - GSP) + y2(GSP - t1)]}{CP - t1} \quad (6)$$

$$GSP_{P \text{ água; } P \text{ CaCl}_2; PSE} = \frac{[y2(t2 - GSP) + y3(GSP - CP)]}{t2 - CP} \quad (7)$$

Em que CP é o *change point*, t1 é o menor valor para o GSP e t2 o maior valor, e y1, y2, e y3 são variáveis de ajuste do modelo. As quatro variáveis (y1, y2, y3 e CP) foram estimadas com auxílio dos softwares Sigmaplot 12.0 e R (R TEAM, 2019).

2.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.5.1 GRAU DE SATURAÇÃO, CHANGE POINT E LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE P NO SOLO EM FUNÇÃO DA APLICAÇÃO DE DLB DE LONGO PRAZO

Os valores de GSP para os solos apresentaram diferentes valores e amplitudes (intervalo entre os valores máximos e mínimos) de acordo com o método de cálculo e extrator utilizado. Os maiores valores bem como os maiores intervalos nos dados de GSP foram no solo franco-argiloarenoso. O valor máximo de GSP nesse solo foi 100,8% enquanto no solo argiloso foi 31,2% (TABELA 6).

TABELA 6 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA ENTRE OS TEORES DE P, Fe + Al E AS DIFERENTES FORMAS DE CÁLCULO DO GSP CONSIDERANDO AS PROFUNDIDADES DE 0-0,05, 0,05-0,10 E 0,10-0,15 m (n=48) EM PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO DE LONGO PRAZO NAS DOSES DE 0, 60, 120 e 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹

	Teores de P, Al e Fe				Grau de saturação de P - GSP					
	P Água	P CaCl ₂	P OX	(Fe + Al) OX	P M1	(Fe + Al) M1	OX (Fe+Al)	M1 (Fe+Al)	OX 0,5. (Fe+Al)	M1 0,5. (Fe+Al)
	-----mg kg ⁻¹ -----						-----%-----			
	Latossolo de textura franco-argiloarenosa									
Mínimo	1,2	0,3	77	931	34	337	6,3	4,1	12,6	8,2
Máximo	25,7	22,7	555	2491	249	1074	29,6	50,4	59,1	100,8
Média	8,3	5,8	262	1593	120	618	17,3	19,1	34,6	38,1
Mediana	5,8	3,2	228	1575	106	587	15,4	14,4	30,8	28,8
	Latossolo de textura argilosa									
Mínimo	0,3	0,2	53	2653	2	614	1,8	0,2	3,6	0,3
Máximo	15,2	6,8	929	6649	168	1589	15,6	14,5	31,2	29
Média	3,7	1,4	259	4362	30	989	5,9	2,8	11,8	5,6
Mediana	2,4	0,7	171	3889	13	951	4,6	1,2	9,2	2,4

FONTE: A autora (2021).

As diversas formas de calcular o GSP resultaram em valores diferentes, porém estão positiva e significativamente correlacionadas nos dois tipos de solos (APÊNDICES 3 e 4). Esse comportamento indica que ambas as metodologias podem ser utilizadas para o cálculo do GSP. Com relação aos diferentes extratores de P, também foi verificado correlação positiva e significativa entre os teores de P disponível (P oxalato de amônio e Mehlich-1) e P solúveis (P água e CaCl₂) (APÊNDICE 5). O P solúvel no escoamento superficial não apresentou correlação significativa com nenhum extrator. Neste sentido, considerando que no Brasil o P Mehlich-1 é o extrator

mais utilizado em análise de rotina (SILVA; RAIJ, 1999) é possível definir o GSP utilizando este extrator.

A CMAP obtida pelo modelo de Langmuir é uma metodologia clássica que indica a adsorção de P no solo (FINK et al., 2016a) e também utilizada na determinação do GSP (ABBOUD et al., 2018), porém sua determinação em laboratório é complexa, não sendo viável em análises de rotina. A substituição da CMAP no cálculo de GSP por outras estimativas de adsorção de mais fácil execução, como por exemplo, pelos teores de Fe + Al extraídos por Mehlich-1, seria interessante em termos práticos, já que a extração por oxalato de amônio não é utilizada com frequência no Brasil. Assim, os valores de GSP obtidos com Mehlich-1 poderiam ser utilizados para prever quando um solo começará a se tornar um risco de perda de P ambiental (NAIR, 2014). O fator de correção $\alpha=0,5$ é um parâmetro empírico utilizado para relacionar a capacidade de adsorção de P com os teores de Fe + Al, sendo introduzido principalmente em solos arenosos (IGE; AKINREMI; FLATEN, 2005; NAIR et al., 2004; SIMS et al., 2002), no entanto, estudos mais recentes não tem utilizado esse fator de correção por considerar que existem muitas variações entre solos e portanto $\alpha=0,5$ não seria um valor representativo (NAIR et al., 2020; SHARPLEY et al., 2020).

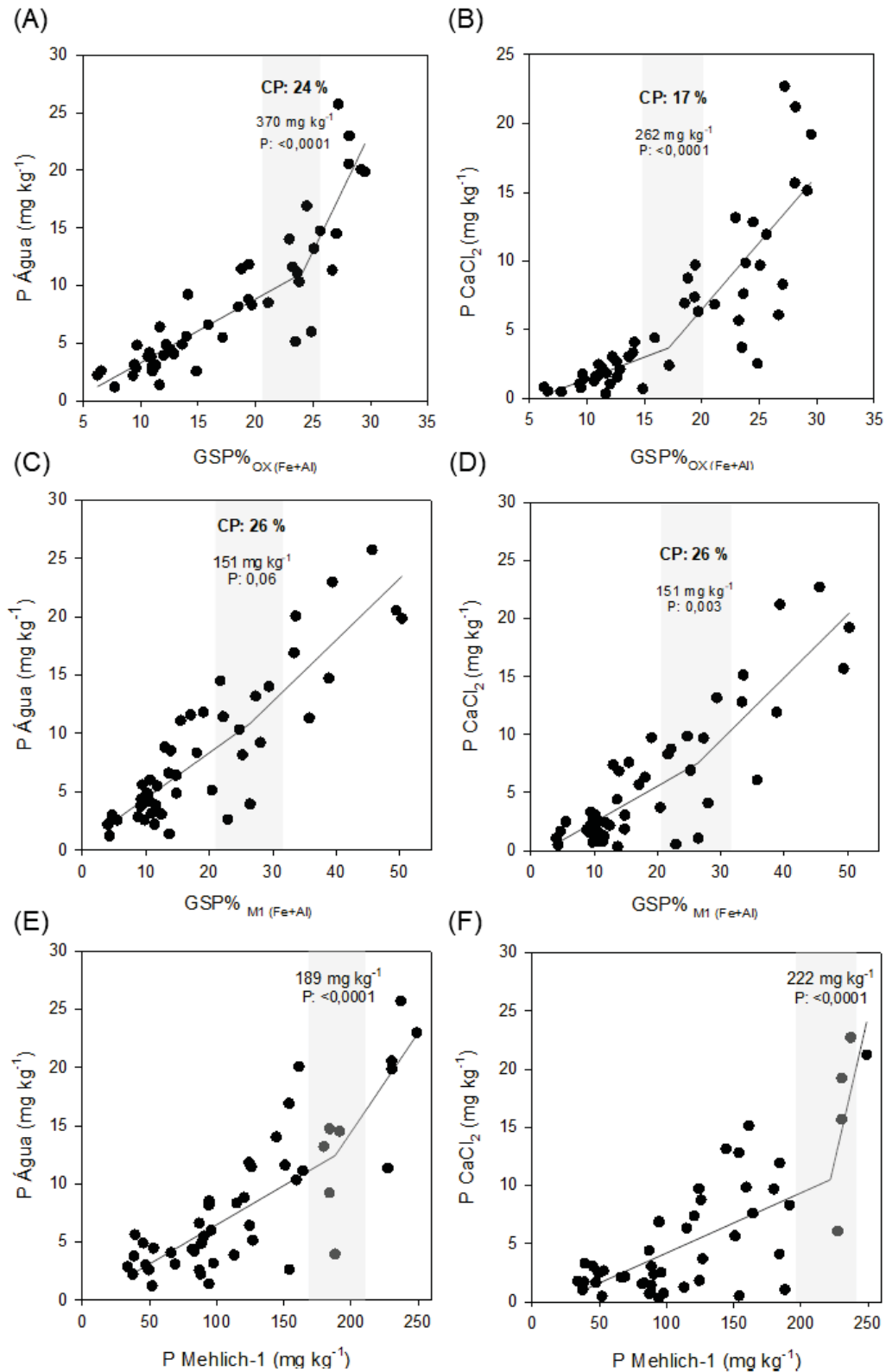
Valores de GSP (calculados com oxalato de amônio com fator de correção) entre 25 a 40 % estão geralmente associados com grande risco de perda de P por lixiviação ou por escoamento superficial (PAUTLER; SIMS, 2000). Neste trabalho, para o solo franco-argiloarenoso com aplicação de DLB os valores de GSP com oxalato de amônio e fator de correção variaram de 12,6 a 59,1 %, e, portanto, apresentam alto risco de perda de P para o meio aquático. Já, para o solo argiloso, os valores de GSP variaram de 3,64 a 31,2 %, apresentando assim, menor risco de perda de P.

Embora o GSP possa ser utilizado como uma importante ferramenta para verificar o risco de perda de P, este é de maior utilidade quando relacionado ao P potencialmente transportadas por escoamento superficial ou subsuperficial (NAIR et al., 2010). O ponto de mudança abrupta na disponibilidade de P, *change point*, posteriormente evoluiu para o conceito de nível ou limite crítico ambiental de P no solo.

O *change point* (CP) foi calculado considerando os GSPs obtidos por diferentes formas e os teores de P água, P CaCl₂ e P solúvel no escoamento

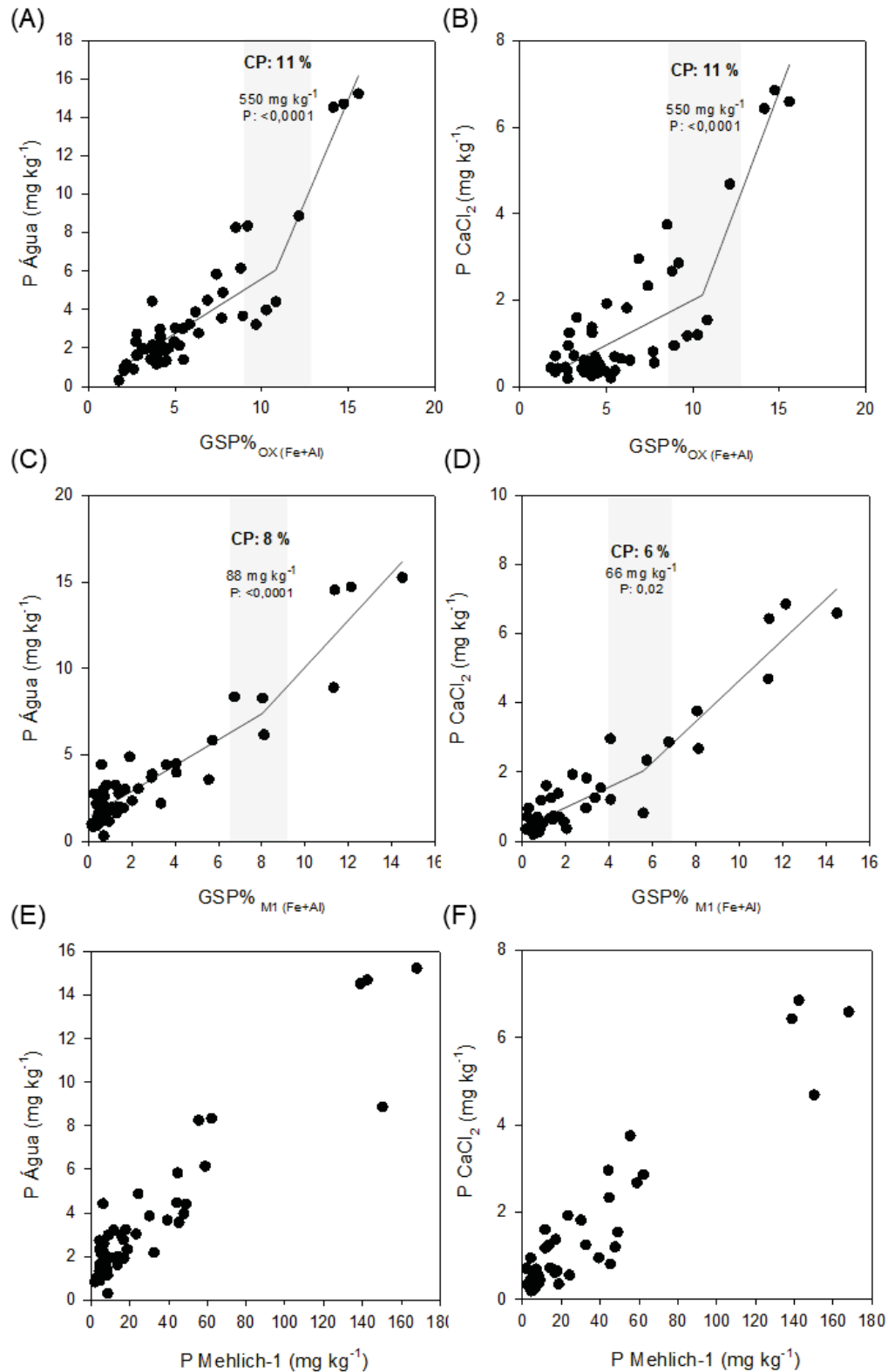
superficial (média ponderada de 10 anos de P solúvel). Para o P solúvel no escoamento superficial (PSE) não foi possível obter o *CP* e, portanto, os resultados não serão apresentados. Para P água e P CaCl₂ observa-se valores de *CP*'s variáveis de acordo com a forma de cálculo do GSP, no entanto, de modo geral, correspondem a teores similares de P no solo (TABELA 7 e FIGURAS 1 e 2). A transformação do *CP* em GSP% para teor de P no solo (mg kg⁻¹) encontra-se no APÊNDICE 6. O fator de correção não interfere na obtenção do teor de P no solo, mas modifica o valor do GSP (o valor do GSP sem o fator de correção de 0,5 é o dobro do GSP com fator de correção), portanto, deve-se sempre considerar a forma de cálculo de GSP caso esse seja utilizado como referência de risco ambiental.

FIGURA 1 - *CHANGE POINTS* ENCONTRADOS PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA COM APLICAÇÃO A LONGO PRAZO DE DLB, SEM INCUBAÇÃO, UTILIZANDO GSP CALCULADO COM OXALATO DE AMÔNIO (A e B) E MEHLICH-1 (C e D) E COM OS TEORES DE P DISPONÍVEL EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 (E e F) (n=48).



FONTE: A autora (2021).

FIGURA 2 - *CHANGE POINTS* ENCONTRADOS PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA COM APLICAÇÃO A LONGO PRAZO DE DLB, SEM INCUBAÇÃO UTILIZANDO GSP CALCULADO OXALATO DE AMÔNIO (A e B) E MEHLICH-1 (C e D) E COM OS TEORES DE P DISPONÍVEL EXTRAÍDOS POR MEHLICH-1 (E e F) (n=48).



FONTE: A autora (2021).

TABELA 7 - *CHANGE POINTS* EM GRAU DE SATURAÇÃO DE FÓSFORO (GPS) E LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL (LCA-P) NO LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA E LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA COM APLICAÇÃO A LONGO PRAZO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB), SEM INCUBAÇÃO (n=48)

	Oxalato de Amônio				Mehlich-1					
	GSP% (Fe+Al)		GSP % 0,5.(Fe+Al)		GSP% (Fe+Al)		GSP % 0,5.(Fe+Al)		P Mehlich-1	
	P Água	P CaCl ₂	P Água	P CaCl ₂	P Água	P CaCl ₂	P Água	P CaCl ₂	P Água	P CaCl ₂
Latossolo de textura franco-argiloarenosa										
change point	24%	17%	48%	34%	26%	26%	53%	53%		
LCA- P (mg kg⁻¹)	370	262	369	261	151	151	153	153	189	222
p valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,02	0,0035	0,06	0,003	<0,0001	<0,0001
Latossolo de textura argilosa										
change point	11%	11%	22%	21%	8%	6%	16%	11%		
LCA-P (mg kg⁻¹)	550	550	550	525	88	66	88	60	ns	ns
p valor	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	0,0004	0,02	0,0004		

FONTE: A autora (2021).

ns = não significativo

A textura do solo, teores de óxidos de Fe e Al e matéria orgânica são fatores importantes relacionados ao processo de adsorção/dessorção de P no solo (ERIKSSON; GUSTAFSSON; HESTERBERG, 2015; FINK et al., 2016a; MCDOWELL; SHARPLEY; KLEINMAN, 2002; SHARPLEY et al., 1996). Portanto, espera-se menor LCA-P em solos de textura arenosa, os quais apresentam uma menor capacidade de adsorção de P e menor poder tamponante. Os maiores valores de *CPs* e *LCAs* do solo franco-argiloarenoso com Mehlich-1 (TABELA 7) em comparação ao argiloso, o qual não era esperado, está possivelmente relacionado à alta saturação de P que esse solo apresenta com esse extrator. Esses resultados indicam a importância do intervalo entre dados de GSP (TABELA 6), já que é um parâmetro utilizado na regressão segmentada para definição dos *CP* (equações 6 e 7). Em contrapartida, com o extrator oxalato de amônio, observou-se maiores *CPs* e *LCAs* no solo argiloso comparado ao franco-argiloarenoso, possivelmente pelas diferentes características de extração, em que o oxalato de amônio extrai mais P ligado a Fe e Al (KLEINMAN, 2017; WOLF; BAKER, 1990) e o Mehlich-1 preferencialmente P ligado a Ca seguido de Fe e Al (SILVA; RAIJ, 1999).

Considerando as diferenças obtidas no *CP* entre os solos com extrator Mehlich, foram realizadas incubações com fertilizante mineral dos solos com aplicação de dejetos visando aumentar a amplitude dos resultados, bem como simular a superfertilização. A Tabela 8 apresenta a estatística descritiva dos dados com

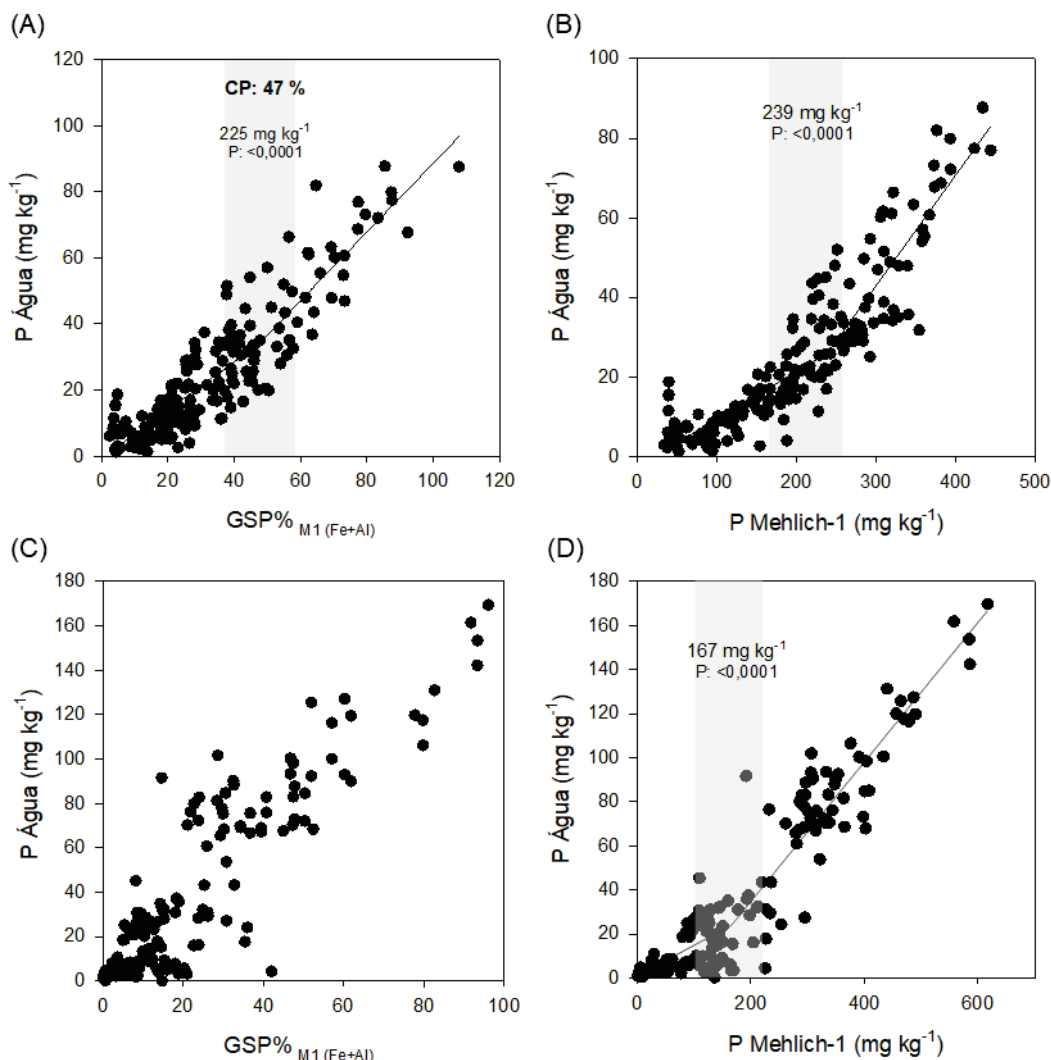
diferentes níveis de incubação nos solos que receberam DLB por 10 anos. De modo geral, as incubações com 25, 50 e 100% da CMAP aumentaram os valores de *CP* em ambos os solos (FIGURA 3) comparado aos valores de *CP* sem incubação (FIGURAS 1 e 2). Maior saturação de P no solo e maior intervalo entre os teores de P e GSP (TABELA 8) resultou em maior *CP* e LCA-P. Como a incubação foi realizada com fonte mineral e baseada na CMAP de cada solo, ocorreu um grande aumento de P no solo e, conseqüentemente refletiu nos resultados do GSP e *CP*. Da mesma forma que os solos não incubados (152 e 75 mg kg⁻¹, respectivamente), o *CP* e LCA-P foi maior no solo franco-argiloarenoso (232 mg kg⁻¹) comparado ao solo argiloso (167 mg kg⁻¹).

TABELA 8 – ESTATÍSTICA DESCRITIVA ENTRE OS TEORES DE P E AS DIFERENTES FORMAS DE CÁLCULO DO GRAU DE SATURAÇÃO DE P CONSIDERANDO AS PROFUNDIDADES DE 0-0,05, 0,05-0,10 E 0,10-0,15 m, COM AS AMOSTRAS DE LONGO PRAZO E AS INCUBAÇÕES DE 25, 50 E 100 % DA CMAP (N=192), EM PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO DE LONGO PRAZO NAS DOSES DE 0, 60, 120 E 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹

	Teores de P		Grau de saturação de P – GSP%	
	P água	P Mehlich-1	(Fe+Al)	0,5. (Fe+Al)
	-----mg kg ⁻¹ -----		-----%-----	
Latossolo de textura franco-argiloarenosa (n=192)				
Mínimo	1,2	33,9	2,4	4,9
Máximo	87,8	444,7	107,8	215,6
Média	24,3	194,3	32,5	65,0
Mediana	18,1	189,4	26,7	53,4
Latossolo de textura argilosa (n=192)				
Mínimo	0,3	2,3	0,2	0,4
Máximo	169,4	617,9	96,0	192,0
Média	33,8	163,5	19,3	38,7
Mediana	18,4	119,2	10,8	21,7

FONTE: A autora (2021).

FIGURA 3 - *CHANGE POINTS* ENCONTRADOS PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A e B) E LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (C e D) UTILIZANDO GSP MEHLICH-1 E TEORES DE MEHLICH-1 COM OS TEORES DE P ÁGUA SOB APLICAÇÃO DE LONGO PRAZO DE DLB E INCUBAÇÕES DE 25, 50 E 100% DA CMAP (N=192)



FONTE: A autora (2021).

Vários trabalhos que utilizaram diferentes formas de cálculo do GSP como ferramenta para obter o limite crítico ambiental de P podem ser encontrados na literatura. Nair et al. (2004) determinou o *CP* para uma série de solos na Flórida, EUA, utilizando GSP com fator de correção ($\alpha=0,5$), calculado com oxalato de amônio, Mehlich-1 e Mehlich-3. Estes autores observaram forte correlação positiva entre as diferentes formas de calcular o GSP e definiram o limite máximo de GSP de 20% para um solo ser suscetível a perdas de P. McDowell et al. (2001) encontrou valores de *CP* variando de 120 a 190 mg kg⁻¹ de P Mehlich-3 em estudo com solos do Reino Unido,

Nova Zelândia e Estados Unidos. Por outro lado, Bai et al. (2013) avaliaram quatro solos na China, com diferentes texturas e encontraram valores de *CP* variando de 40 a 90 mg kg⁻¹ de P Olsen.

No Brasil, foi observado *CP* de 23 % para o GSP calculado com Mehlich-1 e CMAP, correspondendo a 45 mg kg⁻¹ de P Mehlich-1 para Latossolos no Cerrado (GHOSH; BARBOSA; SILVA, 2011). Em outro estudo, Abdala et al. (2012) encontraram *CP* de 23 % com Mehlich-3 e CMAP em Argissolo sob aplicação de cama de aves. Abboud et al. (2018), na mesma área do presente estudo (Latossolo de textura franco-argiloarenosa), encontraram *CP* com teores de 109 mg kg⁻¹ de P Mehlich-1 com P CaCl₂ e GSP calculado pela CMAP e 127 mg kg⁻¹ de P Mehlich-1 com P água, valores relativamente próximos ao encontrados nesse estudo (valor médio de 152 mg kg⁻¹ de P Mehlich-1).

As diferenças entre os valores de *CP* nos diferentes estudos confirmam que o *CP* é fortemente influenciado pelas propriedades do solo. No entanto, todos os solos têm uma capacidade finita de reter P e a aplicação continuada de fertilizantes, mesmo em solos com alta capacidade de retenção de P, atingirá o limite ambiental para armazenamento seguro do nutriente (NAIR, 2014).

2.5.2 GRAU DE SATURAÇÃO, *CHANGE POINT* E LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE P EM SOLO DE VEGETAÇÃO NATIVA

Com o objetivo de comparar os resultados de experimento de campo com DLB aplicados a longo prazo foram realizadas incubações com fertilizantes minerais em solos de vegetação nativa com e sem calagem. A Tabela 9 mostra a estatística descritiva dos dados.

TABELA 9 - ESTATÍSTICA DESCRITIVA ENTRE OS TEORES DE P, Fe e Al EXTRAÍDO POR MEHLICH- 1 E AS DIFERENTES FORMAS DE CÁLCULO DO GRAU DE SATURAÇÃO DE P EM SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA INCUBADOS COM FERTILIZANTE MINERAL (n=24).

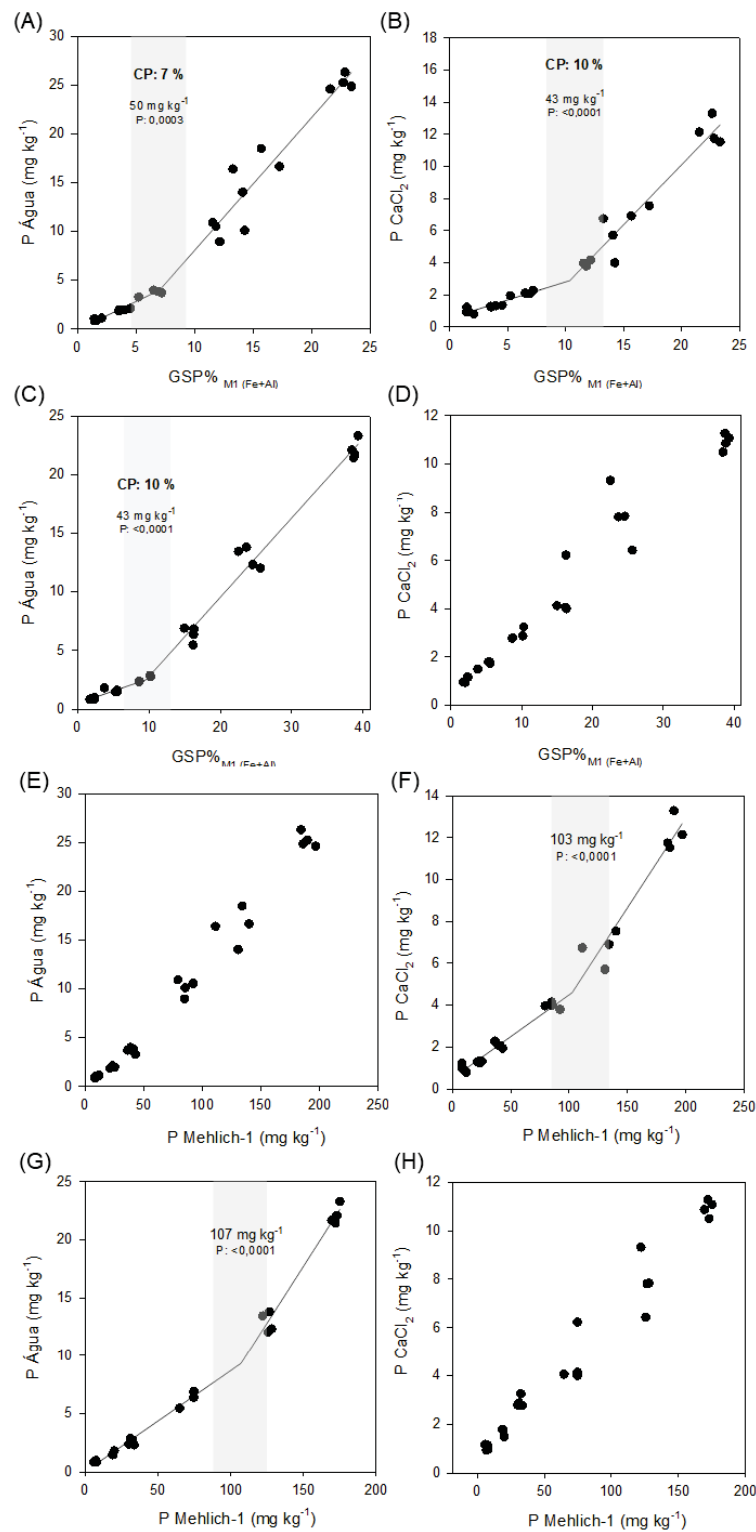
	Teores de P, Fe e Al				Grau de saturação de P - GSP	
	P Água	P CaCl ₂	(Fe+Al)	P M1	(Fe+Al)	0,5 (Fe+Al)
	-----mg kg ⁻¹ -----				-----%-----	
	Latossolo de textura franco-argiloarenosa					
	Sem calagem					
Mínimo	0,8	0,8	463	8,6	1,5	3
Máximo	26,0	13,0	831	197	23	47
Média	9,7	4,5	635	80	10	21
Mediana	6,4	3,0	611	62	9,4	19
	Com calagem					
Mínimo	0,8	0,9	227	6	1,8	3,7
Máximo	23	11	491	175	39	79
Média	7,7	4,8	378	72	16	32
Mediana	4,1	3,6	399	49	13	25
	Latossolo de textura argilosa					
	Sem calagem					
Mínimo	0,2	0,4	1140	1,1	0,1	0,14
Máximo	48	10	1983	315	18	36
Média	14	3	1477	106	6	13
Mediana	6,3	1,5	1443	67	4,1	8,2
	Com calagem					
Mínimo	0,3	0,7	627	1,4	0,1	0,3
Máximo	32	16	953	271	34	67
Média	8,5	4,6	757	86	10	21
Mediana	2,7	2	736	44	5,2	10

FONTE: A autora (2021).

Nos solos com calagem, de modo geral, observou-se maiores valores de *CP* comparado aos solos sem calagem (TABELA 10 e FIGURAS 4 e 5). Quando transformado para teor de P no solo (mg kg de P Mehlich-1), os solos que receberam calagem apresentaram valores inferiores de limite crítico ambiental o que pode ser explicado pela menor disponibilidade dos teores de Fe e Al (TABELA 9), interferindo na capacidade de retenção de P. A transformação do *CP* em GSP% para teor de P no solo (mg kg⁻¹) encontra-se no APÊNDICE 9. Gatiboni et al. (2015), em experimento com solos com 20, 40, 60 e 80 % de argila, encontraram valores de *CP* equivalente a 59, 86, 101 e 118 mg dm⁻³ P Mehlich-1, respectivamente, com a margem de segurança de 20 % no valor do LCA-P. Os autores propuseram a equação “*P-threshold* = 40 + *clay*”, baseado no teor de argila para os solos de Santa Catarina. Esses valores foram

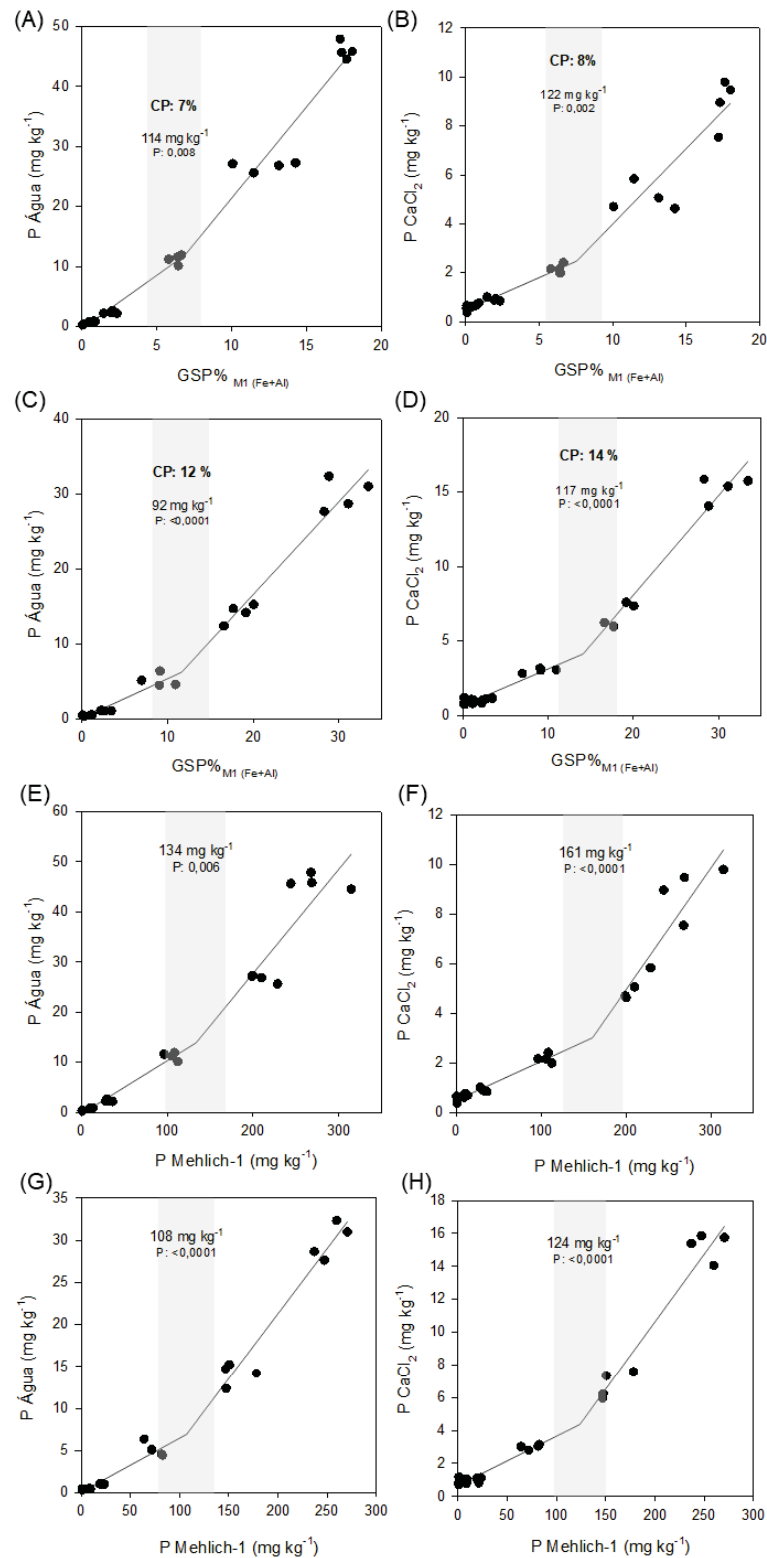
semelhantes ao encontrado nesse estudo (com calagem), com *CP* equivalente a 64 mg kg⁻¹ de P Mehlich-1, para o solo franco-argiloarenoso (23 % de argila) e 120 mg kg⁻¹ de P Mehlich-1 para o solo muito argiloso (70 % de argila), respectivamente (TABELA 11). Em trabalho recente com solos do Rio Grande do Sul, Gatiboni et al. (2020) encontraram valores de *CP* equivalentes a 37, 69, 72 e 104 mg dm⁻³, para solos com 0-20, 20-40, 40-60 e 60-80 % de argila, respectivamente. Os autores propuseram a equação “*P-threshold* = 20 + *clay*”, em que sugeriram uma margem de segurança de 20% abaixo do LCA-P, baseado no teor de argila para definir o limite ambiental de P nos solos do Rio Grande do Sul.

FIGURA 4 - *CHANGE POINTS* ENCONTRADOS PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA, INCUBAÇÃO COM SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA, UTILIZANDO GSP CALCULADO SEM CALAGEM (A E B) E COM CALAGEM (C e D) E COM OS TEORES DE MEHLICH -1 SEM CALAGEM (E e F) E COM CALAGEM (G e H) COM P ÁGUA E P CaCl₂



FONTE: A autora (2021).

FIGURA 5 - *CHANGE POINTS* ENCONTRADOS PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA, INCUBAÇÃO COM SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA, UTILIZANDO GSP, SEM CALAGEM (A e B) E COM CALAGEM (C e D) E COM OS TÓRRES DE MEHLICH -1 SEM CALAGEM (E e F) E COM CALAGEM (G e H) COM P ÁGUA E P CaCl_2 .



FONTE: A autora (2021).

TABELA 10 - *CHANGE POINTS* EM GRAU DE SATURAÇÃO DE FÓSFORO (GPS) E LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL (LCA-P) DE P NOS SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA - INCUBADOS

		GSP % M1 (Fe+Al)		GSP % M1 0,5*(Fe+Al)		Mehlich-1	
		P Água	P CaCl ₂	P Água	P CaCl ₂	P Água	P CaCl ₂
Latossolo de textura franco-argiloarenosa							
Sem calagem	<i>change point</i>	7%	10%	14%	21%		
	LCA-P (mg kg ⁻¹)	50	77	51	81	ns	103
	<i>p valor</i>	0,0003	<0,0001	0,0003	<0,0001		<0,0001
Com calagem	<i>Change point</i>	10%		19%			
	LCA-P (mg kg ⁻¹)	43	ns	41	ns	107	ns
	<i>p valor</i>	<0,0001		<0,0001		<0,0001	
Latossolo de textura argilosa							
Sem calagem	<i>change point</i>	7%	8%	14%	15%		
	LCA-P (mg kg ⁻¹)	114	122	114	122	134	161
	<i>p valor</i>	0,0084	0,002	0,0084	0,002	0,0064	<0,0001
Com calagem	<i>change point</i>	12%	14%	23%	28%		
	LCA-P (mg kg ⁻¹)	92	117	96	116	108	124
	<i>p valor</i>	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001

FONTE: A autora (2021).

ns = não significativo

2.5.3 LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE FÓSFORO EM SOLOS COM APLICAÇÃO DE DLB DE LONGO PRAZO E EM SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA INCUBADOS

O limite crítico ambiental sistematizado (TABELA 11) refere-se ao valor médio entre os resultados de *CP's* obtidos pelas diferentes formas de cálculo do GPS e P disponível e as relações com P CaCl₂ ou P água.

TABELA 11 - LIMITE CRÍTICO AMBIENTAL DE P EM SOLOS COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) DE LONGO PRAZO E SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA INCUBADOS COM FERTILIZANTE MINERAL SEM E COM CALAGEM

Solos	Solos com DLB a longo prazo, sem incubação		Solos com DLB a longo prazo, incubados		Solos de vegetação nativa	
	Oxalato de Amônio	Mehlich-1	Mehlich-1		Sem calagem	Com calagem
	-----mg kg ⁻¹ -----		-----mg kg ⁻¹ -----		----mg kg ⁻¹ Mehlich-1--	
Textura franco-argiloarenosa	315	152	232		72	64
Textura Argilosa	544	75	167		122	120

FONTE: A autora (2021).

Solos de vegetação nativa, incubados com fertilizante mineral, apresentaram limite crítico ambiental inferior (teor de P Mehlich-1) comparado ao experimento com DLB de longo prazo para solo franco-argiloarenoso (64 *versus* 152 mg kg⁻¹), no entanto, superior para o solo argiloso (120 *versus* 75 mg kg⁻¹) (TABELA 11). Essa diferença está relacionada com o intervalo (amplitude dos dados) encontradas nos teores de P Mehlich-1, bem como, no GSP entre os dois experimentos (TABELA 7 e TABELA 9). Os intervalos entre os valores máximo e mínimo (amplitude) é um fator importante no modelo de regressão segmentada de *piecewise*. De maneira geral, uma “maior amplitude” nos valores de P e GSP acarreta maiores valores de *CP*, ou seja, o menor valor de *CP* no solo argiloso em longo prazo foi em virtude da “menor amplitude” dos dados para esse solo. Por exemplo, para o solo franco-argiloarenoso, o experimento de longo prazo com aplicação de DLB e sem incubação apresentou um intervalo de GSP variando de 4 a 50 % e o de vegetação nativa com um intervalo de 2 a 39 % para o GSP% calculado com Fe + Al. Para os teores P Mehlich-1, o intervalo foi de 34 a 249 mg kg⁻¹ no experimento de longo prazo e 6 a 175 mg kg⁻¹ no experimento de vegetação nativa. Já para o solo argiloso, no experimento de longo prazo apresentou um intervalo de GSP variando de 0,2 a 14 % e o de vegetação nativa com um intervalo de 0,1 a 34 % para o GSP% calculado com Fe + Al. Para os teores P Mehlich-1, o intervalo foi de 2 a 168 mg kg⁻¹ no experimento de longo prazo e 1,4 a 271 mg kg⁻¹ no experimento de vegetação nativa.

