

## Lixiviação de nitrato e amônio em Latossolo Vermelho distroférico

Carolina Cardoso Lisboa<sup>1</sup>, Jakeline Rosa Oliveira<sup>1</sup>, Francielle Roberta Dias de Lima<sup>1</sup>, Elen Alvarenga Silva<sup>1</sup>, Carlos Alberto Silva<sup>1</sup>, João José Granate de Sá e Melo Marques<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, Brasil. E-mail: carolalisboa@yahoo.com.br (ORCID: 0000-0001-6902-7269); oliveirajakeline791@gmail.com (ORCID: 0000-0002-9951-556X); frandislim@gmail.com (ORCID: 0000-0003-0186-7004); elenalvarenga@yahoo.com.br (ORCID: 0000-0002-1353-6096); csilva@dcs.ufra.br (ORCID: 0000-0003-3152-1485); jmarques@dcs.ufra.br (ORCID: 0000-0002-2354-433X)

**RESUMO:** O nitrogênio um importante nutriente exigido pelas plantas pode sofrer o processo de lixiviação e com isso contaminar o lençol freático e os cursos d'água. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a dinâmica de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  e de  $\text{NH}_4^+$  em colunas de solo deformado submetidas à adubação orgânica e mineral. O experimento foi conduzido em casa de vegetação, coletou-se amostras de 0-15 cm de profundidade de um LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico. O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, com sete tratamentos: EA: esterco de aves; EB: esterco bovino; CO: composto orgânico; HU: húmus de minhoca; GE: resíduo da fabricação de gelatina; AS: Uréia; TC: testemunha sem adubação nitrogenada e três repetições. Ao longo do experimento, os teores de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$  foram regularmente determinados no lixiviado coletado e no solo das colunas. A maior produção de massa seca da planta de milho foi nos tratamentos AS e EA. Em todos os tratamentos e na testemunha, os teores de  $\text{NO}_3^-$  foram maiores em relação ao  $\text{NH}_4^+$  no solo ao final do experimento. A lixiviação, tanto de amônio quanto de nitrato, ocorreu na seguinte ordem decrescente: EA > HU > GE ≥ AS > EB > TC > CO. Considerando-se tanto a produção vegetal quanto a lixiviação de amônio e nitrato não foi observada uma evidente vantagem dos adubos orgânicos em relação à adubação mineral convencional.

**Palavras-chave:** adubação orgânica; colunas de solo; nitrogênio

## Leaching of nitrate and ammonium in Anionic Acrudox

**ABSTRACT:** Nitrogen an important nutrient required by plants can undergo the leaching process and thereby contaminate the water table and water courses. Thus, the objective of this work was to evaluate the dynamics of  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{NH}_4^+$  leaching in columns of deformed soil submitted to organic and mineral fertilization. The experiment was conducted in a greenhouse, 0-15 cm deep samples were collected from an Anionic Acrudox. The experimental design was completely randomized, with seven treatments: EA: birds manure; EB: bovine manure; CO: organic compound; HU: earthworm humus; GE: residue from the manufacture of gelatine; AS: Urea; TC: control without nitrogen fertilization and three replicates. During the experiment, the  $\text{NO}_3^-$  and  $\text{NH}_4^+$  contents were regularly determined in the leachate collected and in the soil of the columns. The highest dry matter yield of the corn plant was in the AS and EA treatments. In all treatments and in the control,  $\text{NO}_3^-$  contents were higher in relation to  $\text{NH}_4^+$  in the soil at the end of the experiment. The leaching of both ammonium and nitrate occurred in the following decreasing order: EA > HU > GE ≥ AS > EB > TC > CO. Considering both the plant production and the ammonium and nitrate leaching, within the limits of this study, an obvious advantage of the organic fertilizers tested in relation to conventional mineral fertilization was not observed.

**Key words:** organic fertilization; columns of soil; nitrogen

## Introdução

A agricultura é uma das principais causas de poluição da água, quando os insumos são aplicados em quantidades superiores à aquela que as culturas podem absorver (FAO, 2015). A magnitude dos impactos ambientais é dependente do sistema de cultivo adotado e da intensidade do manejo. A implementação de sistemas de cultivo integrados e a redução do requerimento de energia externa podem minimizar possíveis impactos advindos da agricultura moderna (Martins & Alves, 2015).

Dessa forma, a agricultura vem passando por um período de mudanças e uma conscientização sobre o conceito de sustentabilidade e qualidade alimentar. É neste contexto que se insere a agricultura orgânica ao visar produzir alimentos de origem conhecida com altos valores nutricionais e com preocupação social e ambiental, particularmente no que se refere ao ciclo do nitrogênio N (Mariani & Henkes, 2015; Clay et al., 2016).

O amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) e o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) constituem a forma final da mineralização do N orgânico contido em qualquer resíduo ou adubo orgânico adicionado ao solo. O nitrato por apresentar carga negativa pode ser repellido pelas cargas das partículas do solo, principalmente na camada arável, que geralmente apresenta predomínio de carga negativa, dessa forma o  $\text{NO}_3^-$  pode ficar livre em solução e ser lixiviado, podendo ao longo do tempo atingir o lençol freático (Silva et al., 2016).

Em alguns solos brasileiros, as perdas de  $\text{NO}_3^-$  por lixiviação são mínimas, devido à maior capacidade de armazenamento de água dos solos argilosos reduzindo a percolação de água pelo perfil (Klein & Klein, 2015) e, conseqüentemente, o arraste de  $\text{NO}_3^-$  para camadas inferiores; junto a isso, há também cargas elétricas positivas das partículas do solo em profundidade que retêm o ânion (Araújo et al., 2014). Porém, em alguns estudos, tem sido observado a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  em Latossolos muito argilosos, mesmo com altos teores de óxidos de Fe e gibbsita (Mendes et al., 2015). Isso implica em maiores cuidados no manejo da adubação nitrogenada, quer seja sob agricultura orgânica ou convencional, em razão das condicionantes econômicas e ambientais envolvidas.

