

**POTENCIAL DE CONTAMINAÇÃO DO SOLO APÓS PROCESSO DE COMPOSTAGEM EM PÁTIO NÃO IMPERMEABILIZADO**

Lucas Cardoso Lima¹, Ronaldo Fia², André Geraldo Cornelio Ribeiro³, Felipe Lopes Miranda Meimberg Porto⁴ & Bruna Mayumi Hashizume⁵

1 - Doutorando em Recurso Hídricos em Sistema Agrícolas/ Universidade Federal de Lavras, lucascardosolima@hotmail.com

2 - Doutor Engenharia Agrícola Universidade Federal de Viçosa. Professor Adjunto DEG/ UFLA. ronaldofia@deg.ufla.br

3 - Doutor em Engenharia Civil pela UFV, Professor DEG/UFLA. andreribeiro@deg.ufla.br

4 - Graduando Engenharia Ambiental/Universidade Federal de Lavras, felipelmiranda@outlook.com

5 - Graduando Engenharia Ambiental/Universidade Federal de Lavras, hashizume@hotmail.com

Palavras-chave:

Fósforo
Lixiviação
Nitrato
Potássio
Resíduo Orgânico

RESUMO

Esse estudo teve como objetivo analisar a lixiviação no perfil do solo a 0,20 e 0,50 m de profundidade de elementos químicos (nitrato, sódio, potássio e fósforo) contidos no percolado das leiras de compostagem de resíduos proveniente de restaurante universitário. O estudo foi conduzido nas dependências da Universidade Federal de Lavras (UFLA). A montagem das pilhas de compostagem, foram com base na relação C/N dos materiais (resíduos resultantes das refeições do restaurante universitário da UFLA, lodo de estação de tratamento de esgoto, serragem/maravalha e capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq cv Colonião). Foram realizados quatro tratamentos: T1 (capim + Resíduo do RU + água); T2 (capim + Resíduo do RU + Lodo + água); T3 (Serragem/maravalha + Resíduo do RU + água) e T4 (Serragem/maravalha + Resíduo do RU + Lodo + água). Após 120 dias, ocorreu aumento das concentrações de sódio no solo sob os tratamentos T1, T2, T3 e T4 devido à presença do resíduo do RU em todas as pilhas. As concentrações de potássio obtiveram maiores valores em T1 e T2 a 0,20 m, devido a presença do capim. Não se observou aumento de nitrato a 0,20 m, após 120 dias. No entanto em T2 e T4, foram observados elevados valores a 0,50 m, devido a presença do lodo na composição dos tratamentos. Devido à lixiviação de nitrato para camadas mais profundas, faz-se necessária a impermeabilização do solo, afim de evitar a contaminação do lençol freático.

Keywords:

Phosphorus
Leaching
Nitrate
Potassium
Organic Residue

SOIL CONTAMINATION POTENTIAL AFTER COMPOSTING PROCESS IN NON-WATERPROOFED COURTYARD**ABSTRACT**

The aim of this study was to analyze soil leaching at 0,2 and 0,5 meters deep through inspection of chemical elements (nitrate, sodium, potassium, and phosphor) contained in the slurry found in composting piles of food waste from university restaurants. The research was conducted at the Federal University of Lavras. The composting piles were built based on the carbon to nitrogen (C:N) ratio of each material to be composted. These materials constituted of food scraps from the university restaurant at the Federal University of Lavras, sludge from a sewage treatment plant, wood shavings/sawdust and guinea grass (*Panicum maximum* Jacq cv Colonião). Four treatments were evaluated as described: T1 (guinea grass, food waste from the university restaurant and water); T2 (guinea grass, food waste from the university restaurant, sludge and water); T3 (wood shavings/sawdust, food waste from the university restaurant and water) and T4 (wood shavings/sawdust, waste from the university restaurant, sludge and water). After 120 days, sodium concentration increased in T1, T2, T3 and T4 due to the presence of food waste from the university restaurant in all treatments. The potassium concentration was higher in T1 and T2 at 0.20 m, due to the presence of grass. There was no increase in nitrate at 0.2 m, after 120 days. However, this mineral had high concentrations at 0.5 m in T2 and T4 because of the presence of sludge in the treatment composition. Thus, waterproofing the soil becomes necessary to avoid contamination of the water table because of nitrate leaching in low layers