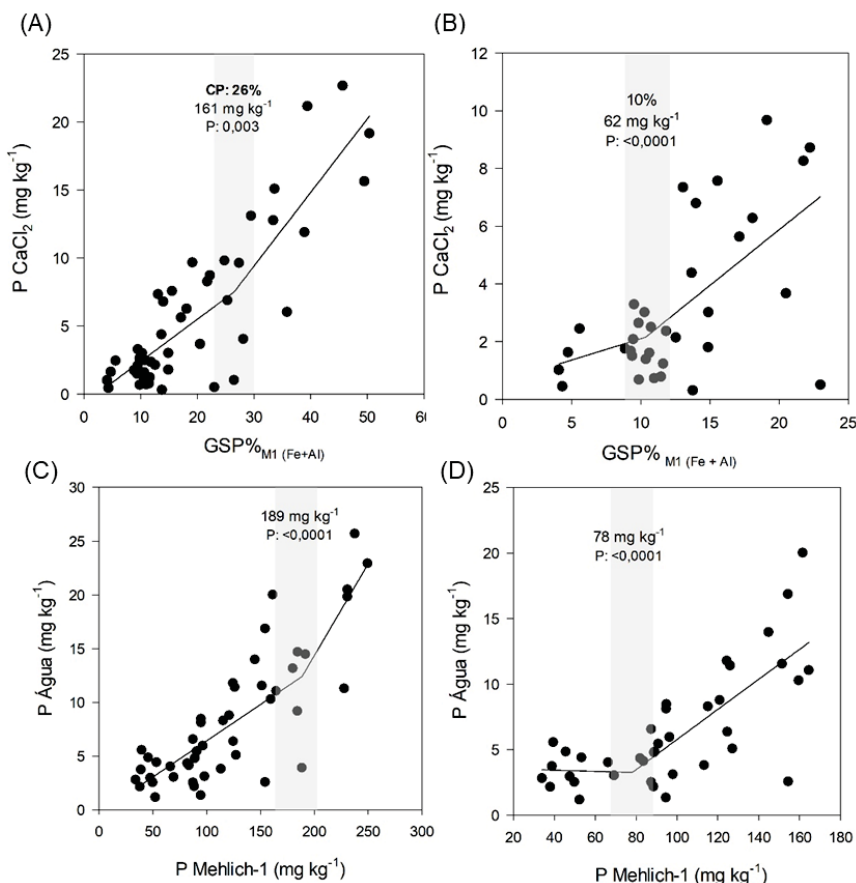
Essa divergência entre os intervalos de GSP ocasionou valores diferentes de *CP*'s (TABELAS 7 e 10), de 26 % (161 mg kg⁻¹) no longo prazo e de 10 % (77 mg kg⁻¹) no experimento de vegetação nativa (sem calagem). No entanto, se utilizarmos o mesmo intervalo do nativo no experimento do longo prazo, verificamos alteração no valor do *CP* de 26 % para 10 % GSP (62 mg kg⁻¹) (FIGURA 6) e consequente aproximação dos valores de *CP* do experimento de vegetação nativa (64 mg kg⁻¹). Mesmo comportamento foi observado utilizando P Mehlich-1 (FIGURA 6).

No estado do Paraná, para solos com teores de argila menores de 25 % e acima de 40 %, considera-se o teor de P Mehlich-1 acima de 24 e 12 mg kg⁻¹ muito alto, respectivamente (NEPAR, 2019). No presente estudo, no experimento com aplicação de DLB de longo prazo, os teores de P Mehlich-1 foram superiores a esse limite. NEPAR (2019), estabeleceu também a condição a evitar visando os aspectos ambientais, sendo estes de 120 e 90 mg kg⁻¹, para solos com menos de 25 % e mais

de 40 % de argila, respectivamente. Logo, os valores médios aqui obtidos de 152 e 75 mg kg⁻¹ estão próximos aos definidos por NEPAR (2019), exigindo futuros ajustes.

Além da alteração de P disponível, outro fator que afetou diretamente os valores de GSP foram os teores de Fe e Al. No solo franco-argiloarenoso os teores de Fe + Al variaram de 337 a 1074 mg kg⁻¹ no experimento de campo e 463 a 831 mg kg⁻¹ e 227 a 491 mg kg⁻¹ no mesmo solo de vegetação nativa com incubação mineral sem calagem e com calagem, respectivamente. O experimento de campo apresentou um intervalo entre os valores duas vezes maiores que o experimento em laboratório. Já o solo argiloso apresentou teores de Fe + Al de 614 a 1584 mg kg⁻¹ em campo e 1140 a 1983 mg kg⁻¹ e 627 a 953 mg kg⁻¹ nos solos sem calagem e com calagem, respectivamente. Essas variações podem ser atribuídas as diferentes fontes de P que foram utilizadas em cada experimento (mineral e mineral + orgânica – DLB) e tempo de experimentação (aplicações sucessivas de DLB a longo prazo *versus* experimento de curto prazo).

FIGURA 6 - *CHANGE POINT* PARA O LATOSSOLO FRANCO-ARGILOARENOSO (GSP% Fe + Al) COM OS VALORES DE LONGO PRAZO (A) E UTILIZANDO O MESMO INTERVALO DE DADOS DO EXPERIMENTO NATIVO (B). *CHANGE POINT* COM OS TEORES DE MEHLICH-1 COM OS VALORES DE LONGO PRAZO (C) E UTILIZANDO O MESMO INTERVALO DE DADOS DO EXPERIMENTO NATIVO (D)



FONTE: A autora (2021).

Em experimentos em campo e com incubações, Gikonyo et al. (2011) verificaram diferenças entre o *CP* estabelecido a partir de solos incubados em comparação com o *CP* estabelecido em solos em campo, com intervalos de GSP, calculado com oxalato de amônio, variando de 4 a 30 % no experimento em laboratório e de 3 a 10 % no experimento de campo. Os autores atribuíram as diferenças encontradas, as quantidades de P, Al e Fe liberadas pela dissolução dos diferentes fertilizantes, interferindo diretamente nos níveis de Fe + Al em solos incubados e nos solos de campo.

O dejetos líquido bovino, contém P inorgânico altamente solúvel, na forma de ortofosfato, por exemplo. Além disso, os microrganismos nele contido podem produzir ácidos orgânicos que podem influenciar nos mecanismos de adsorção e precipitação do P no solo (ZHU; LI; WHELAN, 2018). Abdala et al. (2020) observaram mudanças

significativas nos óxidos de Fe do solo devido a aplicações sucessivas de dejetos líquido suíno e a forma de aplicação. Os autores salientam que essa mudança tem amplas consequências em termos de química de nutrientes e poluentes nos solos, como a cinética de retenção/liberação e fornecimento de P para as plantas.

Essas diferenças entre os valores de *CP* estabelecidos a partir de solos incubados em comparação com o *CP* estabelecido em solos amostrados em campo, indicam a necessidade de estabelecer recomendações baseadas em estudos de curto prazo, mas também observar os testes de campo de longo prazo. No presente estudo, o resultado do experimento de incubação em solos de vegetação nativa comparado ao de longo prazo com DLB foi mais rigoroso em termos de LCA-P no solo arenoso e menos rigoroso no solo argiloso. Assim uma alternativa para definir o limite crítico ambiental do solo em áreas com fertilização orgânica seria considerar áreas de vegetações nativas, que não teriam interferências de aplicações de P anteriores, já que os solos cultivados já estariam parcialmente saturados.

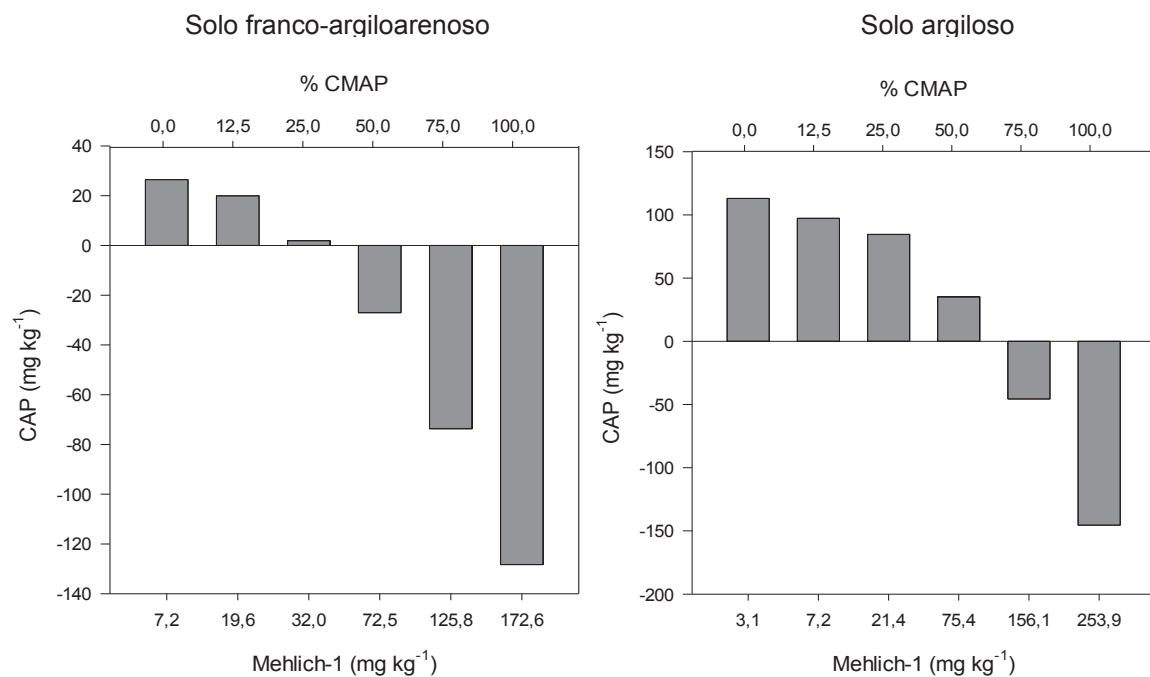
2.5.4 CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO RESTANTE DE FÓSFORO NO SOLO (CAP)

Valores positivos de CAP indicam que o solo tem capacidade de atuar como dreno, e valores negativos, o solo atua como fonte de P para a solução do solo, indicando alta vulnerabilidade de perda de P via escoamento superficial ou subsuperficial (NAIR; HARRIS, 2014). Para o solo franco-argiloarenoso sob vegetação nativa os valores de CAP são negativos, ou seja, sem capacidade de armazenamento de P, a partir de 32 mg kg^{-1} P Mehlich-1 no solo com calagem (FIGURA 7). Já para o solo argiloso sob vegetação nativa esses valores são maiores, a partir de 75 mg kg^{-1} P Mehlich-1 no solo com calagem (FIGURA 7B).

Para os solos com aplicação de DLB os valores de CAP são negativos a partir de 144 mg kg^{-1} de P Mehlich-1 (FIGURA 8), ou seja, dose de 120 e $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para o franco-argiloarenoso. O solo argiloso, apresenta valor negativo de CAP na dose $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ com 98 mg kg^{-1} de P Mehlich-1. O Latossolo argiloso com aplicação de DLB, apresentou menor capacidade de armazenamento restante de P, porém com valor negativo apenas na maior dose.

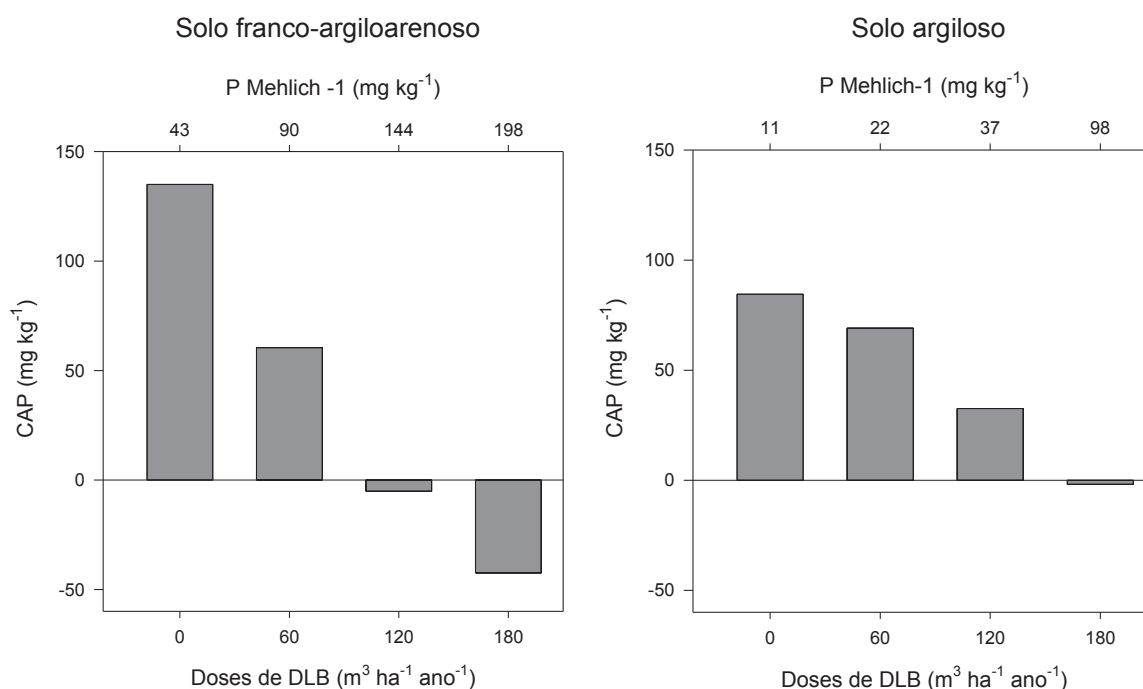
A CAP no solo de vegetação nativa é maior no argiloso, comparado franco-argiloarenoso, o que já era esperado, no entanto, para os solos com aplicação de DLB, os valores de CAP foram maiores no solo franco-argiloarenoso.

FIGURA 7 - CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO RESTANTE DE P NO SOLO (CAP) PARA OS SOLOS COM CALAGEM POR DOSE DE INCUBAÇÃO (% CMAP) EM P MEHLICH-1 (mg kg^{-1}) PARA O SOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA E PARA O SOLO DE TEXTURA ARGILOSA



FONTE: A autora (2021).

FIGURA 8 - CAPACIDADE DE ARMAZENAMENTO RESTANTE DE P NO SOLO (CAP) PARA AS DOSES DE DLB, CALCULADA COM MEHLICH-1 PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B)



FONTE: A autora (2021).

Os solos com aplicações sucessivas de dejetos de animais são propensos a perdas contínuas de P por meio do escoamento superficial ou subsuperficial, podendo o nutriente ser perdido do solo mesmo depois que a aplicação de dejetos seja cessada (NAIR; HARRIS, 2014). Assim, a CAP em relação a outros indicadores de risco de perda P pode ser utilizada para prever a quantidade de P que pode ser adicionada a um solo antes que o solo se torne um risco ambiental, além de considerar o histórico de aplicações realizadas na área, essas informações podem ser utilizadas no manejo do solo (CHAKRABORTY et al., 2011; DARI et al., 2018; NAIR, 2014).

2.6 CONCLUSÃO

O extrator Mehlich-1 pode substituir o oxalato de amônio na obtenção do grau de saturação de P.

O limite crítico ambiental no experimento com DLB de longo prazo foi maior no solo franco-argiloarenoso comparado ao solo argiloso com o extrator Mehlich (152 e 75 mg kg^{-1} , respectivamente), porém com o extrator oxalato de amônio observou-se o inverso (315 e 544 mg kg^{-1} , respectivamente). Nos solos de vegetação nativa e

incubação com fertilizante mineral, o limite crítico ambiental (P Mehlich-1) foi menor no solo argiloso comparado ao solo franco-argiloarenoso (64 e 120 mg kg⁻¹, respectivamente). A amplitude dos dados de GSP interferem na obtenção do limite crítico ambiental.

A aplicação sucessiva de 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹ de DLB e de fertilizante mineral, por 10 anos, equivalente a 3.550 kg de P₂O₅ ha⁻¹, representa um risco de perda ambiental de P em ambos os solos. Contudo, no solo franco-argiloarenoso (74 % de areia) o risco é maior. A capacidade restante de armazenamento de P foi negativa a partir de 32 mg kg⁻¹ P Mehlich-1 para o solo franco-argiloarenoso e de 75 mg kg⁻¹ P Mehlich-1 no solo argiloso.

2.7 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.

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

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

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.

APHA, A. P. H. A. A. W. W. A. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19. ed. Washington DC: APHA-WEF, 2005.

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

BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R. R. Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Québec, Canada. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 79, n. 4, p. 615–625, 1999.

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.

BREEUWSMA, A.; SILVA, S. Phosphorus fertilization and environmental effects in The Netherlands and the Po region (Italy). **Report 57**, Wageningen: DLO The Winand Staring Centre, 1992.

CHAKRABORTY, D. et al. Soil phosphorus storage capacity in manure-impacted Alaquods: Implications for water table management. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 142, n. 3–4, p. 167–175, 2011.

DARI, B. et al. Consistency of the Threshold Phosphorus Saturation Ratio across a Wide Geographic Range of Acid Soils. *Agrosystems, Geosciences & Environment*, v. 1, n. 1, p. 1–8, 2018.

DICK, D. P. et al. Química da matéria orgânica do solo. In: MELO, V. F., ALLEONI, L. R. F. (Ed.). *Química e Mineralogia do Solo: Parte II - Aplicações*. 1. ed. Viçosa, MG: SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 2–67.

EMBRAPA – FUNDAÇÃO ABC. Levantamento semidetalhado de solos município de Castro - Estado do Paraná. In: FASOLO, P. J. et al. (Eds.). *Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária*, 2001.

EMBRAPA, M. por satélite. **Banco de dados climáticos do Brasil**. 2018. Disponível em: <<https://www.cnpem.embrapa.br/projetos/bdclima>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

ERIKSSON, A. K.; GUSTAFSSON, J. P.; HESTERBERG, D. Phosphorus speciation of clay fractions from long-term fertility experiments in Sweden. **Geoderma**, v. 241–242, p. 68–74, 2015.

FINK, J. R. et al. Phosphorus adsorption and desorption in undisturbed samples from subtropical soils under conventional tillage or no-tillage. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 179, n. 2, p. 198–205, 2016. a.

FINK, J. R. et al. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 4, p. 369–379, 2016. b.

GATIBONI, L. C. et al. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 4, p. 1225–1234, 2015.

GATIBONI, L. C. et al. 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, p. 1–14, 2020.

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

GIKONYO, E. W. et al. Degree of phosphorus saturation and soil phosphorus thresholds in an ultisol amended with triple superphosphate and phosphate rocks. **TheScientificWorldJournal**, v. 11, p. 1421–1441, 2011.

GUPPY, C. N. et al. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 43, n. 2, p. 189–202, 2005.

GUSTAFSSON, J. P.; MWAMILA, L. B.; KERGOAT, K. The pH dependence of phosphate sorption and desorption in Swedish agricultural soils. **Geoderma**, v. 189–190, p. 304–311, 2012.

HUE, N. V. Effects of Organic Acids/Anions on P Sorption and Phytoavailability in Soils With Different Mineralogies. **Soil Science**, v. 152, n. 6, p. 463–471, 1991.

IGE, D. V.; AKINREMI, O. O.; FLATEN, D. N. Environmental Index for

Estimating the Risk of Phosphorus Loss in Calcareous Soils of Manitoba. **Journal of Environmental Quality**, v. 34, n. 6, p. 1944–1951, 2005.

JIAO, Y.; WHALEN, J. K.; HENDERSHOT, W. H. Phosphate Sorption and Release in a Sandy-Loam Soil as Influenced by Fertilizer Sources. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 1, p. 118–124, 2007.

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

MAGUIRE, R. O. et al. Relationships between Biosolids Treatment Process and Soil Phosphorus Availability. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 3, p. 1023–1033, 2001.

MARQUES, R.; MOTTA, A. C. V. Análise química do solo para fins de fertilidade. In: LIMA, M. R. (Ed.). **Manual de diagnóstico da fertilidade e manejo dos solos agrícolas**. 2. ed. Curitiba: Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, 2003. p. 81–102.

MCDOWELL, R.; CONDRON, L. Influence of soil constituents on soil phosphorus sorption and desorption. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 32, n. 15–16, p. 2531–2547, 2001.

MCDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P. J. A. Integrating phosphorus and nitrogen decision management at watershed scales. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 38, n. 2, p. 479–491, 2002.

NAIR, V. D. et al. An Environmental Threshold for Degree of Phosphorus Saturation in Sandy Soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 1, p. 107–113, 2004.

NAIR, V. D. et al. **Understanding Soil Phosphorus Storage Capacity**. Florida. Disponível em: <<https://edis.ifas.ufl.edu>>. Acesso em: 28 jan. 2020.

NAIR, V. D. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. **Frontiers in Environmental Science**, v. 2, n. APR, p. 1–4, 2014.

NAIR, V. D.; HARRIS, W. G. Soil Phosphorus Storage Capacity for Environmental Risk Assessment. **Advances in Agriculture**, v. 2014, p. 1–9, 2014.

NAIR, V. D. et al. Mining of soil legacy phosphorus without jeopardizing crop yield. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 3, n. 1, p. 1–7, 2020.

NEPAR, N. E. P. da S. B. de C. do S. **Manual de Adubação e Calagem para o Estado do Paraná**. 2. ed. Curitiba: SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2019.

PAUTLER, M. C.; SIMS, J. T. Relationships Between Soil Test Phosphorus, Soluble Phosphorus, and Phosphorus Saturation in Delaware Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 2, p. 765–773, 2000.

PENN, C.; CAMBERATO, 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.

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

R TEAM, C. R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. **R Found. Stat. Comput. Vienna, Austria**. URL <http://www.R-project.org/>, page **R Foundation for Statistical Computing**, p. 2018, 2019.

ROY, E. D. et al. The phosphorus cost of agricultural intensification in the tropics. **Nature Plants**, v. 2, n. 5, 2016.

SANYAL, S. K.; DE DATTA, S. K. Chemistry of Phosphorus Transformations in Soil. **Advances in Soil Science**, v. 16, p. 1–120, 1991.

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.

SCHWERTMANN, U.; KODAMA, H.; FISCHER, W. R. Mutual interactions between organic and iron oxides. In: **Interactions of soil minerals with natural organics and microbes**. Madison: Soil Science Society of America, 1986. p. 223–250.

SELF-DAVIS, M. L.; MOORE, P. A.; JOERN, B. C. Water- or dilute salt-extractable phosphorus in soil. In: KOVAR, J.L., PIERZYNSKI, G. M. (Ed.). **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters**. 2nd. ed. Blacksburg: Virginia Tech University, 2009. p. 24–27.

SHARPLEY, A. N. et al. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n. 2, p. 160–166, 1996.

SHARPLEY, A. N. Dependence of Runoff Phosphorus on Extractable Soil Phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v. 24, n. 5, p. 920–926, 1995.

SHARPLEY, A. N. et al. Can soil phosphorus sorption saturation estimate future potential legacy phosphorus sources? **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 3, n. 1, 2020.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T. C.; EDWARDS, D. R. Phosphorus Movement in the Landscape. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 492–500, 1993.

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

SILVA, F. C. Da; RAIJ, B. Van. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes extratores. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 2, p. 267–288, 1999.

SIMS, J. T. et al. Evaluation of Mehlich 3 as an Agri-Environmental Soil Phosphorus Test for the Mid-Atlantic United States of America. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, n. 6, p. 2016–2032, 2002.

USEPA 3051A. **Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**, 2007. Disponível em: <<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>>

VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; FOKKINK, L. G. J.; VAN RIEMSDIJK, W. H. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 3, p. 599–604, 1987.

WANG, C. et al. Spatial variations of soil phosphorus forms and the risks of

phosphorus release in the water-level fluctuation zone in a tributary of the Three Gorges Reservoir. **Science of The Total Environment**, v. 699, p. 134124, 2020.

WEYERS, E. et al. Inhibition of phosphorus sorption on calcite by dairy manure-sourced DOC. **Chemosphere**, v. 184, p. 99–105, 2017.

WOLF, A. M.; BAKER, D. E. Colorimetric method for phosphorus measurement in ammonium oxalate soil extracts. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 21, n. 19–20, p. 2257–2263, 1990.

ZHU, J.; LI, M.; WHELAN, M. Phosphorus activators contribute to legacy phosphorus availability in agricultural soils: A review. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 522–537, 2018.

3 CAPÍTULO II: FRAÇÕES DE FÓSFORO EM SOLO SOB PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO EM LONGO PRAZO

3.1 RESUMO

Aplicações a longo prazo de dejetos líquidos bovinos (DLB) no solo podem alterar a dinâmica do fósforo (P) no solo. O fracionamento de P pode auxiliar na separação de frações de P orgânico e inorgânico, via extratores de menor e maior poder de extração. O objetivo foi avaliar o efeito de aplicações sucessivas de DLB, por 10 anos, nas frações de P em solo sob plantio direto. O experimento foi conduzido em Ponta Grossa-PR desde 2005 em uma estação experimental da Fundação ABC, em um Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico de textura franco-argiloarenosa, sendo constituído por quatro tratamentos que consistem em três doses de DLB (60 , 120 e $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e o controle ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso com 4 repetições. O solo foi coletado em 3 profundidades ($0-0,05$; $0,05-0,10$ e $0,10-0,15 \text{ m}$). Frações de P lábil, moderadamente lábil, baixa labilidade e residual foram avaliadas para cada profundidade, juntamente com as frações bioquímicas e geoquímicas. A aplicação de DLB apresentou as seguintes proporções médias nas frações em relação ao P total: moderadamente lábil (39 %), lábil (30 %), baixa labilidade (16 %) e P residual (15 %). No tratamento controle observou-se as seguintes proporções médias: moderadamente lábil (38 %), lábil (18 %), baixa labilidade (22 %) e P residual (21 %). Com o incremento da dose de DLB, houve aumento nas frações lábeis (P solúvel, P resina e Pi e Po NaHCO_3), reduzindo o P de baixa labilidade e residual nas duas primeiras profundidades. O acúmulo de P ocorreu nas frações geoquímicas ($\sim 60 \%$), aumentando com a adição de DLB e diminuindo com a profundidade do solo. Todas as frações de P no solo forma positivamente e significativamente correlacionadas com os teores de P disponível no solo.

Palavras-chave: Fracionamento de P no solo. P lábil. P moderadamente lábil. P baixa labilidade. P residual

3.2 ABSTRACT

Long-term applications of dairy liquid manure (DLM) can change the dynamics of soil phosphorus (P). Phosphorus fractionation can help the separation of organic and inorganic P fractions, via extractors of lesser and greater extraction power. The aim was to evaluate the effect of successive DLM applications (10 years) on the P fractions in soil under no-tillage. The experiment was carried out in Ponta Grossa-PR since 2005 in an experimental station of the ABC Foundation, in a dystrophic Red-yellow Latosol, sandy clay loam soil, consisting of four treatments, three DLM doses (60 , 120 , and $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$) and the control ($0 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). The experiment was established in a randomized block design with four replications. The soil was collected at 3 depths ($0-0.05$; $0.05-0.10$ and $0.10-0.15 \text{ m}$). For each depth, P fractions were evaluated in labile, moderately labile, low lability, and residual, along with biochemical and geochemical fractions. The application of DLM resulted in the following average proportions of fractions from the total P: moderately labile (39 %),

labile (30 %), low lability (16 %), and residual P (15 %). In the control treatment, the average proportions were moderately labile (38 %), labile (18 %), low lability (22 %), and residual P (21%). As the DLM dose increased, the labile fractions increased (soluble P, resin P, and NaHCO_3 Pi and Po), reducing the low lability and residual P in the first two depths. P accumulation occurred in the geochemical fractions (~ 60 %), increasing with LDM addition and decreasing with the depth of the soil. All fractions of P in the soil were positively and significantly correlated with the P available in the soil.

Keywords: Soil P fractionation. Labile P. Moderately labile P. Low lability P. Residual P

3.3 INTRODUÇÃO

O fósforo (P) é um macronutriente essencial à produtividade das culturas agrícolas, contudo, em solos tropicais e subtropicais, devido sua elevada capacidade de adsorção por óxidos e hidróxidos de Fe e Al, apresenta baixa solubilidade e torna-se pouco disponível para as plantas (BRAOS et al., 2020; ERIKSSON; GUSTAFSSON; HESTERBERG, 2015; NOVAIS; SMYTH, 1999). Dessa forma, tem sido intensamente aplicado nos sistemas agrícolas, sendo que, em algumas situações, pelo uso inadequado de fertilizantes fosfatados, minerais ou orgânicos, pode ocasionar uma superfertilização de P no solo causando problemas de eutrofização em ambientes aquáticos, principalmente pelo transporte de P via escoamento superficial (BAI et al., 2013; KLEINMAN et al., 2009; SHARPLEY; MCDOWELL; KLEINMAN, 2001).

A adição de dejetos líquido bovino (DLB) é uma alternativa para melhorar a fertilidade do solo (BARTH et al., 2020), adicionando matéria orgânica e nutrientes, dentre eles o P. No entanto, a dinâmica de P no solo é influenciada por alterações nos atributos do solo, como pH, mineralogia, carbono orgânico, mineralização e imobilização microbiana (GUO et al., 2016; WEIHRAUCH; OPP, 2018; YANG; POST, 2011; ZHAO et al., 2009). Além disso, em sistema plantio direto, a presença dos restos culturais (GATIBONI et al., 2007) e a permanência do DLB na superfície do solo, devido à ausência de revolvimento, podem também alterar a dinâmica de P no solo.

O P adicionado no solo via dejetos líquido é constituído em grande parte de fração solúvel, como P inorgânico, e outra fração está como P orgânico na matéria seca do dejetos (LEINWEBER; TURNER; MEISSNER, 2002). O P orgânico no solo

apresenta alta variação (10 a 80 % do P total), sendo suas principais formas encontradas como fosfatos de inositol, fosfolipídeos, ácidos nucleicos e outros ésteres-fosfato (DALAI, 1977), que ao longo do tempo são mineralizadas em P inorgânico no solo.

A aplicação de dejetos aumenta o teor de matéria orgânica do solo (MOS) (CAVALCANTE et al., 2020), e existe uma controvérsia em relação ao efeito da MOS na adsorção do P. A princípio, a MOS pode aumentar ou diminuir a adsorção de P no solo. Trabalhos mostram a diminuição da adsorção pelo bloqueio dos sítios de adsorção dos minerais do solo pela interação organo-mineral da MOS (ABBOUD et al., 2018; GUPPY et al., 2005; WANG et al., 2015, 2016). Por outro lado, a MOS pode aumentar a adsorção de P no solo em que cátions polivalentes (Al^{3+} , Fe^{3+} e Ca^{2+}) adsorvidos na MOS reteriam o ânion fosfato, pela formação das pontes de cátions (DICK et al., 2009).

Experimentos de longo prazo com aplicações de DLB são indispensáveis para estudar o acúmulo de P adicionado (efeito residual), a disponibilidade de P e o efeito da MOS. Para entender melhor essa dinâmica do P nos solos, é necessário conhecer as diferentes frações desse elemento, mediante a utilização sequencial de diferentes soluções extratoras (CONDRON; NEWMAN, 2011), já que a disponibilidade do P no solo depende não apenas das formas de P presente no dejetos, mas também da interação com a MOS.

Para o estudo da dinâmica de P em solos, é amplamente utilizada a técnica de fracionamento proposta por Hedley et al. (1982) e modificações propostas por Condon et al. (1985). Este método utiliza sequencialmente extratores de menor a maior poder de dessorção e permite a separação das frações de P orgânico e inorgânico (CROSS; SCHLESINGER, 1995). O primeiro extrator é a resina trocadora de ânions (RTA) com a extração de frações lábeis de P inorgânico (Pi). Na sequência é utilizado o NaHCO_3 que também extrai frações lábeis de P inorgânico e orgânico (Po). As frações de P extraídas nesses extratores contribuem ativamente para o fornecimento do nutriente às plantas ou para sua transferência ao ambiente por escoamento superficial (GATIBONI et al., 2007).

Em seguida, são utilizados os extratores NaOH 0,1 mol L^{-1} e NaOH 0,5 mol L^{-1} que extraem o P inorgânico ligado aos óxidos e às argilas silicatadas e o P orgânico de frações moderadamente lábeis (CROSS; SCHLESINGER, 1995). O HCl extrai o P inorgânico associado aos fosfatos de cálcio. Ao final do fracionamento, o P residual é

extraído por digestão sendo composto por frações de Pi e de Po recalcitrantes, que não estão disponíveis diretamente para as plantas, mas podem se tornar ao longo do tempo (CONDRON; NEWMAN, 2011; HEDLEY; STEWART; CHAUHAN, 1982).

Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de aplicações sucessivas, por 10 anos, de dejetos líquidos bovinos nas frações de fósforo em Latossolo franco-argiloarenoso sob sistema de plantio direto para compreender a labilidade das frações orgânicas e inorgânicas e consequentemente a disponibilização para a solução do solo.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

O estudo foi desenvolvido em experimento de longo prazo localizado na estação experimental da Fundação ABC, no município de Ponta Grossa – PR (25°00'35" S, 50°09'16" W, 890 m altitude), sob Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico de textura franco-argiloarenosa (EMBRAPA – FUNDAÇÃO ABC, 2001), com 13 % de declividade. Detalhes dessa área experimental estão no capítulo I item 2.4.1.

1.2.2 COLETA DAS AMOSTRAS DE SOLO

Dentro de cada parcela experimental foram abertas duas pequenas trincheiras e as amostras de solo foram coletadas em março de 2015, sob a palhada da cultura da soja, em três profundidades (0-0,05; 0,05-0,10 e 0,10-0,15 m), formando uma amostra composta por duas subamostras em cada profundidade. Para as análises químicas, as amostras foram secas em estufa a 40 °C e peneiradas em malha de 2 mm (TFSE).

3.4.2 ANÁLISES DE P NO SOLO

As amostras foram analisadas quanto aos teores de P CaCl_2 e P água (SELF-DAVIS; MOORE JR.; JOERN, 2009), P oxalato de amônio (SCHOUmans, 2009) e P Mehlich-1 (MARQUES; MOTTA, 2003).

A extração de P água foi realizada agitando-se 2 g de TFSE em 20 mL de água deionizada (solo:solução 1:10) e a extração de P-CaCl₂, agitando-se 1 g de TFSE em 25 mL de solução CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ (solo:solução 1:25), durante 1 h em agitador horizontal. Após agitação, as amostras foram centrifugadas e filtradas em membrana de 0,45 µm de diâmetro de poro para o P-água (devido a característica dispersante da água) e em papel filtro de 2,0 µm de diâmetro de poro para o P-CaCl₂.

Na extração com oxalato de amônio, agitou-se em ausência de luz, 1,25 g de TFSE em 25 mL de solução extratora (ácido oxálico 0,1 mol L⁻¹ + oxalato de amônio 0,2 mol L⁻¹) (solo:solução 1:20) pH 3,0 por 2 h em agitador horizontal. Após, as amostras foram centrifugadas por 15 min, filtradas em papel filtro de 2 µm de diâmetro de poro e 5 mL do extrato foi conservado em 20 mL de solução de HCl 0,01 mol L⁻¹.

Para a extração do P Mehlich-1, procedeu-se a agitação de 10 g de TFSE em 100 mL de solução extratora (H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ e HCl 0,050 mol L⁻¹) (solo:solução 1:10), por 5 min em agitador horizontal, deixando-se decantar por aproximadamente 16 h. Após a separação do sobrenadante, uma alíquota foi filtrada em papel filtro de 2,0 µm de diâmetro de poro.

A determinação da concentração de P de todos os extratos foi realizada em espectrômetro de emissão óptica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES VARIAN 720- ES).

3.4.3 FRACIONAMENTO DE P NO SOLO

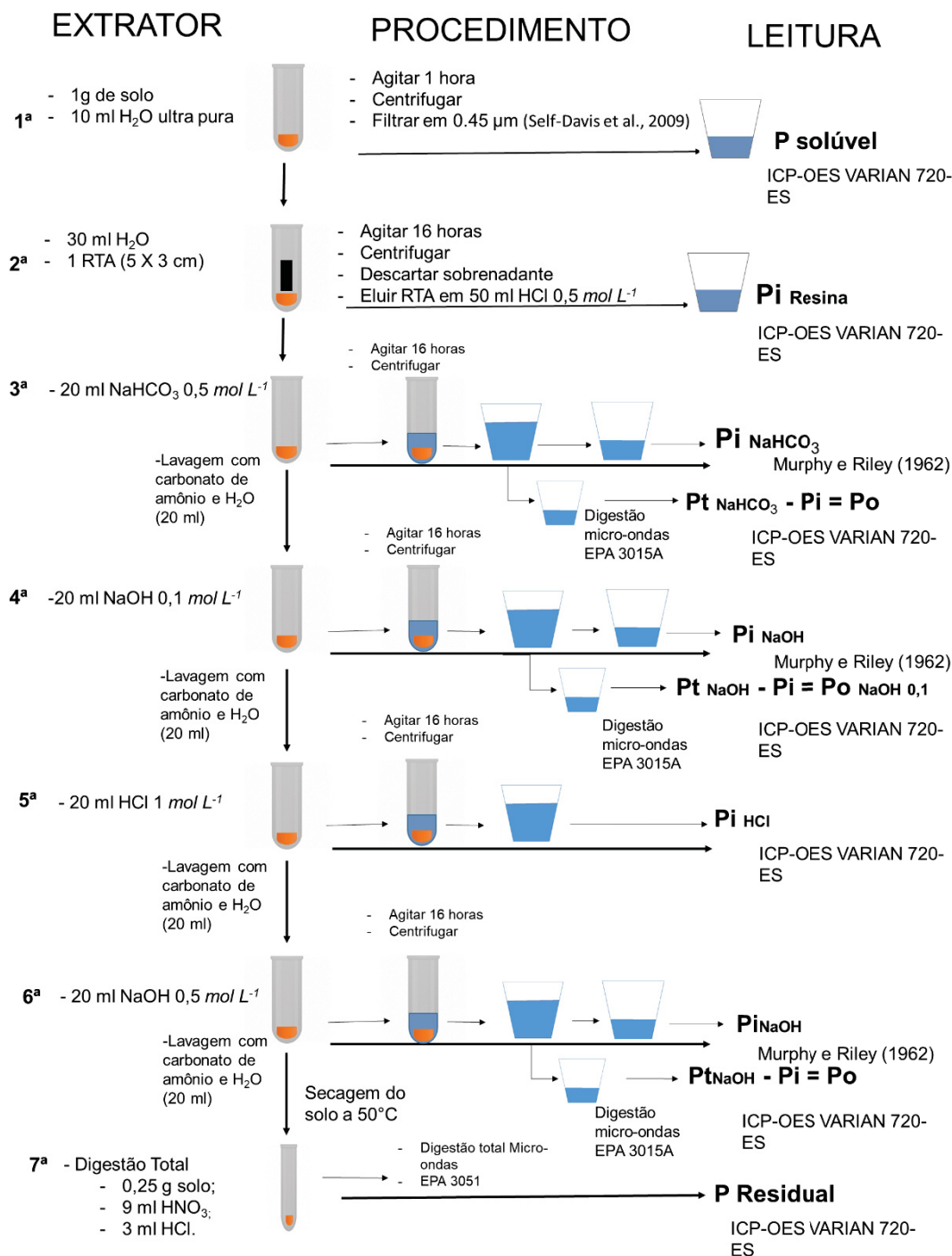
As frações de P no solo foram determinadas de acordo com o uso sequencial dos extratores, proposto por Hedley et al. (1982) com as modificações propostas por Condron et al. (1985) (FIGURA 9).

Amostras de 1 g de TFSE foram submetidas a extração em água (P solúvel) (SELF-DAVIS; MOORE JR.; JOERN, 2009), como etapa prévia da extração sequencial (FIGURA 1), que determinou outras frações de P: 1) Resina trocadora de ânions (RTA) - P inorgânico (Pi) disponível – Fração lábil; 2) Bicarbonato de sódio (NaHCO₃) - Pi e P orgânico (Po) – Fração lábil; 3) Hidróxido de sódio (NaOH) 0,1 mol L⁻¹ - Pi ligado aos óxidos de Fe e Al e argilas silicatadas e Po – Fração moderadamente lábil; 4) Ácido clorídrico (HCl) 1 mol L⁻¹ – Pi fortemente ligado a fosfatos de cálcio – Fração moderadamente lábil; 5) Hidróxido de sódio (NaOH) 0,5 mol L⁻¹ – Pi e Po –

Fração de baixa labilidade. Após cada extração (com exceção da RTA) o resíduo foi lavado com 20 mL de carbonato de amônio e 20 mL de água ultrapura.