Dentre os adubos nitrogenados, os inorgânicos, como ureia e sulfato de amônio, são muito utilizados na agricultura intensiva (Mortate et al., 2018), já os adubos orgânicos encontram-se na agricultura de menor escala, mesmo apresentando vantagem na melhoria das condições físico-químicas e na conservação do solo (Mellek et al., 2010; Comin et al., 2013; Cassol et al., 2012). Para os adubos orgânicos

como fonte de N, podemos citar o esterco animal, atribuído a forte presença no cenário brasileiro, pois o Brasil é o segundo maior produtor mundial de carne de frango, bem como é o quarto maior produtor de carne suína (ABPA, 2018). Diante do grande volume de resíduos e dos benefícios que estes podem gerar na melhoria da qualidade do solo e na produção agrícola faz-se importante se conhecer o comportamento no sistema solo-planta. Nesse aspecto, vários estudos são desenvolvidos com relação ao uso de resíduos orgânicos como fornecimento de N, sua disponibilidade nas formas de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$ , lixiviação, dentre outros (Loecke et al., 2004; Cordovil et al., 2007; Silva et al., 2013; Bedada et al., 2014; Santos et al., 2018).

Através da aplicação de resíduo ruminal bovino em Latossolos, Silva et al. (2013) observaram que não houve acúmulo de  $\text{NO}_3^-$  no lixiviado por efeito das doses aplicadas, não sendo observada nenhuma diferença entre os mesmos. Resultado contrário aos encontrados por Boeira (2009) que encontrou diferenças significativas nos teores de  $\text{NO}_3^-$  acumulado no lixiviado produzido pela incubação de lodo de esgoto de acordo com o aumento das doses aplicadas (0, 100, 400, e 800 kg de N ha<sup>-1</sup>). Bedada et al. (2014) observaram um aumento na produção de 11% na cultura do milho, em comparação com o tratamento controle, quando o composto preparado com esterco bovino e resíduos agrícolas foi aplicado.

Desta forma, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a dinâmica de lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  e de  $\text{NH}_4^+$  em colunas de solo deformado de um Latossolo Vermelho distroférico típico submetidas a adubação orgânica e mineral, verificando se há vantagens claras no emprego desses adubos em relação à adubação convencional.

## Material e Métodos

O experimento foi conduzido em casa de vegetação. Para realização do experimento, foram coletadas amostras de solo na profundidade de 0-15 cm de um LATOSSOLO VERMELHO Distroférico típico (LVdf) (Santos et al., 2013).

Realizou-se a caracterização química e física do solo (Embrapa, 2017) e com os resultados obtidos calculou-se a necessidade de calagem pelo método da saturação por bases, a fim de se obter uma saturação por bases de 60% (Tabela 1). Utilizou-se o calcário com 12% de MgO, 42% de CaO e PRNT 97%.

As amostras foram secas ao ar e passadas em peneiras de 4 mm. Após secagem e peneiramento o solo foi colocado em tubos de PVC com 20 cm de diâmetro e 20 cm de altura perfazendo um volume de 4,24 L. Na parte inferior dos tubos,

**Tabela 1.** Características químicas e físicas do solo antes e após calagem.

	pH	P	K	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	t	T	V	m	P-rem	Corg	N-T	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Argila	Silte	Areia
	(H <sub>2</sub> O)	(mg kg <sup>-1</sup> )	(cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	(cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	(cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	(%)	(%)	(%)	(%)	(mg kg <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(mg kg <sup>-1</sup> )	(mg kg <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )	(g kg <sup>-1</sup> )			
Antes	5.6	6	36	4	0.6	0	3.2	4.2	4	7	57	0	20	14.5	3	103	22	690	160	150
Após	6.3	8	41	4	0.8	0	2.9	5	5	8	63	0	11	14.5	2	74	26			

SB=soma de bases; t= CTC efetiva; T=CTC pH7; V=saturação por bases; m=Saturação por alumínio; C= carbono orgânico; P-rem= fósforo remanescente; N-T= N-orgânico + N-mineral (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + NH<sub>4</sub><sup>+</sup>).

foram colocados lâ acrílica como meio filtrante e um funil para coleta do lixiviado.

As colunas com solo foram irrigadas diariamente, conforme descrito adiante, e permaneceram assim, já com adubo orgânico, porém sem plantio, durante 30 dias. Após esse período realizou-se a semeadura com milho (*Zea mays* L.), aos 20 dias após a semeadura realizou-se o desbaste, deixando-se uma planta por coluna de solo. Ao final do experimento o milho foi cortado rente ao solo para posterior análise da parte área da planta.

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado, com sete tratamentos: EA: esterco de aves (18 t ha<sup>-1</sup>); EB: esterco bovino (32 t ha<sup>-1</sup>); CO: composto orgânico (resíduos vegetais + resíduo animal) (35 t ha<sup>-1</sup>); HU: húmus de minhoca (47 t ha<sup>-1</sup>); GE: resíduo da fabricação de gelatina (18 t ha<sup>-1</sup>); AS: Ureia (0,27 t ha<sup>-1</sup>); TC: testemunha sem adubação nitrogenada e três repetições. Para fins de avaliação do valor agrônomico, os adubos orgânicos utilizados foram analisados quimicamente (Tabela 2).

As doses dos adubos utilizadas foram correspondentes a uma taxa de aplicação de 120 kg N ha<sup>-1</sup>, seguindo-se recomendação da CFSEMG (1999) para a cultura do milho. O cálculo das doses dos adubos orgânicos foi efetuado de acordo com Furtini Neto et al. (2001),  $X = A/[(B/100)(C/100)(D/100)(E)]$ , em que: X = quantidade de adubo orgânico a ser aplicado (kg ha<sup>-1</sup>); A = quantidade de nutriente a ser aplicado (kg ha<sup>-1</sup>); B = teor de massa seca do adubo ou resíduo (%); C = teor do nutriente na massa seca (%); D = índice de conversão dos nutrientes orgânicos para a forma mineral em função do tempo de aplicação (%), o qual foi estimado em 50 % para todos os adubos orgânicos usados; e E = índice de absorção do nutriente pela cultura (fração do ano em que a cultura permanece no campo), o qual foi considerado neste trabalho 0,5 para o milho.