INTRODUÇÃO

Um dos maiores problemas sanitários no mundo, e principalmente em países em desenvolvimento como o Brasil, tem sido a poluição por resíduos sólidos. Em sua maior parcela este problema é advindo, principalmente, da disposição final inadequada do resíduo sólidos, que compromete o solo, o ar, a água e a saúde da população. Segundo a Norma Brasileira Regulamentadora (NBR) – 10.004 (2004), os resíduos sólidos são aqueles nos estados sólidos e semissólidos, que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, de serviços, de varrição ou agrícola (ABNT, 2004).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS estabelece um conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotados pelos entes federados ou particulares, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos. Uma dessas ações para tratamento dos resíduos de origem orgânica é a compostagem, a ser implantada pelos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos (BRASIL, 2012). A compostagem consiste em um processo natural de decomposição aeróbia dos resíduos orgânicos por microrganismos, que pela oxidação biológica dos materiais, liberam dióxido de carbono e água, resultando num composto rico em macro e micronutrientes úteis às plantas (KEFALAS; SOUZA; DENEKA, 2011).

O uso agrícola de resíduos compostados tem sido recomendado em virtude de proporcionar benefícios agrônômicos, como elevação do pH do solo, redução da acidez potencial e aumento na disponibilidade de macronutrientes (ABREU JÚNIOR; MURAOKA; OLIVEIRA, 2001; KROB et al., 2011; LIMA et al., 2011; MORAES et al., 2014), além de representar um benefício de ordem social, devido à disposição final menos impactante no ambiente.

Diferentes resíduos têm sido utilizados no processo de compostagem. A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, gerada em grande quantidade, apresenta-se como um material rico em nutrientes, e com composição equilibrada em termos de carbono e nitrogênio (relação C/N)

(SIQUEIRA; ASSAD, 2015). Da fração orgânica dos resíduos urbanos, destaca-se a contribuição das sobras alimentares residenciais ou de restaurantes, tais como os restaurantes universitários, que podem ser destinados à compostagem (ADHIKARI et al., 2008; DA ROS et al., 2015).

Apesar das vantagens inegáveis da compostagem, quando realizada de maneira inadequada em solo exposto pode ocasionar a contaminação do mesmo e das águas subterrâneas, por meio da lixiviação de nutrientes e metais pesados. De acordo com Resende (2002) o nitrato é a principal forma de nitrogênio associada a contaminação da água subterrânea, por ser fracamente ligado à matéria orgânica e aos argilominerais do solo (MEURER, 2004).

Diferentes estudos apresentam a importância de se impermeabilizar o solo para evitar a contaminação do mesmo (COSTA et al., 2006; COSTA et al., 2009; SIQUEIRA & ASSAD, 2015). Entretanto, não foi verificado na literatura trabalhos que quantificam a contaminação causada pelo percolado das leiras de compostagem.

Esse estudo teve como objetivo analisar a lixiviação no perfil do solo de elementos químicos contidos no percolado das leiras de compostagem de resíduos proveniente de restaurante universitário.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi conduzido nas dependências da Universidade Federal de Lavras – (UFLA), no Campo Experimental de Tratamento de Resíduos Sólidos I (CETRES I), unidade vinculada à Diretoria de Meio Ambiente da UFLA. As coordenadas geográficas do local são latitude 21° 13' 31" S, longitude 44° 57' 30" W, altitude média de 983 metros e área encontrava-se a céu aberto. O experimento foi dividido em três etapas: caracterização dos resíduos orgânicos a serem utilizados na compostagem, execução em campo do tratamento dos resíduos por meio do processo de compostagem, e análise do solo a 0,20 e 0,50 m de profundidade antes e após a realização do experimento, a fim de identificar as concentrações de nitrato, sódio, potássio e fósforo no perfil do solo.

Para a composição das pilhas foram

utilizados resíduos resultantes das refeições do restaurante universitário da Universidade Federal de Lavras, lodo da Estação de Tratamento de Esgoto Domésticos do Município de Santo Antônio do Amparo – MG, capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq cv Colonião), coletado nas proximidades do CETRES I, e serragem/maravalha obtida em serralherias da cidade de Lavras.

A montagem das pilhas de compostagem, com base na relação C/N dos materiais, seguiu os tratamentos apresentados na Tabela 1.