A última etapa da extração sequencial foi a determinação do P residual das frações recalcitrantes. O solo foi seco em estufa a 40 °C e cerca de 0,25 g foi submetido à digestão em micro-ondas com 9 mL de HNO₃ concentrado e 3 mL de HCl concentrado (EPA 3051A - USEPA, 2007). O P solúvel, P resina e P HCl foram determinados por ICP – OES. O P inorgânico dos extratos alcalinos - NaHCO₃ e NaOH (após acidificação com HNO₃ 4 %) foi determinado pelo método do ácido ascórbico segundo a metodologia de Murphy e Riley (1962). A acidificação dos extratos alcalinos é necessária para a determinação via método do ácido ascórbico. Nos extratos alcalinos (NaHCO₃ e NaOH), o P total foi determinado por digestão via micro-ondas pelo método USEPA 3015A (USEPA, 2007). O P orgânico foi obtido pela diferença entre P total e P inorgânico, para cada extração.

FIGURA 9 - ESQUEMA DO FRACIONAMENTO DE P, PROPOSTO POR HEDLEY et al. (1982) E MODIFICAÇÕES POR CONDRON et al. (1985), COM EXTRAÇÃO PRÉVIA DE P SOLÚVEL



FONTE: A autora (2021).

As frações de P foram agrupadas quanto a labilidade, com base na disponibilidade para as plantas: P lábil (P solúvel, Pi resina, Pi NaHCO₃ e Po NaHCO₃), P moderadamente lábil (Pi NaOH0,1, Po NaOH0,1 e Pi HCl), P de baixa labilidade (Pi

NaOH_{0,5}, Po NaOH_{0,5}) e P residual (ALEIXO et al., 2017; CROSS; SCHLESINGER, 1995; DAMIAN et al., 2020; GATIBONI et al., 2007; NEGASSA; LEINWEBER, 2009).

Outra forma de agrupar as frações de P foi proposta por Cross e Schlesinger (1995), que recomendaram o agrupamento em P biológico, incluindo todas as frações orgânicas e o P geoquímico, incluindo todas as frações inorgânicas e P residual.

3.4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os resultados foram submetidos a análise de variância (teste F $p < 0,05$) e comparação de médias pelo teste de Tukey ($p < 0,05$) com auxílio do programa estatístico Sisvar 5.6 (FERREIRA, 2019). Análises de correlação de Pearson e regressão linear foram realizadas utilizando o “Pacote experimental designs” do Sigmaplot 12.0 (Systat Software Inc.).

3.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

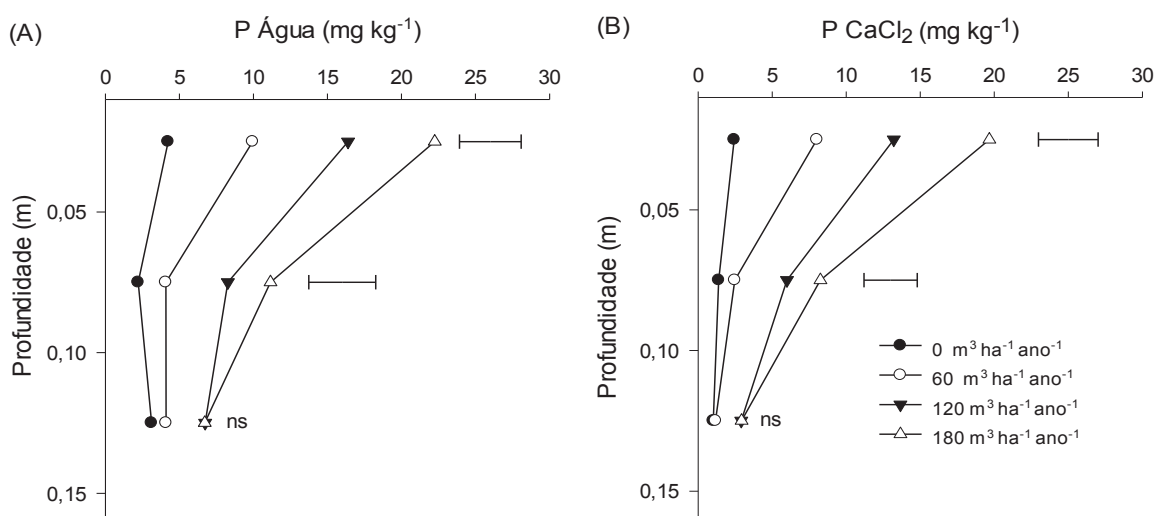
3.5.1 TEORES DE P NO SOLO

Os teores de P solúveis extraídos em água e CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ na camada de 0-0,05 e 0,05-0,10 m aumentaram conforme o aumento das doses de DLB (FIGURA 10). A extração de P com CaCl₂ em baixa concentração (0,01 mol L⁻¹) visa simular o estado salino na solução (ERIKSSON et al., 2013) ou seja, a força iônica da solução do solo. Como a solução de CaCl₂ 0,01 mol L⁻¹ aumenta a força iônica da solução em relação a água pura (LINDSAY, 1979), esperava-se maior extração do P solúvel pela solução salina; com a redução da constante de atividade do P nessa situação, mais P seria liberado da fração adsorvido por esfera externa para a solução do solo. Contudo, com a aplicação de DLB a força iônica da solução do solo se eleva muito e o efeito da solução salina em reduzir o coeficiente de atividade do P se torna nulo. Por outro lado, a ação dispersante da extração com água pode aumentar a liberação de P para a solução do solo e resultar em maiores concentrações de P água comparado ao P CaCl₂. No tratamento sem a presença de dejetos a extração com água extraiu quase duas vezes mais P que comparado a extração com CaCl₂. Hylander, Svensson e Simán (1996) encontraram para solos de textura arenosa, extrações

equivalentes de P para água e CaCl_2 , e em solos argilosos a água extraiu cerca de cinco vezes mais P do que o CaCl_2 . Abboud et al. (2018) e Bousfield et al. (2020) também encontraram teores superiores de P água em relação a extração de CaCl_2 em solos com textura franco-argiloarenosa.

Na ausência de dados de P no escoamento superficial, P solúvel em água e CaCl_2 são considerados bons indicadores para a estimativa de perdas de P do solo para os corpos d'água (BORTOLON et al., 2016; DJODJIC; MATTSSON, 2013; GLÆSNER et al., 2013; HESKETH; BROOKES, 2000; SHARPLEY; MCDOWELL; KLEINMAN, 2001). Os teores de P água no tratamento sem a adição de DLB na camada de 0-0,05 m foi de 4,2 mg kg⁻¹. Esse potencial de contaminação aumentou consideravelmente com a aplicação da maior dose de DLB (teor de P de 23 mg kg⁻¹).

FIGURA 10 - CONCENTRAÇÃO DE P EXTRAÍDO EM ÁGUA (A) E P EXTRAÍDO EM CaCl_2 (B) EM DIFERENTES PROFUNDIDADES EM PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÕES SUCESSIVAS (10 ANOS) DE DLB (DEJETO LÍQUIDO BOVINO) NAS DOSES DE 0, 60, 120 E 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹



FONTE: A autora (2021).

A barra horizontal é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5 %
ns: não significativo

Para o P disponível (solução + adsorvido por esfera externa) extraído com oxalato de amônio (FIGURA 11A) e Mehlich-1 (FIGURA 11B) também houve aumento significativo com aplicação de DLB na camada superficial.

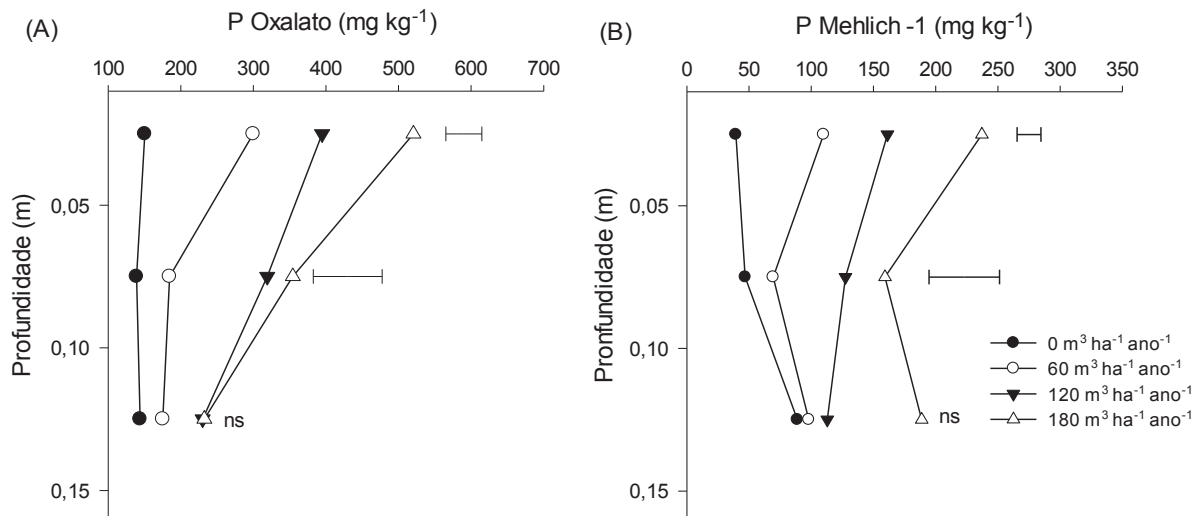
O oxalato de amônio e o Mehlich-1 extraem o P lábil, que representa o P de maior disponibilidade, no entanto, é evidente a maior capacidade de extração para o oxalato de amônio (150 a 520 mg kg⁻¹) em relação a extração com Mehlich-1 (40 a

240 mg kg⁻¹). Como extrator ácido diluído (H₂SO₄ 0,0125 mol L⁻¹ + e HCl 0,050 mol L⁻¹), o Mehlich-1 é responsável predominantemente pela dissolução do P ligado ao Ca e quantidades menores de P ligado ao Fe e Al (SILVA; RAIJ, 1999). Existe também a troca do H₂PO₄⁻ adsorvido por esfera externa pelo Cl⁻ e pelo SO₄²⁻ dos extratores. A extração com Mehlich-1, dependendo dos teores de argila e o grau de intemperização dos solos, pode oferecer problemas referente à exaustão da capacidade de extração, uma vez que os coloides do solo tamponam a acidez do extrator (FREITAS et al., 2013; NOVAIS; SMYTH, 1999).

Já o oxalato de amônio retira maiores quantidades de P ligado ao Fe e Al, e essa diferença ocorre principalmente em solos com maior teor de argila (MAGUIRE; SIMS, 2002; NAIR et al., 2004; WOLF; BAKER, 1990). Como os reagentes do oxalato de amônio são mais concentrados (ácido oxálico 0,1 mol L⁻¹ + oxalato de amônio 0,2 mol L⁻¹), o ânion orgânico oxalato (C₂O₄)²⁻ tem maior força trocadora que o Cl⁻ e SO₄²⁻ com o H₂PO₄⁻ adsorvido por esfera externa. O oxalato de amônio não é usado com frequência no Brasil como extrator de P, mas tem sido empregado na determinação do teor de Fe amorfo no solo (TEDESCO et al., 2004), mas internacionalmente, é bastante utilizado para determinação do grau de saturação de P (GSP) (KLEINMAN, 2017).

Com a aplicação de dejetos, possivelmente ocorre uma maior adsorção de P aos compostos orgânicos, uma vez que o caráter aniônico da matéria orgânica, por via de pontes de cátions (Al, Fe e Ca), retém o P (DICK et al., 2009; SANYAL; DE DATTA, 1991). Abboud et al. (2018), avaliando o mesmo experimento do presente trabalho, encontraram efeito na capacidade máxima de adsorção de P - CMAP após aplicação de diferentes doses de DLB, o que demonstra que há redução dos sítios de adsorção pela interação organo-mineral. No entanto, as pontes de cátions da MOS com o P podem explicar o aumento de P adsorvido por esfera externa com a aplicação de DLB (FIGURA 11).

FIGURA 11 - CONCENTRAÇÃO DE P EXTRAÍDO POR OXALATO DE AMÔNIO (A) E POR MEHLICH-1 (B) EM DIFERENTES PROFUNDIDADES EM PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÕES SUCESSIVAS (10 ANOS) DE DLB (DEJETO LÍQUIDO BOVINO) NAS DOSES DE 0, 60, 120 E 180 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$



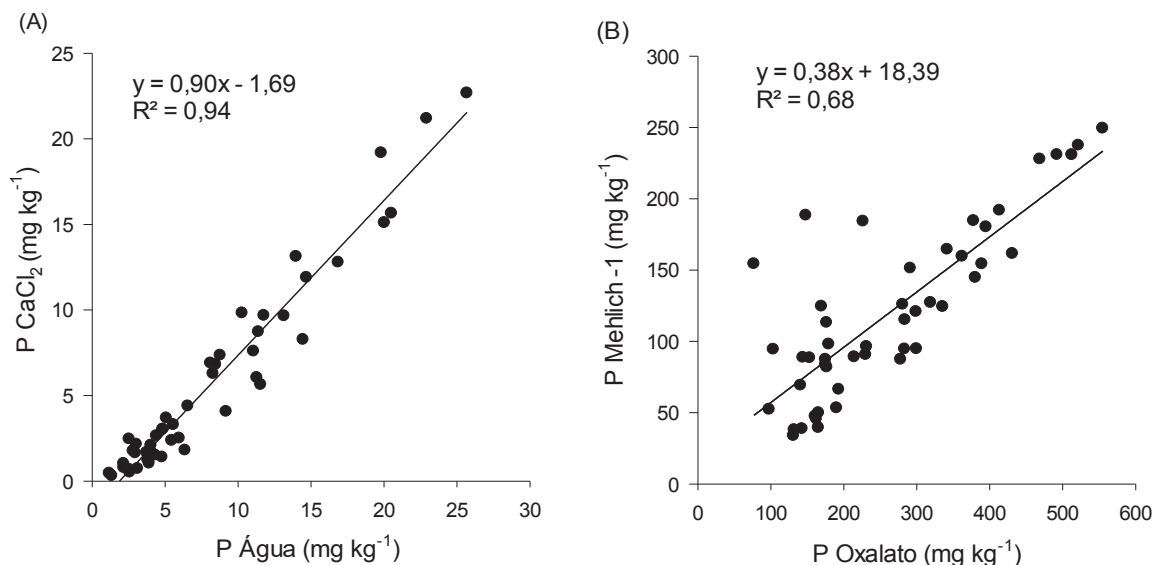
FONTE: A autora (2021).

A barra horizontal é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5 %. ns: não significativo

A ausência de revolvimento e a manutenção dos resíduos culturais na superfície do solo em PD permitem que a aplicação do DLB aumente os teores de P principalmente em superfície (GATIBONI et al., 2007; KLEINMAN et al., 2009). A elevação dos teores de P pode alterar o equilíbrio natural entre suas formas no solo, sua relação com os demais nutrientes, a biomassa microbiana, e as taxas de transferência entre os ambientes terrestre e aquático (KING et al., 2015; SHARPLEY, 1995; VADAS et al., 2017).

As correlações entre os diferentes extratores de P apresentaram valores de coeficiente de correlação linear simples significativos ($p < 0,05$) (FIGURA 12).

FIGURA 12 – TEORES DE P EXTRAÍDOS COM P CaCl₂ E P ÁGUA (A) E P MEHLICH-1 E P OXALATO (B) (N=48)



FONTE: A autora (2021).

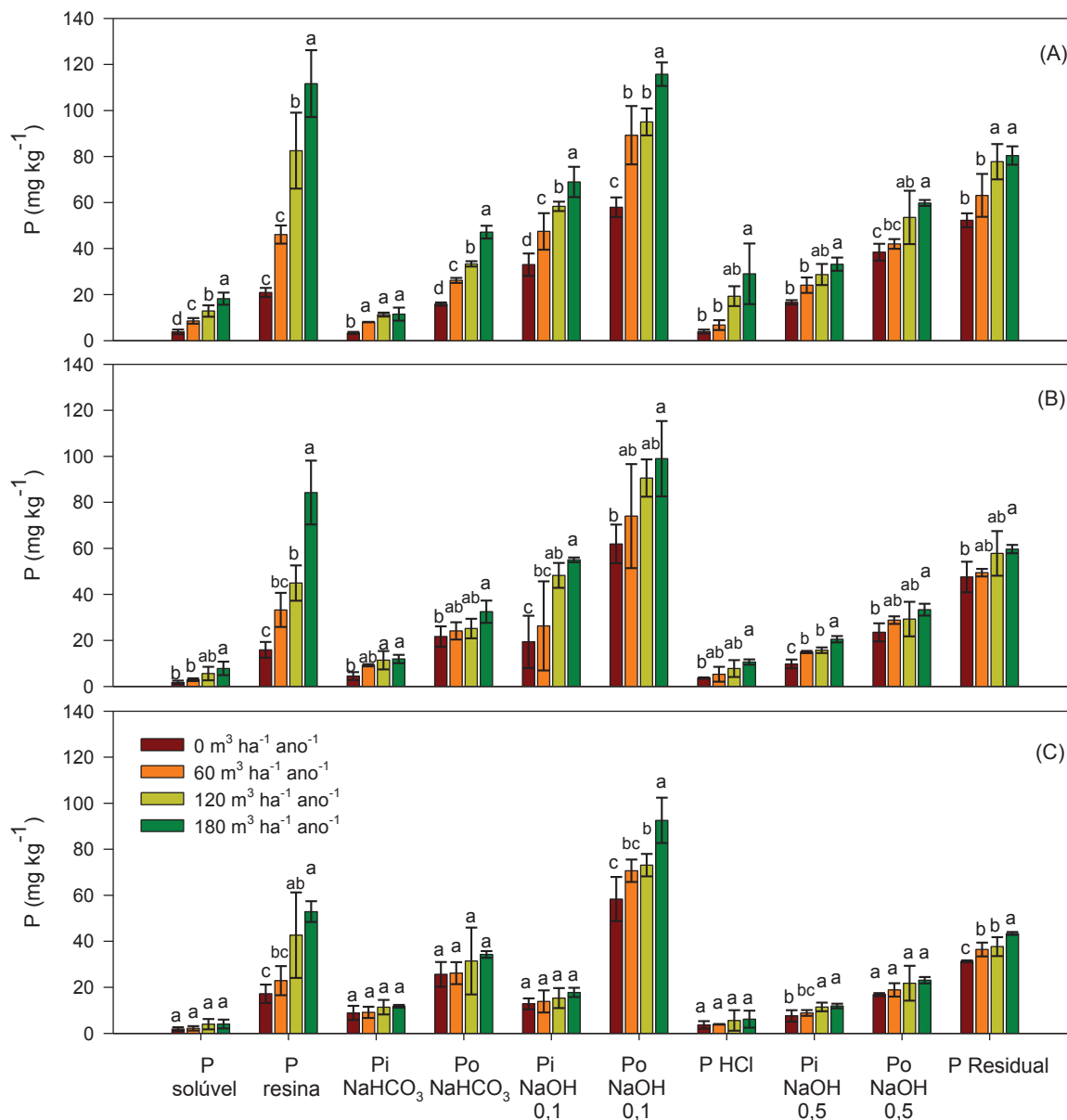
Apesar das diferenças na energia de extrações, os dados de correlação de Pearson entre os extratores de P para as camadas de 0-0,05, 0,05-0,10 e 0,10-0,15 m (APÊNDICE 13) indicam associações positivas e significativas principalmente nas camadas superficiais ($r=0,92$ a $0,98$). Isso confirma a distribuição equivalente do P do DLB nos compartimentos solução e adsorvido por esfera externa nos coloides, ou seja, verifica-se estreito tamponamento do fator intensidade (solução – P água) pelo fator quantidade (adsorção por esfera externa – P Mehlich-1 e P oxalato de amônio) no solo. As menores correlações foram para o P Mehlich-1 com os demais extratores na maior profundidade.

O extrator Mehlich-1 é eficiente na extração de formas indisponíveis de fosfato de Ca, o que leva a superestimativa do fator quantidade de P no solo e estima de forma equivocada a capacidade tampão do solo (fator quantidade/fator intensidade) (REIS et al., 2020; ROGERI et al., 2016). Para três doses de DLB, o P Mehlich-1 aumenta na camada mais profunda em relação a camada intermediária (FIGURA 11), possivelmente pela movimentação nos bioporos. O DLB também é fonte de SO_4^{2-} , que favorece a formação do par iônico $CaSO_4$, o qual apresenta elevada mobilidade e consequentemente o enriquecimento de Ca na subsuperfície aumentando as possibilidades de formação de fosfato de Ca.

3.5.2 FRACIONAMENTO DE P

A aplicação de DLB a longo prazo alterou significativamente o teor de P e a distribuição das frações de P no solo em comparação com ao tratamento controle (sem aplicação) nas profundidades de 0 a 0,15 m (FIGURA 13). As concentrações de P em todas as frações aumentaram significativamente com a aplicação de DLB. Observou-se relações médias entre a dose de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ DLB e o tratamento controle na profundidade de 0-0,05 m de 4,8 vezes para P solúvel; 5,3 vezes para P resina; 3,4 vezes para Pi NaHCO_3 e 3,0 vezes para Po NaHCO_3 . Da mesma forma, as demais frações de P também aumentaram com a aplicação de DLB: P moderadamente lábil, Pi e $\text{Po NaOH}_{0,1}$ (2,0 x) e Pi HCl (7,4 x); P de baixa labilidade, $\text{Pi NaOH}_{0,5}$ (2,0 x), $\text{Po NaOH}_{0,5}$ (1,6 x); e P residual (1,5 x). Observa-se aumento de todas as frações de P com aplicação de DLB, no entanto a de maior proporção ocorreu no Pi HCl . Os maiores teores das frações de P na camada superficial do solo ocorreram devido ao fato do DLB e do fertilizante mineral terem sido adicionados em superfície sem incorporação, por se tratar de sistema de plantio direto.

FIGURA 13 - TEORES DE P EM DIFERENTES FRAÇÕES E EM DIFERENTES PROFUNDIDADES, 0 – 0,05 m (A), 0,05 – 0,10 m (B) E 0,10 – 0,15 m (C), EM LATOSSOLO SOB PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÕES SUCESSIVAS (10 ANOS) DE DLB (DEJETO LÍQUIDO BOVINO) NAS DOSES DE 0, 60, 120 E 180 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$



FONTE: A autora (2021).

As barras verticais representam o desvio padrão dos valores médios ($n = 4$). Médias seguidas de letras iguais em cada fração de P não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5 % de probabilidade.

O P extraído pela resina de troca aniônica apresentou as maiores concentrações dentro do grupo das frações consideradas P lábil (P solúvel, Pi resina, Pi NaHCO₃ e Po NaHCO₃). Os valores de P resina variaram entre 21 a 112 mg kg^{-1} na camada de 0-0,05 m com valores menores nas demais profundidades, porém com diferença estatística até a profundidade de 0,15 m. O P solúvel, juntamente com o Pi

NaHCO₃ apresentaram as menores concentrações com diferença entre as doses nos primeiros 0,10 m de profundidade. As concentrações de Po NaHCO₃ foram superiores aos valores de Pi no mesmo extrator.

A solução alcalina tamponada NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ foi desenvolvida para solos calcários por Olsen et al. (1954). O princípio do método é a liberação do P ligado aos óxidos de Fe e Al em pH elevado (pH 8,5). Como o pH PCZ dos óxidos de Fe e Al são superiores a 7,5, tem-se a ocorrência de cargas positivas (CTA) nesses minerais mesmo para solos com pH básico. O íon HCO₃⁻ atua substituindo o P adsorvido por esfera externa no solo e reduzindo a atividade de Ca²⁺ em solução. Como a resina de troca aniônica tem a mesma função de extrair o P adsorvido por esfera externa, os teores de Pi NaHCO₃ foram baixos em relação a resina (extração prévia) e baixos em relação ao Po NaHCO₃. O Po NaHCO₃, apresenta maior valor do que o Pi NaHCO₃ considerando que não existiu nenhuma extração prévia de P orgânico, e apesar de ser considerado lábil e, portanto, extrair a fração de P orgânico solúvel, a solução de NaHCO₃ também extrai compostos orgânicos de menor estabilidade química que complexam P.

O Pi e Po NaOH 0,1, considerados P moderadamente lábil, foram superiores aos valores extraídos com NaHCO₃. A solução de NaOH 0,1 mol L⁻¹ apresenta capacidade de extração de compostos orgânicos de maior estabilidade química que o NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹, e por consequência, de extrair P complexado nesses compostos orgânicos. Dessa forma, com maiores teores de Po NaOH 0,1 em relação ao Po NaHCO₃ pode-se inferir que existe, de modo geral, independente do tratamentos uma maior proporção de P com menor labilidade (CROSS; SCHLESINGER, 1995). O aumento dos teores de Po NaOH 0,1 é muito importante na dinâmica do P já que, por meio dos processos de mineralização/imobilização o Po NaOH pode se comportar como um reservatório, tamponando as frações mais lábeis de P (NOVAIS; SMYTH; NUNES, 2007). Em relação ao Pi NaOH 0,1, como a totalidade do P adsorvido por esfera externa foi previamente extraído pela resina trocadora de ânion e pelo NaHCO₃, a solução de NaOH 0,1 mol L⁻¹ está extraindo parte mais fracamente adsorvida por esfera interna aos óxidos de Fe e Al. O ânion OH⁻ tem elevada eletronegatividade, o que permite a troca de ligante com H₂PO₄⁻ ou HPO₄²⁻ ligado diretamente aos grupos ferrol e aluminol dos óxidos de Fe e Al pelo OH⁻. Nessa troca de ligante, parte das ligações monodentadas do H₂PO₄⁻ na superfície dos óxidos de Fe e Al devem ter sido rompidas pela solução mais diluída de NaOH 0,1 (P moderadamente lábil). As frações

extraídas com NaOH 0,1 representam um P moderadamente lábil, porém o Pi está adsorvido aos óxidos de Fe e Al por ligações monodentadas, bidentadas e binucleadas (HEDLEY; STEWART; CHAUHAN, 1982; PARFITT, 1989) e, portanto, não disponíveis às plantas.

O HCl 1 mol L⁻¹ extrai por dissolução o P ligado ao Ca, mas também extrai frações de P adsorvidas por esfera interna com maior energia aos óxidos de Fe. Singh e Gilkes (1992), observaram que a solução de HCl 1 mol L⁻¹ em elevada relação solo:solução (1:1000) e tempo de contato de 165 h foi eficiente na solubilização dos óxidos de Fe. Como no presente estudo a relação solo:solução foi mais estreita (1:20) e o tempo de contato mais curto (16 h) espera-se menor capacidade de extração dos óxidos de Fe. Essa extração deveria solubilizar o P adsorvido por esfera interna com maior energia aos grupos ferrol em relação ao ânion OH⁻ da extração NaOH 0,1 e 0,5. Contudo, a título de classificação, o Pi HCl é colocado no mesmo grupo moderadamente lábil que o Pi NaOH 0,1.

Na sequência de labilidade, a extração do Pi e Po NaOH 0,5 é considerada de baixa labilidade. Análogo ao NaHCO₃ e NaOH 0,1, os teores de Po NaOH 0,5 foram superiores aos teores de Pi NaOH 0,5 (FIGURA 13). Nessa extração básica mais concentrada, compostos orgânicos mais estáveis quimicamente foram solubilizados, o que reduz a labilidade do P associado por esfera interna. A maior concentração de OH⁻ garante maior força trocadora em relação ao ligante H₂PO₄⁻ adsorvido por esfera interna aos grupos ferrol e aluminol dos óxidos de Fe e Al. Pode-se inferir que essa extração solubiliza o restante do P adsorvido de forma monodentada e parte do P adsorvido de forma bidentada aos óxidos de Fe e Al.

A extração com NaOH 0,5 mol L⁻¹ complementa a extração de NaOH 0,1 mol L⁻¹, sendo responsável por retirar as frações orgânicas e inorgânicas de P similares às extraídas pelo NaOH 0,1 mol L⁻¹, porém protegidas no interior de microagregados (CONDRON; GOH; NEWMAN, 1985; CROSS; SCHLESINGER, 1995).

A fração de P residual representa um P fortemente ligado aos locais de adsorção ou a um componente da estrutura dos minerais do solo, portanto, considerado indisponível para as plantas (CROSS; SCHLESINGER, 1995). Todo o Po e Pi não reativos nas extrações prévias foram solubilizados na extração com HNO₃ e HCl concentrados em ambiente de micro-ondas (EPA 3051A – USEPA, 2007). No compartimento orgânico incluiu a fração humina, que não é solúvel em soluções básicas (NaHCO₃ e NaOH) e ácidas diluídas (DEBSKA et al., 2016; STEVENSON,

1994) e permanece de forma residual na amostra. A fração humina também apresenta grupos carboxílicos que podem complexar o P e sua extração pelo método 3051A promove a liberação de P não lábil (Po residual). O restante do Pi adsorvido por esfera interna bidentada aos óxidos de Fe e Al são liberados na fração residual (Pi residual), já que em solos com maior capacidade de adsorção de fosfatos, maiores proporções de P devem ser adsorvidas com alta energia, e somente extraídas com a digestão total do solo (CROSS; SCHLESINGER, 1995)

Em relação a distribuição relativa (FIGURA 14), a fração extraída com resina representou cerca de 20 % do P total (somatório de todas as etapas sequenciais) com a adição de DLB na dose de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Outros estudos realizados em solos com aplicações de dejetos de animais também encontraram acúmulo de P nas frações inorgânicas lábeis (CERETTA et al., 2010; COUTO et al., 2017). A adição de DLB aumenta o teor de matéria orgânica, com consequente ampliação de P inorgânico adsorvido por esfera externa via pontes de cátions (DICK et al., 2009).

Os maiores teores de Po NaHCO_3 com a aplicação de dejetos (8 % do P total na dose de $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) também estão associados ao acúmulo de matéria orgânica no solo (AGUIAR et al., 2013). A aplicação de DLB por 10 anos induziu níveis mais elevados de matéria orgânica no solo, além do manejo empregado (plantio direto e rotação de culturas), o que pode explicar o aumento da fração orgânica do P extraído pelo NaHCO_3 . Cavalcante et al. (2020) em Latossolo argiloso, com as mesmos tratamentos do nosso estudo, observaram que com a aplicação de DLB ao longo de dez anos na dose $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, ocorreu aumento nas frações da matéria orgânica particulada (63 %), (fração lábil da MOS) e matéria orgânica ligada aos minerais (47 %), o que pode refletir nos aumentos dos teores de P orgânico lábil. Além disso, a migração de outras formas de P pode ter implicado na quantidade de Po NaHCO_3 , já que com o estímulo à atividade microbiana do solo, frações estáveis de Po podem ter sido transformadas em frações orgânicas lábeis (GATIBONI et al., 2007). Apesar de ser indisponível, por estar contida em compostos orgânicos, é considerada a fração mais instável do Po, podendo ser facilmente decomposta e tornando-se disponíveis as plantas (HEDLEY; STEWART; CHAUHAN, 1982).

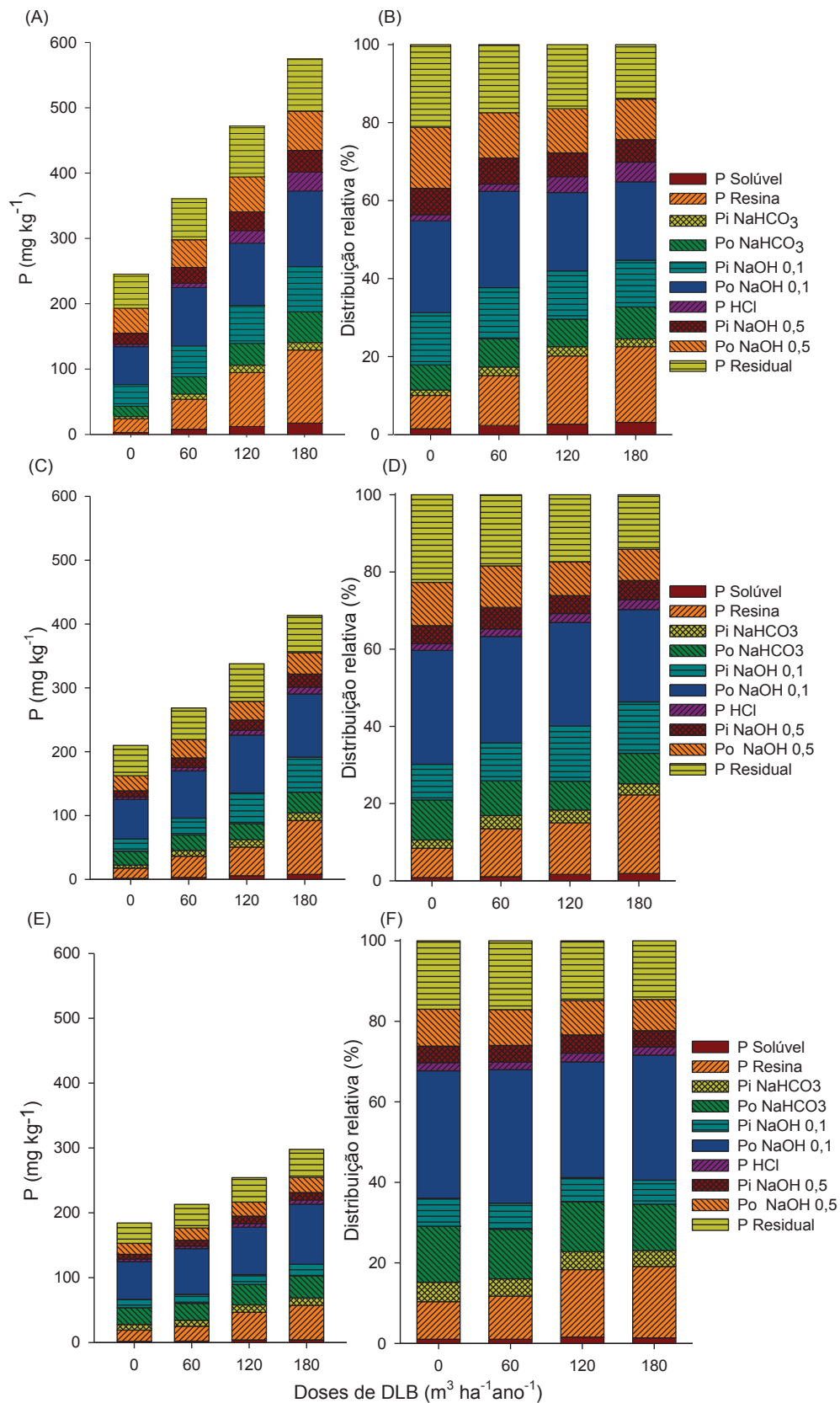
A participação das frações orgânicas no P total de P extraídas pelo NaOH 0,1 e NaOH 0,5 em média (25 % e 12 % respectivamente) reduziram com o aumento das doses de DLB na camada superficial (FIGURA 14). Esse comportamento é indicativo

da menor associação relativa por esfera interna do P aos compostos húmicos com a adição de DLB a longo prazo

A fração extraída com HCl representou cerca de 2 % do P total do tratamento controle e 5 % na maior dose de DLB (FIGURA 14). O P HCl teve pouca participação no montante extraído pelo fracionamento, por outro lado, o P_i HCl aumentou com a adição de DLB na camada superficial. Nesse caso, o elevado tempo de condução do experimento favoreceu relativamente a adsorção por esfera interna de P aos óxidos de Fe. Em função do tempo, verifica-se a passagem de formas adsorvidas por esfera externa para esfera interna aos óxidos de Fe, pelo acesso do $H_2PO_4^-$ à camada Stern, perda da água de hidratação do oxianion e troca de ligante com hidroxila da superfície do mineral, formando ligação Fe-O-P com forte caráter covalente (NOVAIS; SMYTH, 1999). Outro processo ainda mais dependente do tempo é o acesso do $H_2PO_4^-$ aos sítios reativos dos óxidos de Fe no interior dos agregados (PARFITT, 1989). O aumento expressivo na extração de P HCl com adição de dejetos pode também estar associado a adição de Ca via dejetos em função da adição deste elemento na suplementação alimentar dos animais bem como pela adição de cal hidratada nos locais de confinamento (BARTH et al., 2020).

De forma consolidada, a aplicação a longo prazo de DLB aumentou relativamente o P adsorvido por esfera externa aos colóides orgânicos do solo. O efeito de aumento relativo do P adsorvido por esfera interna aos óxidos de Fe foi menos expressivo e não compensou o primeiro efeito de associação do P. O caráter aniônico da matéria orgânica favorece as pontes de cátions (Al, Fe e Ca) com o P (SANYAL; DE DATTA, 1991). A matéria orgânica, mesmo que em menor quantidade, também apresenta sítios nitrogenados reativos de superfície com cargas positivas (CTA) (DICK et al., 2009).

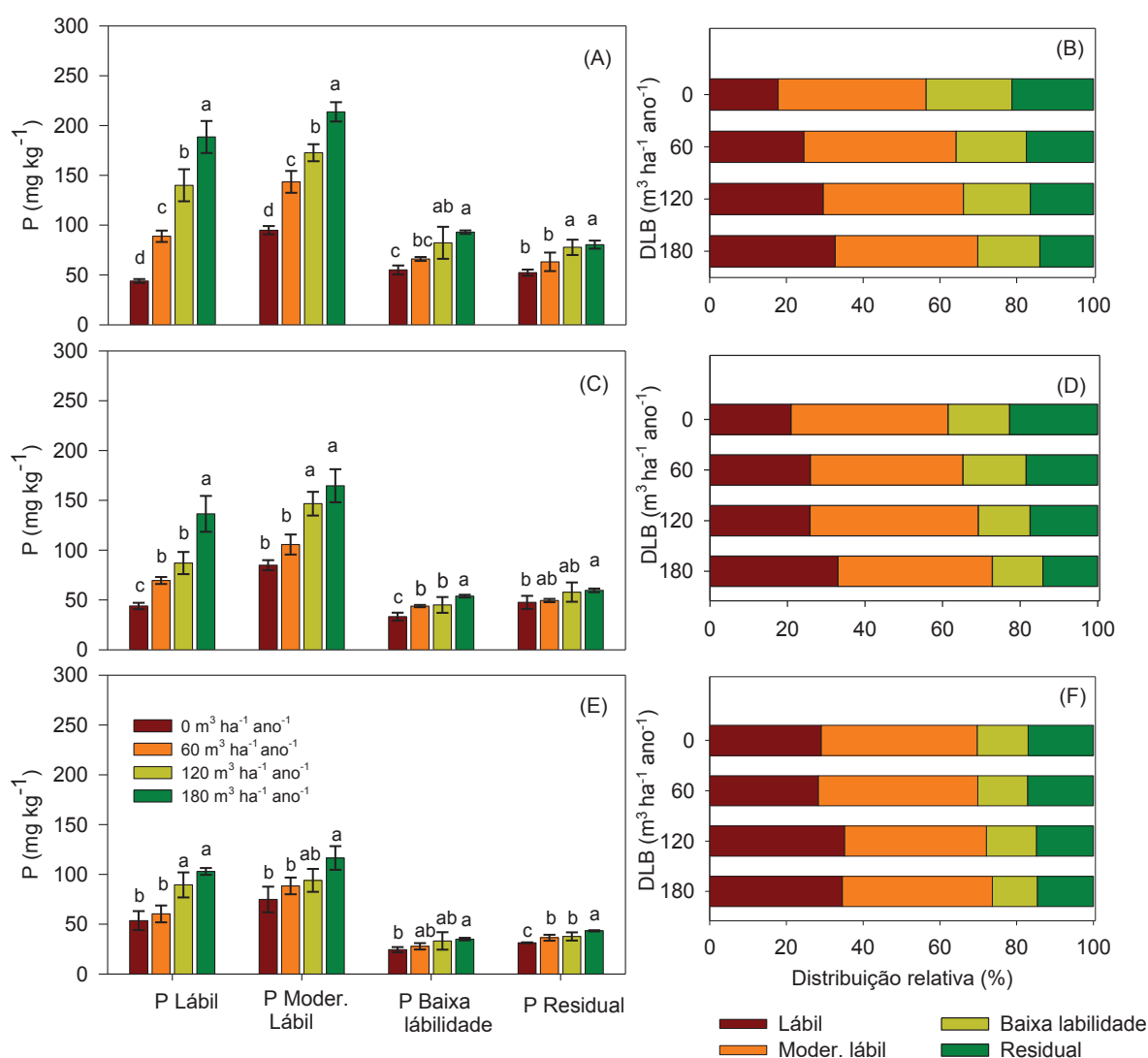
FIGURA 14 - TEORES DE P E DISTRIBUIÇÃO RELATIVA (%) EM DIFERENTES PROFUNDIDADES, 0 – 0,05 m (A, B), 0,05 – 0,10 m (C, D) E 0,10 – 0,15 m (E, F), EM LATOSSOLO SOB PLANTIO DIRETO COM APLICAÇÕES SUCESSIVAS (10 ANOS) DE DLB (DEJETO LÍQUIDO BOVINO) NAS DOSES DE 0, 60, 120 e 180 m³ ha ano⁻¹



FONTE: A autora (2021).

Seguindo o agrupamento das frações em lábeis, moderadamente lábeis, baixa labilidade e P residual, as maiores concentrações foram observadas nas frações moderadamente lábeis (Pi NaOH 0,1, Po NaOH 0,1 e Pi HCl), em média de todos os tratamentos e profundidades com 39 % do P total (FIGURA 15), seguido pelas frações lábeis (P solúvel, P resina, Pi NaHCO₃ e Po NaHCO₃) com 30 %, frações de baixa labilidade (Pi NaOH0,5, Po NaOH0,5) com 16 % e P residual com 15 % do P total. Em solos intemperizados o P é encontrado predominantemente em sítios de adsorção mais estáveis nas formas orgânica e inorgânica (VELÁSQUEZ et al., 2016). A importância das frações P não disponíveis nas plantas tem sido frequentemente relatada (TIESSEN; STEWART; COLE, 1984) já que representam reservas de P que podem se tornar disponíveis ao longo do tempo. Nas profundidades de 0,05 – 0,10 e de 0,10 a 0,15 m, os teores de P residual foram maiores do que a fração de P de baixa labilidade (>4 %). Esse comportamento é coerente com o menor efeito do DLB aplicado na superfície com a camada mais profunda do solo. Em todas as profundidades, com o incremento da dose de DLB, houve o aumento das frações mais lábeis e consequente redução das frações de baixa labilidade e do P residual.