Em todos os tratamentos, foi aplicada uma dose correspondente a 14,11 mg de H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> por coluna de solo. A incorporação dos adubos orgânicos foi realizada no momento da montagem das colunas de solo. A adubação mineral com uréia foi parcelada em duas aplicações: no plantio (25 kg N ha<sup>-1</sup>) e 30 dias após semeadura (95 kg N ha<sup>-1</sup>). Também foram aplicados superfosfato simples e sulfato de potássio, a fim de complementar os teores de P e K existentes nos adubos utilizados de modo a obter uma dose final correspondente a 300 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O e P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> em todos os tratamentos.

O volume de poros de cada coluna foi quantificado previamente, por meio da determinação da densidade

aparente dos agregados (Embrapa, 2017) e pelo cálculo da porosidade total na coluna. Durante 30 dias antes do plantio, as colunas foram irrigadas diariamente, com 400 mL dia<sup>-1</sup> de água destilada, quatro vezes ao dia espaçados em intervalos de quatro horas. Esse procedimento foi utilizado para proporcionar a reação dos adubos orgânicos no solo, sem, contudo, causar lixiviação significativa. Após o plantio, a irrigação foi realizada conforme a necessidade da cultura, tomando-se cuidado para evitar percolação. Contudo, adicionalmente, sempre no dia anterior à coleta do lixiviado para análise química (duas vezes por semana, com três e quatro dias de intervalo, durante nove semanas), realizou-se irrigação com 500 mL de água destilada, a fim de simular uma chuva intensa e provocar percolação. A água percolada era conduzida através do dreno para um reservatório colocado abaixo de cada coluna.

Em cada dia seguinte à irrigação com 500 mL, para cada uma das parcelas experimentais, após mensuração do volume lixiviado, coletava-se, 200 mL do lixiviado, sendo este filtrada em filtro de 0,45 µm, para análise da concentração de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

Os valores discutidos no trabalho são referentes às concentrações nos lixiviados em função do volume de água percolado ao longo do experimento e a seu acúmulo (isto é, o teor multiplicado pelo volume lixiviado). A quantidade de água aplicada após o plantio foi correspondente a aproximadamente 500 mm de precipitação, semelhante à média histórica dos meses de dezembro e janeiro em grande parte do território brasileiro.

Por serem elevados, os teores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup> foram satisfatoriamente medidos pelo método padrão destilação-titulação (Bremner, 1965), com adição de MgO para NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e liga de DeVarda para NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, seguido por titulação com HCL 0,00741 mol L<sup>-1</sup>.

O experimento teve uma duração 93 dias (30 dias antes do plantio + 63 dias após o plantio) e, ao término desse período, realizou-se o corte das plantas de milho. As amostras foram acondicionadas em sacos de papel em estufa de circulação de ar forçada por 72 horas a 65° C, para obtenção de massa constante e posterior determinação dos teores de: N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Mn e Zn. As amostras de solos nas colunas de lixiviação também foram coletadas para a caracterização química. As variáveis químicas avaliadas foram: pH, C orgânico, Ca, Mg, K e Al trocáveis, P, Zn, Cu, Fe e Mn, B e de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NH<sub>4</sub><sup>+</sup> do solo.

Para todas as análises foram realizadas o teste de pressuposição (teste de normalidade e teste de

**Tabela 2.** Características químicas e massa seca dos adubos orgânicos.

Adubos	N	P	K	Ca	Mg	Cu	Fe	Mg	Zn	C	MS	C/N
	(g kg <sup>-1</sup> )					(mg kg <sup>-1</sup> )			(g kg <sup>-1</sup> )			
EA	28	14	8	69	8	67	14034	22	596	20	925	0.71
EB	16	2	10	8	4	21	19670	19	110	19	939	1.19
CO	14	3	4	16	2	49	66814	11	114	48	968	3.43
HU	13	3	6	12	4	20	13638	17	467	13	782	1.00
GE	30	6	1	124	3	13	9778	69	468	49	903	1.63

EA = esterco de aves, EB = esterco de bovinos, CO = composto orgânico, HU = húmus de minhoca, GE = resíduo fábrica gelatina, AS = adubo mineral (uréia), TC = tratamento controle, C/N = relação carbono e nitrogênio.

homogeneidade de variância). Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e as médias foram comparadas pelo teste F a 5 % ou pelo teste de Tukey e Scott-Knott a 5%.

## Resultados e Discussão

O tratamento com AS proporcionou maior massa seca da parte aérea das plantas de milho (25,4 g planta<sup>-1</sup>) (Tabela 3), pois nele o N está prontamente disponível para a absorção pelas raízes das plantas. Como as plantas de milho apresentam uma intensa absorção de N nas fases iniciais de desenvolvimento (Li et al., 2009), a massa seca da parte aérea foi favorecida pela adubação sintética. Dentre os adubos orgânicos estudados, o EA apresentou a maior produção de massa seca da parte aérea, 12,1 g planta<sup>-1</sup>, quando comparado com os demais adubos orgânicos. A sua baixa relação C/N, 0,71 (Tabela 2), favoreceu o desenvolvimento microbiológico no processo de decomposição, implicando em maior quantidade de N mineralizado.

Quando comparado o adubo orgânico EA com o TC, nota-se aumento na massa seca de 12 vezes (Tabela 3), o que demonstra a eficiência do adubo EA no suprimento de N na cultura do milho, ainda que inferior ao AS. Santos et al. (2014) também observaram que a aplicação de esterco de aves na cultura da aveia propiciou aumento da produção de massa seca da parte aérea e acúmulo de maior quantidade de N. Malaquias & Santos (2017) salientam que o reaproveitamento de adubos orgânicos de origem animal é de fundamental importância para o desenvolvimento e crescimento de culturas agrícolas. Embora não tenham sido alvo deste estudo, não podem deixar de ser mencionados, o baixo custo dos adubos orgânicos e a melhoria na conservação do solo.

