

EFEITO DAS DOSES DE DEJETO LÍQUIDO DE SUÍNOS NOS ATRIBUTOS FÍSICOS, QUÍMICOS E ELETROQUÍMICOS EM UM LATOSSOLO DO CERRADO

Raysa Trindade da Silva^a, Wagner Arruda de Jesus^a, Mário Rodrigo dos Santos Soares^b, Ariane Isis Barros^{a,*}  e Oscarlina Lúcia dos Santos Weber^a

^aDepartamento de Solos e Engenharia Rural, Universidade Federal de Mato Grosso, 78605-091 Cuiabá – MT, Brasil

^bDepartamento de Química, Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal de Mato Grosso, 78605-091 Cuiabá – MT, Brasil

Recebido: 28/09/2023; aceito: 27/02/2024; publicado online: 29/04/2024

EFFECT OF LIQUID SWINE WASTEWATER DOSES ON PHYSICAL, CHEMICAL AND ELECTROCHEMICAL ATTRIBUTES IN A CERRADO OXISOL. The addition of organic residues enhances soil and plant organic matter and nutrient content. To gauge the impact of varying liquid swine waste (LSW) levels on soil, we studied changes in a clayey Oxisol's physical, chemical, and electrochemical traits from the Cerrado. LSW doses (0, 50, 150, 450, 600 m³ ha⁻¹) were applied to the 0-0.20 m layer in a randomized design with three replicates. Post a 30-day incubation at 60% field capacity, the soil underwent mineralogical, physical (clay dispersed in water - CDW), chemical (sodium adsorption ratio - SAR, cation exchange capacity - CEC, base saturation - V%), and electrochemical (pH in H₂O and KCl, ΔpH, point of zero charge - PZC, point of zero salt effect - PZSE, surface electric potential - ψ₀, and electrical conductivity - EC) analyses. The levels of exchangeable Ca, K, Mg, Na, and available P increased with increasing LSW doses. Increasing LSW doses in the soil led to an increase in EC, but soil salinization was not observed at the highest dose. With the application of LSW doses, there was a decrease in pH, ΔpH, PZSE, and an increase in CEC, PZC and ψ₀. Despite the increase in ψ₀, low clay dispersibility was observed.

Keywords: organic fertilization; salts in the soil; clay dispersion in water.

INTRODUÇÃO

Atualmente a adubação orgânica ou mesmo sua associação com a adubação química tem se tornado uma alternativa economicamente viável para os produtores rurais devido à grande quantidade de resíduos orgânicos de origem animal.^{1,2} Estudos tem mostrado que a adubação orgânica com esterco de animais proporciona aumento da capacidade de troca catiônica (CTC) e do pH,³ aumento dos teores de Cu, P, Zn e mais destacadamente de Ca, K e Mg nas camadas superficiais dos solos^{4,5} e estes efeitos tem sido atribuídos à maior quantidade de matéria orgânica (MO) disponibilizada.⁶

A adição de dejetos líquidos suínos (DLS) traz benefícios físicos e químicos aos solos.^{7,8} No entanto, a aplicação de altas doses de DLS em Latossolos pode ser prejudicial devido ao acúmulo de Ca, K, Mg e Na, os quais elevam a condutividade elétrica e levam à salinização dos solos, devido a dispersão de argila e com consequente diminuição da agregação das partículas, entupimento de poros, redução da condutividade hidráulica e selamento superficial, resultando na perda do solo por erosão hídrica.⁹⁻¹³ Homem *et al.*,¹⁴ em estudo com uso prolongado de DLS nas pastagens cultivada num Latossolo de textura média, observaram que a argila dispersa em água (ADA) aumentou na camada mais profunda do solo devido ao maior teor de Na.

A condutividade elétrica (CE) é um dos parâmetros utilizados para determinar a concentração de sais no solo, isto é, quanto mais intensa a corrente, maior é concentração de íons dissolvidos.¹⁵ Solos que apresentam CE acima de 4 mS cm⁻¹ são considerados salinos. Altas concentrações de sais elevam o potencial osmótico, podem restringir a absorção de nutrientes, interferir no desenvolvimento das plantas e reduzir a produtividade.¹⁶