FIGURA 15 - FRAÇÕES QUANTO A LABILIDADE DE P AS PLANTAS, NAS PROFUNDIDADES DE 0 - 0,5 m (A), 0,05- 0,10 m (B) E 0,10 – 0,15 m (C). P LÁBIL (P SOLÚVEL, P_i RESINA, P_i $NaHCO_3$ e P_o $NaHCO_3$), P MODERADAMENTE LÁBIL (P_i $NaOH0,1$, P_o $NaOH0,1$ e P_i HCl), P DE BAIXA LABILIDADE (P_i $NaOH0,5$, P_o $NaOH0,5$) e P RESIDUAL

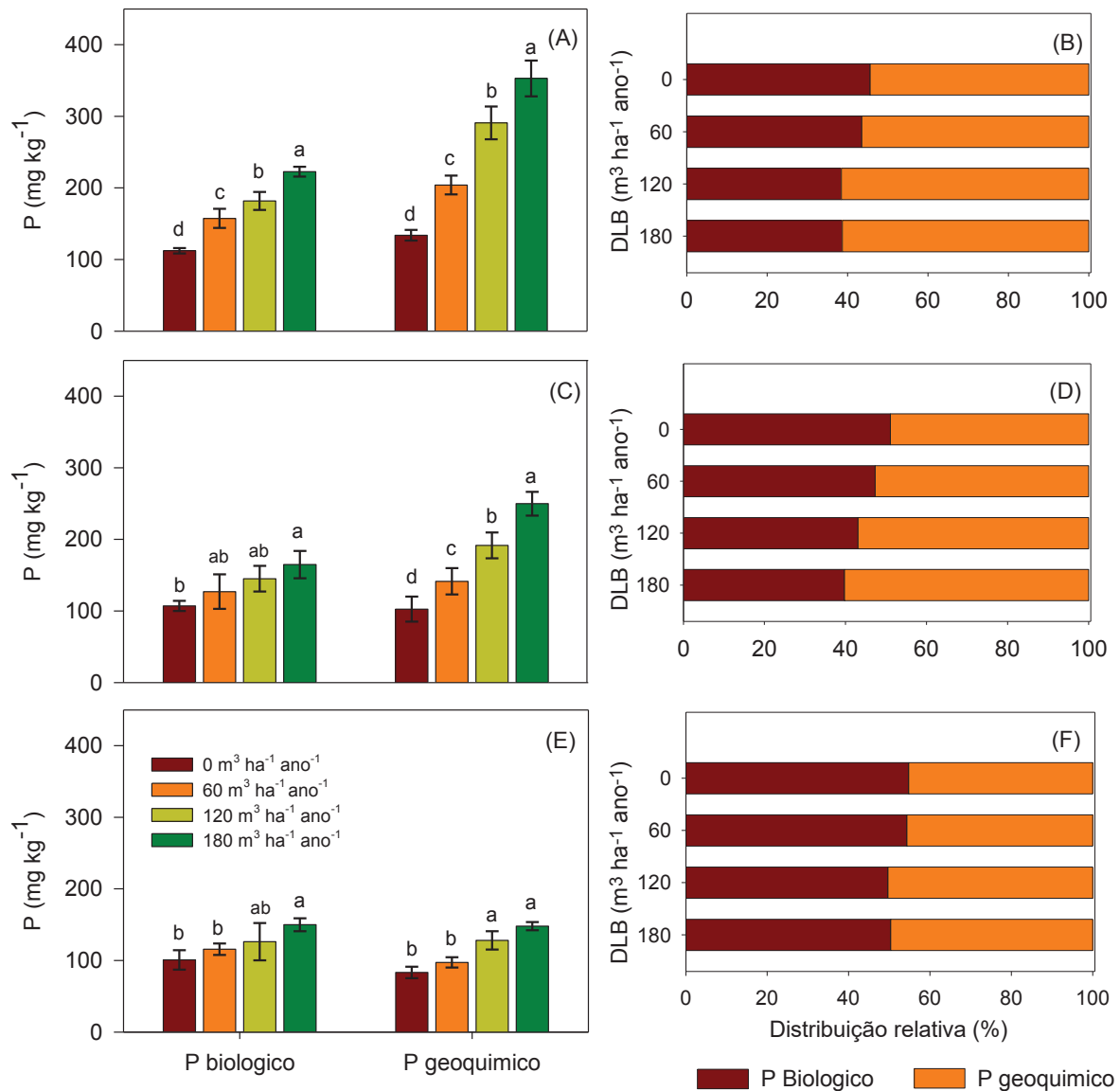


FONTE: A autora (2021).

As barras verticais representam o desvio padrão dos valores médios ($n = 4$). Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5 % de probabilidade.

Quanto ao agrupamento sugerido por Cross e Schlesinger (1995), em frações biológicas (frações de P orgânico) e geoquímicas (frações de P inorgânicas + P residual), as frações geoquímicas foram maiores que as frações biológicas, principalmente em relação a quantidade de cada fração avaliada (FIGURA 16). As concentrações geralmente declinaram com a profundidade e aumentaram com a adição de DLB em todas as doses.

FIGURA 16 - FRAÇÕES BIOLÓGICAS E GEOQUÍMICAS NAS PROFUNDIDADES DE 0 - 0,5 m (A), 0,05- 0,10 m (B) E 0,10 – 0,15 m (C). P BIOLÓGICO (FRAÇÕES ORGÂNICAS) E P GEOQUÍMICO (FRAÇÕES INORGÂNICAS + RESIDUAL)



FONTE: A autora (2021).

As barras verticais representam o desvio padrão dos valores médios (n = 4). Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste Tukey a 5 % de probabilidade.

O acúmulo de P ocorreu nas frações inorgânicas (FIGURA 16), (geoquímicas ~ 60 %), média de todos os tratamentos e profundidades. Outros estudos também encontraram predomínio nas frações geoquímicas (CERETTA et al., 2010; DAMIAN et al., 2020). Em áreas tropicais e subtropicais, o manejo do solo e as condições climáticas influenciam a dinâmica da matéria orgânica, implicando em maiores taxas de decomposição o que afeta diretamente nos teores de Po (ABDALA et al., 2020; BAYER et al., 2006). Com o agrupamento em frações geoquímicas e biológicas, sem

considerar o P residual (já que é constituído pelas frações Po e Pi), com a aplicação do DLB ocorre também o aumento relativo de P geoquímico (42 % no tratamento controle e 55 % nas doses com $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de DLB, na profundidade de 0 a 0,05 m). Nas demais profundidades, a contribuição relativa é proporcionalmente dividida entre geoquímica e biológica, demonstrando o maior efeito da aplicação de DLB e fertilizante mineral em superfície e o manejo empregado como discutido anteriormente.

A contribuição do Po do solo no aumento P lábil pode ser mais relevante quando no manejo do solo são incluídas a fertilização orgânica ou outras práticas que aumentem o teor de MOS (BRAOS et al., 2015). Em solos intemperizados as frações orgânicas contribuem significativamente com o P absorvido pelas plantas devido principalmente ao P inorgânico estar menos disponível devido a sua maior parte estar em compostos de alta energia de ligação, principalmente os óxidos de Fe e Al (TIESEN; STEWART; COLE, 1984).

3.5.3 CORRELAÇÕES ENTRE AS FRAÇÕES DE P E TEORES DE Al, Fe, Ca e P DISPONIVEL

Para a fração de P NaHCO_3 (APÊNDICE 14), o Po foi correlacionado forte e positivamente com Fe total ($r=0,88$), Ca total ($r=0,73$) e P inorgânico ($r=0,79$). Como o Po NaHCO_3 é extraído principalmente de compostos orgânicos de elevada solubilidade, espera-se que esses compostos orgânicos de baixo peso molecular apresentem simultaneamente altos teores de Fe e Ca complexados. O Po foi determinado pela diferença entre o P pseudototal extraído pelo EPA 3051A e o Pi, ou seja, toda a matéria orgânica solubilizada pelo NaHCO_3 foi dissolvida em forno micro-ondas, com liberação de todos os elementos complexados nessa fração orgânica. Esse mesmo comportamento de correlações foi observado para o Po NaOH 0,5 com os teores de Fe ($r=0,86$), ou seja, a matéria orgânica extraída pelo NaOH 0,5 apresentava quantidades equivalentes de P e Fe complexados.

Na fração extraída com HCl (APÊNDICE 15), o Pi foi positivamente correlacionado com Fe ($r=0,73$, $0,50$ e $0,51$, respectivamente) nas profundidades de 0 – 0,05 e 0,05 – 0,10 m. O aumento das doses de DLB incrementou a adsorção de esfera interna de P nos óxidos de Fe. A solução de HCl 1 mol L^{-1} tem capacidade de extração de óxidos de Fe (SINGH; GILKES, 1992). Doses elevadas de DLB promovem

redução do potencial redox dos solos, devido ao maior aporte de matéria orgânica solúvel (ácidos orgânicos de baixo peso molecular) (ABDALA et al., 2020; JIAO; WHALEN; HENDERSHOT, 2007) e o ambiente mais reduzido favorece a solubilização de óxidos de Fe cristalinos (hematita e goethita) e neoformação de óxidos de Fe amorfos (p. ex. ferrihidrita). Esses óxidos amorfos têm alta ASE (área superficial específica) e maior capacidade de adsorver P por esfera interna e são mais solúveis a extração com HCl.

De maneira geral, as concentrações de P em todas as frações foram significativamente correlacionados entre si (APÊNDICE 16), já que as frações lábeis de P disponíveis no solo são constantemente reabastecidas por meio de reações de dissolução ou dessorção de P inorgânico mais estável e através da mineralização de P orgânico (TIESSEN; STEWART; COLE, 1984)

Os teores de P extraídos por Oxalato de amônio e pelo extrator Mehlich-1 relacionaram-se significativamente com o teor de P em todas as frações independentemente da labilidade (APÊNDICE 17), nos primeiros 0,10 m de profundidade ($r=0,81$ a $0,98$ em 0-0,05 m e $r=0,52$ a $0,81$ em 0,05-0,10 m). Mesmo o P residual ($r=0,85$ e $0,78$) que é uma parte altamente estável de P no solo, pode estar disponível para as plantas em longo prazo (CROSS; SCHLESINGER, 1995). Foi verificado maiores variações na camada de 0,10 a 0,15 m.

3.6 CONCLUSÕES

A aplicação de dejetos líquido bovino (DLB) por 10 anos, aumentou as concentrações de P em todas as frações analisadas principalmente na camada de 0-0,05 m. Com o incremento da dose de DLB, aumentou a concentração de P nas frações lábeis (P solúvel, P resina e P_i e P_o NaHCO_3), reduzindo o P de baixa labilidade e residual nas duas primeiras profundidades. A menor concentração de P nas frações moderadamente lábil e de baixa labilidade com a aplicação de dejetos em relação ao tratamento sem aplicação de DLB, pode ser benéfico em relação as necessidades agronômicas, mas com potencial de impacto negativo no aspecto ambiental.

Em relação ao P total, na média de todas as doses e profundidades, as maiores concentrações foram observadas nas frações moderadamente lábeis (P_i NaOH 0,1, P_o NaOH 0,1 e P_i HCl), com 39 %, seguido pelas frações lábeis (P solúvel,

P resina, P_i NaHCO_3 e P_o NaHCO_3) com 30 %, frações de baixa labilidade (P_i $\text{NaOH}0,5$, P_o $\text{NaOH}0,5$) com 16 % e P residual com 15 %. O acúmulo de P ocorreu nas frações geoquímicas (~60 %), aumentando com a adição de DLB e diminuindo com a profundidade do solo.

Todas as frações apresentaram correlações significativas e positivas com os teores de P disponível no solo obtidos pelos métodos de oxalato de amônio e Mehlich-1.

3.7 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.

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.

AGUIAR, A. D. C. F. et al. Organic matter fraction and pools of phosphorus as indicators of the impact of land use in the Amazonian periphery. **Ecological Indicators**, v. 30, p. 158–164, 2013.

ALEIXO, S. et al. P transformations in cacao agroforests soils in the Atlantic forest region of Bahia, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 91, n. 3, p. 423–437, 2017.

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

BARTH, G. et al. Does Dairy Liquid Manure Complementary to Mineral Fertilization Increase Grain Yield Due to Changes in Soil Fertility? **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 63, p. 1–14, 2020.

BAYER, C. et al. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, v. 86, n. 2, p. 237–245, 2006.

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.

BOUSFIELD, S. W. et al. Environmental Soil Phosphorus Threshold under NoTillage and Swine Manure Application. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 63, p. 1–11, 2020.

BRAOS, L. B. et al. Organic phosphorus fractions in soil fertilized with cattle manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, p. 140–150, 2015.

BRAOS, L. B. et al. Dynamics of phosphorus fractions in soils treated with dairy manure. **Soil Research**, v. 58, n. 3, p. 289–298, 2020.

CAVALCANTE, J. S. et al. Long-term surface application of dairy liquid manure to soil under no-till improves carbon and nitrogen stocks. **European Journal of Soil**

Science, v. 71, n. 6, p. 1132–1143, 2020.

CERETTA, C. A. et al. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 593–602, 2010.

CONDON, L. M.; GOH, K. M.; NEWMAN, R. H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by ^{31}P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, v. 36, n. 2, p. 199–207, 1985.

CONDON, L. M.; NEWMAN, S. Revisiting the fundamentals of phosphorus fractionation of sediments and soils. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 5, p. 830–840, 2011.

COUTO, R. da 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.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3–4, p. 197–214, 1995.

DALAI, R. C. Soil Organic Phosphorus. **Advances in Agronomy**, v. 29, n. C, p. 83–117, 1977.

DAMIAN, J. M. et al. Changes in soil phosphorus pool induced by pastureland intensification and diversification in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 703, p. 135463, 2020.

DEBSKA, B. et al. The impact of a bio-fertilizer on the soil organic matter status and carbon sequestration—results from a field-scale study. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, n. 10, p. 2335–2343, 2016.

DICK, D. P. et al. Química da matéria orgânica do solo. In: MELO, V. F., ALLEONI, L. R. F. (Ed.). **Química e Mineralogia do Solo: Parte II - Aplicações**. 1. ed. Viçosa, MG: SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 2–67.

DJODJIC, F.; MATTSSON, L. Changes in plant-available and easily soluble phosphorus within 1 year after P amendment. **Soil Use and Management**, v. 29, n. SUPPL.1, p. 45–54, 2013.

EMBRAPA – FUNDAÇÃO ABC. Levantamento semidetalhado de solos município de Castro - Estado do Paraná. In: FASOLO, P. J. et al. (Eds.): Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2001.

ERIKSSON, A. K. et al. Phosphorus in agricultural soils around the Baltic Sea - comparison of laboratory methods as indices for phosphorus leaching to waters. **Soil Use and Management**, v. 29, n. SUPPL.1, p. 5–14, 2013.

ERIKSSON, A. K.; GUSTAFSSON, J. P.; HESTERBERG, D. Phosphorus speciation of clay fractions from long-term fertility experiments in Sweden. **Geoderma**, v. 241–242, p. 68–74, 2015.

FERREIRA, D. F. SISVAR: A Computer Analysis system to fixed effects split plot type designs. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 37, n. 4, p. 529, 2019.

FREITAS, I. F. De et al. Phosphorus extracted by ion exchange resins and mehlisch-1 from oxisols (latosols) treated with different phosphorus rates and sources for varied soil-source contact periods. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 667–677, 2013.

GATIBONI, L. C. et al. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 31, n. 4, p. 691–699, 2007.

GLÆSNER, N. et al. Relation between soil P test values and mobilization of dissolved and particulate P from the plough layer of typical Danish soils from a long-term field experiment with applied P fertilizers. **Soil Use and Management**, v. 29, n. 3, p. 297–305, 2013.

GUO, L. et al. Effects of cattle manure compost combined with chemical fertilizer on topsoil organic matter, bulk density and earthworm activity in a wheat-maize rotation system in Eastern China. **Soil and Tillage Research**, v. 156, p. 140–147, 2016.

GUPPY, C. N. et al. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. **Australian Journal of Soil Research**, v. 43, n. 2, p. 189–202, 2005.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in Inorganic and Organic Soil Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970–976, 1982.

HESKETH, N.; BROOKES, P. C. Development of an Indicator for Risk of Phosphorus Leaching. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 1, p. 105–110, 2000.

HYLANDER, L. D.; SVENSSON, H. I.; SIMÁN, G. Different methods for determination of plant available soil phosphorus. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 27, n. 5–8, p. 1501–1512, 1996.

JIAO, Y.; WHALEN, J. K.; HENDERSHOT, W. H. Phosphate Sorption and Release in a Sandy-Loam Soil as Influenced by Fertilizer Sources. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 1, p. 118–124, 2007.

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

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

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

LEINWEBER, P.; TURNER, B. L.; MEISSNER, R. Phosphorus. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Eds.). **Agriculture, Hydrology and Water Quality**. Devon, UK: Institute of Grassland and Environmental Research, North Wyke Research Station, 2002. p. 29–57.

LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New York: Wiley-Interscience, 1979.

MAGUIRE, R. O.; SIMS, J. T. Soil Testing to Predict Phosphorus Leaching. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, n. 5, p. 1601–1609, 2002.

MARQUES, R.; MOTTA, A. C. V. Análise química do solo para fins de fertilidade. In: LIMA, M. R. (Ed.). **Manual de diagnóstico da fertilidade e manejo dos**

solos agrícolas. 2. ed. Curitiba: Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, 2003. p. 81–102.

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

NAIR, V. D. et al. An Environmental Threshold for Degree of Phosphorus Saturation in Sandy Soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 1, p. 107–113, 2004.

NEGASSA, W.; LEINWEBER, P. How does the hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, n. 3, p. 305–325, 2009.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 471–537.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1999.

OLSEN, S. R. et al. **Estimation of Available Phosphorus in Soil by Extraction with sodium Bicarbonate**. Washington DC: USDA Circular 939, U.S. Government Printing Office, 1954.

PARFITT, R. L. **Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite**. Journal of Soil Science, v. 40, n. 2, p. 359–369, 1989.

REIS, J. V. Dos et al. Interpretation of soil phosphorus availability by mehlich-3 in soils with contrasting phosphorus buffering capacity. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 44, p. 1–21, 2020.

ROGERI, D. A. et al. Substitution of clay content for P-remaining as an index of the phosphorus buffering capacity for soils of Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 40, p. 1–14, 2016.

SANYAL, S. K.; DE DATTA, S. K. Chemistry of Phosphorus Transformations in Soil. **Advances in Soil Science**, v. 16, p. 1–120, 1991.

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.

SELF-DAVIS, M. L.; MOORE, P. A.; JOERN, B. C. Water- or dilute salt-extractable phosphorus in soil. In: KOVAR, J.L., PIERZYNSKI, G. M. (Ed.). **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters**. 2nd. ed. Blacksburg: Virginia Tech University, 2009. p. 24–27.

SHARPLEY, A. N. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. **Journal of Environment Quality**, v. 24, p. 920–926, 1995.

SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; KLEINMAN, P. J. A. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. **Plant and Soil**, v. 237, n. 2, p. 287–307, 2001.

SILVA, F. C. Da; RAIJ, B. Van. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada

por diferentes extratores. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 2, p. 267–288, 1999.

SINGH, B.; GILKES, R. J. Properties and distribution of iron oxides and their association with minor elements in the soils of south-western Australia. **Journal of Soil Science**, v. 43, n. 1, p. 77–98, 1992.

STEVENSON, F. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. Nova York: John Wiley & Sons, Ltd, 1994.

TEDESCO, MJ; GIANELLO, C .; ANGHINONI, I .; BISSANI, CA; CAMARGO, F. W. S. (ED.). **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, 2004.

TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B.; COLE, C. V. Pathways of Phosphorus Transformations in Soils of Differing Pedogenesis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 4, p. 853–858, 1984.

USEPA 3051A. Method 3051A: **Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**, 2007. Disponível em: <<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>>

USEPA. 3015A. “**Method 3015A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts**,” 2007. Revision 1. Washington, DC

VADAS, P. A. et al. Quantifying the Impact of Seasonal and Short-term Manure Application Decisions on Phosphorus Loss in Surface Runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 46, n. 6, p. 1395–1402, 2017.

VELÁSQUEZ, G. et al. Chemical nature of residual phosphorus in Andisols. **Geoderma**, v. 271, p. 27–31, 2016.

WANG, H. et al. Adsorption of phosphate on pure and humic acid-coated ferrihydrite. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, n. 7, p. 1500–1509, 2015.

WANG, H. et al. Phosphate adsorption on uncoated and humic acid-coated iron oxides. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, n. 7, p. 1911–1920, 2016.

WEIHRAUCH, C.; OPP, C. Ecologically relevant phosphorus pools in soils and their dynamics: The story so far. **Geoderma**, v. 325, p. 183–194, 2018.

WOLF, A. M.; BAKER, D. E. Colorimetric method for phosphorus measurement in ammonium oxalate soil extracts. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 21, n. 19–20, p. 2257–2263, 1990.

YANG, X.; POST, W. M. Phosphorus transformations as a function of pedogenesis: A synthesis of soil phosphorus data using Hedley fractionation method. **Biogeosciences**, v. 8, n. 10, p. 2907–2916, 2011.

ZHAO, Y. et al. The effects of two organic manures on soil properties and crop yields on a temperate calcareous soil under a wheat-maize cropping system. **European Journal of Agronomy**, v. 31, n. 1, p. 36–42, 2009.

4 CAPÍTULO III: ESPECIAÇÃO QUÍMICA DA SOLUÇÃO DO SOLO SOB APLICAÇÃO DE DEJETO LÍQUIDO BOVINO E FERTILIZANTE MINERAL A CURTO PRAZO

4.1 RESUMO

A aplicação de dejetos líquidos de bovino (DLB) altera a dinâmica do fósforo (P), do carbono orgânico dissolvido (COD) e dos elementos no solo, especialmente a curto prazo. Assim, a especiação química da solução do solo é uma importante ferramenta na identificação e quantificação de diferentes espécies, formas ou fases de cada elemento. O trabalho teve por objetivo avaliar o efeito da aplicação de dejetos líquidos de bovino e da adubação mineral na disponibilização de elementos na solução do solo e na distribuição de espécies químicas de fósforo e do carbono orgânico dissolvido ao longo de um ano. Solos de vegetação nativa nos municípios de Ponta Grossa – PR e Castro – PR, foram incubados com adubação mineral (KH_2PO_4) e dejetos líquidos de bovino durante um ano. As incubações foram baseadas na capacidade máxima de adsorção de P de cada solo. A solução do solo foi extraída aos 5, 30, 60, 180 e 365 dias de incubação e avaliada quanto aos teores de elementos (Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Si, V e Zn), COD, pH e temperatura. Para cada extração da solução do solo foi realizada a especiação química da solução do solo para P e COD, sendo que os tratamentos com DLB apresentaram maior variação de espécies. Para as extrações 5 e 180 dias, foi elaborado modelos teóricos de estabilidade dos minerais K-Taranakita, Variscita e P-Ca. As formas de ortofosfato predominaram em ambos os solos, com influência do pH, apresentando H_2PO_4^- nos tratamentos com adubação mineral e controle, e HPO_4^{2-} nos tratamentos com DLB. As espécies de COD predominaram na forma livre nos tratamentos com DLBs e ligado a H^+ nos tratamentos controle e mineral. A aplicação de DLB aumentou as concentrações de Cd, Cr, Cu, Ni e Fe e a aplicação de fertilizante mineral a concentração de Pb. Com a aplicação do DLB ocorreu a formação de variscita e P-Ca no intervalo de 5 a 180 dias, que passam a constituir drenos do H_2PO_4^- , Al^{3+} e Ca^{2+} do solo.

Palavras-chave: Solução do solo. Fósforo. Carbono orgânico dissolvido. Elementos traços

4.2 ABSTRACT

Liquid dairy manure (DLM) application alters the dynamics of phosphorus (P), dissolved organic carbon (DOC), and soil elements, especially in the short term. Thus, chemical speciation of soil solution is an important tool to identify and quantify P species, forms, or phases in which an element. The study aimed to evaluate the effect of DLM application and mineral fertilization on the availability of elements in the soil solution and on the distribution of chemical species of P and DOC over one year. Soils from native vegetation in the municipalities of Ponta Grossa - PR and Castro - PR, were incubated with mineral fertilizer (KH_2PO_4) and DLM for one year. The incubations were based on the maximum phosphorus adsorption capacity of each soil. The soil

solution was extracted at 5, 30, 60, 180, and 365 days of incubation and evaluated for the content of elements (Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Si, V, and Zn), DOC, pH, and temperature. For each soil solution extraction, chemical speciation of the soil solution was performed for P and DOC, and the treatments with DLM incubation showed a greater variety of species. Theoretical models of stability of the minerals K-Taranakite, Variscite, and P-Ca were prepared for extractions of 5 and 180 days. Orthophosphate forms predominated in both soils and were influenced by pH. The treatments with mineral fertilization and control presented H_2PO_4^- , while the treatments with DLM presented HPO_4^{2-} . DOC species predominated in free form in DLM treatments and linked to H^+ in the control and mineral treatments. The DLM application increased the concentrations of Cd, Cr, Cu, Ni, and Fe and the mineral fertilizer application increased the concentration of Pb. In addition, the application of DLM promoted formation of variscite and P-Ca, in the range of 5 to 180 days, which constitutes H_2PO_4^- , Al^{3+} , and Ca^{2+} drains from the soil.

Keywords: Soil solution. Phosphorus. Dissolved organic carbon. Trace elements

4.3 INTRODUÇÃO

Aplicações sucessivas de dejetos líquido bovino (DLB), em sistema plantio direto, aumentam os teores de nutrientes no solo (BARTH et al., 2020), possibilitando a redução de custos com fertilizantes químicos. Assim é indispensável a compreensão da dinâmica do dejetos nos solos para o desenvolvimento de estratégias eficientes e ambientalmente adequadas para o manejo de fósforo (P) (WEIHRAUCH; OPP, 2018) e elementos potencialmente tóxicos.

O fracionamento de P, através da utilização sequencial de diferentes soluções extratoras, surgiu para entender a dinâmica e disponibilidade deste no solo (CONDRON; NEWMAN, 2011; CROSS; SCHLESINGER, 1995). No entanto, a disponibilidade de P é dependente da concentração e das interações e associações com outras espécies iônicas na solução do solo (GIROTTI et al., 2010).

O conhecimento da concentração de elementos na solução do solo e suas espécies químicas fornece informações importantes advindas do uso e manejo do solo (CAMPBELL; KINNIBURGH; BECKETT, 1989; SIMARD; EVANS; BATES, 1988). Como os íons presentes na solução encontram-se em equilíbrio com a fase sólida do solo, a avaliação da solução pode ser uma importante ferramenta de predição nas alterações ocorridas no solo (LINDSAY, 1979; XU; SCHWARTZ, 1994).

Assim com a utilização de softwares específicos para a especiação química como o Visual Minteq (GUSTAFSSON, 2013) é possível estimar a distribuição das

espécies de um dado elemento químico na solução do solo, utilizando a concentração de íons, pH, temperatura e teor de carbono orgânico dissolvido (COD). Além disso, com os dados da atividade dos íons, é possível calcular modelos teóricos de estabilidade de minerais e comparar aos produtos de solubilidade de minerais cristalinos (MCDOWELL et al., 2003; PONTONI et al., 2020).

A especiação química dos elementos na solução do solo permite avaliar a disponibilidade e mobilidade destes elementos no solo, não apenas em concentrações, mas em relação à atividade dos íons. Assim o trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da aplicação de dejetos líquido bovino e da adubação mineral, na disponibilização de elementos na solução do solo e na distribuição de espécies químicas de fósforo e do carbono orgânico dissolvido ao longo de um ano.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS SOB VEGETAÇÃO NATIVA

Áreas de vegetação nativa nos municípios de Ponta Grossa – PR e Castro – PR foram selecionadas para coleta de amostras de solo abrangendo os horizontes A e B: 1) campo nativo - Ponta Grossa (25°00'35"S, 50°09'16"W), Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico típico de textura franco-argiloarenosa (Latossolo Arenoso) (EMBRAPA – FUNDAÇÃO ABC, 2001), profundidade de 0 - 0,55 m e; 2) mata nativa – Castro (24°51'50"S, 49°56'25"W), Latossolo Bruno Distrófico típico, textura muito argilosa (Latossolo Argiloso) (EMBRAPA – FUNDAÇÃO ABC, 2001), profundidade de 0 - 0,7 m (TABELA 12). O clima da região é subtropical úmido mesotérmico (Cfb, Köppen), com precipitação média anual de 1554 mm (EMBRAPA, 2018).

As áreas em que foram coletadas as amostras de solo foram próximas aos experimentos de longa duração com DLB na Fundação ABC, para simular sob condições de laboratório, o efeito da aplicação de dejetos e fertilizante mineral na solução do solo.

TABELA 12 – ATRIBUTOS QUÍMICOS DOS SOLOS SOB VEGETAÇÃO NATIVA

Solos	pH CaCl ₂	P Mehlich-1	C
		mg kg ⁻¹	g dm ⁻³
Textura Franco-argiloarenosa	4,2	8	13,9
Textura Argilosa	4,0	2	16,2

FONTE: A autora (2021).

4.4.2 PREPARAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO DEJETO LÍQUIDO BOVINO

O DLB foi seco a 45 °C, passado em peneira de 0,2 mm e uma subamostra de 0,25 g submetida à digestão em micro-ondas com 9 mL de HNO₃ concentrado e 3 mL de HCl concentrado de acordo como o método EPA 3051A (USEPA, 2007). Os teores totais de Fósforo (P), Potássio (K), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Zinco (Zn), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Níquel (Ni) e Chumbo (Pb) foram determinados por Espectroscopia de Emissão Óptica com Plasma Induzido (ICP - OES). A determinação do C e N foi realizada por combustão seca em analisador Elementar® Vario EL III. A tabela 13 apresenta a caracterização do dejetos seco.

TABELA 13 - CARACTERIZAÇÃO DO DEJETO LÍQUIDO BOVINO APÓS SECAGEM (TEOR TOTAL)

Matéria seca	Carbono	Nitrogênio	P	K	Fe	Mn
g L ⁻¹	g kg ⁻¹					
63,1	351,2	19,3	10,05	41,07	0,47	0,09
Zn	As	Cd	Cu	Cr	Ni	Pb
g kg ⁻¹						
0,07	0,0003	0,00003	0,02	0,002	0,0006	0,0007

FONTE: A autora (2021).

4.4.3 INCUBAÇÃO DAS AMOSTRAS DE SOLO COM DLB

Amostras do Latossolo franco-argiloarenosa e Latossolo argiloso (TABELA 12) foram incubadas com diferentes tratamentos, os quais consistiram na combinação entre níveis de adubação mineral e de DLB (TABELA 14), dispostos em delineamento inteiramente casualizado, com três repetições.

As concentrações de adubação mineral (KH₂PO₄) e DLB foram baseadas na capacidade máxima de adsorção de P (CMAP) dos solos (ABBOUD et al., 2018): 351

mg kg⁻¹ para o solo franco-argiloarenoso e de 1785 mg kg⁻¹ para solo argiloso. Para definir as doses de DLB foi considerado o seu teor total de P (TABELA 13).

TABELA 14 - TRATAMENTOS EM FUNÇÃO DA CAPACIDADE MÁXIMA DE ADSORÇÃO DE P (CMAP), APLICANDO DEJETO LÍQUIDO BOVINO (DLB) E FERTILIZANTE MINERAL (KH₂PO₄) PARA OS SOLOS FRANCO-ARGILOARENOSO E ARGILOSO.

TRATAMENTOS (DLB-MINERAL)	DLB	MINERAL	DLB (mg P kg ⁻¹ solo ⁻¹)	MINERAL
Latossolo de textura franco-argiloarenosa				
0-0	0	0	0	0
100-0	100 % CMAP	0	351	0
50-0	50 % CMAP	0	175	0
25-0	25 % CMAP	0	88	0
0-100	0	100 % CMAP	0	351
0-50	0	50 % CMAP	0	175
0-25	0	25 % CMAP	0	88
Latossolo de textura argilosa				
0-0	0	0	0	0
100-0	100 % CMAP	0	1785	0
50-0	50 % CMAP	0	892	0
25-0	25 % CMAP	0	446	0
0-100	0	100 % CMAP	0	1785
0-50	0	50 % CMAP	0	892
0-25	0	25 % CMAP	0	446

FONTE: A autora (2021).

Amostras de 600 g de solo foram acondicionadas em sacos plásticos e incubadas com solução de KH₂PO₄ (adubação mineral) ou o DLB seco a 45 °C e tamizado em malha de 1 mm. As amostras foram mantidas em laboratório com temperatura ambiente, com umidade de 80 % da capacidade de campo dos solos. A solução do solo foi extraída aos 5, 30, 60 e 180 e 365 dias de incubação.

4.4.4 EXTRAÇÃO E ESPECIAÇÃO QUÍMICA DA SOLUÇÃO DO SOLO

Para a extração da solução do solo foi utilizada a metodologia da pasta saturada adaptada por Rhoades (1996). Cerca de 120 g de amostra do solo incubado foi adicionada em recipientes descartáveis de 400 mL com água ultrapura até atingir a consistência de espelhamento. Em seguida, os recipientes foram tampados com filme

plástico para evitar perdas por evaporação e deixadas em repouso por 16 h até atingir a condição de equilíbrio. A pasta foi colocada em conjunto de funil de Buchner contendo papel filtro de filtração rápida em balão kitassato de 500 mL, sendo a solução extraída a vácuo. A solução obtida foi filtrada em membrana de 0,45 µm de malha e congelada para posterior análise.

As concentrações dos elementos Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Ni, P, Pb, S, Sb, Se, Si, V e Zn foram determinadas por ICP-OES. O carbono orgânico dissolvido (COD) foi determinado pelo analisador Elementar TOC Cube até a extração de 180 dias. O pH das soluções foi obtido para cada amostra por meio de pHgâmetro digital e a temperatura através de termômetro digital.

As concentrações dos elementos, juntamente com os dados de pH e temperatura, foram inseridas no software de especiação química Visual MINTEQ (GUSTAFSSON, 2013), em que foram obtidos a distribuição das espécies químicas da solução do solo, com ênfase para as espécies fosfatadas e nas associações do carbono orgânico dissolvido.

Para verificar o grau de saturação da solução dos solos e a possível precipitação de minerais fosfatados foram elaborados gráficos de superfície de resposta teórico da estabilidade dos minerais da K-Taranakita, Variscita e P-Ca a partir dos seguintes dados de equilíbrio químico apresentados por Lindsay (1979), e plotados no software Sigma Plot 12.0: constante de equilíbrio de cada mineral, valores de pH, e atividades de K^+ , Al^{3+} , Ca^{2+} e $H_2PO_4^-$ na solução dos solos obtidos no Visual MINTEQ. A escolha desses minerais foi devida as suas menores solubilidades dentro do grupo de precipitação preferencial do P com Al em condições de valores de pH mais baixos (Variscita – puro Al-P e K-taranakita – Al-K-P). Esse último mineral foi escolhido devido ao alto teor de K do DLB e precipitação de P com Ca em condições de valores de pH mais alto (β - $Ca_3(PO_4)_2$). A seguir são apresentadas as equações de equilíbrio desses minerais.

a) Variscita (LINDSAY, 1979):

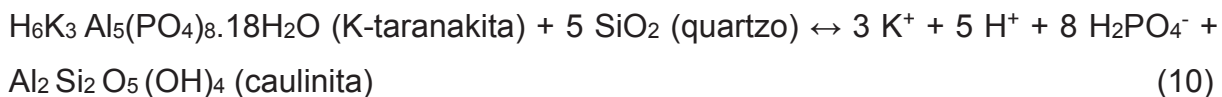


$$K^o = -2,5 \text{ mol L}^{-1}$$

Aplicando o princípio de equilíbrio químico ($K^o = (Al^{3+}) (H_2PO_4^-) / (H^+)^2$) em escala logarítmica:

$$\log (H_2PO_4^-) = -2,5 - \log (Al^{3+}) - 2pH \quad (9)$$

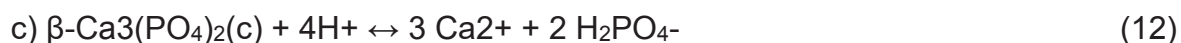
b) K-taranakita em equilíbrio químico com a caulinita (fonte de Al^{3+}) e quartzo (fonte de Si) (LINDSAY, 1979):



$$K^\circ = -55,93 \text{ mol L}^{-1}$$

Aplicando o princípio de equilíbrio químico ($K^\circ = (\text{K}^+)^3(\text{H}^+)^5(\text{H}_2\text{PO}_4^-)^8$) em escala logarítmica:

$$\log (\text{H}_2\text{PO}_4^-) = -6,99 - 0,375 \log (\text{K}^+) + 0,625\text{pH} \quad (11)$$



$$K^\circ = 10,18 \text{ mol L}^{-1}$$

Aplicando o princípio de equilíbrio químico ($K^\circ = (\text{Ca}^{2+})^3(\text{H}_2\text{PO}_4^-)^2/(\text{H}^+)^4$) em escala logarítmica:

$$\log (\text{H}_2\text{PO}_4^-) = 5,09 - 1,5 \log (\text{Ca}^{2+}) - 2\text{pH} \quad (13)$$

A partir das equações 9, 11 e 13 foram construídas as superfícies teóricas de estabilidade dos três minerais em função das atividades de H_2PO_4^- e valores de pH e das atividades de Al^{3+} (equação 9), K^+ (equação 11) e de Ca^{2+} (equação 13).

Para verificar o grau de saturação da solução dos solos foram usadas as atividades de H_2PO_4^- , Al^{3+} , K^+ e Ca^{2+} e valores de pH da saída do MINTEQ dos tratamentos com DLB e Mineral nas extrações de 5 e 180 dias (TABELA 14). Esses valores em coordenadas x, y e z foram plotados nos gráficos de superfícies de respostas para verificar o grau da saturação das soluções dos solos: 1) Subsaturação – os pontos dos tratamentos ficam abaixo da superfície de resposta teórica e caso ocorra esses minerais nos solos eles estarão instáveis e tenderão a se solubilizarem; 2) Equilíbrio – os pontos se assentam sobre as superfícies de respostas e não haverá nem a solubilização e nem a formação dos minerais; 3) Supersaturação - os pontos de posicionam acima das superfícies de resposta, indicando a precipitação dos respectivos minerais.

4.4.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram submetidos ao teste de normalidade dos resíduos (teste de Shapiro-Wilk) e quando não normais transformados utilizando transformação de Raiz quadrada de $Y + 0.5 - \text{SQRT}(Y + 0.5)$. Com os dados das variáveis químicas do solo foi realizada análise de variância (ANOVA) e, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). As análises foram realizadas com o auxílio do software Sisvar 5.6 (FERREIRA, 2019) e do Sigma Plot versão 12 (Systat Software Inc.).

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

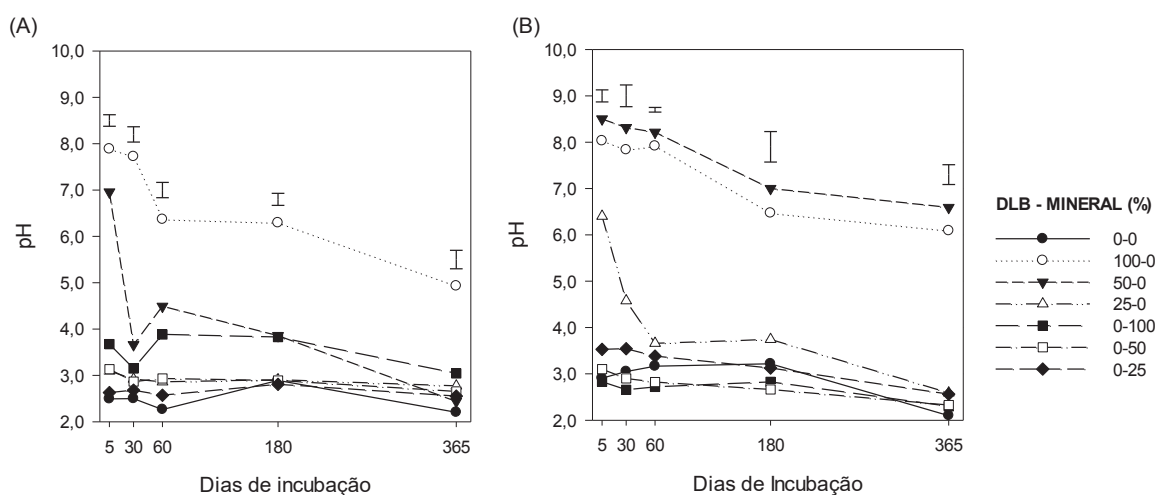
4.5.1 pH, P E COD NA SOLUÇÃO DO SOLO

Os tratamentos com aplicação de DLB apresentaram valores de pH superiores aos tratamentos com adubação mineral e ao tratamento controle (FIGURA 17). Com a adição de DLB na maior dose (100 % CMAP), houve o incremento do pH até 8,0 no solo franco-argiloarenoso e pH até 8,5 no solo argiloso após 5 dias de incubação. Contudo, ao longo do tempo houve redução dos valores de pH, atingindo pH 5,0 no solo franco-argiloarenoso e pH 6,5 no solo argiloso, após 365 dias de incubação. O pH do solo interfere diretamente na dinâmica do P, principalmente nos processos de precipitação, adsorção e dessorção (GUSTAFSSON; MWAMILA; KERGOAT, 2012), alterando a solubilidade de minerais secundários ligados a Al e Ca em solos (SATO et al., 2005).