Os adubos AS e EA apresentaram maior acúmulo de N na parte aérea (Tabela 3), o que provavelmente, ao menos em parte, foi devido à maior produção MS de 25,4 e 12,1 g planta<sup>-1</sup>, respectivamente, promovendo maior absorção de N. O transporte e o acúmulo de N podem ocorrer a favor do fluxo de transpiração, sendo que o acúmulo pode ser regulado pela produção de massa seca (Walter et al., 2015) o que pode justificar maior acúmulo de N (205,7 g kg<sup>-1</sup>) no AS. Além disso, folhas bem nutridas de N têm maior capacidade de assimilar CO<sub>2</sub> e de sintetizar carboidratos durante a fotossíntese, resultando maior acúmulo de biomassa (Biesdorf et al.,

2016). Santos et al. (2018) em um experimento com cultivo de azevém com aplicação de dejetos suínos, observaram que o maior acúmulo de N na parte aérea nas ocorreu no tratamento com a dose correspondente a 100 kg de N ha<sup>-1</sup> e no tratamento com adubação mineral que foram 35,4 e 32,8, g kg<sup>-1</sup> respectivamente.

Em todos os tratamentos e na testemunha, os teores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> foram maiores em relação ao NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no solo ao final do experimento, mas sem efeito significativo dos tratamentos (Figura 1A). Esse resultado indica que houve mineralização e posterior nitrificação, incrementando os teores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ao solo. Silva et al. (2013) também não observaram diferenças significativas nos teores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> nos solos após a aplicação de resíduo ruminal bovino entre a ausência do resíduo e a dose de 50 Mg ha<sup>-1</sup> que corresponde a 50 Kg de N ha<sup>-1</sup>. Os autores atribuíram essa falta de significância a quantidade de N fornecida pela dose, que poderia não ter sido suficiente para incrementar os teores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no solo dentro do período estudado.

Todos os adubos orgânicos foram capazes de aumentar o teor de N no solo (Figura 1A), no final do experimento, com relação ao solo sem aplicação do adubo orgânico, sem diferenças entre os tratamentos de adubação mineral (AS). O aumento dos teores de N no solo com aplicação esterco bovino (EB) e outros adubos orgânicos em estudo em casa de vegetação foram encontrados por vários autores (Soumaré et al., 2003; Evanylo et al., 2008; Karami et al., 2011).

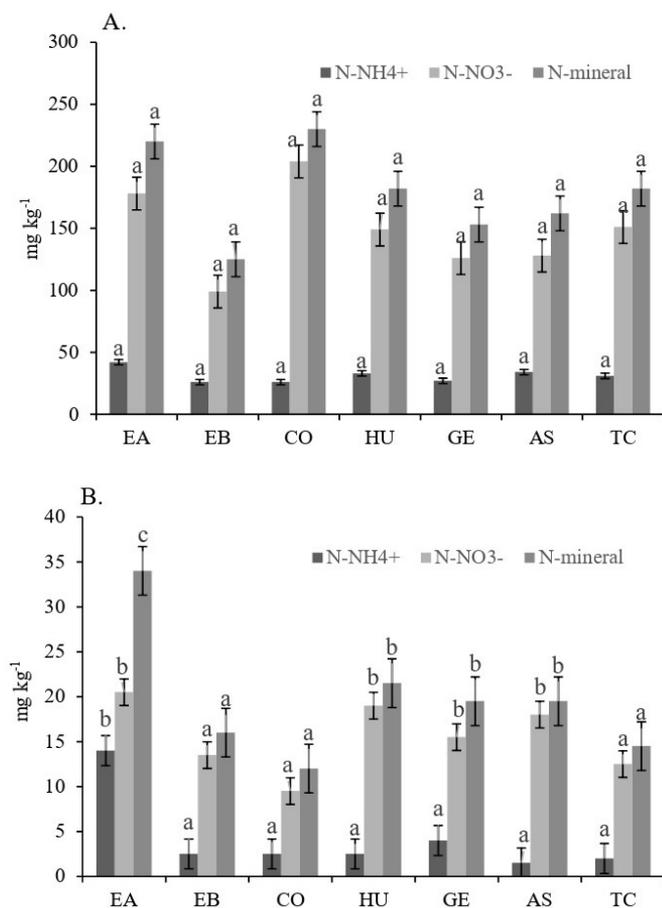
A lixiviação de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> variou em função da adubação aplicada ao solo. A lixiviação, tanto de amônio quanto de nitrato, ocorreu na seguinte ordem decrescente: EA > HU > GE ≥ AS > EB > TC > CO (Figura 1B). O adubo EA apresentou maior quantidade de N mineral (34 mg kg<sup>-1</sup>) no lixiviado; a baixa relação C/N deste adubo (Tabela 2) possibilitou a rápida liberação de N mineral, através da mineralização do N orgânico aplicado, causando desequilíbrio entre a absorção de N pelas plantas e o N mineralizado, aumentando desta forma, as perdas de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Bakhsh et al. (2005) também observaram que a aplicação de esterco teve maior lixiviação em solos argilosos de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> quando comparado com fertilizante mineral.

O solo estudado apresenta predomínio de cargas variáveis. Na profundidade estudada (0-15 cm), a presença de matéria orgânica justifica a maior lixiviação de nitrato em comparação ao amônio (Figura 1B) pois esta gera um bloqueamento químico dos sítios de carga positiva por ânions

**Tabela 3.** Produção de massa seca e acúmulo de N, P, K, Ca, Mg, S, Cu, Mn e Zn da parte aérea de milho submetido a adubação orgânica e mineral e desvio padrão.