Outros parâmetros importantes para avaliar o efeito da aplicação de DLS nas propriedades eletroquímicas de solo são o ponto de

efeito salino nulo (PESN) e ponto de carga zero (PCZ). Segundo Sposito,¹⁷ o PESN é um valor de pH no qual a carga líquida não se altera com a variação da concentração de sal. O PCZ representa o pH de máxima floculação de partículas e é definido como o valor de pH em que a superfície de determinado coloide tem carga nula.^{18,19} Assim, em um meio com pH > PCZ o coloide terá carga líquida negativa, indicando um aumento na CTC e potencial negativo na superfície do solo. Com pH < PCZ se observará o inverso destes efeitos e com pH = PCZ a CTC e o potencial de superfície serão nulos.²⁰

Na camada superficial de solos tropicais, onde observa-se a presença de MO, são encontrados valores de pH maiores que PCZ e cargas negativas, consequentemente com maior CTC. Nas camadas mais profundas tem-se valores de pH menores que PCZ e cargas predominantemente positivas, o que resulta em maior capacidade de troca de aniões (CTA).²¹ Embora a mineralogia de Latossolos seja semelhante na fração argila, as propriedades se apresentam com comportamentos distintos entres eles. Isto se deve a origem do material, bem como as condições ambientais, uso e manejo do solo.²² Com isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de doses de DLS nos atributos físico, químicos e eletroquímicos em um Latossolo argiloso proveniente do Cerrado nativo.

PARTE EXPERIMENTAL

Solo

A amostra de solo utilizada foi de um Latossolo de textura argilosa,²³ proveniente do Cerrado nativo, coletado na camada de 0-0,20 m, localizado no município de Campo Verde, MT (15°22'43,13"S, 55°09'31,33"W). Os atributos do solo foram caracterizados seguindo metodologia de Teixeira *et al.*²⁴ e na Tabela 1 encontram-se as características físicas e químicas.

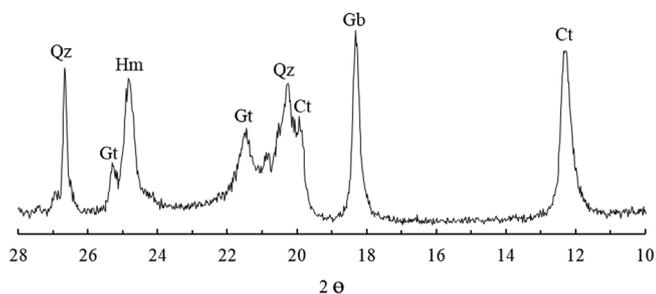
*e-mail: ariane.isis@hotmail.com

Tabela 1. Características físicas e químicas do Latossolo de Cerrado nativo, após calagem

Parâmetros	Resultados
pH H ₂ O	6,41
pH KCl	5,96
ΔpH	0,45
MO / (g kg ⁻¹)	40
K ⁺ / (cmol _c dm ⁻³)	0,41
Na ⁺ / (cmol _c dm ⁻³)	0,06
Ca ²⁺ + Mg ²⁺ / (cmol _c dm ⁻³)	7,85
Al ³⁺ / (cmol _c dm ⁻³)	0
H ⁺ + Al ³⁺ / (cmol _c dm ⁻³)	1,65
SB / (cmol _c dm ⁻³)	8,32
T / (cmol _c dm ⁻³)	9,97
V / %	83,45
Areia / (g kg ⁻¹)	198
Silte / (g kg ⁻¹)	147
Argila / (g kg ⁻¹)	655
ADA / (g kg ⁻¹)	479,49
Densidade aparente / (g cm ⁻³)	1,05

MO: Matéria orgânica; H⁺ + Al³⁺: acidez potencial; SB: soma de bases; T: capacidade de troca catiônica em pH 7; V: saturação por bases; ADA: argila dispersa em água.

A mineralogia do solo foi caracterizada por meio da difração de raios X (DRX), em equipamento da marca Bruker, modelo D8 Advance. A difração da radiação resulta em ângulos 2θ característico, o que proporciona a identificação dos minerais predominantes no solo analisado²⁵ (Figura 1).

**Figura 1.** Difratograma de raios X do Latossolo de Cerrado nativo. Qz: quarzo; Gt: goethita; Ct: caulinita; Gb: gibbsita; Hm: hematita

Os teores semi-quantitativos dos óxidos de silício, alumínio, ferro e titânio no solo foram obtidos a partir de espectrometria de fluorescência de raios X por energia dispersiva (EDXRF), em equipamento da marca Shimadzu, modelo EDX-700HS sob as condições de operação de atmosfera a vácuo em dois canais: Ti/U, com tensão de 50 kV e corrente de 8 μA, com tempo de excitação de 98 s; e Na/Sc a 15 kV e 63 μA, por 99 s. O feixe incidente teve colimação de 10 mm. Os índices de intemperismo (Ki e Kr) foram obtidos conforme descrito por Santos *et al.*²³ Os teores de SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃ e TiO₂, obtidos da terra fina seca ao ar (TFSA) por EDXRF foram de 48,43; 33,38; 14,53 e 2,41%, respectivamente. Os valores de Ki e Kr dos solos estudados foram de 1,17 e 0,98, respectivamente.