Em curto prazo, a aplicação de dejetos tende a aumentar o pH nos solos (WHALEN et al., 2000), porém em longo prazo, este efeito também tem sido observado (BARTH et al., 2020). Este aumento no pH pode ser atribuído a descarboxilação de ânions orgânicos durante a mineralização do C orgânico que libera OH^- e a protonação de moléculas orgânicas que consomem H^+ (LAURENT et al., 2020; SHI et al., 2019) ou ainda a aplicação de dejetos poderia inibir a acidificação do solo pelo retorno de cátions básicos ao solo (CAI et al., 2015). Além disso, a adição de Ca via dejetos, em função da adição deste elemento na suplementação alimentar dos animais bem como pela adição de cal hidratada nos locais de confinamento (BARTH et al., 2020). Laurent et al. (2020) observou ao longo de 10 anos que a

fertilização orgânica (dejeito suíno e bovino) alcalinizou fortemente o solo, enquanto a fertilização com N mineral tendeu a acidificar o solo.

FIGURA 17 – pH DAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B)



FONTE: A autora (2021).

A barra vertical é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5 %.

Em solos tropicais e subtropicais, o P encontra-se em concentrações muito baixas na solução do solo (MOTTA et al., 2002; ROY et al., 2016), com a aplicação de DLB e fertilizante mineral os teores de P na solução aumentaram na primeira extração (5 dias), reduzindo nas demais extrações ao longo do tempo (FIGURA 18). Essa redução pode ser atribuída a interação que o P sofre pelos sítios de adsorção do solo e pela possibilidade de precipitação com Al, Fe e Ca, formando minerais secundários (LINDSAY, 1979). No solo franco-argiloarenoso (FIGURA 18A), na maior dose (100 % da CMAP), os teores de P na solução foram maiores para o fertilizante mineral nos primeiros 5 dias de incubação. A alta solubilidade do KH_2PO_4 liberou a totalidade do P nos primeiros 5 dias, promovendo intenso enriquecimento da solução do solo com o nutriente. A liberação do P do DLB é mais lenta, devido a menor solubilidade do composto orgânico. Esse comportamento foi inverso para o solo argiloso, onde já no início da incubação (5 dias), o P liberado pelo fertilizante mineral foi rapidamente adsorvido aos colóides do solo. Os teores de P da solução para todos os tratamentos com fertilizante mineral para o solo argiloso foram inferiores a 4 mg L^{-1} (FIGURA 18B). Nesse mesmo solo, a liberação mais lenta do DLB preveniu a

adsorção de P nos primeiros dias, enriquecendo a solução do solo com P (teor de P para a dose de 100 % da CMAP = 21 mg L^{-1}).

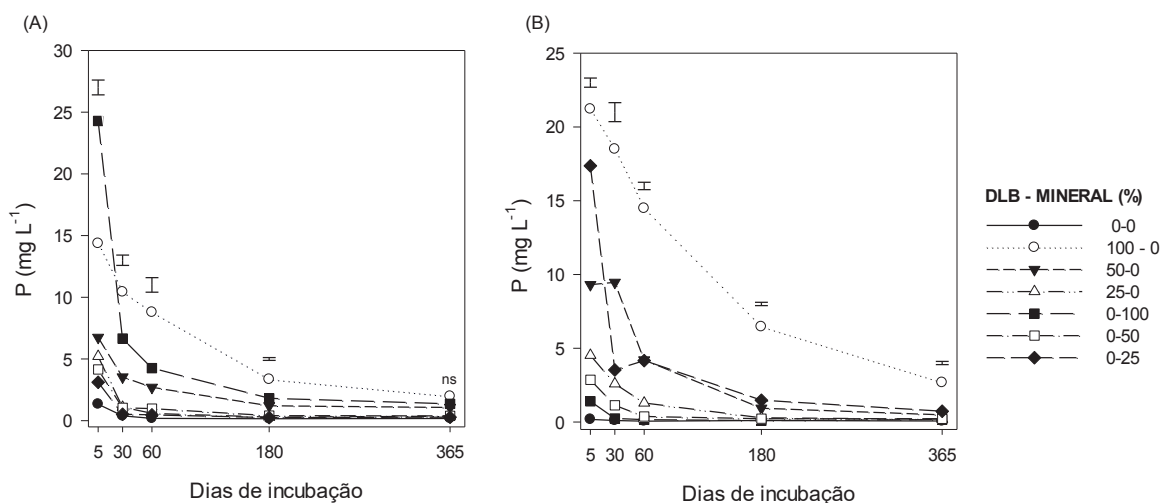
Independente da fonte e do solo, os teores de P na solução foram reduzindo com o tempo de incubação. Contudo, essa redução foi mais lenta para o solo com DLB, comportamento também explicado pela menor solubilidade do composto orgânico. O tratamento com 100 % da CMAP para o DLB se manteve, durante os 365 dias de incubação, superior aos outros tratamentos. Adições de adubos orgânicos além de resultarem na adição direta de P, podem acelerar a solubilização do P nativo pela liberação de ácidos orgânicos fracos (GARG; BAHL, 2008).

Abboud et al. (2018) após 9 anos de aplicação de DLB (experimento de longo prazo, doses anuais de DLB de 0, 60, 120 e $180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e adubação mineral nos mesmos solos do presente trabalho, encontrou concentrações de P na solução do solo, que variaram $0,5$ a $3,9 \text{ mg L}^{-1}$ no solo franco-argiloarenoso e $0,1$ a $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ no solo argiloso. Os autores destacam o papel importante do teor de argila na capacidade de adsorção P, já que nesse experimento foram adicionadas quantidades equivalentes do nutriente.

Altas concentrações de P na solução do solo, que excedem a necessidade das plantas, podem se tornar um risco potencial de perda de P para os corpos d'água, resultando na deterioração da qualidade da água por meio da eutrofização. A transferência de P do solo para os corpos d'água pode ocorrer nas formas de P particulado (ligado a partículas orgânicas ou minerais) e na forma solúvel via escoamento superficial e via fluxo subsuperficial pela matriz do solo ou por caminhos preferenciais como bioporos provenientes da fauna, raízes de plantas e fissuras naturais no solo (HAYGARTH; SHARPLEY, 2000).

Logo após a aplicação dos fertilizantes (mineral e DLB) ocorreu intenso enriquecimento de P na solução do solo, principalmente no solo arenoso com fertilização mineral (FIGURA 18A). Nesse sentido, para evitar perdas de P a aplicação de fertilizantes e dejetos, deve-se respeitar o tempo de aplicação, principalmente evitando-se a aplicação próximo aos dias com precipitação prevista (SHARPLEY; HERRON; DANIEL, 2007).

FIGURA 18 - TEORES DE P NA SOLUÇÃO DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B)



FONTE: A autora (2021).

A barra vertical é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5 %; ns: não significativo

O carbono orgânico dissolvido (COD) foi maior na primeira extração (5 dias) com as aplicações de DLB, reduzindo ao longo do tempo (FIGURA 19). O solo argiloso apresentou maiores concentrações (4800 mg L⁻¹) de COD do que o solo franco-argiloarenoso (3200 mg L⁻¹) nos tratamentos com DLB, em razão da incubação ser baseada na CMAP de cada solo, e consequente maior quantidade de DLB foi aplicada no solo argilosos. A adição de DLB nos solos aumenta a matéria orgânica dissolvida na solução do solo (ARAÚJO et al., 2019; SHI et al., 2019), resultando em maiores concentrações de COD no solo, como uma fonte direta de COD ou aumentando a solubilização da matéria orgânica do solo (BOLAN; BASKARAN; THIAGARAJAN, 1996; WEYERS et al., 2017).

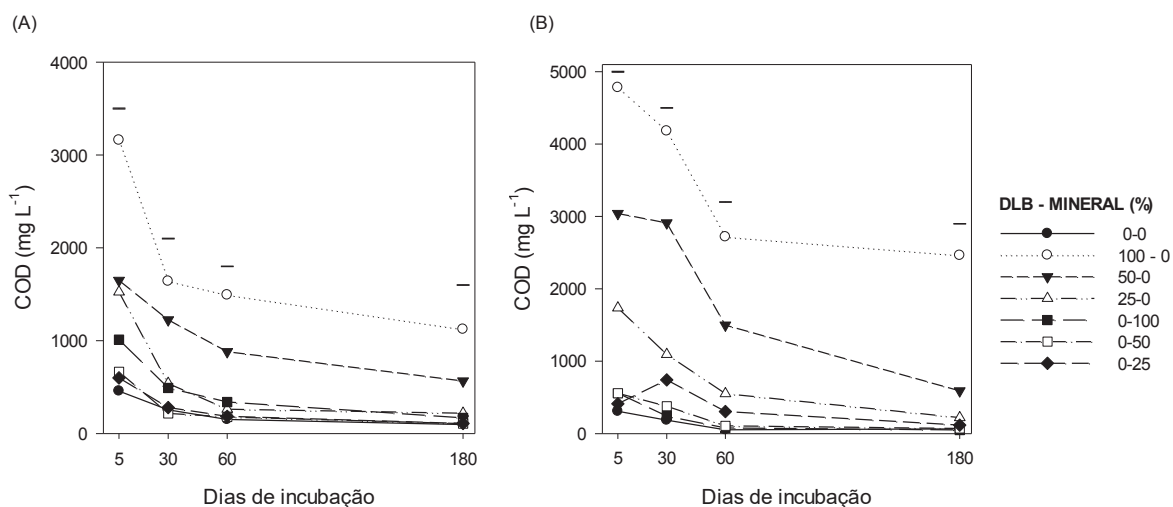
Abboud (2016) encontrou teores de COD de 130 a 170 mg L⁻¹ no solo franco-argiloarenoso e 78 a 85 mg L⁻¹ no solo argiloso nos primeiros 0,1 m, no tratamento controle e dose 180 m³ ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Esses teores foram bem inferiores ao encontrado nesse trabalho, devido principalmente as diferentes condições em que foram conduzidos os experimentos: campo (ABBOUD, 2016) e incubado em laboratório (presente estudo). Além disso, a determinação das doses de DLB em campo não foram determinadas com base na CMAP dos solos.

O COD representa a fração lábil da matéria orgânica do solo e desempenha um papel importante na disponibilidade e lixiviação de íons na solução do solo (GONET; DEBSKA, 2006; LIU et al., 2019). O COD pode influenciar a migração de P,

já que o P do solo é facilmente imobilizado por minerais, enquanto o COD pode regular esses processos (LIU et al., 2019). Assim, com a presença de ácidos orgânicos de baixo peso molecular ocorre a redução na adsorção de P pelos minerais do solo (ABDALA et al., 2020; JIAO; WHALEN; HENDERSHOT, 2007). Em estudo com diferentes tempos de reação e concentrações de matéria orgânica dissolvida provenientes de dejetos líquido bovino, Weyers et al. (2017) observou que com a presença da matéria orgânica dissolvida resultou na redução significativa na sorção de P (redução de 2 a 90 %) em comparação com amostras sem dejetos. Os autores atribuíram essa redução à competição por sítios de adsorção mineral entre P e ácidos orgânicos.

Assim, a presença de COD no solo pode ser importante na disponibilização de P e outros íons na solução do solo. Do ponto de vista agrícola pode ser benéfico, em especial em solos que apresentam alta adsorção de nutrientes, mas do ponto de vista ambiental, pode se tornar um potencial risco, devido a maior disponibilidade e mobilidade desses nutrientes, inclusive de elementos traços (LAWLOR; TIPPING, 2003; LIU et al., 2021; LONG; JIANG; SUN, 2015; VONK et al., 2015). O COD pode também ter impactos na qualidade da água para consumo humano pela formação de compostos cancerígenos no processo de cloração (CRITTENDEN et al., 2012; TOMINAGA; MIDIO, 1999). Além disso, desempenha um papel crítico nos ecossistemas terrestres e aquáticos, tornando-o fácil de ser mineralizado por microorganismos (LIU et al., 2021), podendo contribuir com gases de efeito estufa (CO_2 e CH_4) e consequentemente para o aquecimento global (VONK; GUSTAFSSON, 2013), e na água pode reduzir a quantidade de oxigênio dissolvido prejudicando a vida aquática.

FIGURA 19 - CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO (COD) NAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B)



FONTE: A autora (2021).

A barra vertical é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5 %

4.5.2 ELEMENTOS POTENCIALMENTE TÓXICOS NA SOLUÇÃO DO SOLO

Os teores de As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn variaram de acordo com os tratamentos e o tempo de incubação (FIGURAS 20 a 22). Não foi detectado Sb em nenhum tratamento e tempo de incubação. Os teores de As, Cd, Cr, Cu, Ni e Pb reduziram até 180 dias de incubação e após, aumentaram na solução. O Fe, Mn e o Zn apresentaram maiores concentrações na primeira extração (5 dias), reduzindo ao longo do tempo. Esses comportamentos foram verificados para o tratamento controle e para os tratamentos com adição de DLB e fertilizante mineral.

Com relação ao efeito da fonte de P, controle (0-0), DLB (100-0) e mineral (0-100), tem-se os seguintes padrões:

1) Não houve efeito do tratamento controle (0-0) e as duas fontes de P (100-0 e 0-100) foram iguais para As e Zn em ambos os solos e para Cd e Cr para solo franco – argiloarenoso;

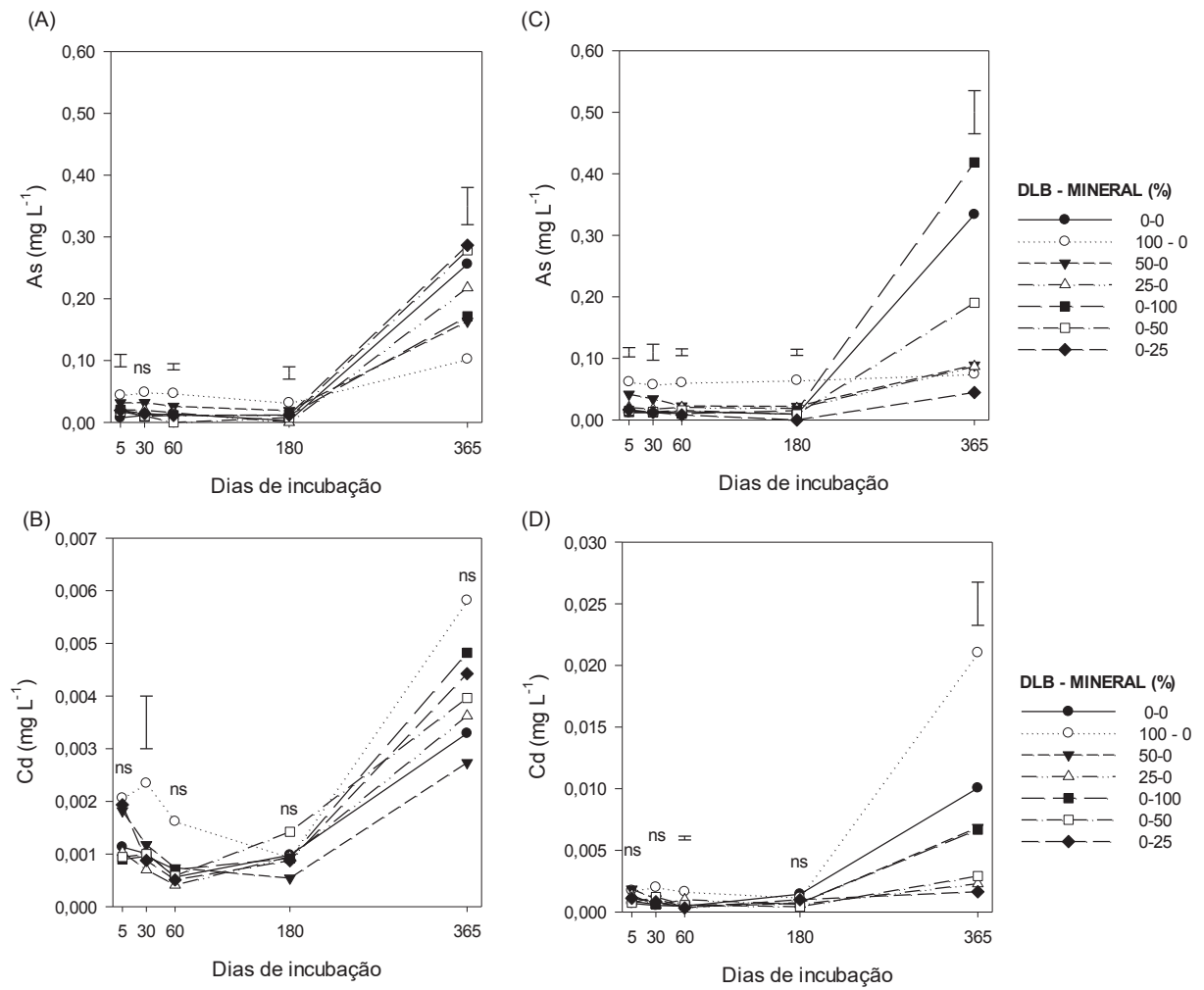
2) Efeito significativo da aplicação de DLB (100-0): Cd solo argiloso aumentou os teores aos 365 dias de incubação; Cr solo argiloso DLB aumentou os teores até 180 dias; Cu - solo franco-argiloarenoso aumentou os teores até 180 dias e argiloso em todos os tempos de incubação; Ni – ambos os solos aumentou em todos os tempos de incubação; Fe – ambos os solos aumentou aos 5 dias de incubação;

3) Efeito significativo da aplicação de fertilizante mineral (0-100): Pb – solo argiloso aumentou os teores aos 365 dias de incubação.

De maneira geral, a aplicação de DLB resultou em aumentos significativos nos teores de Cd, Cr, Cu, Ni e Fe e a aplicação de fertilizante mineral aumentou o teor de Pb na solução do solo. As fontes minerais de P estão normalmente associadas com a adição de Pb aos solos (KABATA-PENDIAS; PENDIAS, 2001), no entanto, especificamente nesse experimento, foi aplicado o produto puro, o que não justificaria a adição de Pb. Dessa forma, apenas para esse elemento potencialmente tóxico, o potencial poluidor do DLB foi menor que o do fertilizante mineral.

O Cu é um micronutriente essencial para o crescimento de plantas e sua adição ao solo com a aplicação de DLB pode favorecer ao crescimento de plantas. O Cu possui principalmente alta força de interação com matéria orgânica do solo (adsorção por esfera interna ou complexação) (CONYERS, 1990; FIGUEIREDO; ALMEIDA, 1991; GARCÍA-RODEJA et al., 2004), o que pode favorecer sua entrada com a aplicação de DLB. A liberação do Cu do DLB ocorreu já nos primeiros tempos de incubação, mostrando que as reações de dessorção do micronutriente são rápidas. Por outro lado, a liberação do Cd e Ni do DLB envolve reações mais lentas, pois apenas após 365 dias de incubação com DLB (100-0) os teores desses elementos potencialmente aumentaram significativamente na solução do solo. Possivelmente o Ni e o Cd fazem parte da estrutura dos compostos orgânicos e suas liberações envolvem reações de decomposição do DLB.

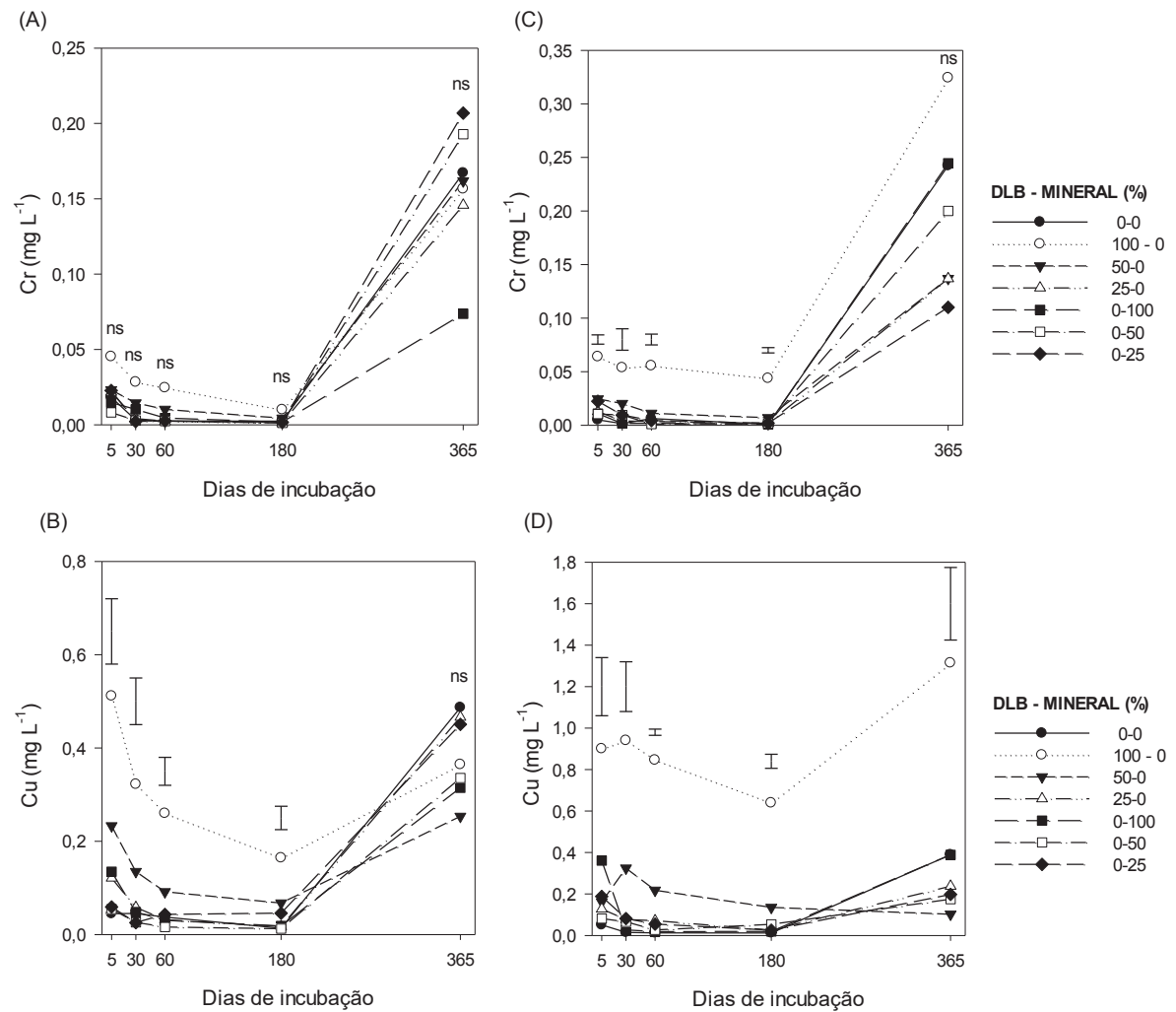
FIGURA 20 - TEORES DE As E Cd NAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A),(B) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (C), (D)



FONTE: A autora (2021).

A barra vertical é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5 % ns: não significativo

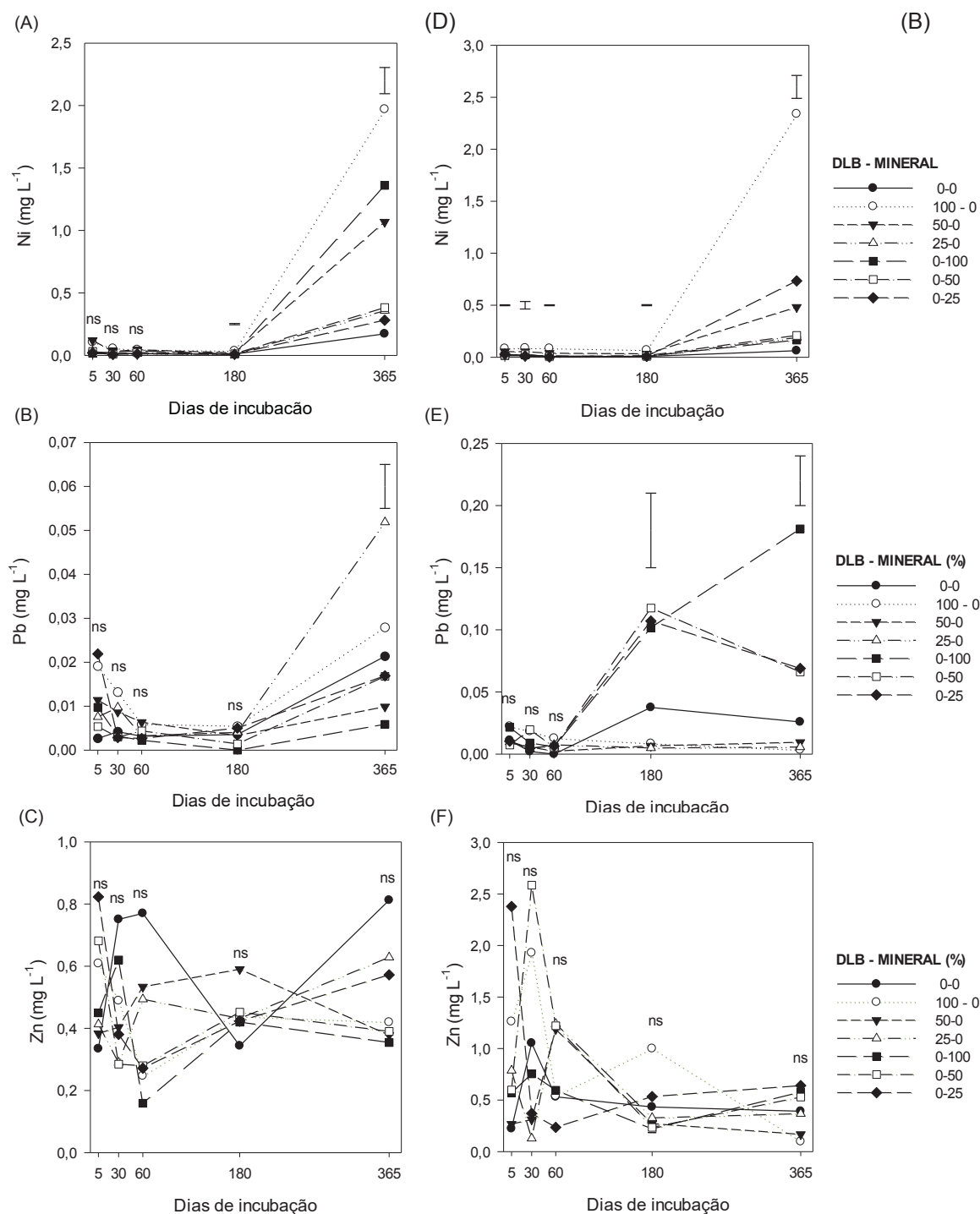
FIGURA 21 - TEORES DE Cr E Cu NAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A), (B) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (C),(D)



FONTE: A autora (2021).

A barra vertical é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5 % ns: não significativo

FIGURA 22 - TEORES DE Ni, Pb e Zn NAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B)



FONTE: A autora (2021).

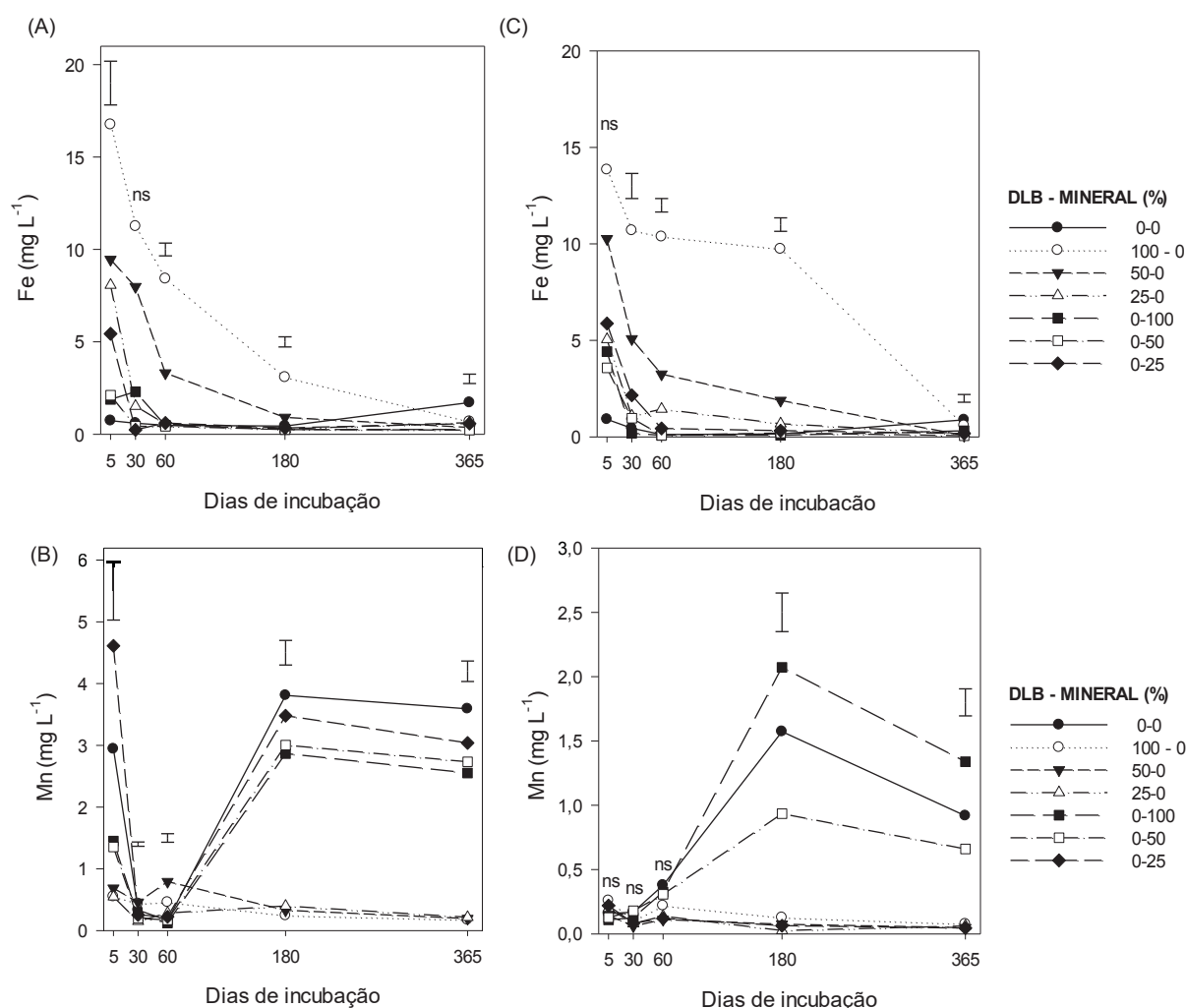
A barra vertical é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5 %. ns: não significativo

Com a aplicação de DLB (100-0) os teores de Fe na solução (FIGURA 23A e 23C) foram maiores aos 5 dias. O Fe é um importante micronutriente para as plantas

e tem importância ambiental, devido a precipitação e adsorção por esfera interna de fosfatos (MELLO; PEREZ, 2008). Mesmo com menor solubilidade em valores maiores de pH, os tratamentos com dejetos (maiores valores de pH) apresentaram maiores teores de Fe do que os outros tratamentos com pH mais ácido, o que pode ser explicado pela elevada adição de Fe com o DLB (TABELA 2). Já a incubação com DLB teve pouco efeito nas concentrações de Mn na solução do solo (FIGURA 23B e 23D), o qual é também considerado um micronutriente essencial para o crescimento de plantas. Na presença do DLB, o solo apresentou pH próximo a 7,0, principalmente no solo argiloso, e, portanto, resultou em menor disponibilidade de Mn para a solução do solo. A adição de Mn via dejetos foi muito pequena, e, portanto, o pH teve maior influência neste elemento comparado ao Fe. A disponibilidade de Mn na solução do solo aumenta 100 vezes para cada redução de uma unidade de pH do solo (HUE; VEGA; SILVA, 2001; LINDSAY, 1979).

O aumento nos teores de Fe com a aplicação de DLB aos 5 dias de incubação deve refletir a forte e rápida redução do potencial redox com a aplicação do DLB (RAMOS; MOSCUZZA; FERNÁNDEZ CIRELLI, 2020). Quanto maior a atividade de elétrons no meio, menor o potencial redox e melhor a condição de redução do Fe^{3+} para Fe^{2+} . Esse processo de redução diminui a estabilidade dos compostos de Fe^{3+} e aumenta a solubilidade do elemento. Valores críticos de potencial redox para a redução do Fe^{3+} nos solos são de 300 mV em pH 5, entre 300 e 100 mV em pH 6 e 7, e -100 mV em pH 8 (LINDSAY, 1979). Portanto, quanto maior os valores de pH, o ambiente tem que estar mais saturado em elétrons para ocorrer a redução do Fe^{3+} em Fe^{2+} . Em um potencial redox baixo da ordem de -300 mV, o Fe^{3+} é praticamente todo reduzido a Fe^{2+} independente do pH do meio (relação de atividade $(\text{Fe}^{2+})/(\text{Fe}^{3+}) = 10^{18}$ vezes. Características dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular (que estão presentes no DLB) (ABDALA et al., 2020; JIAO; WHALEN; HENDERSHOT, 2007; WEYERS et al., 2017) influenciam no potencial redox do solo (KIM et al., 2010).

FIGURA 23 - TEORES DE Fe e Mn NAS SOLUÇÕES DO SOLO APÓS DIAS DE INCUBAÇÃO COM DLB E ADUBAÇÃO MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA (A) E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA (B)



FONTE: A autora (2021).

A barra vertical é a diferença mínima significativa (DMS) pelo teste de Tukey a 5 % ns: não significativo

A mobilidade e a disponibilidade dos elementos potencialmente tóxicos estudados são controladas por muitos processos químicos e bioquímicos, como precipitação/dissolução, sorção/dessorção, complexação/dissociação e oxidação/redução, sendo diretamente afetados pelo pH do solo (VIOLANTE et al., 2010). Em geral, esses elementos apresentam mobilidade limitada com o aumento do pH (MELLO; PEREZ, 2008; YIN et al., 2002). A redução do pH ao longo do tempo de incubação para ambos os solos (FIGURA 17) resultou em maiores concentrações de As, Cd, Cr, Cu, Ni e Pb em solução aos 365 dias de incubação. Além da redução da concentração de COD, já que os metais podem estar ligados às frações orgânicas solúveis do solo (HE; YANG; STOFFELLA, 2005; YIN et al., 2002). A maior concentração desses elementos com a aplicação de DLB, apesar do maior pH e maior

COD (FIGURA 19), possivelmente está associada a adição direta via DLB (TABELA 13).

Em trabalho recente, Chien et al. (2021) utilizando soluções de COD para remover Cr, Cu, Zn e Ni em diferentes tempos de reações (30, 60 e 90 min) em solos de arrozais contaminados, verificaram que a aplicação de COD removeu elementos traços por complexação, cerca de 15 %, 86 %, 32 % e 52 % do Cr, Cu, Zn e Ni, respectivamente. Os autores demonstraram a afinidade do COD por metais, já que COD é um composto de substâncias orgânicas com baixo peso molecular, sendo rico em grupos carboxílicos, responsáveis pela formação de complexos estáveis com metais (CHIEN et al., 2021). Laurent et al. (2020) em experimento de longo prazo (10 anos) em 3 solos que receberam adubação orgânica e mineral (fertilizante mineral, dejetos líquido bovino, dejetos bovino, dejetos suíno e cama de frango), observaram alterações no pH e C orgânico no solo bem como a concentração de COD. Os autores observaram que o aumento do pH provocou uma diminuição na concentração total de Zn e na atividade de Zn^{2+} na solução do solo e para o Cu, o aumento concomitante de pH e concentração do COD, aumentaram a concentração total de Cu, mas diminuíram o Cu^{2+} atividade na solução do solo (LAURENT et al., 2020).

Em estudo para averiguar a lixiviação de elementos traços proveniente de resíduos de uma mineradora de Cu, He et al. (2021) observaram que a maior concentração ocorreu em condições ácidas. Assim o pH exerce forte influência na dinâmica e consequentemente na lixiviação desses metais principalmente em solos intemperizados, onde os grupos funcionais de superfície são dependentes de pH, especialmente os oxi-hidróxidos de Fe e Al (ERIKSSON; GUSTAFSSON; HESTERBERG, 2015; RIEUWERTS et al., 2006).

O experimento consistiu em incubações em pequena escala e com adições de fertilizantes (mineral e dejetos) baseados na CMAP de cada solo. De maneira geral, o solo argiloso apresentou maiores concentrações para todos os elementos, o que era esperado devido à maior CMAP e consequentes maiores adições de fertilizantes.

Altas concentrações desses elementos em solos podem estar suscetíveis a perdas para os corpos d'água através dos caminhos de transferência por meio de processos de lixiviação, escoamento superficial e erosão do solo. Os elementos traços, mesmo em baixas concentrações, são altamente tóxicos e podem se acumular no ambiente causando sérios problemas ambientais e a saúde humana (LOURIE; PATIL; GJENGEDAL, 2010; XIANG et al., 2021). Assim em áreas que recebem

aplicações de dejetos e apresentam altas concentrações de elementos traços, manter um pH alto é uma importante estratégia para minimizar a lixiviação nesses solos e reduzir problemas ambientais.

4.5.3 ESPECIAÇÃO QUÍMICA DO P

No tratamento controle (0-0) (sem adição de fonte orgânica e mineral de P) para os dois solos e todos os tempos de incubação verifica-se a ocorrência quase exclusiva das espécies H_2PO_4^- e H_3PO_4 , com predomínio da primeira espécie (FIGURA 24). O predomínio das espécies solúveis isoladas de P (derivadas da dissociação do ácido fosfórico) são dependentes do pH da solução (LINDSAY, 1979): H_3PO_4 - $\text{pH} < 2,1$, H_2PO_4^- - pH entre 2,1 e 7,2, HPO_4^{2-} - pH entre 7,2 e 12,3 e PO_4^{3-} - $\text{pH} > 12,3$. Para o solo franco-argiloarenoso verifica-se menor valor de pH do tratamento 0-0 para 60 dias de incubação (pH 2,3) (FIGURA 17), com o aumento da participação relativa da espécie H_3PO_4 . De forma análoga, o maior valor de pH desse mesmo tratamento (pH 2,9) aos 180 dias determinou a menor participação da espécie H_3PO_4 . Esses princípios norteiam a especiação química, onde os valores de pH é um dos parâmetros mais importante (LINDSAY, 1979). Como os valores de pH do solo argiloso foi sistematicamente superior (pH 3,2), a participação da espécie H_3PO_4 foi ainda menor em todos os tempos de incubação para o tratamento controle.

Para o solo argiloso aos 180 dias houve ligeira participação da espécie AlHPO_4^+ (9 %) no total das formas de P no tratamento controle (FIGURA 24). Esse solo apresenta maior teor de Al^{3+} trocável e o tempo de incubação viabilizou a formação da espécie Al-P. A precipitação de Al-P é favorecida por valores baixos de pH. Acima de pH 6,5 ocorre a uma passagem de precipitados Al-P e Fe-P para Ca-P (LINDSAY, 1979).

As espécies de P predominantes variaram em função dos tratamentos com adubação mineral e DLB nos diferentes tempos de incubação para ambos os solos (FIGURA 24). Houve ocorrência de espécies de P na forma livre (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- e H_3PO_4), especialmente HPO_4^{2-} , nos tratamentos com DLB em ambos os solos (35 a 60 % no solo franco-argiloarenoso e 18 a 75 % no solo argiloso) e H_2PO_4^- nos tratamentos com fertilizante mineral e controle. A maior elevação do pH com o DLB (FIGURA 17) propiciou o aumento da participação da espécie monoprotonada HPO_4^{2-} , principalmente nas maiores doses de DLB no solo argiloso e nos menores tempos

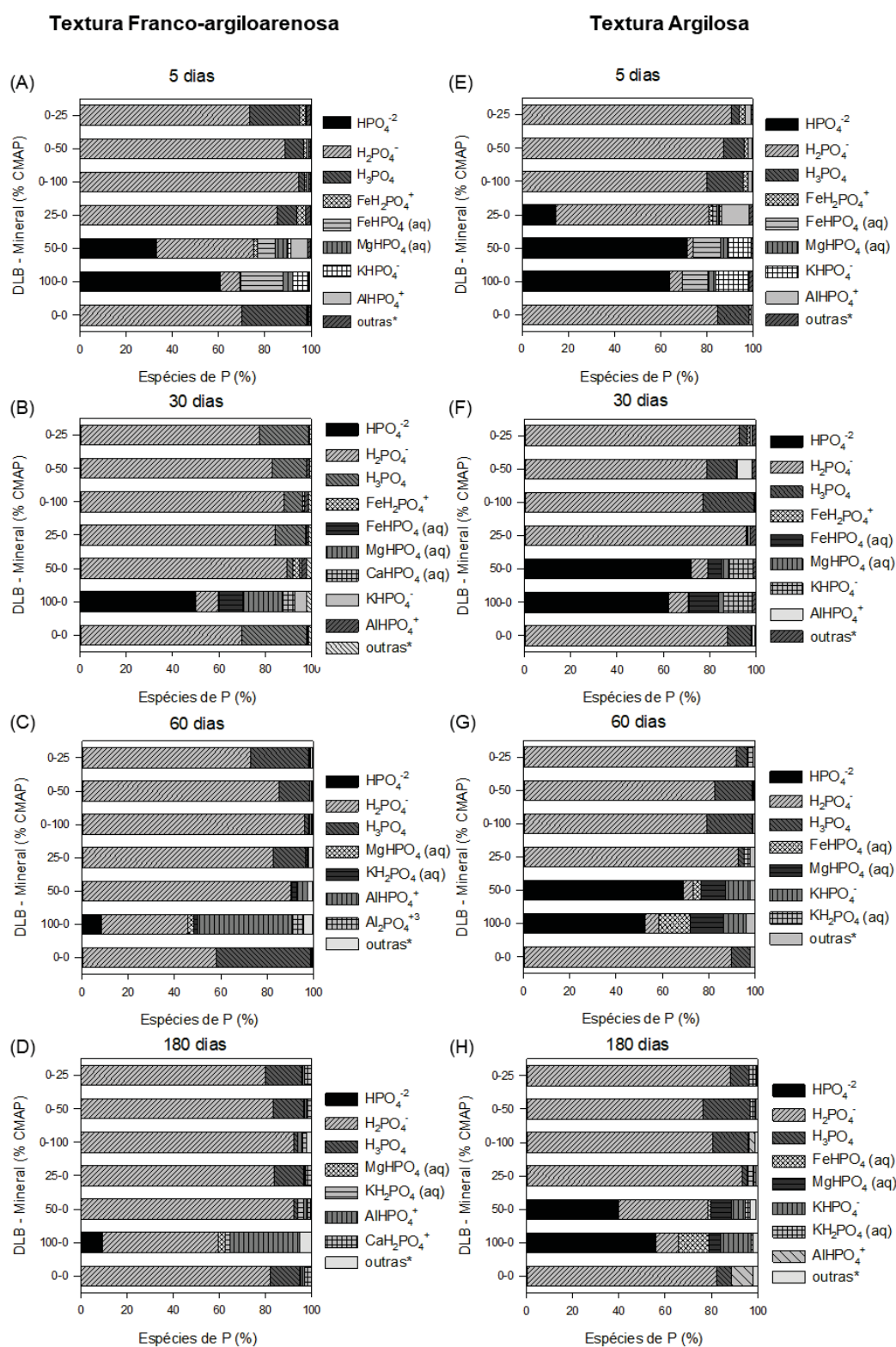
de incubação. Mais uma vez, tem-se a coincidência dos gráficos de pH e de especiação do P. De maneira geral, as espécies de forma livre predominaram em relação às espécies ligadas a cátions ($\text{FeH}_2\text{PO}_4^+$, $\text{KH}_2\text{PO}_4^\circ$, AlHPO_4^+ e outras). Isso pode acentuar a lixiviação de P e contaminação da água subsuperficial.