Trat.	MS (g vaso <sup>-1</sup> )	N	P	K	Ca	Mg	S	Cu	Mn	Zn
EA	12,1 b±3,0	90,7 c±0,0	33,9 d±0,5	217,8 c± 1,0	29 c±0,2	27,8 c±0,3	8,5 c±0,0	22,9 b±0,2	205,7 b±1,0	278,3 d±3,0
EB	5,4 a±0,4	53,5 b±1,0	22,1 c±0,7	102,6 b±2,0	18,4 b±0,4	17,8 b±0,2	4,3 b±0,2	11,9 a±0,3	140,4 b±3,0	189 c±1,7
CO	4,9 a±1,8	38,6 b±1,4	17,1 b±1,7	93,1 b±1,0	18,1 b±0,3	13,7 b±0,5	4,4 b±0,1	14,2 a±0,1	151,9 b±9,0	132,3 b±7,3
HU	4,5 a±1,0	49,0 b±1,0	15,3 b±0,6	85,5 b±1,0	17,1 b±0,4	11,7 b±0,2	4,0 b±0,1	13 a±0,3	94,5 a±7,0	112,5 b±2,3
GE	4,2 a±0,5	38,6 b±1,0	13,9 b± 0,3	75,6 b±1,0	19,3 b±0,9	13,0 b±0,2	3,8 b±0,1	10,5 a±0,2	86,8 a±3,0	130,2 b±3,5
AS	25,4 c±3,0	205,7 d±1,5	30,5 d±0,1	254 c±2,0	78,7 d±4,0	48,2 d±0,3	17,8 d±0,0	63,5 c±0,1	457,2 c±2,0	177,8 c±1,2
TC	1,4 a±0,1	12,3 a±1,0	4,1 a±0,3	28 a±1,0	6,2 a±0,3	3,2 a±0,0	1,1 a±0,1	4,5 a±0,1	54,6 a±2,0	29,4 a±4,4

Médias sucedidas por mesma letra minúscula na mesma coluna não se diferem estatisticamente (teste de Scott-Knott, p ≥ 0,05). EA = esterco de aves, EB = esterco de bovinos, CO = composto orgânico, HU = húmus de minhoca, GE = resíduo fábrica gelatina, AS = adubo mineral (uréia), TC = tratamento controle.



EA = esterco de aves, EB = esterco de bovinos, CO = composto orgânico, HU = húmus de minhoca, GE = resíduo fábrica gelatina, AS = adubo mineral (uréia), TC = tratamento controle. Letras minúsculas comparam as variáveis dentro de cada tratamento (teste de Tukey,  $p = 0,05$ ). Valores médios de três repetições.

**Figura 1.** Teor  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  e N-mineral ( $\text{mg kg}^{-1}$ ), A. no solo ao final do experimento e B. acumulado no lixiviado em função dos tratamentos aplicados.

orgânicos (Martins & Alves, 2015). Contudo, cabe ressaltar que os Latossolos em profundidades maiores que a avaliada neste estudo, apresentam o predomínio de cargas positivas podendo apresentar considerável capacidade de adsorção de nitrato (Davis et al., 2000). Oliveira et al. (2000) estudando a adsorção de nitrato em Latossolo Vermelho com 56 % de argila em diferentes profundidades, obtiveram menor adsorção de nitrato na camada de 0-20 cm e maior adsorção em camadas de 20-100 cm. Segundo esses autores, essa maior adsorção em profundidade pode ser explicada pelo aumento da acidez que implica em aumento das cargas positivas, devido a protonação de grupos Fe-OH e Al-OH na superfície das argilas. Com o incremento da carga líquida positiva retarda-se a lixiviação do nitrato, principalmente no horizonte B de solos altamente intemperizados.

A quantidade de  $\text{NH}_4^+$  no lixiviado em todos tratamentos foram inferiores às de  $\text{NO}_3^-$  (Figura 1B). Isso pode ter ocorrido devido ao  $\text{N-NH}_4^+$  ter sua lixiviação reduzida pela adsorção deste cátion nas partículas de carga negativa do solo e os grupos funcionais da matéria orgânica. Resultados semelhantes foram observados por Huang et al. (2018) ao estudarem o processo

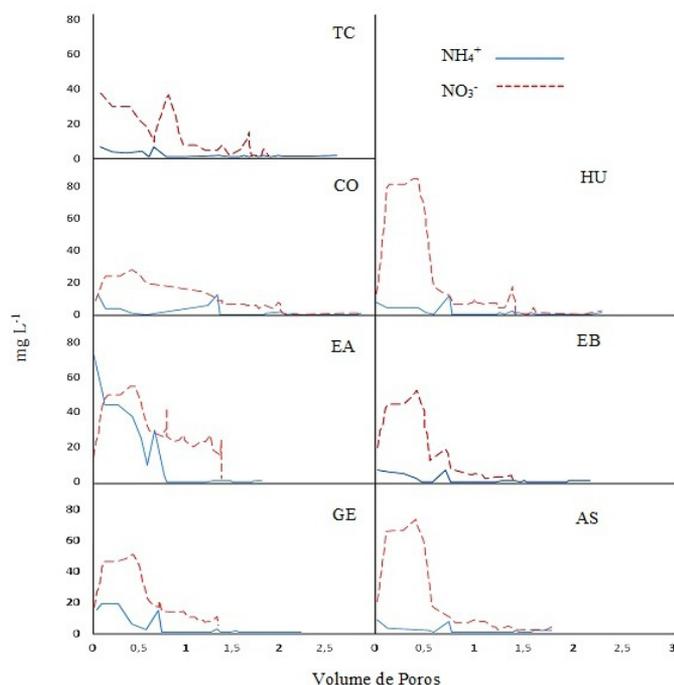
de lixiviação de nitrato no cultivo do milho na China, com taxa de aplicação de  $190 \text{ kg N ha}^{-1}$ , verificaram quantidades de  $\text{NH}_4^+$  no lixiviado de  $4-6 \text{ mg kg}^{-1}$  de solo. Contudo, é provável que as perdas de  $\text{N-NH}_4^+$  por volatilização também sejam responsáveis pelos resultados encontrados neste estudo. Para o EA, a lixiviação de  $\text{NH}_4^+$  representou 40 % do N-mineral lixiviado (Figura 1B). Esse tratamento possui os maiores valores de P, K, Ca, Mg (Tabela 2) e esses nutrientes podem ter favorecido o aumento das taxas de amonificação, como fonte energética para os microrganismos específicos que mediam a transformação de N orgânico em  $\text{NH}_4^+$ .