Para montagem das pilhas foi utilizado um modelo de baixo custo por reviramento manual, como descrito por PEREIRA NETO (2007). Assim, considerou-se um peso mínimo inicial de 500 kg de material para compostagem. A quantidade dos diferentes resíduos utilizados na compostagem foi determinada a partir da composição inicial dos resíduos estabelecendo-se uma relação C/N de 40/1 para os tratamentos T1 e T3, sem lodo; e de 30/1 para os tratamentos T2 e T4, com lodo de esgoto na composição das pilhas. Em função da umidade dos resíduos na caracterização inicial, foi adicionada água da rede de abastecimento da UFLA para atingir uma faixa de umidade inicial em torno de 50% em todos os tratamentos (PEREIRA NETO,

2007).

Após a homogeneização dos resíduos em caixa de polietileno de 1000 litros de capacidade, iniciou-se a montagem das pilhas, intercalando camadas de capim, ou serragem/maravalha, dependendo do tratamento, resíduo do RU, lodo (quando pertinente) e água. Ao final da montagem das pilhas, obteve-se 1,30 metro de altura por 2 metros de base, formando uma figura geométrica cônica.

As amostras de solo, foram coletadas com auxílio de um trado sete dias antes da montagem das pilhas de compostagem, e sete dias após o encerramento do trabalho, que durou 120 dias em campo.

As amostras foram coletadas em três locais distintos sobre cada pilha e homogeneizadas. As amostras de cada repetição de cada tratamento foram agrupadas em função da profundidade de coleta, perfazendo ao todo, oito amostras de solo (4 tratamentos x 2 profundidades), além de duas amostras de solo coletadas antes de iniciado o processo de compostagem a 0,20 e 0,50 m, este, coletado em três locais em cada profundidade ao longo da área onde as pilhas foram instaladas.

Parte das 10 amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Fertilidade do Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFLA, para determinação

Tabela 1. Quantidade dos diferentes resíduos e de água utilizados na montagem das pilhas de compostagem

Tratamento/Pilhas	Resíduos e água	Massa (kg)
T1 (P1 e P2)	Capim	440
	Resíduo do RU	130
	Água	196
T2 (P3 e P4)	Capim	350
	Resíduo do RU	87
	Lodo	130
T3 (P5 e P6)	Água	140
	Maravalha/serragem	398
	Resíduo do RU	210
T4 (P7 e P8)	Água	150
	Maravalha/serragem	278
	Resíduo do RU	170
	Lodo	178
	Água	140

da matéria orgânica (CO₂), nitrogênio e cálcio. Para as análises de nitrato, fósforo, potássio e pH as amostras foram encaminhadas aos Laboratórios de Resíduos Sólidos e de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da UFLA, de acordo com SILVA (2009), exceto o nitrato que foi determinado de acordo com YANG et al. (1998).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após realizado o processo de compostagem no solo sem nenhum tipo de impermeabilização, e ter sido realizada a remoção das pilhas, foi possível verificar o aumento dos valores de pH do solo para as diferentes profundidades. Maiores valores

foram observados para a camada superficial do solo sob os T2 e T3 (Figura 1/Tabela 2). Não houve a mesma tendência de aumento para os tratamentos semelhantes. Em T1 e T2 utilizou-se capim e resíduos do RU, em T3 e T4 foi maravalha/serragem e resíduos do RU, enquanto T2 e T4 tiveram a adição de lodo de esgoto.

O aumento no pH do solo se deve provavelmente ao arraste de sais das pilhas de compostagem, principalmente sódio, potássio, cálcio e magnésio (SOUZA et al., 2012).

As concentrações de potássio e sódio também aumentaram após o processo de compostagem (Figura 2/Tabela 2), constatando as afirmações da lixiviação desses elementos nas pilhas de compostagem pela adição artificial ou natural de água.

Tabela 2. Concentração de nutrientes nas camadas 0,20 e 0,50 metros, anteriormente e posteriormente ao processo de compostagem com diferentes fontes de resíduos

Variáveis	Inicial		T1		T2		T3		T4	
	Profundidade (m)									
	0,20	0,50	0,20	0,50	0,20	0,50	0,20	0,50	0,20	0,50
pH	5,5	5,1	5,7	5,2	6,3	6,2	6,7	5,9	5,4	5,3
K (mg dm ⁻³)	196	132	464	328	504	496	186	106	182	98
P (mg dm ⁻³)	4,5	3,2	3,8	2,0	5,1	4,8	2,9	1,4	2,9	1,1
Na (mg dm ⁻³)	24	26	76	56	78	88	76	58	66	60
N-NO ₃ ⁻ (mg dm ⁻³)	3,7	1,2	5,3	11,7	5,0	7,5	5,0	5,0	6,4	8,6