Houve incremento em menores proporções das espécies $\text{FeH}_2\text{PO}_4^+$, FeHPO_4 (aq), MgHPO_4 (aq), KHPO_4^+ , AlHPO_4^+ , entre outras, na solução nos primeiros 5 dias, nos tratamentos com DLB, provavelmente por causa da alta concentração de Fe, Mg, K e Al na solução, provenientes do próprio DLB (TABELA 13). Nos tratamentos com fertilizante mineral e no controle, apenas Fe e Al foram os principais ligantes, demonstrando que a fase sólida do solo foi fonte de Fe e Al, pois no tratamento com adubação mineral houve a aplicação de apenas KH_2PO_4 , semelhante para ambos os solos.

No solo franco-argiloarenoso a partir de 60 dias, na presença do DLB, ocorreu redução dos ligantes com Mg e K e aumento das espécies de Fe e Al. Tal comportamento pode estar relacionado com o aumento dos teores de Fe e Al proveniente da própria matriz do solo e redução do pH com o tempo de incubação. No solo argiloso não ocorreu mudanças proeminentes na distribuição das espécies, devido ao pH se manter próximo a 7,0. Devido a maior afinidade do Al por compostos orgânicos (MARTINS et al., 2020; ZAMBROSI; ALLEONI; CAIRES, 2007), a menor proporção das espécies de Al (AlHPO_4^+) pode ser em razão da maior concentração de COD nas primeiras extrações (5 e 30 dias).

De maneira geral, o predomínio nas formas de ortofosfato (H_2PO_4^- e HPO_4^{2-}) são espécies de P preferencialmente absorvidas pelas plantas, o que é agronomicamente desejável, mas devido a essa disponibilidade e mobilidade podem ser transferidas por escoamento superficial ou lixiviadas, elevando o risco de contaminação para os corpos d'água (MOREL et al., 2000).

FIGURA 24 - PRINCIPAIS ESPÉCIES QUÍMICAS DE P NA SOLUÇÃO DO SOLO APÓS INCUBAÇÃO COM DEJETO (DLB) E MINERAL PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSO AOS 5 DIAS (A), 30 DIAS (B), 60 DIAS (C) E 180 DIAS (D), E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA AOS 5 DIAS (E), 30 DIAS (F), 60 DIAS (G) E 180 DIAS (H).



FONTE: A autora (2021).

*outras: $\text{Al}_2\text{PO}_4^{3-}$; AlHPO_4^+ ; CaPO_4^- ; CaHPO_4 ; $\text{CaH}_2\text{PO}_4^+$; $\text{K}_2\text{HPO}_4(\text{aq})$; $\text{KH}_2\text{PO}_4(\text{aq})$; $\text{FeH}_2\text{PO}_4^+$; FeHPO_4 ; MgPO_4^- ; $\text{ZnHPO}_4(\text{aq})$; $\text{CuHPO}_4(\text{aq})$; $\text{MnHPO}_4(\text{aq})$.

4.5.4 ESPECIAÇÃO QUÍMICA DO COD

O carbono orgânico dissolvido (COD) livre e ligado ao H^+ (FIGURA 25) foram as formas predominantes, com porcentagens inferiores de COD ligado ao Al^{3+} , Ca^{2+} e Mg^{2+} . Nos tratamentos com DLB houve o predomínio de COD livre (assim como a forma livre $H_2PO_4^-$ - FIGURA 24). Foram verificadas maiores proporções de COD ligado a Ca^{2+} e Mg^{2+} nos tratamentos com DLB, podendo ser atribuído aos maiores teores desses elementos na solução. Mesmo comportamento pode ser atribuído ao Al^{3+} , principalmente nos tratamentos com fonte mineral e com o pH baixo. Nos tratamentos com dejetos, foram observadas pequenas porcentagens de COD ligado ao Ba, Cu, Ni, Pb e Zn (<1 %). O COD é um conjunto de compostos orgânicos de baixo peso molecular, como grupos carboxílicos, responsáveis pela formação de complexos estáveis com metais (CHIEN et al., 2021).

Para ambos os solos e todos os tempos de incubação, quanto maior a dose de DLB, maior a participação do COD livre e redução mais expressiva da participação do H COD (FIGURA 25). Esse comportamento é espelho das variações de pH em função das doses de DLB (FIGURA 18); quanto maior a dose de DLB, maior o valor de pH e maior a dissociação do H COD para formar a espécie COD livre (COD com cargas negativas). Aos 5 dias de incubação, a participação do COD livre nas maiores doses de DLB no solo argiloso chegou próximo a 90 % (FIGURA 25). Nesses mesmos tratamentos, os valores de pH foram superiores a 8 (FIGURA 18). Nessa situação, deve-se ter cautela na aplicação de insumos agrícolas com altos teores de elementos potencialmente tóxicos, como Cd^{2+} , Cr^{2+} , Ni^{2+} e Pb^{2+} , pois haveria intensa formação das espécies COD-metais. Essa forma solúvel COD-metais acelera a lixiviação desses poluentes e aumenta o potencial de contaminação do nível freático. Como a elevação do pH foi menos expressiva no solo arenoso, a participação do COD livre no total de espécies de COD também foi menor. O perfil de distribuição do COD com a fonte mineral de P é mais semelhante à distribuição das espécies de COD no tratamento controle (0-0), ou seja, a aplicação de KH_2PO_4 aos solos de texturas contrastantes não alterou significativamente a distribuição do COD natural dos solos.

Os ácidos orgânicos de baixo peso molecular (COD), como ácido cítrico e oxálico (ABDALA et al., 2020), apresentam elevada densidade de carga negativa nos grupos carboxílicos de superfície acima de pH 4,0 (normalmente esse é o valor do pKa dos ácidos orgânicos) (SCHMITT et al., 2018). Quanto menor o valor de pKa,

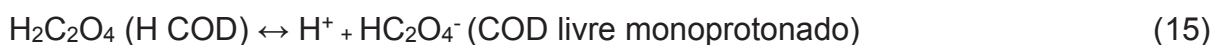
mais forte será o ácido. Existem diferenças na capacidade de cada ácido acidificar o meio, ou formar complexos em decorrência dos valores do seus pKas, ou ainda devido a posição dos grupos carboxílicos. Dependendo das condições de pH do meio, pode favorecer ou não, a dissociação de alguns ácidos (quando pH do meio > pKa do ácido) (equações 14 a 16). Alguns exemplos dessas reações (AGUIAR, 2021):

Ácido cítrico:

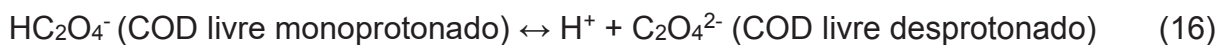


pKa = 3,86

Ácido oxálico:

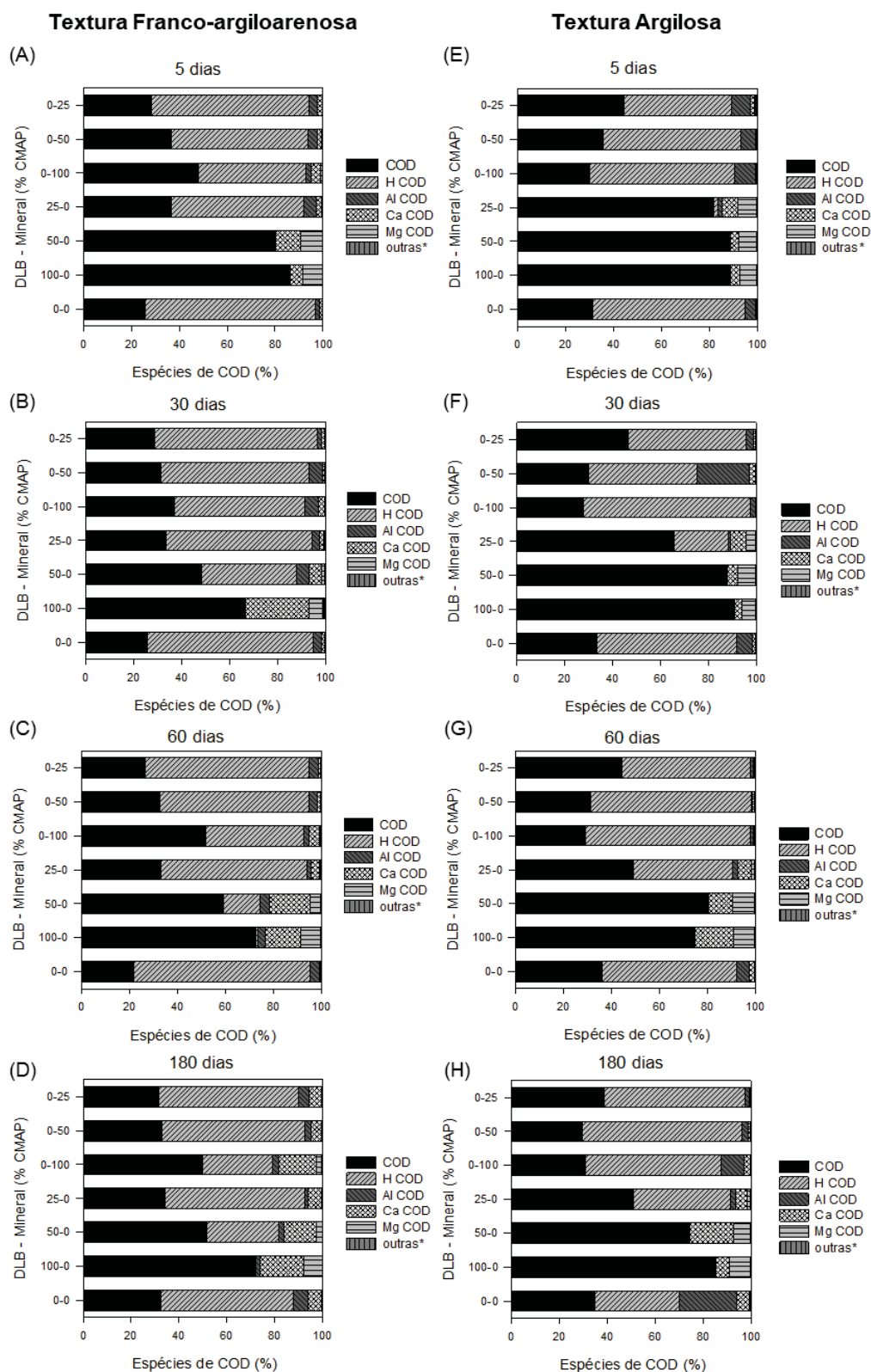


pKa = 1,27



pKa = 4,27

FIGURA 25 - PRINCIPAIS ESPÉCIES QUÍMICAS ESTIMADAS COM O CARBONO ORGÂNICO DISSOLVIDO (COD) NA SOLUÇÃO DO SOLO AOS 5 DIAS (A), 30 DIAS (B), 60 DIAS (C) E 180 DIAS (D), E PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA AOS 5 DIAS (E), 30 DIAS (F), 60 DIAS (G) E 180 DIAS (H).



FONTE: A autora (2021).

*outras Ni COD; Cu COD; Pb COD; Zn COD; Ba COD.

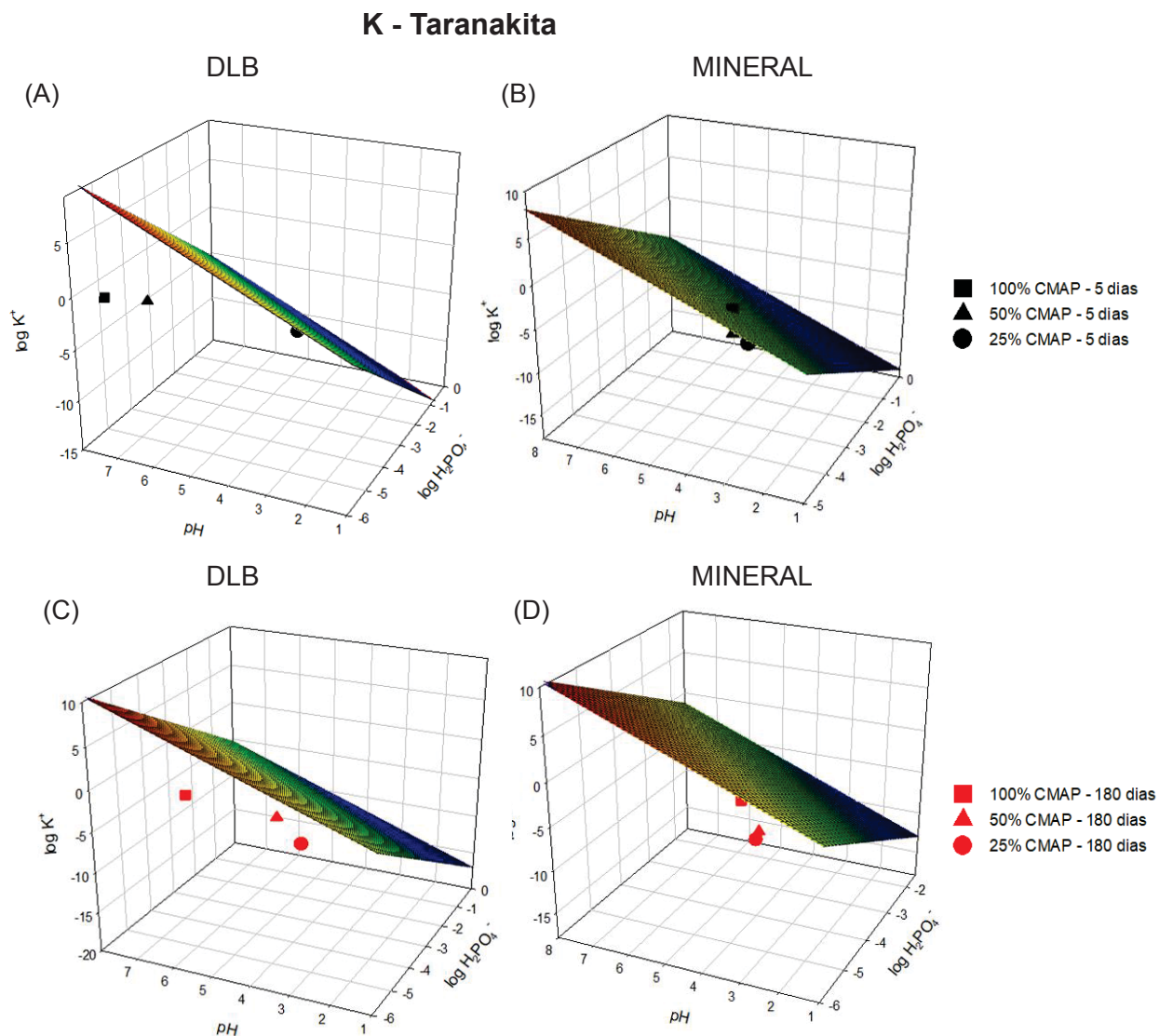
4.5.5 SATURAÇÃO DA SOLUÇÃO DO SOLO E FORMAÇÃO DE MINERAIS FOSFATADOS

Com os dados obtidos após a especiação e determinação da atividade do K^+ $H_2PO_4^-$, Al^{3+} e Ca^{2+} na solução de equilíbrio através do software Visual MINTEQ, os dados das avaliações aos 5 e 180 dias, juntamente com o pH das amostras, foram plotados no diagrama de superfície de resposta da estabilidade dos minerais da K-taranakita, Variscita e P-Ca elaborados a partir dos dados de equilíbrio químico apresentados em Lindsay (1979).

Para a K-taranakita, em ambos os solos e fontes de P, os tratamentos ficaram abaixo ou assentaram na superfície de resposta teórica (FIGURAS 26 e 27). Esse posicionamento indica que o pH e a concentração dos elementos na solução dos solos estão em uma condição de subsaturação em relação ao mineral, ou seja, nessas condições, caso haja a presença de K-taranakita nos solos, esse mineral tenderá a se solubilizar e será fonte K^+ e $H_2PO_4^-$ até se atingir novo equilíbrio químico. Dessa forma, nessas condições experimentais, não haverá passagem dos elementos da solução para formação de fase sólida nos solos. Esperava-se maior possibilidade de supersaturação dos pontos nos tratamentos com DLB devido aos altos teores de K da fonte orgânica (TABELA 12). Contudo, o K no DLB pode estar em formas insolúveis e mesmo com 180 dias de incubação não houve a liberação do nutriente.

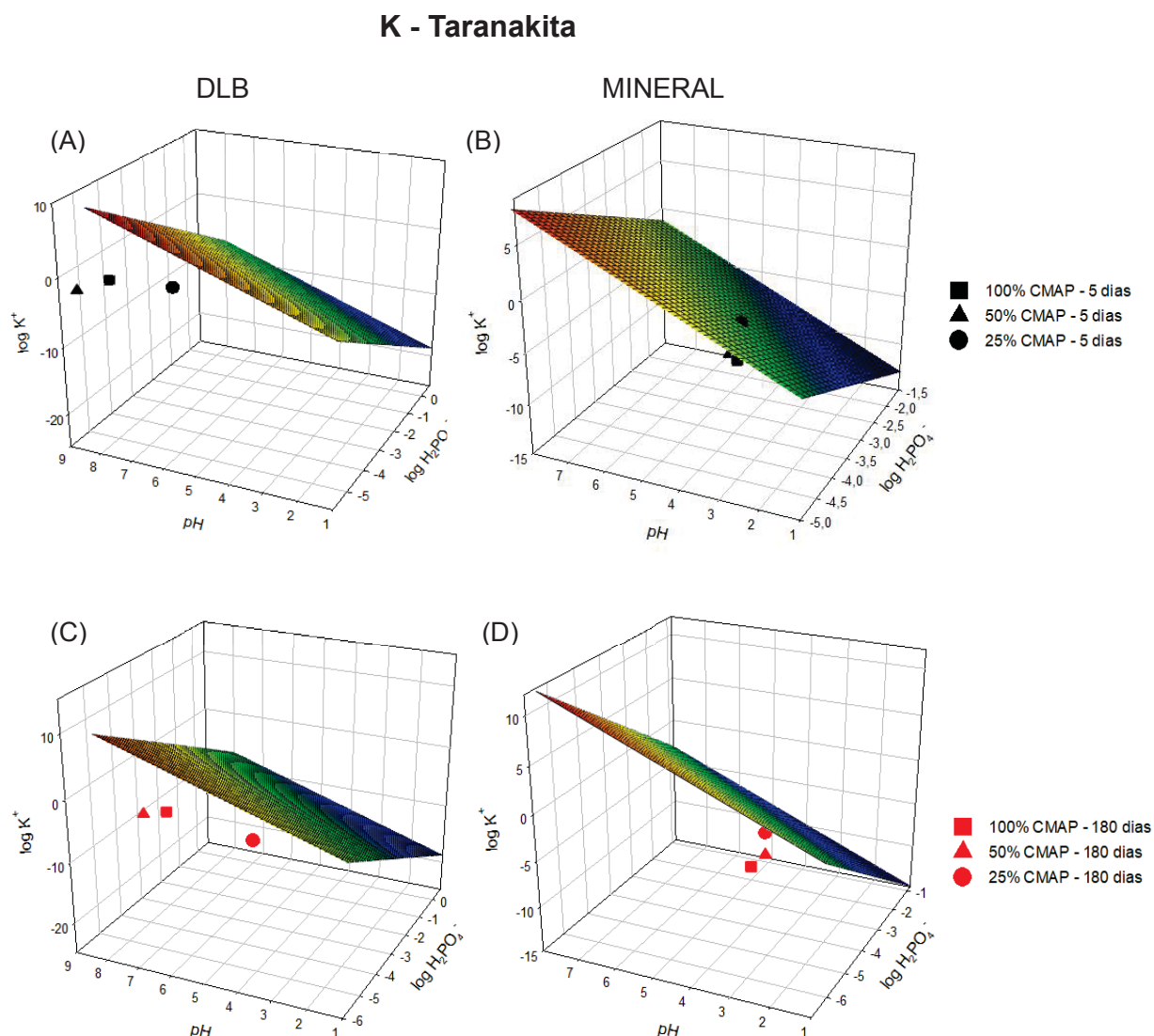
Os tratamentos com fertilizante mineral (FIGURAS 26B, 26D e 27B, 27D), ficaram mais próximos a superfície resposta da K-taranakita. Essa diferença entre os tratamentos pode ser atribuída aos valores de pH encontrados para os tratamentos com adubação mineral (pH 2,8 a 3,8 e pH 2,7 a 3,1 para os solos franco-argiloarenoso e argiloso, respectivamente) e DLB (pH 3,1 a 7,9 e 3,7 a 8,5 para os solos franco-argiloarenoso e argiloso, respectivamente). A estabilidade da K-taranakita reduz com a redução do pH (LINDSAY, 1979) o que torna mais fácil a formação do mineral nas condições de acidez da fonte mineral. A reação de equilíbrio da K-taranakita é dada pela equação 10.

FIGURA 26 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO K^+ E $H_2PO_4^-$ PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE DE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DA K-TARANAKITA (LINDSAY, 1979).



FONTE: A autora (2021).

FIGURA 27 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO K^+ E $H_2PO_4^-$ PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DA K-TARANAKITA (LINDSAY, 1979).



FONTE: A autora (2021).

Para a Variscita, os pontos das maiores doses de DLB (100 e 50 % da CMAP) ficaram acima da superfície de resposta teórica do mineral aos 5 dias de incubação. Essa condição de supersaturação da solução irá resultar na precipitação de variscita a partir da solução do solo. Isso mostra a intensidade de reações com a aplicação de DLB. Além da formação de diversas espécies de P e COD na solução dos solos (FIGURAS 24 e 25) irá ocorrer a precipitação de P e Al para formação de fase sólida. Essas reações também aumentam o dreno do P e Al aplicados com o DLB, além de reduzir seus teores naturais disponíveis; os solos são naturalmente ricos em Al^{3+}

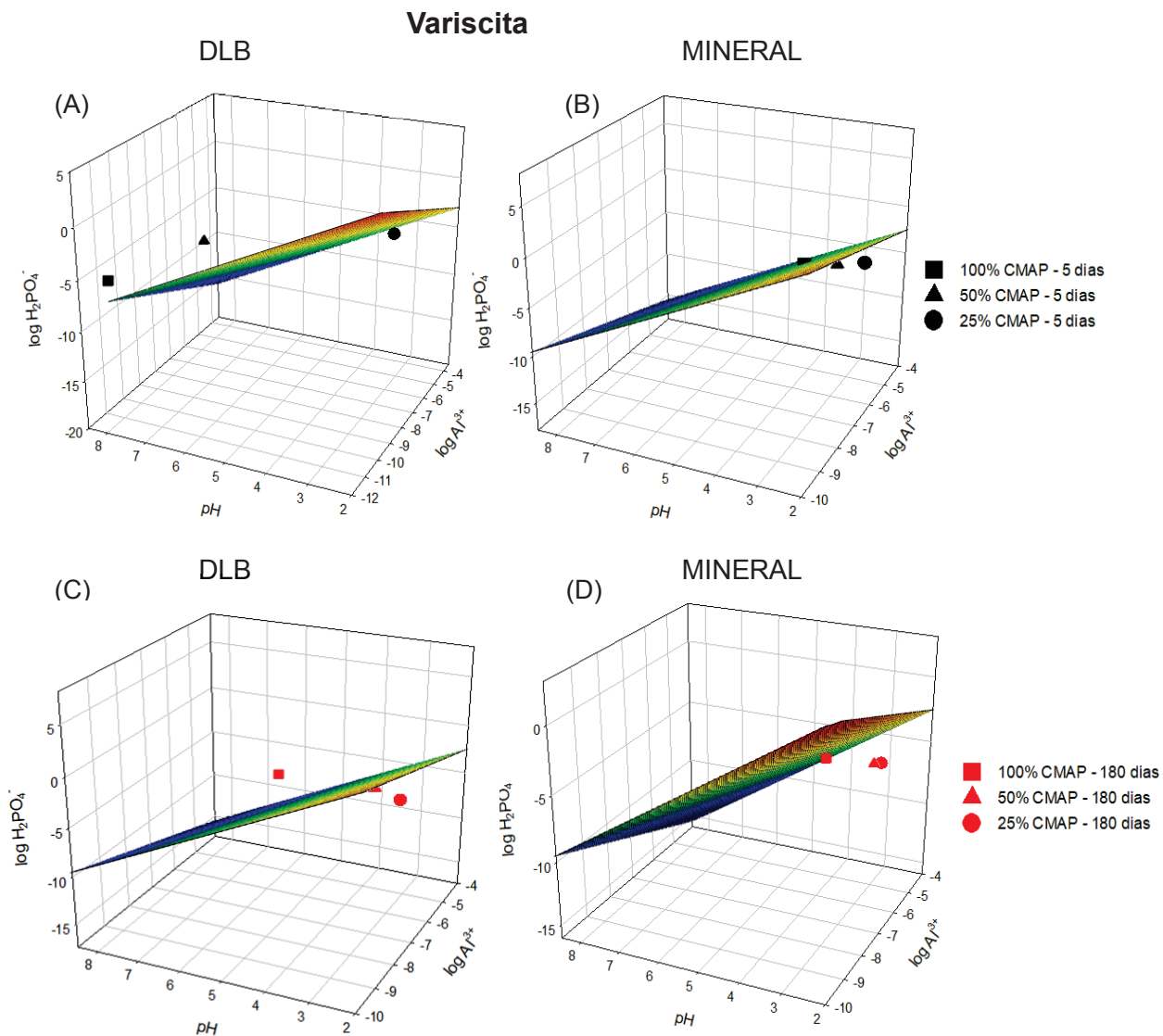
trocáveis (TABELA 12). Para esses mesmos tratamentos (DLB 100 e 50 % da CMAP), com o aumento do tempo de incubação (180 dias), os pontos tenderam a se assentarem sobre a superfície de resposta, passando de uma condição de supersaturação para condição de saturação. Na condição de saturação, as soluções dos solos estão em equilíbrio químico com o mineral, não sendo favorável nem a formação e nem a dissolução do mineral. Isto ocorreu devido a formação da variscita no intervalo de 5 a 180 dias, consumo de H_2PO_4^- e Al^{3+} e aproximação dos pontos na superfície de resposta. Já para a aplicação da fonte mineral, independente da textura do solo e tempo de incubação, os pontos se posicionaram em condições de saturação ou subsaturação em relação à superfície de resposta (FIGURAS 28 e 29).

A variscita é um fosfato de Al ($\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) formada a partir da reação dos ânions inorgânicos do ácido orto-fosfórico (H_2PO_4^-) com o Al e é considerada de baixa solubilidade em comparação a outros fosfatos Al (LINDSAY, 1979; MELLO; PEREZ, 2008). A reação de equilíbrio da Variscita é dada pela equação 8.

Assim devido a essa baixa solubilidade, ela vem sendo utilizada para controlar as concentrações de fosfato em corpos d'águas. Roncal-Herrero e Oelkers (2011) verificaram o potencial da variscita no tamponamento da disponibilidade de fosfato em taxas de dissolução em função do pH e temperatura a 25 °C em reatores de sistema aberto e fechado. Os autores verificaram que as taxas de dissolução da variscita são significativamente mais lentas do que as dos minerais fosfatos apatita e vivianita sob condições moderadamente ácidas.

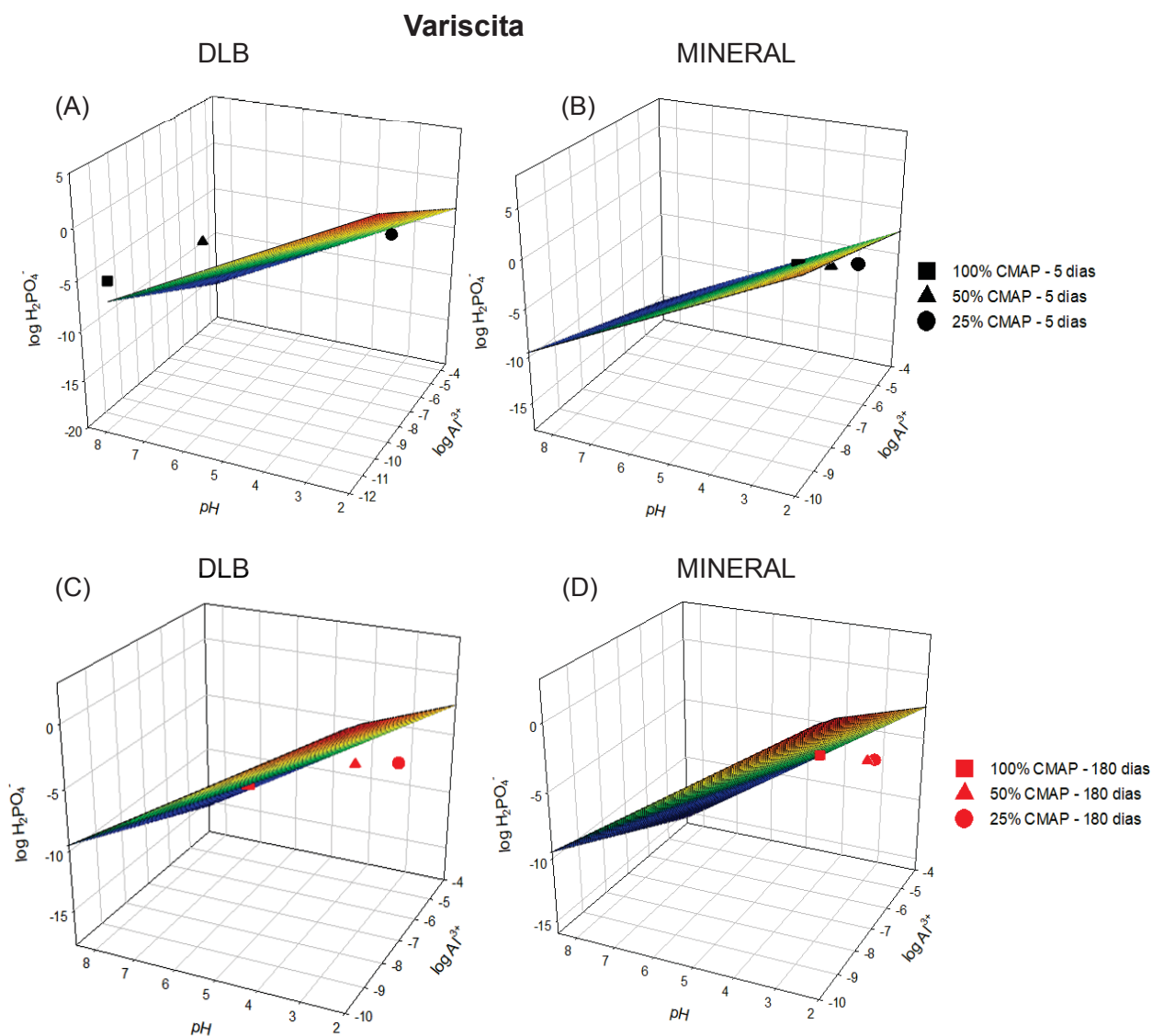
Mcdowell et al. (2003) observaram que em solos com pH acima de 5,8, os solos estavam saturados em relação à hidroxiapatita e subsaturados em relação a β -fosfato tricálcico, enquanto os produtos da atividade iônica mostraram que todos os solos e pHs estavam saturados ou em equilíbrio com variscita ou seu análogo amorfo. Nesse trabalho, independentemente do pH, a variscita apresentou baixa solubilidade.

FIGURA 28 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO Al^{3+} E H_2PO_4^- PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DA VARISCITA (LINDSAY, 1979).



FONTE: A autora (2021).

FIGURA 29 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO Al^{3+} E H_2PO_4^- PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DA VARISCITA (LINDSAY, 1979).



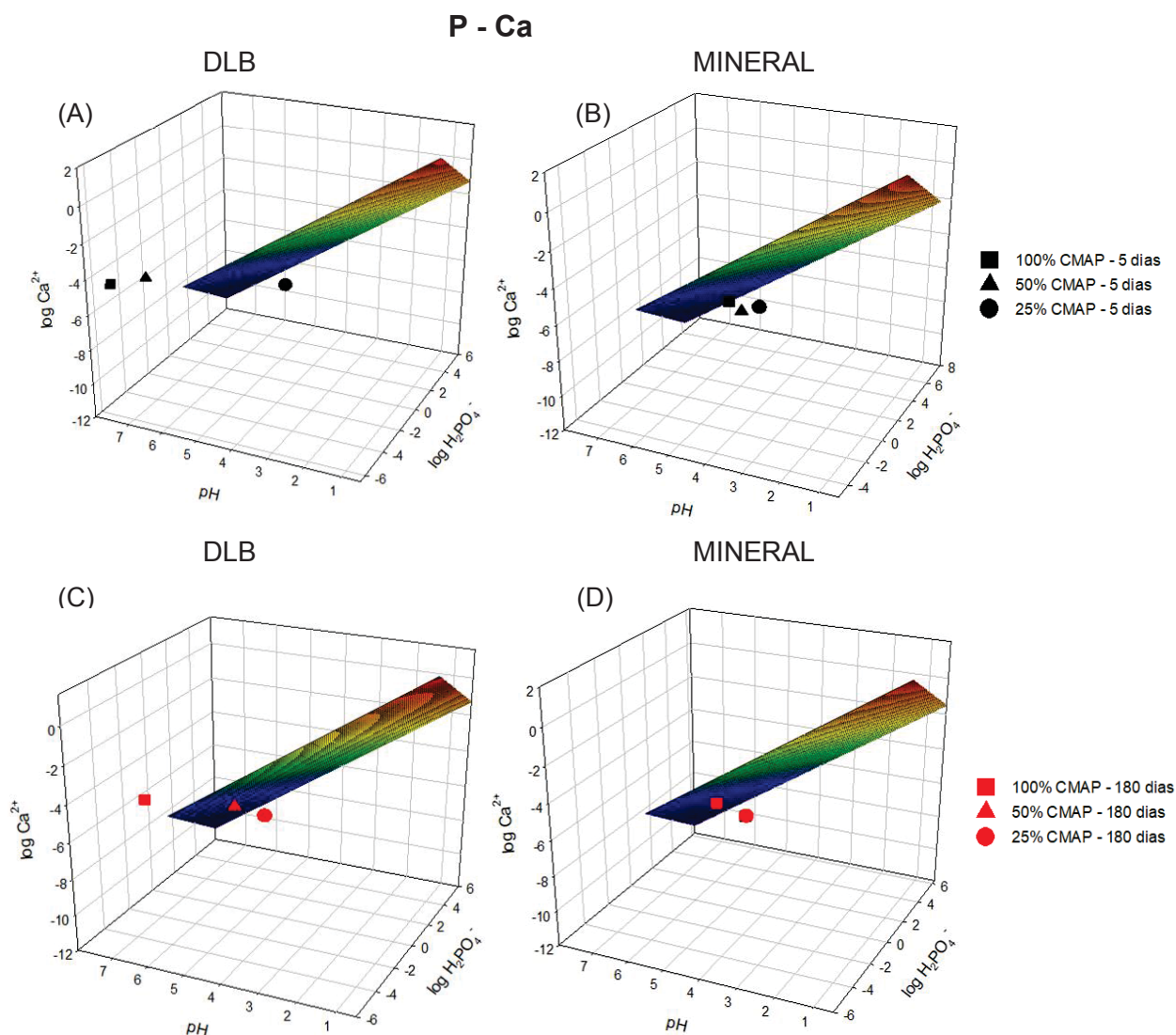
FONTE: A autora (2021).

O comportamento do P-Ca (fosfato tricálcico) (equação 12) (FIGURAS 30 e 31) foi similar à variscita: supersaturação dos pontos de DLB (redução da supersaturação com o tempo de incubação) e saturação ou subsaturação dos pontos da fonte mineral. Os tratamentos com DLB na maior dose de incubação (100 % da CMAP) apresentaram maior atividade de Ca^{2+} em relação as menores doses de dejetos e adubação mineral para as extrações aos 5 e 180 dias (FIGURAS 30A, 30C e 31A, 31C). Os tratamentos com adubação mineral apresentaram valores bem próximos de atividade de Ca^{2+} independente da dose incubada (FIGURAS 30D, 30E e 31D, 31E).

Em solos ácidos não se espera formação de fosfatos de Ca devido a menor presença de Ca em solução e pH ácido (MCDOWELL et al., 2003). Assim, a adição de fosfatos aplicados via fertilizantes tem efeito de curto prazo e logo é ligado a formas de Al e Fe (MELLO; PEREZ, 2008). A elevação do pH com a aplicação do DLB (FIGURA 17) também favoreceu a formação de $\beta\text{-Ca}_3(\text{PO}_4)_2(\text{c})$ (equação 12).

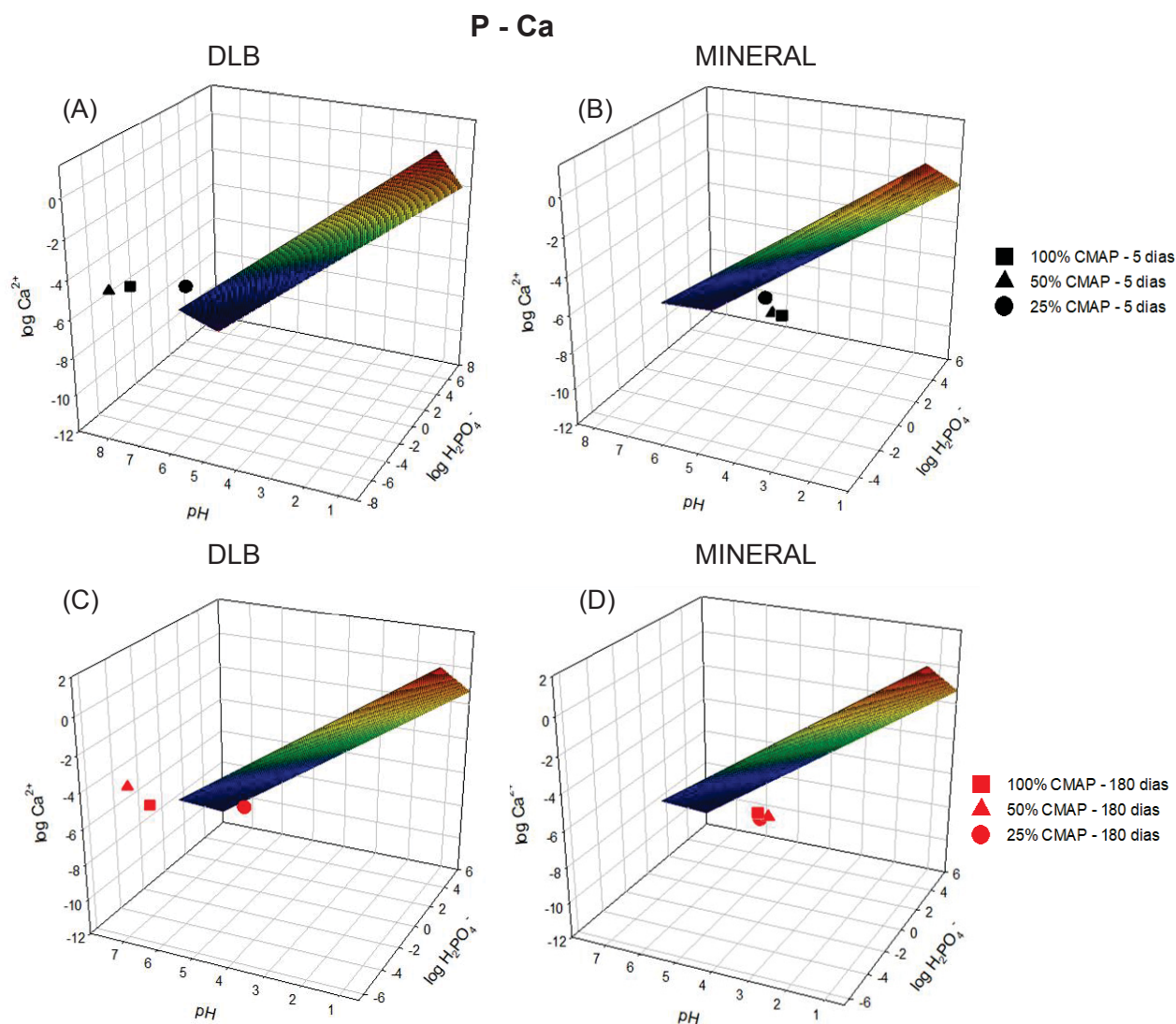
De maneira geral, com a aplicação de DLB nas condições do presente trabalho ocorre a formação de variscita e fosfato tricálcico, que passam a constituir drenos do H_2PO_4^- , Al^{3+} e Ca^{2+} nos solos.