Composição química do DLS

O DLS, tratado em biodigestor, foi procedente da granja

Bordignon, sob regime de confinamento total, em unidade de terminação de suínos, do município de Campo Verde, MT. A composição química da amostra foi caracterizada imediatamente na sua chegada no laboratório, conforme metodologia do Ministério de Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA),²⁶ cujos resultados estão apresentados na Tabela 2.

Tabela 2. Composição do dejetto líquido de suíno (DLS) procedente da granja Bordignon, sob regime de confinamento total, em unidade de terminação de suínos, do município de Campo Verde, MT

Parâmetros	Resultados
pH H ₂ O	7,61
N / (g L ⁻¹)	34,44
Ca / (mg L ⁻¹)	117,5
Mg / (mg L ⁻¹)	20,4
DBO / (mg L ⁻¹)	1,491
DQO / (mg L ⁻¹)	6,350
MS / (g L ⁻¹)	52,18
CE / mScm ⁻¹	10,04
RAS / (mmol _c L ⁻¹)	1,29
P total	85,21
K / (mg L ⁻¹)	39,58
Na / (mg L ⁻¹)	57,9
S / (mg L ⁻¹)	161,33
Mn / (mg L ⁻¹)	26,04
Fe / (mg L ⁻¹)	191,85
Cu / (mg L ⁻¹)	81,81
Zn / (mg L ⁻¹)	149,19
SS / (g L ⁻¹)	12,49

DBO: Demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; MS: massa seca; CE: condutividade elétrica; RAS: relação de adsorção de sódio; SS: sólidos sedimentáveis.

Incubação do solo com as doses de DLS

De modo a sobrepor a dose econômica para grandes culturas (100 m³ ha⁻¹)²⁷ e representar as aplicações anuais nas lavouras, os tratamentos do solo consistiram na aplicação de seis doses de DLS: 0, 50, 150, 450 e 600 m³ ha⁻¹. Posteriormente, as amostras foram incubadas por 30 dias, permanecendo em recipientes vedados, sob umidade de 60% da capacidade de campo. Transcorrido esse tempo, as amostras foram secas em estufa de circulação forçada de ar, a 60 °C, depois destorroadas e analisou-se os atributos físicos (argila total e ADA), químicos (macronutrientes e carbono orgânico total) e eletroquímicos (pH, PCZ, PESN, relação de adsorção de sódio (RAS) e CE). Foram realizadas quatro repetições, sob delineamento inteiramente casualizado.

Com base nas concentrações de nutrientes presentes no DLS e no volume aplicado ao solo foram estimados os teores de cada nutriente contidos nas amostras de solo incubadas (Tabela 3).

Determinação dos atributos físicos, químicos e eletroquímicos do Latossolo sob doses de DLS

Para as análises da argila total e ADA foi utilizado o método da pipeta, conforme metodologia descrita por Teixeira *et al.*²⁴ A condutividade elétrica foi obtida de acordo com metodologia proposta por Camargo *et al.*²⁸

Tabela 3. Aporte de nutrientes, via DLS no solo incubado

Dose / (m ³ ha ⁻¹)	N / (kg ha ⁻¹)	Ca / (kg ha ⁻¹)	Mg / (kg ha ⁻¹)	K / (kg ha ⁻¹)	Na / (kg ha ⁻¹)	P / (kg ha ⁻¹)
50	17,00	5,88	1,02	1,98	2,90	4,26
150	51,00	17,63	3,06	5,94	8,69	12,78
300	102,00	35,25	6,12	11,87	17,37	25,56
450	153,00	52,88	9,18	17,81	26,06	38,34
600	204,00	70,50	12,24	23,75	34,74	51,13

Para as determinações do PESN e das cargas elétricas dos solos utilizou-se a metodologia de Raij e Peech.²⁹ Para isso foram realizadas três séries de experimentos, isto é, para cada concentração de KCl (2; 0,2 e 0,02 mol L⁻¹) foram pesados 0,5 g de TFSA em sete tubos de centrifuga de 50 mL, adicionou-se 10 mL de KCl e, em quatro frascos adicionou-se 0,4; 0,8; 1 e 2 mL de NaOH 0,1 mol L⁻¹ e nos últimos três frascos adicionou-se 0,8; 1,2 e 1,6 mL de HCl 0,1 mol L⁻¹. Por último, foram adicionados 20 mL de água deionizada. Para completar cada série, preparou-se o branco com a solução de KCl com sua respectiva concentração e água.