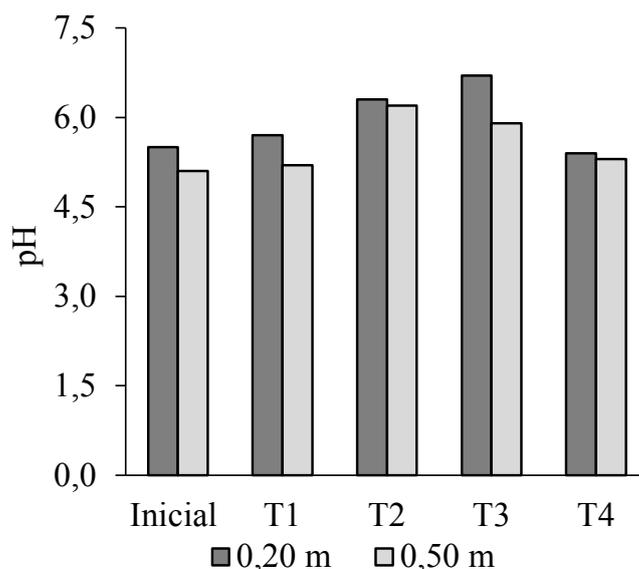


Figura 1. Valores médios de pH observados no solo do pátio de compostagem antes (inicial) e após a realização dos tratamentos com diferentes resíduos, e em diferentes profundidades.

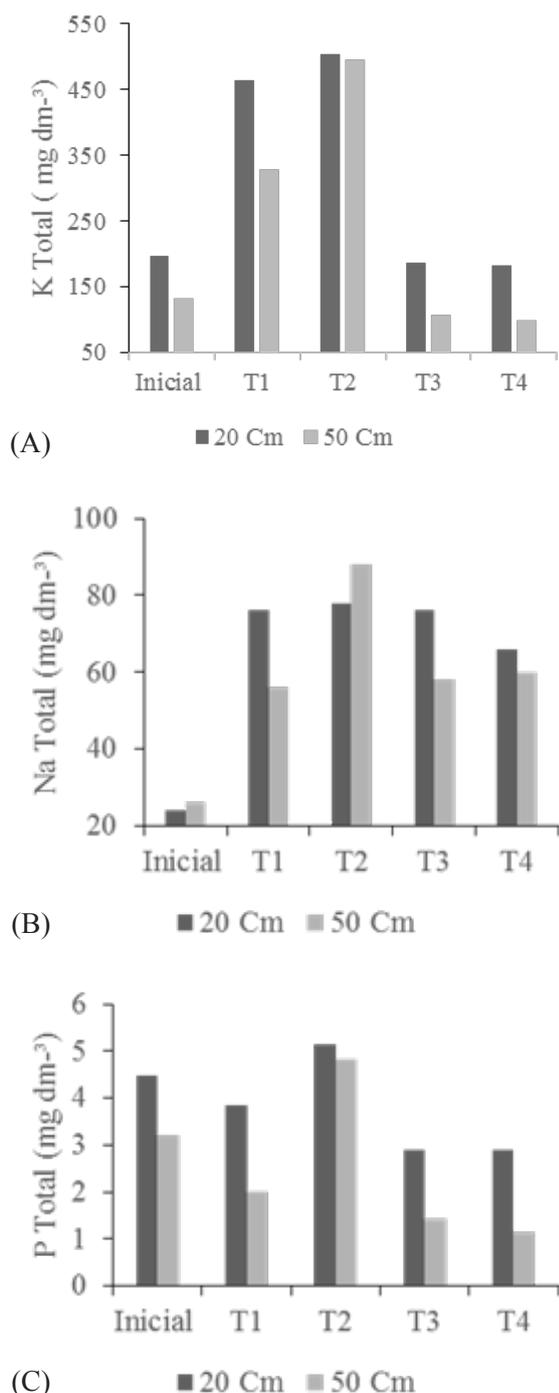


Figura 2. Valores médios de potássio (A), sódio (B) e fósforo (C) observados no solo do pátio de compostagem antes (inicial) e após a realização dos tratamentos com diferentes resíduos, e em diferentes profundidades.