FIGURA 30 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO Ca^{2+} E H_2PO_4^- . PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DO P-Ca (LINDSAY, 1979).



FONTE: A autora (2021).

FIGURA 31 - DADOS DA SOLUÇÃO DE EQUILÍBRIO EM FUNÇÃO DO pH, LOG DA ATIVIDADE DO Ca^{2+} E H_2PO_4^- PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA INCUBADO COM DLB AOS 5 DIAS (A) E 180 DIAS (C) E ADUBAÇÃO MINERAL AOS 5 DIAS (B) E 180 DIAS (D) PLOTADOS NA SUPERFÍCIE RESPOSTA DOS DADOS TEÓRICOS DO P-Ca (LINDSAY, 1979).



FONTE: A autora (2021).

4.6 CONCLUSÕES

A aplicação de DLB modificou o pH e o conteúdo do carbono orgânico dissolvido (COD) afetando a mobilidade do P e dos elementos potencialmente tóxicos e a especiação química na solução do solo.

A aplicação de DLB na maior dose (100 % da CMAP) proporcionou maior pH e maior concentrações de P e COD ao longo do tempo. O efeito da adubação mineral

no P foi observado nos primeiros 5 dias de incubação, especialmente no solo franco-argiloarenoso.

A aplicação de DLB resultou em aumentos significativos nas concentrações de Cd, Cr, Cu, Ni e Fe e aplicação de fertilizante mineral aumentou a concentração de Pb na solução do solo. O DLB teve pouco efeito nas concentrações de Mn na solução do solo.

O pH influenciou diretamente as espécies encontradas, com predomínio de H_2PO_4^- nos tratamentos com adubação mineral e controle (pH baixo), e HPO_4^{2-} nos tratamentos com dejetos (pH alto), em ambos os solos. As espécies de COD predominaram na forma livre nos tratamentos com dejetos e ligado a H^+ nos tratamentos controle e mineral. Para P e COD, os tratamentos com incubação de dejetos apresentaram maior variação de espécies.

Com a aplicação de DLB ocorreu a formação de variscita e fosfato tricálcico, no intervalo de 5 a 180 dias, que passam a constituir drenos do H_2PO_4^- , Al^{3+} e Ca^{2+} nos solos.

4.7 REFERÊNCIAS

ABBOUD, F. Y. **Mobilidade de nutrientes no perfil do solo em plantio direto com aplicação de dejetos líquido bovino em longo prazo**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

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.

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.

AGUIAR, D. **Mecanismos microbiológicos de solubilização (hidroxiapatita) e dessorção (goethita) de P**. 2021. Tese (Doutorado em Ciência do solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2021.

ARAÚJO, E. et al. Association between extracted copper and dissolved organic matter in dairy-manure amended soils. **Environmental Pollution**, v. 246, p. 1020–1026, 2019.

BARTH, G. et al. Does Dairy Liquid Manure Complementary to Mineral Fertilization Increase Grain Yield Due to Changes in Soil Fertility? **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 63, p. 1–14, 2020.

BOLAN, N. S.; BASKARAN, S.; THIAGARAJAN, S. An evaluation of the methods of measurement of dissolved organic carbon in soils, manures, sludges, and

stream water. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 27, n. 13–14, p. 2723–2737, 1996.

CAI, Z. et al. Intensified soil acidification from chemical N fertilization and prevention by manure in an 18-year field experiment in the red soil of southern China. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, n. 2, p. 260–270, 2015.

CAMPBELL, D. J.; KINNIBURGH, D. G.; BECKETT, P. H. T. The soil solution chemistry of some Oxfordshire soils: temporal and spatial variability. **Journal of Soil Science**, v. 40, n. 2, p. 321–339, 1989.

CHIEN, S. W. C. et al. Removal of heavy metals from contaminated paddy soils using chemical reductants coupled with dissolved organic carbon solutions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, n. May 2020, p. 123549, 2021.

CONDON, L. M.; NEWMAN, S. Revisiting the fundamentals of phosphorus fractionation of sediments and soils. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 5, p. 830–840, 2011.

CONYERS, M. The control of aluminium solubility in some acidic Australian soils. **Journal of Soil Science**, v. 41, n. 1, p. 147–156, 1990.

CRITTENDEN, J. C. et al. **MWH's Water Treatment**. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2012.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3–4, p. 197–214, 1995.

EMBRAPA – FUNDAÇÃO ABC. Levantamento semidetalhado de solos município de Castro - Estado do Paraná. In: FASOLO, P. J. et al. (Eds.). Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2001.

EMBRAPA, M. por satélite. **Banco de dados climáticos do Brasil**. 2018. Disponível em: <<https://www.cnpem.br/projetos/bdclima>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

ERIKSSON, A. K.; GUSTAFSSON, J. P.; HESTERBERG, D. Phosphorus speciation of clay fractions from long-term fertility experiments in Sweden. **Geoderma**, v. 241–242, p. 68–74, 2015.

FERREIRA, D. F. SISVAR: A Computer Analysis system to fixed effects split plot type designs. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 37, n. 4, p. 529, 2019.

FIGUEIREDO, O. A. R.; ALMEIDA, J. A. Quantificação das formas trocáveis e não trocáveis de alumínio em solos ácidos do Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, n. 2, p. 151–156, 1991.

GARCÍA-RODEJA, E. et al. Aluminium fractionation of European volcanic soils by selective dissolution techniques. **CATENA**, v. 56, n. 1–3, p. 155–183, 2004.

GARG, S.; BAHL, G. S. Phosphorus availability to maize as influenced by organic manures and fertilizer P associated phosphatase activity in soils. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5773–5777, 2008.

GIROTTI, E. et al. Forms of losses of copper and phosphorus in water of runoff and percolation in soil with successive pig slurry application. **Ciencia Rural**, v. 40, n. 9, p. 1948–1954, 2010.

GONET, S. S.; DEBSKA, B. Dissolved organic carbon and dissolved nitrogen in soil under different fertilization treatments. **Plant, Soil and Environment**, v. 52, n. 2, p. 55–63, 2006.

GUSTAFSSON, J. P. **Visual MINTEQ**, 2013. Disponível em: <<http://vminteq.lwr.kth.se/>>

GUSTAFSSON, J. P.; MWAMILA, L. B.; KERGOAT, K. The pH dependence of phosphate sorption and desorption in Swedish agricultural soils. **Geoderma**, v. 189–190, p. 304–311, 2012.

HAYGARTH, P. M.; SHARPLEY, A. N. Terminology for Phosphorus Transfer. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 1, p. 10–15, 2000.

HE, R. et al. Copper slag: The leaching behavior of heavy metals and its applicability as a supplementary cementitious material. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 2, p. 105132, 2021.

HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFFELLA, P. J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 19, n. 2–3, p. 125–140, 2005.

HUE, N. V.; VEGA, S.; SILVA, J. A. Manganese Toxicity in a Hawaiian Oxisol Affected by Soil pH and Organic Amendments. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, n. 1, p. 153–160, 2001.

JIAO, Y.; WHALEN, J. K.; HENDERSHOT, W. H. Phosphate Sorption and Release in a Sandy-Loam Soil as Influenced by Fertilizer Sources. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 1, p. 118–124, 2007.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3. ed. Boca Raton, Florida 33431: CRC Press LLC, 2000 N.W. Corporate Blvd, 2001.

KIM, K. et al. Effects of organic acids as reducing agents in the synthesis of LiFePO₄. **Journal of Alloys and Compounds**, v. 504, n. 1, p. 166–170, 2010.

LAURENT, C. et al. Increased soil pH and dissolved organic matter after a decade of organic fertilizer application mitigates copper and zinc availability despite contamination. **Science of the Total Environment**, v. 709, 2020.

LAWLOR, A. J.; TIPPING, E. Metals in bulk deposition and surface waters at two upland locations in northern England. **Environmental Pollution**, v. 121, n. 2, p. 153–167, 2003.

LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New York: Wiley-Interscience, 1979.

LIU, F. et al. Concentration and biodegradability of dissolved organic carbon derived from soils: A global perspective. **Science of the Total Environment**, v. 754, p. 142378, 2021.

LIU, X. P. et al. Increased risk of phosphorus and metal leaching from paddy soils after excessive manure application: Insights from a mesocosm study. **Science of the Total Environment**, v. 666, p. 778–785, 2019.

LONG, G. Q.; JIANG, Y. J.; SUN, B. Seasonal and inter-annual variation of leaching of dissolved organic carbon and nitrogen under long-term manure application in an acidic clay soil in subtropical china. **Soil and Tillage Research**, v. 146, n. PB, p. 270–278, 2015.

LOURIE, E.; PATIL, V.; GJENGEDAL, E. Efficient purification of heavy-metal-contaminated water by microalgae-activated pine bark. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 210, n. 1–4, p. 493–500, 2010.

MARTINS, A. P. et al. Nine-year impact of grazing management on soil acidity and aluminum speciation and fractionation in a long-term no-till integrated crop-livestock system in the subtropics. **Geoderma**, v. 359, p. 113986, 2020.

MCDOWELL, R. W. et al. Mechanisms of phosphorus solubilisation in a limed soil as a function of pH. **Chemosphere**, v. 51, n. 8, p. 685–692, 2003.

MELLO, J. W. V. De; PEREZ, D. V. Equilíbrio químico das reações no solo. In: MELO, V. F., ALLEONI, L. R. F. (Ed.). **Química e Mineralogia do Solo Parte I–Conceito Básicos**. Viçosa, MG. p. 151–249.

MOREL, C. et al. Transfer of Phosphate Ions between Soil and Solution: Perspectives in Soil Testing. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 1, p. 50–59, 2000.

MOTTA, P. E. F. et al. Adsorption and forms of phosphorus in latosols: influence of mineralogy and use. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 2, p. 349–359, 2002.

PONTONI, D. et al. Integrated assessment of the liquid and solid phases of lead-contaminated soils remediated with phosphate. **Geoderma**, v. 360, p. 113993, 2020.

RAMOS, M. L.; MOSCUZZA, C. H.; FERNÁNDEZ CIRELLI, A. Total content and availability of micronutrients in soils and livestock manure. **Revista Internacional de Contaminacion Ambiental**, v. 36, n. 1, p. 115–126, 2020.

RHOADES, J. D. Methods of Soil Analysis. In: SPARKS, D. L. et al. (Eds.). **Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods, 5.3**. SSSA Book Series Madison, WI, USA: Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, 1996. p. 417–435.

RIEUWERTS, J. S. et al. The influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland and moorland soils. **Science of the Total Environment**, v. 366, n. 2–3, p. 864–875, 2006.

RONCAL-HERRERO, T.; OELKERS, E. H. Does variscite control phosphate availability in acidic natural waters? An experimental study of variscite dissolution rates. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 75, n. 2, p. 416–426, 2011.

ROY, E. D. et al. The phosphorus cost of agricultural intensification in the tropics. **Nature Plants**, v. 2, n. 5, p. 16043, 2016.

SATO, S. et al. Phosphorus speciation in manure and manure-amended soils using XANES spectroscopy. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 19, p. 7485–7491, 2005.

SCHMITT, D. E. et al. Formation of ternary organic acids-Fe-P complexes on the growth of wheat (*Triticum aestivum*). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n. 10, p. 702–706, 2018.

SHARPLEY, A. N.; HERRON, S.; DANIEL, T. Overcoming the challenges of phosphorus-based management in poultry farming. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 62, n. 6, p. 375–389, 2007.

SHI, R. yong et al. Mechanisms for increasing soil resistance to acidification by long-term manure application. **Soil and Tillage Research**, v. 185, n. September 2018, p. 77–84, 2019.

SIMARD, R. R.; EVANS, L. J.; BATES, T. E. The effects of additions of CaCO_3 and P on the soil solution chemistry of a podzolic soil. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 68, n. 1, p. 41–52, 1988.

TOMINAGA, M. Y.; MIDIO, A. F. Exposição humana a trihalometanos presentes em água tratada. **Revista de Saúde Pública**, v. 33, n. 4, p. 413–421, 1999.

USEPA. **Method 3051A: Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**, Test Methods for Evaluating Solid Waste, 2007. Disponível em: <<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>>

VIOLANTE, A. et al. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 10, n. 3, p. 268–292, 2010.

VONK, J. E. et al. Biodegradability of dissolved organic carbon in permafrost soils and aquatic systems: A meta-analysis. **Biogeosciences**, v. 12, n. 23, p. 6915–6930, 2015.

VONK, J. E.; GUSTAFSSON, Ö. **Permafrost-carbon complexities**, Nature Publishing Group, 2013.

WEIHRAUCH, C.; OPP, C. Ecologically relevant phosphorus pools in soils and their dynamics: The story so far. **Geoderma**, v. 325, n. January, p. 183–194, 2018.

WEYERS, E. et al. Inhibition of phosphorus sorption on calcite by dairy manure-sourced DOC. **Chemosphere**, v. 184, p. 99–105, 2017.

WHALEN, J. K. et al. Cattle Manure Amendments Can Increase the pH of Acid Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 3, p. 962–966, 2000.

XIANG, M. et al. Heavy metal contamination risk assessment and correlation analysis of heavy metal contents in soil and crops. **Environmental Pollution**, v. 278, 2021.

XU, Y.; SCHWARTZ, F. W. Lead immobilization by hydroxyapatite in aqueous solutions. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 15, n. 3, p. 187–206, 1994.

YIN, Y. et al. The importance of organic matter distribution and extract soil: Solution ratio on the desorption of heavy metals from soils. **Science of the Total Environment**, v. 287, n. 1–2, p. 107–119, 2002.

ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. R. F.; CAIRES, E. F. Aplicação de gesso agrícola e especiação iônica da solução de um Latossolo sob sistema plantio direto. **Ciencia Rural**, v. 37, n. 1, p. 110–117, 2007.

5 CONCLUSÃO GERAL

O acúmulo de P no solo ao longo de 10 anos, sugere que DLB, pode levar ao acúmulo excessivo e aumento do risco ambiental para perdas de P. As aplicações sucessivas de DLB resultaram em limite crítico ambiental de 152 mg kg^{-1} para o solo franco-argiloarenoso e de 75 mg kg^{-1} de P Mehlich para o solo argiloso. A maior dose de DLB ($180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) representou risco de perda ambiental de P para o ambiente aquático em ambos os solos. No experimento de incubação em solos com vegetação nativa, o limite crítico ambiental foi de 64 mg kg^{-1} de P Mehlich para o solo franco-argiloarenoso e 120 mg kg^{-1} de P Mehlich para o solo argiloso. Estes resultados opostos mostram a importância do intervalo entre os valores (amplitude) de GSP na obtenção do limite crítico ambiental. Assim, deve-se observar o intervalo dos dados de GSP entre a condição de campo e a condição de laboratório, já que a aplicação de DLB a longo prazo afetou diretamente os teores de P, Fe e Al nos solos. Além disso, é possível utilizar o extrator Mehlich-1, o qual é amplamente aplicado em análise de solo de rotina, para a obtenção do grau de saturação de P, *change point* e definição do limite crítico ambiental.

No solo franco-argiloarenoso, com o incremento da dose de DLB, aumentou as frações lábeis, reduzindo o P de baixa labilidade e residual. A menor quantidade de P nas frações moderadamente lábil e de baixa labilidade com a aplicação de dejetos na maior dose de DLB ($180 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) pode ser benéfico em relação as necessidades agronômicas, mas com consequências ambientais já que podem representar um risco ambiental se chegarem aos corpos d'água.

A aplicação de DLB a curto prazo alterou o pH, o conteúdo do carbono orgânico dissolvido (COD), a mobilidade do P e dos elementos potencialmente tóxicos, e a especiação química na solução do solo. A aplicação de DLB e fertilizante mineral influenciaram diretamente as formas de ortofosfato (H_2PO_4^- e HPO_4^{2-}) encontradas, que são espécies de P preferencialmente absorvidas pelas plantas e essa disponibilidade e mobilidade podem ser transferidas por escoamento superficial ou lixiviadas, elevando o risco de contaminação para os corpos d'água.

De maneira geral, deve-se associar práticas conservacionistas (cultivo em contorno, terraços, plantio direto, zona ripárias, mata ciliar e outras), manejo da fertilização mineral e orgânica (através de análises periódicas para monitorar os teores de nutrientes no solo), utilização de fertilizantes respeitando as condições climáticas, necessidade da cultura e o teor de P já existente no solo, em áreas que recebem aplicações de DLB de longo prazo devido a saturação dos sítios de adsorção e aumento da disponibilidade de P, podendo se tornar um risco de poluição ambiental ao longo do tempo.

6 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.

ABBOUD, F. Y. **Mobilidade de nutrientes no perfil do solo em plantio direto com aplicação de dejetos líquido bovino em longo prazo**. 2016. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016.

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

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

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.

AGUIAR, A. D. C. F. et al. Organic matter fraction and pools of phosphorus as indicators of the impact of land use in the Amazonian periphery. **Ecological Indicators**, v. 30, p. 158–164, 2013.

AGUIAR, D. **Mecanismos microbiológicos de solubilização (hidroxiapatita) e dessorção (goethita) de P**. 2021. Tese (Doutorado em Ciência do solo) - Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2021.

ALEIXO, S. et al. P transformations in cacao agroforests soils in the Atlantic Forest region of Bahia, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 91, n. 3, p. 423–437, 2017.

AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; BARRA, C. M.; LÃ, O. R. Química dos metais pesados no solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. (Eds.). **Química e Mineralogia do Solo: Parte II - Aplicações**. 1. ed. Viçosa, MG: SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 249–312.

APHA, A. P. H. A. A. W. W. A. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19. ed. Washington DC: APHA-WEF, 2005.

ARAÚJO, E. et al. Association between extracted copper and dissolved organic matter in dairy-manure amended soils. **Environmental Pollution**, v. 246, p. 1020–1026, 2019.

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

BARTH, G. et al. Does Dairy Liquid Manure Complementary to Mineral Fertilization Increase Grain Yield Due to Changes in Soil Fertility? **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 63, p. 1–14, 2020.

BAYER, C. et al. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil and Tillage Research**, v. 86, n. 2, p. 237–245, 2006.

BEAUCHEMIN, S.; SIMARD, R. R. Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Québec, Canada. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 79, n. 4, p. 615–625, 1999.

BOLAN, N. S.; BASKARAN, S.; THIAGARAJAN, S. An evaluation of the methods of measurement of dissolved organic carbon in soils, manures, sludges, and stream water. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 27, n. 13–14, p. 2723–2737, 1996.

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.

BOUSFIELD, S. W. et al. Environmental Soil Phosphorus Threshold under NoTillage and Swine Manure Application. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 63, p. 1–11, 2020.

BRAOS, L. B. et al. Dynamics of phosphorus fractions in soils treated with dairy manure. **Soil Research**, v. 58, n. 3, p. 289–298, 2020.

BRAOS, L. B. et al. Organic phosphorus fractions in soil fertilized with cattle manure. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, p. 140–150, 2015.

BREEUWSMA, A.; SILVA, S. Phosphorus fertilization and environmental effects in The Netherlands and the Po region (Italy). **Report 57**, Wageningen: DLO The Winand Staring Centre, 1992.

CAI, Z. et al. Intensified soil acidification from chemical N fertilization and prevention by manure in an 18-year field experiment in the red soil of southern China. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, n. 2, p. 260–270, 2015.

CAMPBELL, D. J.; KINNIBURGH, D. G.; BECKETT, P. H. T. The soil solution chemistry of some Oxfordshire soils: temporal and spatial variability. **Journal of Soil Science**, v. 40, n. 2, p. 321–339, 1989.

CAVALCANTE, J. S. et al. Long-term surface application of dairy liquid manure to soil under no-till improves carbon and nitrogen stocks. **European Journal of Soil Science**, v. 71, n. 6, p. 1132–1143, 2020.

CERETTA, C. A. et al. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 593–602, 2010.

CHAKRABORTY, D. et al. Soil phosphorus storage capacity in manure-impacted Alaquods: Implications for water table management. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 142, n. 3–4, p. 167–175, 2011.

CHIEN, S. W. C. et al. Removal of heavy metals from contaminated paddy soils using chemical reductants coupled with dissolved organic carbon solutions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 403, n. May 2020, p. 123549, 2021.

CONDON, L. M.; GOH, K. M.; NEWMAN, R. H. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by ³¹P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, v. 36, n. 2, p. 199–207, 1985.

CONDON, L. M.; NEWMAN, S. Revisiting the fundamentals of phosphorus fractionation of sediments and soils. **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 5, p. 830–840, 2011.

CONYERS, M. The control of aluminium solubility in some acidic Australian soils. **Journal of Soil Science**, v. 41, n. 1, p. 147–156, 1990.

COSTA, V. L. et al. Distribuição espacial de fósforo em Latossolo tratado com lodo de esgoto e adubação mineral. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 3, p. 287–293, 2014.

COUTO, R. da 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.

CRITTENDEN, J. C. et al. **MWH's Water Treatment**. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2012.

CROSS, A. F.; SCHLESINGER, W. H. A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. **Geoderma**, v. 64, n. 3–4, p. 197–214, 1995.

DALAI, R. C. Soil Organic Phosphorus. **Advances in Agronomy**, v. 29, n. C, p. 83–117, 1977.

DAMIAN, J. M. et al. Changes in soil phosphorus pool induced by pastureland intensification and diversification in Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 703, p. 135463, 2020.

DARI, B. et al. Consistency of the Threshold Phosphorus Saturation Ratio across a Wide Geographic Range of Acid Soils. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 1, n. 1, p. 1–8, 2018.

DARI, B.; NAIR, V. D.; HARRIS, W. G. Approaches for evaluating subsurface phosphorus loss potential from soil profiles. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 245, n. November 2016, p. 92–99, 2017.

DEBSKA, B. et al. The impact of a bio-fertilizer on the soil organic matter status and carbon sequestration—results from a field-scale study. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, n. 10, p. 2335–2343, 2016.

DICK, D. P. et al. Química da matéria orgânica do solo. In: MELO, V. F., ALLEONI, L. R. F. (Ed.). **Química e Mineralogia do Solo**: Parte II - Aplicações. 1. ed. Viçosa, MG: SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2009. p. 2–67.

DJODJIC, F.; MATTSSON, L. Changes in plant-available and easily soluble phosphorus within 1 year after P amendment. **Soil Use and Management**, v. 29, n. SUPPL.1, p. 45–54, 2013.

ELLIOTT, H. A.; O'CONNOR, G. A. Phosphorus management for sustainable biosolids recycling in the United States. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 6, p. 1318–1327, 2007.

EMBRAPA – FUNDAÇÃO ABC. Levantamento semidetalhado de solos município de Castro - Estado do Paraná. In: FASOLO, P. J. et al. (Eds.). Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2001.

EMBRAPA, M. por satélite. Banco de dados climáticos do Brasil. 2018. Disponível em: <<https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/bdclima>>. Acesso em: 20 mar. 2018.

ERIKSSON, A. K. et al. Phosphorus in agricultural soils around the Baltic Sea - comparison of laboratory methods as indices for phosphorus leaching to waters. **Soil Use and Management**, v. 29, n. SUPPL.1, p. 5–14, 2013.

ERIKSSON, A. K.; GUSTAFSSON, J. P.; HESTERBERG, D. Phosphorus speciation of clay fractions from long-term fertility experiments in Sweden. **Geoderma**, v. 241–242, p. 68–74, 2015.

FERREIRA, D. F. SISVAR: A Computer Analysis system to fixed effects split plot type designs. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 37, n. 4, p. 529, 2019.

FIGUEIREDO, O. A. R.; ALMEIDA, J. A. Quantificação das formas trocáveis e não trocáveis de alumínio em solos ácidos do Estado de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 15, n. 2, p. 151–156, 1991.

FINK, J. R. et al. Iron oxides and organic matter on soil phosphorus availability. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 4, p. 369–379, 2016. b.

FINK, J. R. et al. Phosphorus adsorption and desorption in undisturbed samples from subtropical soils under conventional tillage or no-tillage. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 179, n. 2, p. 198–205, 2016. a.

FISCHER, P.; PÖTHIG, R.; VENOHR, M. The degree of phosphorus saturation of agricultural soils in Germany: Current and future risk of diffuse P loss and implications for soil P management in Europe. **Science of the Total Environment**, v. 599–600, p. 1130–1139, 2017.

FREITAS, I. F. De et al. Phosphorus extracted by ion exchange resins and mehlisch-1 from oxisols (latosols) treated with different phosphorus rates and sources for varied soil-source contact periods. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 667–677, 2013.

GALVÃO, S. R. da S.; SALCEDO, I. H. Soil phosphorus fractions in sandy soils amended with cattle manure for long periods. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 3, p. 613–622, 2009.

GARCÍA-RODEJA, E. et al. Aluminium fractionation of European volcanic soils by selective dissolution techniques. **Catena**, v. 56, n. 1–3, p. 155–183, 2004.

GARG, S.; BAHL, G. S. Phosphorus availability to maize as influenced by organic manures and fertilizer P associated phosphatase activity in soils. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5773–5777, 2008.

GATIBONI, L. C. et al. Biodisponibilidade de formas de fósforo acumuladas em solo sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 691–699, 2007.

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, p. 1–14, 2020.

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.

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

GIKONYO, E. W. et al. Degree of phosphorus saturation and soil phosphorus thresholds in an ultisol amended with triple superphosphate and phosphate rocks. **The Scientific World Journal**, v. 11, p. 1421–1441, 2011.

GIROTTI, E. et al. Forms of losses of copper and phosphorus in water of runoff and percolation in soil with successive pig slurry application. **Ciência Rural**, v. 40, n. 9, p. 1948–1954, 2010.

GLÆSNER, N. et al. Relation between soil P test values and mobilization of dissolved and particulate P from the plough layer of typical Danish soils from a long-term field experiment with applied P fertilizers. **Soil Use and Management**, v. 29, n. 3, p. 297–305, 2013.

GONET, S. S.; DEBSKA, B. Dissolved organic carbon and dissolved nitrogen in soil under different fertilization treatments. **Plant, Soil and Environment**, v. 52, n. 2, p. 55–63, 2006.

GUO, L. et al. Effects of cattle manure compost combined with chemical fertilizer on topsoil organic matter, bulk density and earthworm activity in a wheat-maize rotation system in Eastern China. **Soil and Tillage Research**, v. 156, p. 140–147, 2016.

GUPPY, C. N. et al. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. Australian Journal of **Soil Research**, v. 43, n. 2, p. 189–202, 2005.

GUSTAFSSON, J. P. Visual MINTEQ, 2013. Disponível em: <<http://vminteq.lwr.kth.se/>>

GUSTAFSSON, J. P.; MWAMILA, L. B.; KERGOAT, K. The pH dependence of phosphate sorption and desorption in Swedish agricultural soils. **Geoderma**, v. 189–190, p. 304–311, 2012.

HAYGARTH, P. M.; SHARPLEY, A. N. Terminology for Phosphorus Transfer. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 1, p. 10–15, 2000.

HE, R. et al. Copper slag: The leaching behavior of heavy metals and its applicability as a supplementary cementitious material. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 2, p. 105132, 2021.

HE, Z. L.; YANG, X. E.; STOFFELLA, P. J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. **Journal of Trace Elements in Medicine and Biology**, v. 19, n. 2–3, p. 125–140, 2005.

HEDLEY, M. J.; STEWART, J. W. B.; CHAUHAN, B. S. Changes in Inorganic and Organic Soil Phosphorus Fractions Induced by Cultivation Practices and by Laboratory Incubations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 46, n. 5, p. 970–976, 1982.

HEREDIA, O. S.; FERNÁNDEZ CIRELLI, A. Environmental risks of increasing phosphorus addition in relation to soil sorption capacity. **Geoderma**, v. 137, n. 3–4, p. 426–431, 2007.

HESKETH, N.; BROOKES, P. C. Development of an Indicator for Risk of Phosphorus Leaching. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 1, p. 105–110, 2000.

HUE, N. V. Effects of Organic Acids/Anions on P Sorption and Phytoavailability in Soils with Different Mineralogies. **Soil Science**, v. 152, n. 6, p. 463–471, 1991.

HUE, N. V.; VEGA, S.; SILVA, J. A. Manganese Toxicity in a Hawaiian Oxisol Affected by Soil pH and Organic Amendments. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, n. 1, p. 153–160, 2001.

HYLANDER, L. D.; SVENSSON, H. I.; SIMÁN, G. Different methods for determination of plant available soil phosphorus. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 27, n. 5–8, p. 1501–1512, 1996.

IGE, D. V.; AKINREMI, O. O.; FLATEN, D. N. Environmental Index for Estimating the Risk of Phosphorus Loss in Calcareous Soils of Manitoba. **Journal of Environmental Quality**, v. 34, n. 6, p. 1944–1951, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Produção da Pecuária Municipal 2019. Produção da Pecuária Municipal, v. 47, p. 1–8, 2019.

JIAO, Y.; WHALEN, J. K.; HENDERSHOT, W. H. Phosphate Sorption and Release in a Sandy-Loam Soil as Influenced by Fertilizer Sources. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 1, p. 118–124, 2007.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace elements in soils and plants**. 3. ed. Boca Raton, Florida 33431: CRC Press LLC, 2000 N.W. Corporate Blvd, 2001.

KIM, K. et al. Effects of organic acids as reducing agents in the synthesis of LiFePO_4 . **Journal of Alloys and Compounds**, v. 504, n. 1, p. 166–170, 2010.

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

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

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

LAURENT, C. et al. Increased soil pH and dissolved organic matter after a decade of organic fertilizer application mitigates copper and zinc availability despite contamination. **Science of the Total Environment**, v. 709, 2020.

LAWLOR, A. J.; TIPPING, E. Metals in bulk deposition and surface waters at two upland locations in northern England. **Environmental Pollution**, v. 121, n. 2, p. 153–167, 2003.

LEINWEBER, P.; TURNER, B. L.; MEISSNER, R. Phosphorus. In: HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C. (Eds.). **Agriculture, Hydrology and Water Quality**. Devon, UK: Institute of Grassland and Environmental Research, North Wyke Research Station, 2002. p. 29–57.

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.

LINDSAY, W. L. **Chemical equilibria in soils**. New York: Wiley-Interscience, 1979.

LIU, F. et al. Concentration and biodegradability of dissolved organic carbon derived from soils: A global perspective. **Science of the Total Environment**, v. 754, p. 142378, 2021.

LIU, X. P. et al. Increased risk of phosphorus and metal leaching from paddy soils after excessive manure application: Insights from a mesocosm study. **Science of the Total Environment**, v. 666, p. 778–785, 2019.

LONG, G. Q.; JIANG, Y. J.; SUN, B. Seasonal and inter-annual variation of leaching of dissolved organic carbon and nitrogen under long-term manure application in an acidic clay soil in subtropical china. **Soil and Tillage Research**, v. 146, n. PB, p. 270–278, 2015.

LOURIE, E.; PATIL, V.; GJENGEDAL, E. Efficient purification of heavy-metal-contaminated water by microalgae-activated pine bark. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 210, n. 1–4, p. 493–500, 2010.

MAGUIRE, R. O. et al. Relationships between Biosolids Treatment Process and Soil Phosphorus Availability. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, n. 3, p. 1023–1033, 2001.

MAGUIRE, R. O.; SIMS, J. T. Soil Testing to Predict Phosphorus Leaching. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, n. 5, p. 1601–1609, 2002.

MARQUES, R.; MOTTA, A. C. V. Análise química do solo para fins de fertilidade. In: LIMA, M. R. (Ed.). **Manual de diagnóstico da fertilidade e manejo dos solos agrícolas**. 2. ed. Curitiba: Departamento de Solos e Engenharia Agrícola, 2003. p. 81–102.

MARTINS, A. P. et al. Nine-year impact of grazing management on soil acidity and aluminum speciation and fractionation in a long-term no-till integrated crop-livestock system in the subtropics. **Geoderma**, v. 359, p. 113986, 2020.

MCDOWELL, R. W. et al. Mechanisms of phosphorus solubilisation in a limed soil as a function of pH. **Chemosphere**, v. 51, n. 8, p. 685–692, 2003.

MCDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; KLEINMAN, P. J. A. Integrating phosphorus and nitrogen decision management at watershed scales. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 38, n. 2, p. 479–491, 2002.

MCDOWELL, R.; CONDRON, L. Influence of soil constituents on soil phosphorus sorption and desorption. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 32, n. 15–16, p. 2531–2547, 2001.

MELLO, J. W. V. De; PEREZ, D. V. Equilíbrio químico das reações no solo. In: MELO, V. F., ALLEONI, L. R. F. (Ed.). **Química e Mineralogia do Solo Parte I—Conceito Básicos**. Viçosa, MG. p. 151–249.

MOREL, C. et al. Transfer of Phosphate Ions between Soil and Solution: Perspectives in Soil Testing. **Journal of Environmental Quality**, v. 29, n. 1, p. 50–59, 2000.

MORI, H. F. et al. Perda de água, solo e fósforo com aplicação de dejetos líquido bovino em latossolo sob plantio direto e com chuva simulada. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, p. 189–198, 2009.

MOTTA, P. E. F. et al. Adsorption and forms of phosphorus in latosols: influence of mineralogy and use. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, n. 2, p. 349–359, 2002.

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

NAIR, V. D. et al. An Environmental Threshold for Degree of Phosphorus Saturation in Sandy Soils. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 1, p. 107–113, 2004.

NAIR, V. D. et al. Mining of soil legacy phosphorus without jeopardizing crop yield. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 3, n. 1, p. 1–7, 2020.

NAIR, V. D. et al. Understanding Soil Phosphorus Storage Capacity. Florida. Disponível em: <<https://edis.ifas.ufl.edu>>. Acesso em: 28 jan. 2020.

NAIR, V. D. Soil phosphorus saturation ratio for risk assessment in land use systems. **Frontiers in Environmental Science**, v. 2, n. APR, p. 1–4, 2014.

NAIR, V. D.; HARRIS, W. G. Soil Phosphorus Storage Capacity for Environmental Risk Assessment. **Advances in Agriculture**, v. 2014, p. 1–9, 2014.

NEGASSA, W.; LEINWEBER, P. How does the hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 172, n. 3, p. 305–325, 2009.

NEPAR, N. E. P. da S. B. de C. do S. **Manual de Adubação e Calagem para o Estado do Paraná**. 2. ed. Curitiba: SBCS - Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2019.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1999.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J.; NUNES, F. N. Fósforo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B. & NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 471–537.

OLSEN, S. R. et al. **Estimation of Available Phosphorus in Soil by Extraction with sodium Bicarbonate**. Washington DC: USDA Circular 939, U.S. Government Printing Office, 1954.

PARFITT, R. L. Phosphate reactions with natural allophane, ferrihydrite and goethite. **Journal of Soil Science**, v. 40, n. 2, p. 359–369, 1989.

PAUTLER, M. C.; SIMS, J. T. Relationships Between Soil Test Phosphorus, Soluble Phosphorus, and Phosphorus Saturation in Delaware Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 2, p. 765–773, 2000.

PENN, C.; CAMBERATO, 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.

PIOVESAN, R. P. et al. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 4, p. 757–766, 2009.

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

PONTONI, D. et al. Integrated assessment of the liquid and solid phases of lead-contaminated soils remediated with phosphate. **Geoderma**, v. 360, p. 113993, 2020.

R TEAM, C. R Core Team (2017). R: **A language and environment for statistical computing**. R Found. Stat. Comput. Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.Org/>, page R Foundation for Statistical Computing, p. 2018, 2019.

RAMOS, M. L.; MOSCUZZA, C. H.; FERNÁNDEZ CIRELLI, A. Total content and availability of micronutrients in soils and livestock manure. **Revista Internacional de Contaminacion Ambiental**, v. 36, n. 1, p. 115–126, 2020.

REIS, J. V. Dos et al. Interpretation of soil phosphorus availability by mehlich-3 in soils with contrasting phosphorus buffering capacity. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, p. 1–21, 2020.

RHOADES, J. D. Methods of Soil Analysis. In: SPARKS, D. L. et al. (Eds.). **Methods of Soil Analysis**: Part 3 Chemical Methods, 5.3. SSSA Book Series Madison, WI, USA: Soil Science Society of America, American Society of Agronomy, 1996. p. 417–435.

RIEUWERTS, J. S. et al. The influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland and moorland soils. **Science of the Total Environment**, v. 366, n. 2–3, p. 864–875, 2006.

ROBERTS, W. M. et al. Assessing the risk of phosphorus transfer to high ecological status rivers: Integration of nutrient management with soil geochemical and hydrological conditions. **Science of the Total Environment**, v. 589, p. 25–35, 2017.

ROGERI, D. A. et al. Substitution of clay content for P-remaining as an index of the phosphorus buffering capacity for soils of Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1–14, 2016.

RONCAL-HERRERO, T.; OELKERS, E. H. Does variscite control phosphate availability in acidic natural waters? An experimental study of variscite dissolution rates. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 75, n. 2, p. 416–426, 2011.

ROY, E. D. et al. The phosphorus cost of agricultural intensification in the tropics. **Nature Plants**, v. 2, n. 5, p. 16043, 2016.

SANYAL, S. K.; DE DATTA, S. K. Chemistry of Phosphorus Transformations in Soil. **Advances in Soil Science**, v. 16, p. 1–120, 1991.

SATO, S. et al. Phosphorus speciation in manure and manure-amended soils using XANES spectroscopy. **Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 19, p. 7485–7491, 2005.

SCHMITT, D. E. et al. Formation of ternary organic acids-Fe-P complexes on the growth of wheat (*Triticum aestivum*). **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 22, n. 10, p. 702–706, 2018.

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.

SCHOUMANS, O. F. et al. Phosphorus management in Europe in a changing world. **AMBIO**, v. 44, n. S2, p. 180–192, 2015.

SCHWERTMANN, U.; KODAMA, H.; FISCHER, W. R. Mutual interactions between organic and iron oxides. In: **Interactions of soil minerals with natural organics and microbes**. Madison: Soil Science Society of America, 1986. p. 223–250.

SELF-DAVIS, M. L.; MOORE, P. A.; JOERN, B. C. Water- or dilute salt-extractable phosphorus in soil. In: KOVAR, J.L., PIERZYNSKI, G. M. (Ed.). **Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters**. 2nd. ed. Blacksburg: Virginia Tech University, 2009. p. 24–27.

SHARPLEY, A. et al. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n. 2, p. 160–166, 1996.

SHARPLEY, A. N. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. **Journal of Environment Quality**, v. 24, p. 920–926, 1995.

SHARPLEY, A. N. et al. Can soil phosphorus sorption saturation estimate future potential legacy phosphorus sources? **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 3, n. 1, 2020.

SHARPLEY, A. N. et al. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n. 2, p. 160–166, 1996.

SHARPLEY, A. N.; DANIEL, T. C.; EDWARDS, D. R. Phosphorus Movement in the Landscape. **Journal of Production Agriculture**, v. 6, n. 4, p. 453–500, 1993.

SHARPLEY, A. N.; HERRON, S.; DANIEL, T. Overcoming the challenges of phosphorus-based management in poultry farming. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 62, n. 6, p. 375–389, 2007.

SHARPLEY, A. N.; MCDOWELL, R. W.; KLEINMAN, P. J. A. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. **Plant and Soil**, v. 237, n. 2, p. 287–307, 2001.

SHI, R. yong et al. Mechanisms for increasing soil resistance to acidification by long-term manure application. **Soil and Tillage Research**, v. 185, n. September 2018, p. 77–84, 2019.

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

SILVA, F. C. Da; RAIJ, B. Van. Disponibilidade de fósforo em solos avaliada por diferentes extratores. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 2, p. 267–288, 1999.

SIMARD, R. R.; EVANS, L. J.; BATES, T. E. The effects of additions of CaCO_3 and P on the soil solution chemistry of a podzolic soil. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 68, n. 1, p. 41–52, 1988.

SIMS, J. T. et al. Evaluation of Mehlich 3 as an Agri-Environmental Soil Phosphorus Test for the Mid-Atlantic United States of America. **Soil Science Society of America Journal**, v. 66, n. 6, p. 2016–2032, 2002.

SIMS, J. T.; SIMARD, R. R.; JOERN, B. C. Phosphorus Loss in Agricultural Drainage: Historical Perspective and Current Research. **Journal of Environmental Quality**, v. 27, n. 2, p. 277–293, 1998.

SINGH, B.; GILKES, R. J. Properties and distribution of iron oxides and their association with minor elements in the soils of south-western Australia. **Journal of Soil Science**, v. 43, n. 1, p. 77–98, 1992.

STEVENSON, F. **Humus chemistry: genesis, composition, reactions**. Nova York: John Wiley & Sons, Ltd, 1994.

TEDESCO, MJ; GIANELLO, C; ANGHINONI, I; BISSANI, CA; CAMARGO, F. W. S. (ED.). **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Sul, 2004.

TIESSEN, H.; STEWART, J. W. B.; COLE, C. V. Pathways of Phosphorus Transformations in Soils of Differing Pedogenesis. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, n. 4, p. 853–858, 1984.