Os menores teores de  $\text{NO}_3^-$  no lixiviado,  $11 \text{ mg kg}^{-1}$  foram observados no tratamento com CO, isso pode ter ocorrido em partes, devido à alta relação C/N que resíduo possui, poderá estimular a absorção de  $\text{NO}_3^-$  pela biomassa microbiana, mantendo o N temporariamente na forma orgânica e diminuindo as perdas de  $\text{NO}_3^-$  para o ambiente (Puyuelo et al., 2011). Forge et al. (2016) em estudo com composto orgânico (esterco aves + resíduos vegetais) no pré-plantio de mudas de framboesa mostraram menor potencial de lixiviação de nitrato quando comparado ao esterco de aves em solos de textura média bem drenados.

Os maiores teores de  $\text{NO}_3^-$  no lixiviado, 22, 19, 18 e  $16 \text{ mg kg}^{-1}$ , foram observadas no EA, HU, AS e GE, respectivamente (Figura 1B). Maior lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  nestes tratamentos pode ser justificado pela possível ausência de sincronismo entre a quantidade de N requerido pela cultura do milho e a mineralização do N orgânico, sobretudo quando se utilizam culturas que demandam altas quantidades de N em curto tempo (Masunga et al., 2016). A maior lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  em comparação ao  $\text{NH}_4^+$  pode ter ocorrido pela profundidade avaliada neste estudo, porque embora solos oxidicos apresentem predomínio de cargas positivas essas cargas vão predominar em profundidade.

Os teores de  $\text{NO}_3^-$  no lixiviado para os tratamentos EB, CO e TC não diferiram (Figura 1B). É importante salientar que os valores de  $\text{NO}_3^-$  encontrados no TC possivelmente se devem à grande capacidade que os solos argilosos têm de disponibilizar N para a solução do solo (Sangoi et al., 2003), uma vez que a decomposição da matéria orgânica do solo foi a única fonte de N neste tratamento.

A volume de água percolado nas colunas de solo influenciou nas concentrações  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  obtidas nos lixiviados. As maiores concentrações de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  foram observadas antes de 1,0 de volume de poros, com estabilização após 2,5 de volume de poros (Figura 2). De acordo com Anami et al. (2008), o  $\text{NO}_3^-$  é facilmente lixiviado; e aproximadamente 2,0 volumes de poros de água já são suficientes para sua completa remoção do solo, o que parece ter se repetido no presente experimento. O comportamento dos dados apresentados na Figura 2 indica coerência com o processo físico de lixiviação em colunas de solo deformados, em que ocorre a destruição dos agregados e consequentemente diminuiu a contribuição da fase líquida intra-agregados, onde o nitrato estaria protegido da perda por lixiviação (Sampaio et al., 2010).



EA = esterco de aves, EB = esterco de bovinos, CO = composto orgânico, HU = húmus de minhoca, GE = resíduo fábrica gelatina, AS = adubo mineral (uréia), TC = tratamento controle. As linhas representam união dos pontos obtidos pela média de três repetições.

**Figura 2.** Concentração de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{NO}_3^-$  nos lixiviados em função do volume de poros do solo em cada tratamento.

Observa-se que no tratamento EA, do início da percolação até cerca de 0,5 de volume de poros, ocorreu maior lixiviação de  $\text{NH}_4^+$  (Figura 2). Após esse volume, nota-se nos tratamentos EA e GE um pico na concentração de  $\text{NH}_4^+$  lixiviado, a 0,6-0,7 de volume de poros. Nos tratamentos TC, HU, EB e AS, observa-se pulso na concentração de  $\text{NH}_4^+$  lixiviado próximo de 0,70 de volume de poros e no tratamento CO, a cerca de 1,40 de volume de poros (Figura 2). Esse aumento relativo de  $\text{NH}_4^+$  no solo pode ser atribuído ao maior desenvolvimento da microbiota do solo nesse ponto, favorecendo a mineralização de  $\text{NH}_4^+$  (Chapin et al., 2011).

Todos os tratamentos apresentaram concentrações acima do limite de  $10 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ , estabelecido como máximo tolerável em água potável pela Organização Mundial de Saúde. Também para o  $\text{NH}_4^+$ , as concentrações estão acima do máximo recomendado,  $3,7 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NH}_4^+$ , conforme a Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011). Embora as colunas utilizadas não representem a profundidade efetiva da maioria dos solos brasileiros, que comumente atingem dezenas de metros de profundidade, deve-se ter em mente que o Latossolo, por sua mineralogia oxidica e textura argilosa (Mendes et al., 2015), é aquele onde se espera a menor percolação de N particularmente na forma de nitrato. Entretanto, as colunas foram preenchidas com solo desestruturado, amostras deformadas, em que são eliminadas as raízes e desagrega o solo, afetando a sua porosidade total. Portanto, quando se preenche uma coluna de solo com essas características, altera-se a densidade do solo em relação às condições naturais, o que influenciou na lixiviação de N.

## Conclusões

A lixiviação tanto de amônio quanto de nitrato ocorreu na seguinte ordem decrescente: EA > HU > GE  $\geq$  AS > EB > TC > CO. A concentração de nitrato, tanto no solo quanto no lixiviado, foi maior que a de amônio.

O adubo mineral (AS) foi o que apresentou a maior produção de massa seca, seguido pelo esterco de aves (EA). Não foi observada evidente vantagem dos adubos orgânicos em relação à adubação mineral convencional em relação a lixiviação de  $\text{NO}_3^-$  e  $\text{NH}_4^+$  em colunas de solo deformado.