Para os tratamentos T1 e T2 foram verificados um aumento de aproximadamente quatro vezes

na concentração de potássio no solo a 0,20 m (Figura 2 e Tabela 2). Uma tentativa de justificar este aumento é fazer uma avaliação do composto produzido. Ao analisar o composto final produzido, após 120 dias, verificou-se maiores concentrações de potássio nos tratamentos T1 e T2 (5,0 e 4,5 g kg⁻¹ de K, respectivamente), comparadas à serragem/maravalha em T3 e T4 (1,1 e 1,2 g kg⁻¹ de K, respectivamente). Assim, verifica-se que o capim-colônia foi uma importante fonte de potássio para o solo abaixo de T1 e T2 (Figura 2 e Tabela 2).

Devido a sua fácil mobilidade no solo, o potássio apresentou as mesmas características no solo a 0,50 m de profundidade (Figura 2 e Tabela 2), apresentando um aumento na concentração do nutriente nos tratamentos T1 e T2 com capim, e uma diminuição nos tratamentos T3 e T4 que utilizou maravalha/serragem, em função da menor concentração na camada superficial.

Assim como o potássio, o sódio apresentou um aumento em suas concentrações depois da compostagem do resíduo do RU (Figura 2 e Tabela 2). O que diferenciou em relação ao potássio foi a maior homogeneização por toda área analisada.

O aumento na concentração de sódio foi devido ao preparo dos alimentos do restaurante universitário que utiliza cloreto de sódio como tempero, e como esse elemento não se liga fortemente à matéria orgânica, torna-se facilmente lixiviado pela água utilizada no processo de umedecimento das pilhas ou devido às precipitações ocorridas durante a condução do experimento. Assim, houve aumento das concentrações de sódio em T1, T2, T3 e T4 devido à presença do resíduo do RU em todos os tratamentos.

Em relação ao fósforo, verificou-se aumento apenas em T2. Sabe-se que o fósforo não é um elemento prontamente disponível como o sódio e o potássio, mantendo uma maior interação com a matéria orgânica e com a estrutura do solo. Outro fator a ser considerado é que o lodo de esgoto é uma importante fonte de fósforo, aumentando a disponibilidade do mesmo no solo sob o T2, comparado ao T1, fato comprado por (ZAINUDIN et al, 2013) ao analisar a inserção do lodo nas pilhas analisadas pelo autor. Entretanto, não foi observado o mesmo comportamento de T4, em relação a T3. Provavelmente, apesar de T4 ter lodo de esgoto em sua composição, a presença da serragem/maravalha, sabidamente pobre em fósforo como verificado por (Brito, 2010), proporcionou maior

retenção do mesmo na massa de compostagem, alcançando menores concentrações no solo, quando comparado a T2.

Entre os nutrientes é sabido da baixa mobilidade do fósforo no solo (SCHERER et al., 2010) e da menor preocupação deste elemento em relação à contaminação das águas subterrâneas. O sódio e o potássio podem causar, ao longo do tempo de realização da compostagem no local sem cobertura impermeabilizante, a dispersão das partículas de solo, reduzindo a capacidade de infiltração da água no solo (SILVA et al., 2007; PAES et al., 2013) e, conseqüentemente, a diminuição da possibilidade de contaminação das águas subterrâneas com as formas de nitrogênio, principalmente de nitrato, a mais preocupante em termos de contaminação de águas subterrâneas.

CORRÊA et al. (2005), PIOVESAN et al. (2009) e DE PAULA (2011) salientam que o acúmulo de nitrato no solo deve ser evitado por questões sanitárias e ambientais, tendo em vista a possível contaminação das águas subterrâneas. Ao se analisar o solo após o período de 120 dias de compostagem, nota-se que os primeiros 0,20 m mantiveram a uniformidade de concentração em todos os tratamentos, e próximo dos valores observados antes do processo de compostagem na referida área, não acarretando alterações significativas ao local (Figura 3 e Tabela 2).

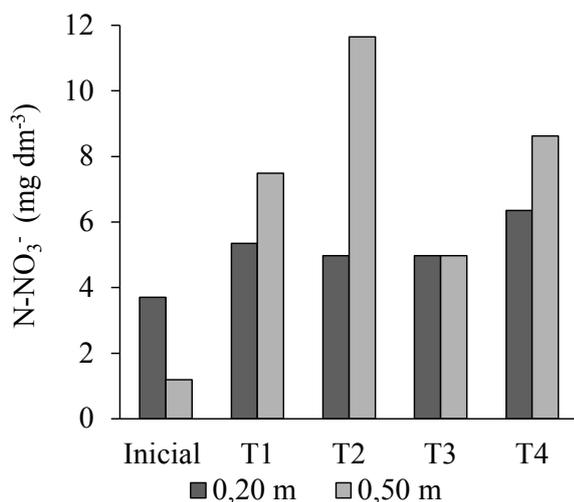


Figura 3. Valores médios de nitrogênio na forma de nitrato observados no solo do pátio de compostagem antes (inicial) e após a realização dos tratamentos com diferentes resíduos, e em diferentes profundidades.