TOMINAGA, M. Y.; MIDIO, A. F. Exposição humana a trihalometanos presentes em água tratada. **Revista de Saúde Pública**, v. 33, n. 4, p. 413–421, 1999.

USEPA 3051A. Method 3051A: **Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils**, 2007. Disponível em: <<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3051a.pdf>>

USEPA. 3015A. “Method 3015A (SW-846): **Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts**,” 2007. Revision 1. Washington, DC

VADAS, P. A. et al. A model for phosphorus transformation and runoff loss for surface-applied manures. **Journal of Environmental Quality**, v. 36, n. 1, p. 324–332, 2007.

VADAS, P. A. et al. Quantifying the Impact of Seasonal and Short-term Manure Application Decisions on Phosphorus Loss in Surface Runoff. **Journal of Environmental Quality**, v. 46, n. 6, p. 1395–1402, 2017.

VAN DER ZEE, S. E. A. T. M.; FOKKINK, L. G. J.; VAN RIEMSDIJK, W. H. A new technique for assessment of reversibly adsorbed phosphate. **Soil Science Society of America Journal**, v. 51, n. 3, p. 599–604, 1987.

VELÁSQUEZ, G. et al. Chemical nature of residual phosphorus in Andisols. **Geoderma**, v. 271, p. 27–31, 2016.

VIOLANTE, A. et al. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 10, n. 3, p. 268–292, 2010.

VONK, J. E. et al. Biodegradability of dissolved organic carbon in permafrost soils and aquatic systems: A meta-analysis. **Biogeosciences**, v. 12, n. 23, p. 6915–6930, 2015.

VONK, J. E.; GUSTAFSSON, Ö. **Permafrost-carbon complexities**, Nature Publishing Group, 2013.

WANG, C. et al. Spatial variations of soil phosphorus forms and the risks of phosphorus release in the water-level fluctuation zone in a tributary of the Three Gorges Reservoir. **Science of the Total Environment**, v. 699, p. 134124, 2020.

WANG, H. et al. Adsorption of phosphate on pure and humic acid-coated ferrihydrite. **Journal of Soils and Sediments**, v. 15, n. 7, p. 1500–1509, 2015.

WANG, H. et al. Phosphate adsorption on uncoated and humic acid-coated iron oxides. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, n. 7, p. 1911–1920, 2016.

WEIHRAUCH, C.; OPP, C. Ecologically relevant phosphorus pools in soils and their dynamics: The story so far. **Geoderma**, v. 325, n. January, p. 183–194, 2018.

WEYERS, E. et al. Inhibition of phosphorus sorption on calcite by dairy manure-sourced DOC. **Chemosphere**, v. 184, p. 99–105, 2017.

WHALEN, J. K. et al. Cattle Manure Amendments Can Increase the pH of Acid Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 64, n. 3, p. 962–966, 2000.

WOLF, A. M.; BAKER, D. E. Colorimetric method for phosphorus measurement in ammonium oxalate soil extracts. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 21, n. 19–20, p. 2257–2263, 1990.

XIANG, M. et al. Heavy metal contamination risk assessment and correlation analysis of heavy metal contents in soil and crops. **Environmental Pollution**, v. 278, 2021.

XU, Y.; SCHWARTZ, F. W. Lead immobilization by hydroxyapatite in aqueous solutions. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 15, n. 3, p. 187–206, 1994.

YANG, X.; POST, W. M. Phosphorus transformations as a function of pedogenesis: A synthesis of soil phosphorus data using Hedley fractionation method. **Biogeosciences**, v. 8, n. 10, p. 2907–2916, 2011.

YIN, Y. et al. The importance of organic matter distribution and extract soil: Solution ratio on the desorption of heavy metals from soils. **Science of the Total Environment**, v. 287, n. 1–2, p. 107–119, 2002.

ZAMBROSI, F. C. B.; ALLEONI, L. R. F.; CAIRES, E. F. Aplicação de gesso agrícola e especiação iônica da solução de um Latossolo sob sistema plantio direto. **Ciência rural**, v. 37, n. 1, p. 110–117, 2007.

ZHAO, Y. et al. The effects of two organic manures on soil properties and crop yields on a temperate calcareous soil under a wheat-maize cropping system. **European Journal of Agronomy**, v. 31, n. 1, p. 36–42, 2009.

ZHU, J.; LI, M.; WHELAN, M. Phosphorus activators contribute to legacy phosphorus availability in agricultural soils: A review. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 522–537, 2018.

**APÊNDICE 1 - HISTÓRICO DA CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO DEJETO LÍQUIDO
BOVINO (DLB) PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA FRANCO-ARGILOARENOSA**

Data de Aplicação DLB	Matéria Seca	N Total ^a	P Total ^b	K Total ^b
	g L ⁻¹	g L ⁻¹	g L ⁻¹	g L ⁻¹
07/12/2005	16	0,38	0,22	0,84
24/04/2006	86,4	2,2	0,84	1,66
22/09/2006	68,4	0,68	0,69	1,85
15/06/2007	110,2	2,3	0,63	1,87
27/11/2007	72	1,57	0,6	2,37
26/06/2008	108,2	2,14	0,69	2,13
17/08/2008	97,3	2,08	0,6	1,79
30/07/2009	73,4	1,71	0,76	1,91
09/12/2009	158,2	2,42	0,65	3,78
21/05/2010	71,4	1,68	0,79	2,28
17/11/2010	129,4	2,76	1,22	3,15
11/08/2011	15,9	1,4	0,13	1,08
04/01/2012	43,4	1,18	0,54	0,75
16/07/2012	48,6	1,9	0,52	0,75
07/01/2013	54,9	1,15	0,37	0,04
25/07/2013	31,8	2,8	0,3	0,38
03/01/2014	58,6	1,1	0,39	4,15
07/07/2014	nd	nd	nd	nd
04/11/2014	69,8	2,9	1,27	1,99
Média (safra)	76,35	1,79	0,62	1,82
Desvio padrão	37,6	0,7	0,3	1,1
Total	1313,9	32,35	11,21	32,77

Fonte: Abboud et al. (2018).

^a Combustão seca;

^b EPA 3051A (USEPA, 2007).

**APÊNDICE 2 - HISTÓRICO DA CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DO DEJETO LÍQUIDO BOVINO
(DLB) PARA O LATOSSOLO DE TEXTURA ARGILOSA**

Data de Aplicação DLB	Matéria Seca	N Total ^a	P Total ^b	K Total ^b
	g L ⁻¹	g L ⁻¹	g L ⁻¹	g L ⁻¹
11/05/2006	90,5	1,82	0,77	3,46
05/10/2006	75,5	1,74	0,61	2,35
04/05/2007	43,3	0,95	0,41	1,48
30/11/2007	89,6	2,02	0,72	3,04
01/08/2008	87,1	1,75	0,61	2,85
09/01/2009	46,7	1,1	0,32	1,57
04/08/2009	51	0,94	0,56	1,2
06/11/2009	44,9	2,6	0,92	1,91
27/07/2010	85,5	1,56	0,7	3,22
27/01/2011	93,1	1,74	0,84	4,14
02/08/2011	113	2,29	0,83	4,19
09/11/2011	94	1,85	0,69	3,71
10/08/2012	87,3	2,23	0,65	4,09
07/01/2013	73,7	1,56	0,54	0,13
10/06/2013	79,1	1,66	0,61	3,91
05/11/2013	71,1	1,44	0,43	3,27
28/07/2014	94,5	5,2	0,87	2,74
09/01/2015	91,4	4,2	0,7	3,49
Média (safra)	78,41	2,04	0,65	2,82
Desvio padrão	19,9	1,1	0,2	1,2
Total	1411,3	36,65	11,78	50,75

Fonte: Abboud et al. (2018).

^a Combustão seca;

^b EPA 3051A (USEPA, 2007).

APÊNDICE 3 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE AS DIFERENTES FORMAS DE CÁLCULO DO GSP E P MEHLICH-1 (N=48)

Latossolo de textura franco-argiloarenosa				
	GSP% _{Ox (0,5 Fe+Al)}	GSP% _{M1(Fe+Al)}	GSP% _{M1 (0,5 Fe+Al)}	P Mehlich-1
GSP% _{Ox (Fe+Al)}	1,00*	0,76*	0,76*	0,75*
GSP% _{Ox (0,5 Fe+Al)}		0,76*	0,76*	0,75*
GSP% _{M1(Fe+Al)}			1,00*	0,90*
GSP% _{M1(0,5 Fe+Al)}				0,90*

Latossolo de textura argilosa				
	GSP% _{Ox (0,5 Fe+Al)}	GSP% _{M1(Fe+Al)}	GSP% _{M1 (0,5 Fe+Al)}	P Mehlich-1
GSP% _{Ox (Fe+Al)}	1,00*	0,88*	0,88*	0,89*
GSP% _{Ox (0,5 Fe+Al)}		0,88*	0,88*	0,89*
GSP% _{M1(Fe+Al)}			1,00*	0,97*
GSP% _{M1(0,5 Fe+Al)}				0,97*

FONTE: A autora (2021).

* Coeficiente de correlação significativo ($p < 0,05$)

APÊNDICE 4 - RELAÇÕES ENTRE OS VÁRIOS MÉTODOS DE CÁLCULO DO GRAU DE SATURAÇÃO DE FÓSFORO (GSP)

Latossolo de textura franco-argiloarenosa	
(n=48)	R ²
$GSP_{OX (Fe + Al)} = 0,44(GSP_{M1(Fe + Al)}) + 8,84$	0,58*
$GSP_{OX (0,5Fe + Al)} = 0,44(GSP_{M1(0,5 Fe + Al)}) + 17,67$	0,58*

Latossolo de textura argilosa	
$GSP_{OX (Fe + Al)} = 0,85(GSP_{M1(Fe + Al)}) + 3,52$	0,77*
$GSP_{OX (0,5Fe + Al)} = 0,85(GSP_{M1(0,5 Fe + Al)}) + 7,05$	0,77*

FONTE: A autora (2021).

* $p < 0,05$

APÊNDICE 5 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE OS DIFERENTES EXTRATORES DE P E P SOLÚVEL NO ESCOAMENTO (N=48)

Latossolo de textura franco-argiloarenosa			
	P Mehlich-1	P Água	P CaCl ₂
P Oxalato	0,82*	0,94*	0,92*
P Mehlich-1		0,82*	0,75*
P Água			0,97*

Latossolo de textura argilosa			
	P Mehlich-1	P Água	P CaCl ₂
P Oxalato	0,96*	0,95*	0,94*
P Mehlich-1		0,94*	0,94*
P Água			0,95*

FONTE: A autora (2021). * Coeficiente de correlação significativo ($p < 0,05$)

**APÊNDICE 6 - RELAÇÕES ENTRE GSP CALCULADO DE DIFERENTES FORMAS COM P
MEHLICH-1 E P OXALATO**

GSP%	Mehlich-1 (mg kg ⁻¹)	Oxalato de Amônio (mg kg ⁻¹)		
	Equação	R ²	Equação	R ²
Latossolo de textura franco-argiloarenosa				
GSP% (Al + Fe)	$y = 4,48x + 34,4$	0,81*	$y = 16,85x - 29,68$	0,88*
GSP% (0,5 Al+Fe)	$y = 2,24x + 34,4$	0,81*	$y = 8,43x - 29,68$	0,88*
Latossolo de textura argilosa				
GSP% (Al + Fe)	$y = 11,08x - 0,97$	0,95*	$y = 56,12x - 73,10$	0,88*
GSP% (0,5 Al+Fe)	$y = 5,54x - 0,97$	0,95*	$y = 28,06x - 73,10$	0,88*

FONTE: A autora (2021).

*p<0,05

**APÊNDICE 7 - RELAÇÕES ENTRE GSP CALCULADO DE DIFERENTES FORMAS COM P
MEHLICH-1, NOS SOLOS COM APLICAÇÃO DE DLB A LONGO PRAZO – INCUBADOS 25, 50 E
100% DA CMAP (N= 192)**

GSP%	Mehlich-1	
	Equação	R ²
Latossolo de textura franco-argiloarenosa		
GSP% (Al + Fe)	$y = 4,20x + 57,85$	0,78*
GSP% (0,5 Al+Fe)	$y = 2,1x + 57,85$	0,78*
Latossolo de textura argilosa		
GSP% (Al + Fe)	$y = 6,46x + 38,62$	0,90*
GSP% (0,5 Al+Fe)	$y = 3,23x + 38,62$	0,94*

FONTE: A autora (2021).

*p<0,05

**APÊNDICE 8 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE AS DIFERENTES FORMAS DE CÁLCULO
DO GSP OS SOLOS INCUBADOS DE VEGETAÇÃO NATIVA**

Latossolo de textura franco-argiloarenosa			
	GSP% _{(0,5Fe + Al)SC}	GSP% _{(Fe +Al)CC}	GSP% _{(0,5 Fe + Al)CC}
GSP% _{(Fe +Al)SC}	1*	0,98*	0,98*
GSP% _{(0,5 Fe + Al)SC}		0,98*	0,98*
GSP% _{(Fe +Al)CC}			1*
Latossolo de textura argilosa			
	GSP% _{(0,5Fe + Al)SC}	GSP% _{(Fe +Al)CC}	GSP% _{(0,5 Fe + Al)CC}
GSP% _{(Fe +Al)SC}	1*	0,98*	0,98*
GSP% _{(0,5 Fe + Al)SC}		0,98*	0,98*
GSP% _{(Fe +Al)CC}			1*

FONTE: A autora (2021).

* = Coeficiente de correlação significativo (p<0,05)

SC: sem calagem, CC: com calagem

APÊNDICE 9 - REGRESSÕES COM GSP E OS TEORES DE P MEHLICH-1 PARA OS SOLOS DE VEGETAÇÃO NATIVA

GSP%	Equação	R²
Latossolo de textura franco-argiloarenosa		
Sem calagem		
GSP% _(Al + Fe)	$y = 8,681x - 10,333$	0,97*
GSP% _(0,5 Al+Fe)	$y = 4,3405x - 10,333$	0,97*
Com calagem		
GSP% _(Al + Fe)	$y = 4,7337x - 3,909$	0,98*
GSP% _(0,5 Al+Fe)	$y = 2,3668x - 3,909$	0,98*
Latossolo de textura argilosa		
Sem calagem		
GSP% _(Al + Fe)	$y = 15,804x + 3,4449$	0,97*
GSP% _(0,5 Al+Fe)	$y = 7,902x + 3,4449$	0,97*
Com calagem		
GSP% _(Al + Fe)	$y = 8,3194x + 0,297$	0,98*
GSP% _(0,5 Al+Fe)	$y = 4,1597x + 0,297$	0,98*

FONTE: A autora (2021).

*p<0,05

APÊNDICE 10 - MODELO DE REGRESSÃO LINEAR SEGMENTADA AJUSTADA PARA OS CHANGE POINTS ENCONTRADOS NO EXPERIMENTO DE LONGO PRAZO (TABELA 7)

	Equação Ajustada	R²
Latossolo de textura franco-argiloarenoso		
Oxalato de amônio		
GSP% _(Fe+Al) vs. P água	$P\acute{A}gua(GSP\%_{(Fe+Al)}) = \frac{(1,2 \cdot (24 - GSP) + 11 \cdot (GSP - 6,3))}{24 - 6,3}, 6,3 \leq GSP \leq 24$ $P\acute{A}gua(GSP\%_{(Fe+Al)}) = \frac{(11 \cdot (29,6 - GSP) + 22 \cdot (GSP - 24))}{29,6 - 24}, 24 \leq GSP \leq 29,6$	0,82*
GSP% _(0,5Fe+Al) vs. P água	$P\acute{A}gua(GSP\%_{(0,5Fe+Al)}) = \frac{(1,2 \cdot (48 - GSP) + 11 \cdot (GSP - 12,6))}{48 - 12,6}, 12,6 \leq GSP \leq 48$ $P\acute{A}gua(GSP\%_{(0,5Fe+Al)}) = \frac{(11 \cdot (59 - GSP) + 22 \cdot (GSP - 48))}{59 - 48}, 48 \leq GSP \leq 59$	0,82*
GSP% _(Fe+Al) vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{(Fe+Al)}) = \frac{(0,2 \cdot (17 - GSP) + 3,6 \cdot (GSP - 6,3))}{17 - 6,3}, 6,3 \leq GSP \leq 17$ $PCaCl_2(GSP\%_{(Fe+Al)}) = \frac{(3,6 \cdot (29,6 - GSP) + 15,7 \cdot (GSP - 17))}{29,6 - 17}, 17 \leq GSP \leq 29,6$	0,73*

GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5\ Fe+Al)}) = \frac{(0,2 \cdot (34 - GSP) + 3,6 \cdot (GSP - 12,6))}{34 - 12,6}, 12,6 \leq GSP \leq 34$	0,73*
	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5\ Fe+Al)}) = \frac{(3,6 \cdot (59 - GSP) + 15,7 \cdot (GSP - 34))}{59 - 34}, 34 \leq GSP \leq 59$	
Mehlich-1		
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P água	$PÁgua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(2,1 \cdot (26 - GSP) + 10,8 \cdot (GSP - 4,1))}{26 - 4,1}, 4,1 \leq GSP \leq 26$	0,77*
	$PÁgua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(10,8 \cdot (50,4 - GSP) + 23,4 \cdot (GSP - 26))}{50,4 - 26}, 26 \leq GSP \leq 50,4$	
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P água	$PÁgua(GSP\%_{0(0,5\ Fe+Al)}) = \frac{(2,1 \cdot (53 - GSP) + 10,8 \cdot (GSP - 8,2))}{53 - 8,2}, 8,2 \leq GSP \leq 53$	0,77*
	$PÁgua(GSP\%_{0(0,5\ Fe+Al)}) = \frac{(10,8 \cdot (101 - GSP) + 23,4 \cdot (GSP - 53))}{101 - 53}, 53 \leq GSP \leq 101$	
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(0,6 \cdot (26 - GSP) + 7,5 \cdot (GSP - 4,1))}{26 - 4,1}, 4,1 \leq GSP \leq 26$	0,75*
	$PCaCl_2(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(7,5 \cdot (50,4 - GSP) + 20,4 \cdot (GSP - 26))}{50,4 - 26}, 26 \leq GSP \leq 50,4$	
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5\ Fe+Al)}) = \frac{(0,6 \cdot (53 - GSP) + 7,5 \cdot (GSP - 8,2))}{53 - 8,2}, 8,2 \leq GSP \leq 53$	0,75*
	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5\ Fe+Al)}) = \frac{(7,5 \cdot (101 - GSP) + 20,3 \cdot (GSP - 53))}{101 - 53}, 53 \leq GSP \leq 101$	
P Mehlich-1 vs. P água	$PÁgua(Mehlich1) = \frac{(1,9 \cdot (189 - GSP) + 12,3 \cdot (GSP - 34))}{189 - 34}, 34 \leq GSP \leq 189$	0,70*
	$PÁgua(Mehlich1) = \frac{(12,3 \cdot (249 - GSP) + 22,7 \cdot (GSP - 189))}{249 - 189}, 189 \leq GSP \leq 249$	
P Mehlich-1 vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(Mehlich1) = \frac{(0,7 \cdot (222 - GSP) + 10,4 \cdot (GSP - 34))}{222 - 34}, 34 \leq GSP \leq 222$	0,66*
	$PCaCl_2(Mehlich1) = \frac{(10,4 \cdot (249 - GSP) + 24 \cdot (GSP - 222))}{249 - 222}, 222 \leq GSP \leq 249$	
Latossolo de textura argilosa		R ²
Oxalato de amônio		
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P água	$PÁgua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(0,9 \cdot (11 - GSP) + 6,0 \cdot (GSP - 1,8))}{11 - 1,8}, 1,8 \leq GSP \leq 11$	0,89*
	$PÁgua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(6,0 \cdot (15,6 - GSP) + 16,2 \cdot (GSP - 11))}{15,6 - 11}, 11 \leq GSP \leq 15,6$	
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P água	$PÁgua(GSP\%_{0(0,5\ Fe+Al)}) = \frac{(0,9 \cdot (22 - GSP) + 6,0 \cdot (GSP - 3,6))}{22 - 3,6}, 3,6 \leq GSP \leq 22$	0,89*
	$PÁgua(GSP\%_{0(0,5\ Fe+Al)}) = \frac{(6,0 \cdot (31,2 - GSP) + 16,2 \cdot (GSP - 22))}{31,2 - 22}, 22 \leq GSP \leq 31,2$	

GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(0,3 \cdot (11 - GSP) + 2,1 \cdot (GSP - 1,8))}{11 - 1,8}, 1,8 \leq GSP \leq 11$	0,82*
	$PCaCl_2(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(2,1 \cdot (15,6 - GSP) + 7,4 \cdot (GSP - 11))}{15,6 - 11}, 11 \leq GSP \leq 15,6$	
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5 Fe+Al)}) = \frac{(0,3 \cdot (21 - GSP) + 2,1 \cdot (GSP - 3,6))}{21 - 3,6}, 3,6 \leq GSP \leq 21$	0,82*
	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5 Fe+Al)}) = \frac{(2,1 \cdot (31,2 - GSP) + 7,4 \cdot (GSP - 21))}{31,2 - 21}, 21 \leq GSP \leq 31,2$	
Mehlich-1		
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P água	$PÁgua(GSP\%_{(Fe+Al)}) = \frac{(1,5 \cdot (8,0 - GSP) + 7,4 \cdot (GSP - 0,17))}{8,0 - 0,17}, 0,17 \leq GSP \leq 8,0$	0,90*
	$PÁgua(GSP\%_{(Fe+Al)}) = \frac{(7,4 \cdot (14,5 - GSP) + 16 \cdot (GSP - 8,0))}{14,5 - 8,0}, 8,0 \leq GSP \leq 14,5$	
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P água	$PÁgua(GSP\%_{0(0,5 Fe+Al)}) = \frac{(1,5 \cdot (16 - GSP) + 7,4 \cdot (GSP - 0,35))}{16 - 0,35}, 0,35 \leq GSP \leq 16$	0,90*
	$PÁgua(GSP\%_{0(0,5 Fe+Al)}) = \frac{(7,4 \cdot (29 - GSP) + 16 \cdot (GSP - 16))}{29 - 16}, 16 \leq GSP \leq 29$	
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{(Fe+Al)}) = \frac{(0,4 \cdot (6,0 - GSP) + 2,0 \cdot (GSP - 0,17))}{6,0 - 0,17}, 0,17 \leq GSP \leq 6,0$	0,91*
	$PCaCl_2(GSP\%_{(Fe+Al)}) = \frac{(2,0 \cdot (14,5 - GSP) + 7,3 \cdot (GSP - 6,0))}{14,5 - 6,0}, 6,0 \leq GSP \leq 14,5$	
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5 Fe+Al)}) = \frac{(0,4 \cdot (11 - GSP) + 2,0 \cdot (GSP - 0,35))}{11 - 0,35}, 0,35 \leq GSP \leq 11$	0,91*
	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5 Fe+Al)}) = \frac{(2,0 \cdot (29 - GSP) + 7,3 \cdot (GSP - 11))}{29 - 11}, 11 \leq GSP \leq 29$	

* p < 0,05

**APÊNDICE 11 - MODELO DE REGRESSÃO LINEAR SEGMENTADA AJUSTADA PARA OS
CHANGE POINTS ENCONTRADOS NO EXPERIMENTO DE VEGETAÇÃO NATIVA (TABELA 10)**

	Equação Ajustada	R²
Latossolo de textura franco-argiloarenoso Sem calagem		
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P água	$PÁgua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(0,7 \cdot (7 - GSP) + 3,9 \cdot (GSP - 1,5))}{7 - 1,5}, 1,5 \leq GSP \leq 7$ $PÁgua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(3,9 \cdot (23,4 - GSP) + 26 \cdot (GSP - 7))}{23,4 - 7}, 7 \leq GSP \leq 23,4$	0,97*
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P água	$PÁgua(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(0,7 \cdot (14 - GSP) + 3,9 \cdot (GSP - 3))}{14 - 3}, 3 \leq GSP \leq 14$ $PÁgua(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(3,9 \cdot (46,8 - GSP) + 26 \cdot (GSP - 14))}{46,8 - 14}, 14 \leq GSP \leq 46,8$	0,97*
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl2(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(0,8 \cdot (10 - GSP) + 2,8 \cdot (GSP - 1,5))}{10 - 1,5}, 1,5 \leq GSP \leq 10$ $PCaCl2(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(2,8 \cdot (23,4 - GSP) + 12,6 \cdot (GSP - 10))}{23,4 - 10}, 10 \leq GSP \leq 23,4$	0,97*
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl2(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(0,8 \cdot (21 - GSP) + 2,8 \cdot (GSP - 3))}{21 - 3}, 3 \leq GSP \leq 21$ $PCaCl2(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(2,8 \cdot (46,8 - GSP) + 12,6 \cdot (GSP - 21))}{46,8 - 21}, 21 \leq GSP \leq 46,8$	0,97*
P Mehlich-1 vs. P CaCl ₂	$PCaCl2(Mehlich1) = \frac{(0,8 \cdot (103 - GSP) + 4,6 \cdot (GSP - 8,6))}{103 - 8,6}, 8,6 \leq GSP \leq 103$ $PCaCl2(Mehlich1) = \frac{(4,6 \cdot (197 - GSP) + 12,7 \cdot (GSP - 103))}{197 - 103}, 103 \leq GSP \leq 197$	0,98*
Latossolo de textura franco-argiloarenoso com calagem		
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P água	$PÁgua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(0,8 \cdot (10 - GSP) + 2,5 \cdot (GSP - 1,8))}{10 - 1,8}, 1,8 \leq GSP \leq 10$ $PÁgua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(2,5 \cdot (39,3 - GSP) + 22,6 \cdot (GSP - 10))}{39,3 - 10}, 10 \leq GSP \leq 39,3$	0,99*
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P água	$PÁgua(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(0,8 \cdot (19 - GSP) + 2,5 \cdot (GSP - 3,7))}{19 - 3,7}, 3,7 \leq GSP \leq 19$ $PÁgua(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(2,5 \cdot (78,7 - GSP) + 22,6 \cdot (GSP - 19))}{78,7 - 19}, 19 \leq GSP \leq 78,7$	0,99*
P Mehlich-1 vs. P água	$Págua(Mehlich1) = \frac{(0,5 \cdot (107 - GSP) + 9,3 \cdot (GSP - 6))}{107 - 6}, 6 \leq GSP \leq 107$ $Págua(Mehlich1) = \frac{(9,3 \cdot (175 - GSP) + 22,6 \cdot (GSP - 107))}{175 - 107}, 107 \leq GSP \leq 175$	0,98*

Latossolo de textura argilosa sem calagem		R ²
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P água	$P\acute{A}gua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(-0,35 \cdot (7 - GSP) + 11,8 \cdot (GSP - 0,1))}{7 - 0,1}, 0,1 \leq GSP \leq 7$	0,98*
	$P\acute{A}gua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(11,8 \cdot (18,1 - GSP) + 45,8 \cdot (GSP - 7))}{18,1 - 7}, 7 \leq GSP \leq 18,1$	
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P água	$P\acute{A}gua(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(-0,35 \cdot (14 - GSP) + 11,8 \cdot (GSP - 0,14))}{14 - 0,14}, 0,14 \leq GSP \leq 14$	0,98*
	$P\acute{A}gua(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(11,8 \cdot (36,1 - GSP) + 45,8 \cdot (GSP - 14))}{36,1 - 14}, 14 \leq GSP \leq 36,1$	
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(0,5 \cdot (8 - GSP) + 2,5 \cdot (GSP - 0,1))}{8 - 0,1}, 0,1 \leq GSP \leq 8$	0,96*
	$PCaCl_2(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(2,5 \cdot (18 - GSP) + 8,9 \cdot (GSP - 8))}{18 - 8}, 8 \leq GSP \leq 18$	
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(0,5 \cdot (15 - GSP) + 2,5 \cdot (GSP - 0,14))}{15 - 0,14}, 0,14 \leq GSP \leq 15$	0,96*
	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(2,5 \cdot (36 - GSP) + 8,9 \cdot (GSP - 15))}{36 - 15}, 15 \leq GSP \leq 36$	
P Mehlich-1 vs. P água	$P\acute{a}gua(Mehlich1) = \frac{(-0,32 \cdot (134 - GSP) + 14 \cdot (GSP - 1,1))}{134 - 1,1}, 1,1 \leq GSP \leq 134$	0,96*
	$P\acute{a}gua(Mehlich1) = \frac{(14 \cdot (315 - GSP) + 51 \cdot (GSP - 134))}{315 - 134}, 134 \leq GSP \leq 315$	
P Mehlich-1 vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(Mehlich1) = \frac{(0,5 \cdot (161 - GSP) + 3 \cdot (GSP - 1,1))}{161 - 1,1}, 1,1 \leq GSP \leq 161$	0,97*
	$PCaCl_2(Mehlich1) = \frac{(3 \cdot (315 - GSP) + 10,5 \cdot (GSP - 161))}{315 - 161}, 161 \leq GSP \leq 315$	
Latossolo de textura argilosa com calagem		
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P água	$P\acute{A}gua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(0,07 \cdot (12 - GSP) + 6 \cdot (GSP - 0,1))}{12 - 0,1}, 0,1 \leq GSP \leq 12$	0,98*
	$P\acute{A}gua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(6 \cdot (33,5 - GSP) + 33 \cdot (GSP - 12))}{33,5 - 12}, 12 \leq GSP \leq 33,5$	
GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P água	$P\acute{A}gua(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(0,07 \cdot (23 - GSP) + 6 \cdot (GSP - 0,3))}{23 - 0,3}, 0,3 \leq GSP \leq 23$	0,98*
	$P\acute{A}gua(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(6 \cdot (67 - GSP) + 33 \cdot (GSP - 23))}{67 - 23}, 23 \leq GSP \leq 67$	
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(0,7 \cdot (14 - GSP) + 4 \cdot (GSP - 0,1))}{14 - 0,1}, 0,1 \leq GSP \leq 14$	0,99*
	$PCaCl_2(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(4 \cdot (33,5 - GSP) + 17 \cdot (GSP - 14))}{33,5 - 14}, 14 \leq GSP \leq 33,5$	

GSP% _{0(0,5Fe+Al)} vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(0,7 \cdot (28 - GSP) + 4 \cdot (GSP - 0,3))}{28 - 0,3}, 0,3 \leq GSP \leq 28$	0,99*
	$PCaCl_2(GSP\%_{0(0,5Fe+Al)}) = \frac{(4 \cdot (67 - GSP) + 17 \cdot (GSP - 28))}{67 - 28}, 28 \leq GSP \leq 67$	
P Mehlich-1 vs. P água	$Págua(Mehlich1) = \frac{(0,1 \cdot (108 - GSP) + 6,9 \cdot (GSP - 1,4))}{108 - 1,4}, 1,4 \leq GSP \leq 108$	0,99*
	$Págua(Mehlich1) = \frac{(6,9 \cdot (270 - GSP) + 32 \cdot (GSP - 108))}{270 - 108}, 108 \leq GSP \leq 270$	
P Mehlich-1 vs. P CaCl ₂	$PCaCl_2(Mehlich1) = \frac{(0,7 \cdot (124 - GSP) + 4,3 \cdot (GSP - 1,4))}{124 - 1,4}, 1,4 \leq GSP \leq 124$	0,98*
	$PCaCl_2(Mehlich1) = \frac{(4,3 \cdot (270 - GSP) + 16,4 \cdot (GSP - 124))}{270 - 124}, 124 \leq GSP \leq 270$	

* p < 0,05

**APÊNDICE 12 - MODELO DE REGRESSÃO LINEAR SEGMENTADA AJUSTADA PARA OS
CHANGE POINTS ENCONTRADOS NO EXPERIMENTO DE LONGO PRAZO + INCUBAÇÕES
(CMAP) (FIGURA 3)**

Latossolo de textura argilosa		R ²
P Mehlich-1 vs. P água	$Págua(Mehlich1) = \frac{(1,1 \cdot (167 - GSP) + 24 \cdot (GSP - 2,3))}{167 - 2,3}, 2,3 \leq GSP \leq 167$	0,91*
	$Págua(Mehlich1) = \frac{(24 \cdot (618 - GSP) + 167 \cdot (GSP - 167))}{618 - 167}, 167 \leq GSP \leq 618$	
Latossolo de textura franco-argiloarenosa		
GSP% _{0(Fe+Al)} vs. P água	$Págua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(1,3 \cdot (47 - GSP) + 33,8 \cdot (GSP - 2,4))}{47 - 2,4}, 2,4 \leq GSP \leq 47$	0,82*
	$Págua(GSP\%_{0(Fe+Al)}) = \frac{(33,8 \cdot (108 - GSP) + 97 \cdot (GSP - 47))}{108 - 47}, 47 \leq GSP \leq 108$	
P Mehlich-1 vs. P água	$Págua(Mehlich1) = \frac{(1,4 \cdot (239 - GSP) + 26 \cdot (GSP - 34))}{239 - 34}, 34 \leq GSP \leq 239$	0,85*
	$Págua(Mehlich1) = \frac{(26 \cdot (444 - GSP) + 83 \cdot (GSP - 239))}{444 - 239}, 239 \leq GSP \leq 444$	

* p < 0,05

CAPÍTULO II

**APÊNDICE 13 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE OS EXTRATORES DE P NAS
PROFUNDIDADES DE 0-0,05, 0,05-0,10 E 0,10-0,15 M**

0 - 0,05 m			
	P Oxalato	P Água	P CaCl ₂
P Mehlich-1	0,97*	0,96*	0,97*
P Oxalato		0,97*	0,97*
P Água			0,98*
0,05 - 0,10 m			
	P Oxalato	P Água	P CaCl ₂
P Mehlich-1	0,92*	0,95*	0,92*
P Oxalato		0,98*	0,96*
P Água			0,95*
0,10 - 0,15 m			
	P Oxalato	P Água	P CaCl ₂
P Mehlich-1	0,50*	0,63*	0,62*
P Oxalato		0,84*	0,88*
P Água			0,97*

FONTE: A autora (2021).

* Coeficiente de correlação de Pearson significativo ($p < 0,05$)

**APÊNDICE 14 - CORRELAÇÃO DE PEARSON DA FRAÇÃO DE P E TEORES DE AL, FE E CA
EXTRAÍDOS COM NAHCO₃**

	Ca total NaHCO ₃	Fe total NaHCO ₃	P total NaHCO ₃	Pi NaHCO ₃	Po NaHCO ₃
0 - 0,05 m					
Al total NaHCO ₃	0,77*	0,60*	0,41 ^{ns}	0,32 ^{ns}	0,42 ^{ns}
Ca total NaHCO ₃		0,85*	0,74*	0,65*	0,73*
Fe total NaHCO ₃			0,87*	0,72*	0,88*
P total NaHCO ₃				0,88*	0,99*
Pi NaHCO ₃					0,79*
0,05 - 0,10 m					
Al total NaHCO ₃	-0,56*	0,78*	-0,28 ^{ns}	-0,40 ^{ns}	-0,16 ^{ns}
Ca total NaHCO ₃		-0,34 ^{ns}	0,78*	0,67*	0,71*
Fe total NaHCO ₃			-0,11	-0,35 ^{ns}	0,07 ^{ns}
P total NaHCO ₃				0,82*	0,93*
Pi NaHCO ₃					0,54*
0,10 - 0,15 m					
Al total NaHCO ₃	-0,66*	0,75*	-0,40 ^{ns}	-0,46 ^{ns}	-0,36 ^{ns}
Ca total NaHCO ₃		-0,55*	0,53*	0,54*	0,51*
Fe total NaHCO ₃			-0,31 ^{ns}	-0,45 ^{ns}	-0,26 ^{ns}
P total NaHCO ₃				0,91*	0,99*
Pi NaHCO ₃					0,84*

FONTE: A autora (2021).

* = Coeficiente de correlação significativo (p<0,05)

^{ns} = Coeficiente de correlação não significativo (p>0,05)

**APÊNDICE 15 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE A FRAÇÃO DE P E OS TEORES DE AL,
FE E CA EXTRAÍDOS COM HCL**

	Ca HCl	Fe HCl	P HCl
0 - 0,05 m			
Al HCl	0,36 ^{ns}	0,50*	0,19 ^{ns}
Ca HCl		0,11 ^{ns}	0,25 ^{ns}
Fe HCl			0,73*
0,05 - 0,10 m			
Al HCl	0,05 ^{ns}	0,64*	0,20 ^{ns}
Ca HCl		0,06 ^{ns}	0,05 ^{ns}
Fe HCl			0,50*
0,10 - 0,15 m			
Al HCl	0,42 ^{ns}	0,32 ^{ns}	-0,21 ^{ns}
Ca HCl		0,59*	0,49 ^{ns}
Fe HCl			0,51*

FONTE: A autora (2021).

* = Coeficiente de correlação significativo (p<0,05)

^{ns} = Coeficiente de correlação não significativo (p>0,05)

APÊNDICE 16 - CORRELAÇÃO DE PEARSON ENTRE AS FRAÇÕES DE P

	P Resina	Pi NaHCO 3	Po NaHCO 3	Pi NaOH 0,1	Po NaOH 0,1	Pi HCl	Pi NaOH 0,5	Po NaOH 0,5	P residual
0 - 0,05 m									
P solúvel	0,93*	0,75*	0,96*	0,92*	0,88*	0,87*	0,91*	0,86*	0,85*
P Resina		0,81*	0,95*	0,91*	0,83*	0,85*	0,86*	0,82*	0,81*
Pi NaHCO ₃			0,80*	0,82*	0,83*	0,58*	0,80*	0,68*	0,78*
Po NaHCO ₃				0,92*	0,92*	0,86*	0,88*	0,82*	0,82*
Pi NaOH 0,1					0,83*	0,72*	0,84*	0,81*	0,87*
Po NaOH 0,1						0,71*	0,86*	0,72*	0,80*
P HCl							0,84*	0,73*	0,69*
Pi NaOH 0,5								0,87*	0,90*
Po NaOH 0,5									0,82*
0,05 - 0,10 m									
P solúvel	0,76*	0,76*	0,82*	0,74*	0,56*	0,76*	0,68*	0,63*	0,75*
P Resina		0,64*	0,64*	0,65*	0,64*	0,66*	0,82*	0,63*	0,54*
Pi NaHCO ₃			0,54*	0,70*	0,53*	0,78*	0,77*	0,67*	0,70*
Po NaHCO ₃				0,67*	0,55*	0,73*	0,65*	0,66*	0,70*
Pi NaOH 0,1					0,33 ^{ns}	0,76*	0,76*	0,46 ^{ns}	0,74*
Po NaOH 0,1						0,57*	0,66*	0,55*	0,45 ^{ns}
P HCl							0,74*	0,68*	0,78*
Pi NaOH 0,5								0,60*	0,64*
Po NaOH 0,5									0,64*
0,10 - 0,15 m									
P solúvel	0,17 ^{ns}	0,76*	0,81*	0,71*	0,58*	0,83*	0,62*	0,77*	0,61*
P Resina		0,19 ^{ns}	0,09 ^{ns}	0,24 ^{ns}	0,61*	0,02 ^{ns}	0,55*	0,14 ^{ns}	0,57*
Pi NaHCO ₃			0,84*	0,74*	0,57*	0,69*	0,71*	0,53*	0,52*
Po NaHCO ₃				0,78*	0,51*	0,71*	0,63*	0,80*	0,58*
Pi NaOH 0,1					0,60*	0,43 ^{ns}	0,55*	0,66*	0,45 ^{ns}
Po NaOH 0,1						0,45 ^{ns}	0,80*	0,55*	0,78*
P HCl							0,56*	0,48 ^{ns}	0,55*
Pi NaOH 0,5								0,56*	0,73*
Po NaOH 0,5									0,68*

FONTE: A autora (2021).

* = Coeficiente de correlação significativo ($p < 0,05$)

^{ns} = Coeficiente de correlação não significativo ($p > 0,05$)

**APÊNDICE 17 - CORRELAÇÃO DE PERSON DAS FRAÇÕES DE P COM OS TEORES DE
MEHLICH-1 E OXALATO**

	P Oxalato	P Mehlich-1
0-0,05 m		
P solúvel	0,97*	0,96*
P resina	0,95*	0,97*
Pi NaHCO₃	0,85*	0,84*
Po NaHCO₃	0,98*	0,98*
Pi NaOH 0,1	0,97*	0,95*
Po NaOH 0,1	0,91*	0,91*
P HCl	0,81*	0,81*
Pi NaOH 0,5	0,90*	0,89*
Po NaOH 0,5	0,83*	0,85*
P residual	0,88*	0,85*
0,05-0,10 m		
P solúvel	0,89*	0,91*
P resina	0,78*	0,80*
Pi NaHCO₃	0,74*	0,72*
Po NaHCO₃	0,78*	0,75*
Pi NaOH 0,1	0,87*	0,77*
Po NaOH 0,1	0,66*	0,69*
P HCl	0,78*	0,80*
Pi NaOH 0,5	0,78*	0,77*
Po NaOH 0,5	0,53*	0,52*
P residual	0,79*	0,78*
0,10-0,15 m		
P solúvel	0,78*	0,61*
P resina	0,03 ^{ns}	0,27 ^{ns}
Pi NaHCO₃	0,51*	0,36 ^{ns}
Po NaHCO₃	0,73*	0,33 ^{ns}
Pi NaOH 0,1	0,67*	0,29 ^{ns}
Po NaOH 0,1	0,51*	0,25 ^{ns}
P HCl	0,50*	0,35 ^{ns}
Pi NaOH 0,5	0,46 ^{ns}	0,49 ^{ns}
Po NaOH 0,5	0,85*	0,50*
P residual	0,41 ^{ns}	0,27 ^{ns}

FONTE: A autora (2021).

* = Coeficiente de correlação significativo (p<0,05)

^{ns} = Coeficiente de correlação não significativo (p>0,05)