## Literatura Citada

- Associação Brasileira de Proteína Animal - ABPA. Relatório Anual 2018. <http://abpa-br.com.br/storage/files/relatorio-anual-2018.pdf>. 08 Fev. 2019.
- Anami, M. H.; Sampaio, S. C.; Suszek, M.; Gomes, S. D.; Queiroz, M. M. F. Deslocamento miscível de nitrato e fosfato proveniente de água residuária da suinocultura em colunas de solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.12, n.1, p.75-80, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662008000100011>.
- Araujo, M. A.; Pedrosa, A. V.; Amaral, D. C.; Zinn, Y. L. Paragênese mineral de solos desenvolvidos de diferentes litologias na região sul de Minas Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.38, n.1, p.11-25, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000100002>.
- Bakhsh, A.; Kanwar, R. S.; Karlen, D. L. Effects of liquid swine manure applications on  $\text{NO}_3\text{-N}$  leaching losses to subsurface drainage water from loamy soils in Iowa. *Agriculture Ecosystems & Environment*, v.109, n.1-2, p. 118-128, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.018>
- Bedada, W., Karlton, E., Lemenih, M. e Tolera, M. A adição de longo prazo de composto e fertilizante NP aumenta o rendimento da colheita e melhora a qualidade do solo em experimentos com pequenas propriedades agrícolas. *Agriculture Ecosystems & Environment*, v.195, p.193-201, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.06.017>.
- Biesdorf, E. M.; Biesdorf, E. M.; Teixeira, M. F. F.; Dietrich, O. H.; Pimentel, L. D.; Araujo, C. Métodos de aplicação de nitrogênio na cultura do milho em solo de cerrado. *Revista de Agricultura Neotropical*, v.3, n.1, p.44-50, 2016. <https://periodicosonline.uems.br/index.php/agrineo/article/view/805>. 29 Mar. 2018.
- Boeira, R. C. Lixiviação de nitrogênio em Latossolo incubado com lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 4, p. 947-958, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000400019>.
- Brasil. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os Procedimentos e Responsabilidades Relativos ao Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade. *Diário Oficial da União*, v.148, n.239, seção 1, p.39-46, 2011.
- Bremner, J.M. Inorganic forms nitrogen. In: Black, C.A (Ed.) *Methods of soil analysis. part 2*. Madison: ASA; SSSA, 1965. p.1123-1184.
- Cassol, P. C.; Cidral da Costa, A.; Ciprandi, O.; Pandolfo, C. M.; Ernani, P. R. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, n. 6, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000600025>.

- Chapin, F.S.; Matson, P.A.; Vitousek, P.M. Principles of terrestrial ecosystem ecology. 2ed. New York: Springer-Verlag, 2011. 529p.
- Clay, E.; Chamon, E. M. Q. O.; Rodrigues, A. M. Representações Sociais Sobre os Alimentos Orgânicos para Agricultores. *Desenvolvimento em Questão*, v.14, n.35, p.243-273, 2016. <https://doi.org/10.21527/2237-6453.2016.35.243-273>.
- Comin, J. J.; Loss, A.; da Veiga, M.; Guardini, R.; Schmitt, D. E.; de Oliveira, P. A. V.; Belli Filho, P.; Couto, R. R.; Benedet, L.; Müller Júnior, V.; Brunetto, G. Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. *Soil Research*, v.51, n.1, p.459-470, 2013. <https://doi.org/10.1071/SR13130>.
- Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais – CFSEMG. Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª Aproximação. Viçosa: CFSEMG, 1999. 359p.
- Cordovil, C.M.S.; Cabral, F.; Coutinho, J. Potential mineralization of nitrogen from organic wastes to ryegrass and wheat crops. *Bioresource Technology*, v.98, n.17, p.3265-3268, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.014>.
- Davis, D.M.; Gowda, P.H.; Mulla, D.J.; Randall, G.W. Modeling nitrate-nitrogen leaching in response to nitrogen fertilizer rate and tile depth or spacing for southern Minnesota, USA. *Journal Environmental Quality*, v.29, n.5, p.1568-1581, 2000. <https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900050026x>.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa. Manual de métodos de análises de solo. 3.ed. Brasília: Embrapa, 2017. 573 p.
- Evanylo, G., Sherony, C., Spargo, J., Starner, D., Brosius, M., and Hearing, K. Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility in an organic vegetable cropping system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, v.127, n.1-2, p.50–58, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.02.014>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO. Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems – SAFA. Indicators. Rome: FAO, 2013. 271 p. [http://www.fao.org/fileadmin/templates/nr/sustainability\\_pathways/docs/SAFA\\_Indicators\\_final\\_19122013.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/templates/nr/sustainability_pathways/docs/SAFA_Indicators_final_19122013.pdf). 30 Jun. 2017.
- Forge, T., Kenney, E., Hashimoto, N., Neilsen, D., Zebarth, B. Compost and poultry manure as preplant soil amendments for red raspberry: Comparative effects on root lesion nematodes, soil quality and risk of nitrate leaching. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. v. 223, p.48-58, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.024>.
- Furtini Neto, A.E.; Vale, F.R.; Resende, A.V.; Guilherme, L.R.G.; Guedes, G.A.A. Fertilidade do Solo. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 252p.
- Huang, P.; Zhang, J.; Zhu, A.; Li, X.; Ma, D.; Xin, X.; Zhang, C.; Wu, S.; Garland, G.; Pereira, E. I. P. Nitrate accumulation and leaching potential reduced by coupled water and nitrogen management in the Huang-Huai-Hai Plain. *Science of The Total Environment*, v.610-611, p.1020-1028, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.127>.
- Karami, N., Clemente, R., Moreno-Jiménez, E., Lepp, N. W., and Beesley, L. Efficiency of green waste compost and biochar soil amendments for reducing lead and copper mobility and uptake to ryegrass. *J. Hazard. Mater.* v.191, n.1-3, p.41–48, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.04.025>.
- Klein, C.; Klein, V. A. Estratégias para potencializar a retenção e disponibilidade de água no solo. *REGET*, v.19, n.1, p.21-29, 2015. <https://doi.org/10.5902/2236117014990>.
- Li, S.X.; Wang Z.H.; Hu, T.T.; Gao, Y.J.; Stewart, B.A. Nitrogen in dryland soils of China and its management. *Advances in Agronomy*, v.101, p.123-181, 2009. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)00803-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00803-1).
- Loecke, T. D.; Liebman, M., Cambardella, C. A., and Richard, T. L. Corn growth responses to composted and fresh solid swine manures. *Crop Science*, v.44, n.1, p.177-184, 2004. <https://doi.org/10.2135/cropsci2004.1770b>.
- Malaquias, C. A. A.; Santos, A. J. M. Adubação organomineral e NPK na cultura do milho (*Zea mays* L.). *PUBVET*, v.11, n.5, p.501-512, 2017. <http://www.pubvet.com.br/uploads/6cbd4929717558f9440f63e729746ded.pdf>. 03 Mar. 2018.
- Mariani, C. M; Henkes, J. A. Agricultura orgânica x agricultura convencional soluções para minimizar o uso de insumos industrializados. *Revista Gestão e Sustentabilidade Ambiental*, v.3, n.2, p. 315-338, 2015. <https://doi.org/10.19177/rgsa.v3e22014315-338>.
- Martins, J. D. L; Alves, M. S. Substâncias húmicas da matéria orgânica e adsorção de fósforo em solos tropicais. *Journal of Agronomic Sciences*, v.4, n. especial, p.232-245, 2015. <http://www.dca.uem.br/V4NE/15.pdf>. 09 Abr. 2018.
- Masunga, R. H.; Uzokweb, V. N.; Mlaya, P. D.; Odehc, I.; Singhd, A; Buchane, D.; De Neve, S. Nitrogen mineralization dynamics of different valuable organic amendments commonly used in agriculture. *Applied Soil Ecology*, v.101, p.185-193, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.01.006>.
- Mellek, J. E.; Dieckow, J.; Da Silva, V. L.; Favaretto, N.; Pauletti, V.; Vezzani, F. M.; De Souza, J. L. M. Dairy liquid manure and no-tillage: Physical and hydraulic properties and carbon stocks in a Cambisol of Southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 110, n. 1, p. 69-76, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.still.2010.06.005>.
- Mendes, W.C.; Alves Júnior, J.; Cunha, P. C. R.; Silva, A. R.; Evangelista, A. W. P.; Casaroli, D. Lixiviação de nitrato em função de lâminas de irrigação em solos argiloso e arenoso. *Brazilian Journal of Irrigation and Drainage*, v.1, n.2. p.47-56, 2015. <https://doi.org/10.15809/irriga.2015v1n2p47>.
- Mortate, R. K.; Nascimento, E. F.; de Souza Gonçalves, E. G.; de Paula Lima, M. W. Resposta do milho (*Zea mays* L.) à adubação foliar e via solo de nitrogênio. *Revista de Agricultura Neotropical*, v. 5, n. 1, p. 1-6, 2018. <https://doi.org/10.32404/rean.v5i1.2202>.
- Oliveira, J. R. A.; Vilela, L.; Ayarza, M. A. Adsorção de nitrato em solos de Cerrado do Distrito Federal. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. v.35, n.6, p.1199-1205, 2000. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X200000600017>.
- Puyuelo, B.; Ponsá, S.; Gea, T.; Sánchez, A. Determining C/N ratios for typical organic wastes using biodegradable fractions. *Chemosphere*, v.85, n.4, p.653-659, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.014>.
- Sampaio, S. C.; Caovilla, F. A; Opazo, M. A. U.; Nóbrega, L. H. P.; Suszek, M.; Smanhotto, A. Lixiviação de íons em colunas de solo deformado e indeformado. *Engenharia Agrícola*, v.30, n.1, p.150-159, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162010000100016>.