Entretanto, a 0,50 m de profundidade houve variações para os quatro tratamentos, corroborando com relatos de LIBARDI & REICHARDT (1987) e OLIVEIRA (2001) onde verificam a relação entre movimento de água no solo e nitrato nos fluxos descendentes de água.

O nitrato não estava presente diretamente nos resíduos que compuseram as pilhas de compostagem. A maior concentração do nitrogênio estava na forma orgânica, que após passar pelo processo de decomposição aeróbia, durante a compostagem, é convertido nas formas oxidadas de nitrito e de nitrato. Assim, as concentrações mais homogêneas na superfície evidenciam que após os 120 dias de compostagem, a forma oxidada de nitrogênio (nitrato) sofreu movimentação no perfil do solo, sendo arrastado para as camadas mais profundas, com grande risco de contaminação das águas subterrâneas, por não haver nenhum tipo de extrato deste elemento no pátio de compostagem.

Para os tratamentos T2 e T4, que apresentaram em sua composição o lodo de esgoto, nota-se uma maior lixiviação a 0,50 m aos demais tratamentos observados. É sabido das elevadas concentrações de nitrogênio no lodo de esgoto, e sua capacidade de conversão a nitrato quando disposto em solos bem drenados (aeróbios) (DYNIA et al., 2006).

No T2 houve maior concentração a 0,50 m comparado ao T4, o que pode ser explicado pela estrutura das pilhas de compostagem. A presença do capim colônia em T2 proporcionou maior troca gasosa do centro das pilhas com o meio externo, devido às características estruturais do capim, o que manteve o ambiente mais aeróbio, propício à conversão do nitrogênio orgânico em nitrato, e a maior penetração da água e lixiviação do nutriente. O tratamento T4 teve em sua composição a maravalha/serragem, com partículas mais finas que mantiveram a pilha mais densa e com menor trocas gasosas com a atmosfera. Tal fato pode ter favorecido a manutenção das formas de nitrogênio como amônio/amônia, com a volatilização desta quando do revolvimento manual das pilhas de compostagem.

O mesmo argumento apresentado anteriormente pode ser constatado nos tratamentos em que não foi adicionado lodo de esgoto. Quando se observa a maior lixiviação de nitrato em T1, que

utilizou capim na composição das leiras, quando comparado ao T3 que utilizou maravalha/serragem, e apresentou menor concentração de nitrato na camada de 0,50 m.

Analisando os tratamentos T1 e T2 que se diferenciaram pela presença ou ausência do lodo nos tratamentos, a lixiviação de nitrato não sofreu influência do capim como fonte de carbono, por ter maior porosidade visual, obteve-se maior nitrificação e maior arraste das pilhas (Figura 3). O lodo por ter maior umidade e densidade dificultou o processo de nitrificação, por outro lado a maior umidade pode ter favorecido a desnitrificação.

Os processos de volatilização da amônia e de desnitrificação, são responsáveis pelas maiores perdas de nitrogênio durante a compostagem. As perdas de nitrogênio aumentam com a temperatura e a intensidade com que se realizam as trocas gasosas com o exterior da pilha, com a diminuição da relação C/N e com o aumento do pH (BRITO *et al.*, 2008; LI *et al.*, 2013).

Para T3 e T4 parece ter havido maior perda de nitrogênio para a atmosfera, porém, o tratamento que continha lodo apresentou maior concentração quando comparado ao tratamento apenas com resíduo do RU e maravalha/serragem. Nesse caso, a umidade e densidade do lodo podem ter dificultado o processo de nitrificação na própria pilha de compostagem. Porém, a nitrificação pode ter ocorrido no próprio solo abaixo das pilhas, quando ocorria o tombamento das mesmas para a aeração do composto.