As amostras foram agitadas em agitador horizontal por 1 h dia⁻¹, durante 3 dias, a temperatura ambiente. Em seguida foi determinado o pH da fase sobrenadante, utilizando pHmetro de bancada da marca BEL, modelo PHS 3BW. Com os valores de pH foram calculadas as intersecções das curvas por meio do programa PESN 1.0,³⁰ obtendo-se apenas um valor médio para as três séries, de cada dose de DLS aplicada. Com isso foi calculado o potencial elétrico (ψ_0), em mV, da camada de Stern, conforme a Equação de Nerst simplificada por Raij e Peech²⁹ (Equação 1).

$$\psi_0 = 59,1(\text{PESN} - \text{pH H}_2\text{O}) \quad (1)$$

Para extração de Ca, Mg e Al foi utilizado como extrator KCl 1 mol L⁻¹, enquanto que para a extração de P, Na e K foi utilizado como extrator solução com os ácidos HCl e H₂SO₄ a 0,01 mol L⁻¹ (Melich 1). A acidez total (H + Al) foi extraída com acetato de cálcio, conforme descrito por Teixeira *et al.*²⁴ Os teores de Ca, K, Mg e Na foram determinados por espectrometria de absorção atômica em chama (FAAS), em equipamento da marca Varian, modelo AA50.

Seguindo metodologia descrita por Teixeira *et al.*,²⁴ obteve-se a soma de bases (SB) a partir dos teores de Ca, K e Mg; as capacidades de troca catiônica efetiva (t) e total (T); a saturação por bases (V%); o pH em H₂O e em KCl. O teor de MO foi obtido a partir do carbono orgânico pelo método Walkley e Black, descrito por Mendonça e Matos.³¹

A RAS foi calculada a partir da Equação 2, conforme descrito por Ribeiro *et al.*,¹⁵ sendo as concentrações de Na⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ expressas em mmol_c L⁻¹.

$$\text{RAS} = \frac{[\text{Na}^+]}{\sqrt{0,5 \times ([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}])}} \quad (2)$$

O PCZ foi estimado conforme a equação proposta por Keng e Uehara³² (Equação 3).

$$\text{PCZ} = 2 \text{ pH KCl} - \text{pH H}_2\text{O} \quad (3)$$

Análise estatística

Os resultados obtidos, com exceção dos atributos eletroquímicos (pH em H₂O e em KCl, Δ pH, PCZ, PESN e ψ_0), quando significativos foram submetidos ao teste F, ao nível de 5% e em função das

doses de DLS aplicadas. Estes dados foram submetidos à análise de regressão, ao nível de 5% de probabilidade, por intermédio do programa Sisvar 5.3.³³

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O entendimento das propriedades do DLS como, por exemplo, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e teor de nutrientes, entre outros, é essencial para a avaliação das consequências da disposição deste resíduo no solo. A DBO representa a quantidade de oxigênio necessária para que os microrganismos decomponham a matéria orgânica, em condições aeróbias, por meio de processos bioquímicos. Já a DQO é a quantificação do teor de oxigênio necessário para realizar a oxidação tanto da matéria orgânica quanto da inorgânica. Quanto maior o valor de DBO e DQO maior a poluição orgânica.³⁴ Neste estudo, a DBO e DQO foram 1,491 e 6,350 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 2). Estes resultados encontram-se abaixo dos obtidos por Araujo *et al.*³⁵ e Vivan *et al.*³⁶ e isto pode estar relacionado ao tempo para a realização da análise, uma vez que não foram determinados imediatamente na saída do biodigestor. Dejetos líquidos de suínos, após tratamento em biodigestor, apresentam DBO e DQO consideravelmente menores que DLS sem tratamento.^{35,36}