- Sangoi, L.; Ernani, P. R.; Lech, V.A.; Rampazzo, C. Lixiviação de nitrogênio afetada pela forma de aplicação da uréia e manejo dos restos culturais de aveia em dois solos com texturas contrastantes. *Ciência Rural*, v.33, n.1, p.65-70, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782003000100010>.
- Santos, A.; Fangueiro, D.; Moral, R.; Bernal, M. P. Composts produced from pig slurry solids: Nutrient efficiency and N-leaching risks in amended soils. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, p.2-8, 2018. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00008>.
- Santos, H.G.; Jacomine, P.K.T.; Anjos, L.H.C.; Oliveira, V.A.; Lumbreras, J.F.; Coelho, M.R.; Almeida, J.A.; Cunha, T.J.F.; Oliveira, J.B. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Brasília: Embrapa, 2013. 353p.
- Santos, L.B.; Castagnara, D. D.; Bulegon, L. G.; Zoz, T.; Oliveira, P. S. R.; Gonçalves Júnior, A. C.; Neres, M. A. Substituição da adubação nitrogenada mineral pela cama de frango na sucessão aveia/milho. *Bioscience Journal*, v. 30, p. 272-281, 2014. <http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/17979/14538>. 09 Abr. 2018.
- Silva, F. L.; Pierangeli, M. A. P.; Trautmann-Machado, R. J. Disponibilidade e lixiviação de nitrogênio em dois solos típicos de Pontes e Lacerda, MT, tratados com resíduo ruminal bovino. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 34, n. 4, p. 1509-1522, 2013. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n4p1509>.
- Silva, N. F.; Cunha, F. N.; Teixeira, M. B.; Lelis Neto J. A. Distribution of solutes  $\text{NO}_3^-$  e Ca in soil columns with vinasse. *Revista Brasileira Agricultura Irrigada*, v.10, n.4, p. 777- 786, 2016. <https://doi.org/10.7127/rbai.v10n400433>.
- Soumaré, F. M., Tack, F. M. G., and Verloo, M. G. Ryegrass response to mineral fertilization and organic amendment with municipal solid waste compost in two tropical agricultural soils of Mali. *Journal of Plant Nutrition*, v.26, n.6, p.1169–1188, 2003. <https://doi.org/10.1081/PLN-120020363>.
- Walter, L. C.; Rosa, H. T.; Streck, N. A. Mecanismos de aclimação das plantas à elevada concentração de  $\text{CO}_2$ . *Ciência Rural*, v.45, n.9, p.1564-1571, 2015. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20140527>.