Como pode ser observado na Tabela 2, o DLS contém em sua composição Ca, Cu, Fe, K, Mg, Mn, N, Na, S e Zn. Assim, a utilização de DLS pode favorecer o aumento dos teores de nutrientes nas camadas mais superficiais do solo (Tabela 3), bem como a alteração dos atributos físicos (ADA), químicos (RAS, CTC, V%) e eletroquímicos (pH em H₂O e KCl, Δ pH, PCZ, PNE, ψ_0 e CE).⁷⁻²¹ Os parâmetros K, Na, P, t e RAS tiveram aumento linear com a adição das doses de DLS (Tabela 4). A variável V% teve tendência quadrática com R² não significativo. As variáveis H + Al, CE, ADA, PESN e PCZ não se ajustaram a nenhum modelo matemático linear e Ca, Mg, T e MO apesar de apresentarem tendência linear, o R² também não foi significativo.

Tabela 4. Equações de regressão referentes aos parâmetros significativos

Variável	Equação	R ²
K	$y = 1,1 \times 10^{-3}x + 0,4311$	0,9648 ^a
Na	$y = 8 \times 10^{-5}x + 0,0663$	0,9214 ^a
P	$y = 1,95 \times 10^{-2}x + 3,4864$	0,9979 ^a
t	$y = 4,9 \times 10^{-3}x + 8,4242$	0,7077 ^a
RAS	$y = 9 \times 10^{-5}x + 0,1056$	0,9102 ^a

^aSignificativo (p > 0,05); t: capacidade de troca de cátions efetiva; RAS: relação de adsorção de sódio; R²: coeficiente de determinação.

Os teores de K, Na e RAS aumentaram com as doses de DLS (Tabelas 4 e 5). Como pode ser observado na Tabela 5, os teores de K e Na são menores aos de Ca e Mg. Smanhotto *et al.*³ afirmam que K e Na são adsorvidos na sobra de cargas, quando em condições de igualdade ou em menor concentração a outros sais no solo, após o preenchimento pelos íons de maior valência e menor raio hidratado, que é um fator favorável à sua substituição de acordo com a série preferencial de adsorção H⁺ > Al³⁺ > Ca²⁺ > Mg²⁺ > K⁺ > NH₄⁺ > Na⁺. Embora o RAS tenha aumentado, linearmente com as doses de DLS, a CE observada, para todas as doses, foi menor a 4 mS cm⁻¹ (Tabela 6). De acordo com esses mesmos autores, o aumento do teor de Na em condições de CE menor que 4 mS cm⁻¹ não representa risco de salinidade ou sodicidade ao solo.

O teor de P disponível aumentou com as doses (Tabelas 4 e 5), tendo sido o aporte desse nutriente fornecido pelas doses de DLS de

Tabela 5. Atributos químicos do solo após aplicação de diferentes doses de DLS

Dose / (m ³ ha ⁻¹)	Ca ²⁺ / (cmol _c dm ⁻³)	Mg ²⁺ / (cmol _c dm ⁻³)	K ⁺ / (cmol _c dm ⁻³)	Na ⁺ / (cmol _c dm ⁻³)	H + Al / (cmol _c dm ⁻³)	Al / (cmol _c dm ⁻³)	t / (cmol _c dm ⁻³)	T / (cmol _c dm ⁻³)	P / (mg dm ⁻³)	V / %	MO / (g kg ⁻¹)
0	5,07	1,78	0,39	0,06	1,50	0,00	7,33	8,83	3,74	83,29	40,70
50	6,57	2,39	0,47	0,08	1,70	0,00	9,55	11,25	4,40	84,88	36,01
150	6,78	2,32	0,67	0,08	2,50	0,00	9,87	12,37	6,09	79,80	38,82
300	6,38	2,16	0,73	0,09	0,55	0,00	9,43	9,98	9,31	94,46	45,20
450	6,82	2,62	0,95	0,10	0,65	0,00	10,51	11,16	12,48	94,18	49,32
600	7,32	2,87	1,03	0,11	2,25	0,00	11,39	13,64	15,12	83,50	43,13

t: Capacidade de troca de cátions efetiva; T: capacidade de troca catiônica em pH 7; V: saturação por bases; MO: matéria orgânica.

4,26; 12,78; 25,56; 38,34 e 51,13 kg ha⁻¹ (Tabela 3). O Latossolo deste estudo, por ter textura argilosa e de mineralogia caulinitica, apresentou alta superfície de adsorção ao íon fosfato, provavelmente promovendo sua baixa concentração na solução do solo.²² A disponibilidade de P pode ser aumentada em decorrência da adição de MO, caso deste estudo, por ser o DLS fonte desse atributo, à qual é importante na síntese do P e de modo à disponibilizá-lo para as plantas.³⁷

Como pode ser observado na Tabela 6, com a adição de DLS a acidez potencial aumentou até a dose de 150 m³, comparada à testemunha, porém diminuiu para as doses de 300 e 450 m³, seguido de um pequeno aumento para a de 600 m³. Embora o tempo de incubação do DLS no solo não tenha sido suficiente para incorporação da MO, pois não foi significativa, essa MO proveniente do DLS pode ter alterado o pH do solo. De acordo com Smanhotto *et al.*,³ a respiração dos microrganismos presentes na MO libera C-CO₂, acidificando o meio e diminuindo o teor de carbono orgânico, conseqüentemente, reduzindo o teor de MO, o que influenciou na DBO do dejetto (Tabela 2).

Outro processo que pode ter sido responsável pela elevação da acidez potencial da solução do solo foi a substituição dos íons H⁺ dos grupos funcionais dos colóides do solo pelos cátions adicionados,^{21,38} o que elevou a CTC total em todas as doses de DLS, sem que houvesse aumento da saturação por bases, quando comparado à testemunha (Tabela 5), ocasionando redução do pH e aumento da CE.

Os valores de ADA variaram entre 433,78 e 464,09 g kg⁻¹ com aumento dos teores de Ca, K, Mg e Na na solução do solo. Em todas as doses estudadas ocorreu floculação das argilas (ver Tabela 6). Na dose de 600 m³ ha⁻¹ isso foi evidente, devido ao alto valor da CE nas mais altas concentrações de sais na solução do solo e o conseqüente aumento da dupla camada elétrica. No entanto, não foi observado dispersão da argila, uma vez que ADA foi menor em comparação com a testemunha.

O PESN do solo foi de 7,01. Dias *et al.*³⁹ afirmam que quanto maior o percentual de caulinita na fração argila, menor o PESN do solo. Dessa forma, o Latossolo deste estudo tem médio grau de intemperismo, cujo Ki e Kr são de 1,17 e 0,98, respectivamente, o que o caracteriza como caulinitico. De acordo com Santos *et al.*,²³ o

valor máximo é de 2,2 para ambos os parâmetros, sendo que quanto menor for este valor, mais intemperizado é o solo.

Como observado na Tabela 6, o PESN da testemunha diminuiu com adição das doses de DLS, variando entre 3,41 a 4,28, este resultado está concordante com os encontrados por Benites e Mendonça,²¹ os quais observaram diminuição nos valores de PESN com uso de adubos orgânicos. O decréscimo do PESN e aumento do potencial negativo podem estar relacionados com a presença de grupos reativos da matéria orgânica, principalmente de grupos carboxílicos que manifestam carga negativa na faixa de pH comum para os solos,²¹ ou pela adsorção específica de hidroxilas nas superfícies dos óxidos e hidróxidos, como de Fe e Al.²⁹

Com a aplicação de DLS, o valor de PCZ se aproximou ao valor de pH, menor ΔpH (Tabela 6). Quando o PCZ se aproxima do pH há uma maior floculação das argilas.⁴⁰ A floculação da argila pode ser observada pela diminuição dos valores de ADA, mostrando que o uso de DLS até a dose de 600 m³ ha⁻¹ e por um período de incubação de 30 dias, minimiza a dispersão da argila, de modo que o solo se mantenha estável quanto ao processo erosivo.

CONCLUSÕES

A disponibilidade de Ca, K, Mg, Na e P, a CTC e a floculação da argila aumentaram com as doses crescentes de DLS, sem apresentar riscos de salinização por sódio. Enquanto que o potencial elétrico superficial negativo aumentou com as doses de DLS, o PESN e o ΔpH diminuíram. Com isso, doses de DLS de até 600 m³ ha⁻¹, após tratamento em biodigestor, são uma boa fonte de adubação orgânica, podendo substituir parcialmente ou completamente a adubação química, uma vez que além de aumentar os teores de nutrientes no solo, promoveu melhorias dos atributos físicos, químicos e eletroquímicos do Latossolo argiloso estudado.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o Conselho Nacional de Desenvolvimento

Tabela 6. Atributos eletroquímicos do solo após aplicação de diferentes doses de DLS

Dose / (m ³ ha ⁻¹)	pH		Δ pH	PCZ	PESN	ψ ₀ / mV	CE / (mS cm ⁻¹)	RA / mmol	ADA / (g kg ⁻¹)
	H ₂ O	KCl							
0	6,89	6,27	-0,62	5,65	7,01	7,28	0,87	0,10	479,49
50	5,95	5,70	-0,25	5,45	3,41	-150,3	2,36	0,11	433,78
150	5,92	5,68	-0,25	5,43	4,28	-97,1	2,80	0,12	436,91
300	7,10	6,70	-0,41	6,29	3,76	-197,6	1,19	0,14	435,83
450	7,25	6,88	-0,37	6,52	4,08	-187,3	1,20	0,15	437,09
600	6,43	6,22	-0,20	6,02	4,23	-129,8	3,05	0,16	464,09

PCZ: Ponto de carga zero; PESN: ponto de efeito salino nulo; ψ₀: potencial elétrico superficial; CE: condutividade elétrica; RA: relação de adsorção de sódio; ADA: argila dispersa em água.

Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Mato Grosso (FAPEMAT) pelas bolsas (FAPEMAT/CNPq 150469/2023-3; PDCTR/FAPEMAT/CNPq 300082/2022-3) e suporte financeiro (FAPEMAT/CNPq/PRO-000174/2023).

REFERÊNCIAS

1. Instituto Mato-Grossense de Economia Agropecuária (IMEA) e Associação dos Criadores de Suínos de Mato Grosso (ACRISMAT); *Relatório Semanal de Mercado de Suínos*, 2023, <https://acrismat.com.br/storage/docs/reports/relatorio-semanal-06-09-23-2023-09-13-17-47-65022de0473eb.pdf>, acessado em Abril 2024.
2. Magalhães, S. S. A.; Weber, O. L. S.; *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **2021**, 25, 386. [Crossref]
3. Smanhotto, A.; Sampaio, S. C.; Bosco, T. C. D.; Prior, M.; Soncela, R.; *Braz. Arch. Biol. Technol.* **2013**, 56, 723. [Crossref]
4. Scherer, E. E.; Nunes, N. C.; *Bragantia* **2009**, 68, 715. [Link] acessado em Abril 2024
5. Lourenzi, C. R.; Ceretta, C. A.; Brunetto, G.; Giroto, E.; Tiecher, T. L.; Vieira, R. C. B.; Cancian, A.; Ferreira, P. A. A.; *Rev. Bras. Cienc. Solo* **2014**, 38, 949. [Crossref]
6. Scherer, E. E.; Baldissera, I. T.; Nunes, N. C.; *Rev. Bras. Cienc. Solo* **2007**, 31, 123. [Crossref]
7. Magalhães, S. S. A.; Weber, O. L. S.; *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **2022**, 26, 3. [Crossref]
8. Oliveira, D.; de Lima, R. P.; Verburg, J.; Ernst, E.; *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **2015**, 19, 2080. [Crossref]
9. Agne, S. A. A.; Klein, V. A.; *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **2014**, 18, 720. [Crossref]
10. Almeida, A. C. D. S.; Santos, H. H.; Bortolo, D. P.; Lourente, E. R. P.; Cortez, J. W.; de Oliveira, F. C.; *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **2018**, 22, 843. [Crossref]
11. Mafra, M. S. H.; Cassol, P. C.; Albuquerque, J. A.; Correa, J. C.; Grohskopf, M. A.; Panisson, J.; *Pesqui. Agropecu. Bras.* **2014**, 49, 630. [Crossref]
12. Queiroz, F. M.; Matos, A. T.; Gomes, O. P.; Oliveira, R. A.; *Cienc. Rural* **2004**, 34, 1487. [Crossref]
13. Condé, M. S.; Almeida Neto, O. B.; Homem, B. G. C.; Ferreira, I. M.; Silva, M. D.; *Vértices* **2013**, 15, 161. [Crossref]
14. Homem, B. G. C.; Almeida Neto, O. B.; Condé, M. S.; Silva, M. D.; *Cientifica* **2014**, 42, 299. [Crossref]
15. Ribeiro, M. R.; Barros, M. F. C.; Freire, M. B. G. S. Em *Química e Mineralogia do Solo, Parte II: Aplicações*; Melo, V. F.; Alleoni, L. R. F., eds.; Sociedade Brasileira de Ciência do Solo: Viçosa, 2009, cap. 19.
16. Oliveira, F. C.; Mattiazzo, M. E.; Marciano, C. R.; Rosseto, R.; *Rev. Bras. Cienc. Solo* **2002**, 26, 505. [Crossref]
17. Sposito, G.; *The Chemistry of Soils*, 2nd ed.; Oxford University Press: Oxford, 2008.
18. Fontes, M. P. F.; Camargo, O. A.; Sposito, G.; *Scientia Agrícola (Piracicaba, Braz.)* **2001**, 58, 627. [Crossref]
19. Laverdiere, M. R.; Weaver, R. M.; *Soil Sci. Soc. Am. J.* **1977**, 41, 505. [Crossref]
20. Tavares Filho, J.; Barbosa, G. M. C.; Ribon, A. A. R.; *Rev. Bras. Cienc. Solo* **2010**, 34, 1527. [Crossref]
21. Benites, V. M.; Mendonça, E. S.; *Rev. Bras. Cienc. Solo* **1988**, 22, 215. [Crossref]
22. Fink, J. R.; Inda, A. V.; Tiecher, T.; Barrón, V.; *Cienc. Agrotecnol.* **2016**, 40, 369. [Crossref]
23. dos Santos, H. G.; Jacomine, P. K. T.; dos Anjos, L. H. C.; de Oliveira, V. A.; Coelho, M. R.; de Almeida, J. A.; de Araújo Filho, J. C.; de Oliveira, J. B.; Cunha, T. J. F.; *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*, 5^a ed.; Embrapa: Brasília, 2018.
24. Teixeira, P. C.; Donagemma, G. K.; Fontana, A.; Teixeira, W. G.; *Manual de Métodos de Análise de Solo*, 3^a ed.; Embrapa: Brasília, 2017.
25. Cullity, B. D.; Stock, S. R.; *Elements of X-Ray Diffraction*, 3rd ed.; Prentice Hall: Upper Saddle River, 2001.
26. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA); *Manual de Métodos Analíticos Oficiais para Fertilizantes Minerais e Corretivos*; MAPA: Brasília, 2017. [Link] acessado em Abril 2024
27. Pereira, P. A.; Sampaio, S. C.; Reis, R. R. D.; Rosa, D. M.; Correa, M. M.; *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **2016**, 20, 49. [Crossref]
28. Camargo, O. A.; Moniz, A. C.; Jorge, J. A.; Valadares, J. M. A. S.; *Métodos de Análise Química, Mineralógica e Física de Solos do Instituto Agronômico de Campinas*, Instituto Agronômico: Campinas, 2009. [Link] acessado em Abril 2024
29. Raij, B. V.; Peech, M.; *Soil Sci. Soc. Am. J.* **1972**, 36, 587. [Crossref]
30. Alves, M. E.; Macedonio, C. R.; Lavorenti, A.; *Rev. Bras. Cienc. Solo* **2022**, 26, 553. [Crossref]
31. Mendonça, E.; Matos, E.; *Matéria Orgânica do Solo: Métodos de Análises*, 2^a ed.; Produção Independente: Viçosa, 2017.
32. Keng, J. C.; Uehara, G.; *Proceedings of Soil Crop Science Society of Florida* **1974**, 33, 119. [Link] acessado em Abril 2024
33. Ferreira, D. F.; *Cienc. Agrotecnol.* **2011**, 35, 1039. [Crossref]
34. Souza, C. F.; Carvalho, C. C. S.; Campos, J. A.; Matos, A. T.; Ferreira, W. P. M.; *Rev. Ceres* **2009**, 56, 128. [Link] acessado em Abril 2024
35. Araújo, I. S.; Oliveira, J. L. R.; Alves, R. G. C. M.; Belli Filho, P.; Costa, R. H. R.; *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **2012**, 16, 745. [Crossref]
36. Vivan, M.; Kunz, A.; Stolberg, J.; Perdomo, C.; Techio, V. H.; *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* **2010**, 14, 320. [Crossref]
37. Dantas, R. C. R.; Brasil, E. C.; da Silva Júnior, M. L.; Gama, M. A. P.; *Journal of Agricultural Studies* **2020**, 8, 484. [Crossref]
38. Albuquerque, J. A.; Bayer, C.; Ernani, P. R.; Fontana, E. C.; *Rev. Bras. Cienc. Solo* **2000**, 24, 295. [Crossref]
39. Dias, N. M. P.; Alleoni, L. R. F.; Casagrande, J. C.; Camargo, O. A.; *Rev. Bras. Cienc. Solo* **2001**, 25, 297. [Crossref]
40. Gillman, G. P.; *Aust. J. Soil Res.* **1974**, 12, 173. [Crossref]