CONCLUSÕES

- Após 120 dias de compostagem o solo apresentou alterações nas concentrações de fósforo, potássio, sódio e nitrato, nas profundidades de 0,20 m e 0,50 m.
- Devido à lixiviação de nitrato nas camadas inferiores, faz-se necessário a impermeabilização do solo, a fim de evitar a contaminação do lençol freático.
- Os tratamentos que tinham em sua composição o lodo de estações de esgoto, apresentaram maiores potenciais de contaminação nas camadas mais profundas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Universidade Federal de Lavras, a prefeitura de Santo Antônio do Amparo – MG, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU JÚNIOR, C.H.; MURAOKA, T.; OLIVEIRA, F.C. Cátions trocáveis, capacidade de troca de cátions e saturação por bases em solos brasileiros adubados com composto de lixo urbano. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.58, n.4, p.813-824, 2001.

ADHIKARI, B.K, BARRINGTON, S. MARTINEZ, J. KING, S. Characterization of food waste and bulking agents for composting. **Waste Management**. V.28, Issue 5, 2008, p.795-804.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10.004**: resíduos sólidos: classificação. São Paulo, 2004. 71p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano nacional de resíduos sólidos**: versão pós audiências e consulta pública para conselhos nacionais. Brasília, 2012. 102p.

BRITO, L.M, AMARO. A.L, MOURÃO. I, COUTINHO. J. Transformação da matéria orgânica e do nitrogênio durante a compostagem da fração sólida do chorume bovino. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v.32, n.5, p.1959-1968. 2008.

BRITO, S.S. SANTOS, A.C. Decomposição e mineralização de nutrientes em função da aplicação de diferentes fontes de matéria orgânica. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.6, n.10, 2010.

COSTA. M.S.S.M; COSTA. L.A.M; DERCALI. L.D, PELÁ. A; SILVA. C.J, DECARLI. L.D, MATTER. U.F, Compostagem de resíduos sólidos de frigorífico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.13, n.1, p.100-107, 2009.

- COSTA. M.S.S.M.; COSTA. L.A.M; PELÁ. A; SILVA. C.J; DECARLI. L.D, MATTER. U.F. Desempenho de quatro sistemas para compostagem de carcaça de aves. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.3, p.692-698, 2006.
- CORRÊA, R.S.; WHITE, R.E.; WEATHERLEY, A.J. Modelling the risk of nitrate leaching from two soils amended with five different biosolids. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.619-626, 2005.
- DA ROS, C.O.; REX, F.E.; RIBEIRO, I.R.; KAUFER, P.S.; RODRIGUES, A.C.; SILVA, R.F. Uso de Substrato Compostado na Produção de Mudanças de Eucalyptus dunnii e Cordia trichotoma. **Floresta e Ambiente**, v.22, n.4, p.549-558. 2015
- DE PAULA, R.A . Lixiviação de nitrato em substrato tratado com lodo de esgoto. **Bragantia**, Campinas, v.70, n.1, p.104-112, 2011.
- DYNIA. J.F, SOUZA. M.D, BOEIRA, R.C. Lixiviação de nitrato em Latossolo cultivado com milho após aplicações sucessivas de lodo de esgoto. **Pesquisa agropecuária brasileira**. Brasília, v.41, n.5, p.855-862, maio 2006.
- KEFALAS, H.C.; SOUZA, S.A.D.; DENEKA, L.G. Resíduos orgânicos na zona costeira: a proposta da compostagem. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 5., 2011, Santos. **Anais...** Santos: Oceanografia e Políticas Públicas, 2011. p.1-5.
- KROB, A.D. MORAES. S.P; SELBACH. P.A; BENTO.F.M; CAMARGO. F.A.O. Propriedades químicas de um Argissolo tratado sucessivamente com composto de lixo urbano. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.41, n.3, p.433-439, 2011.
- LIMA, R.L.S. SEVERINO, L.S. SOFIATTI, V. GHEYI, H.R & ARRIEL, N.H.V.. Atributos químicos de substrato de composto de lixo orgânico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.2, p.185-192, 2011.
- Li Z, LU H, REN, L. HE L Experimental and modeling approaches for food waste composting: a review. **Chemosphere**, Oxford, v.93, n.7, p.1247-1257, Oct. 2013.
- MEURER, E.J. **Fundamentos de Química do Solo**. 2º Edição, Editora UFRGS, Porto Alegre, 2004.
- MORAES, M. SILVA, V.R, CHERUBIM, M.R., CARLESSO, R. DEBIASI, H., LEVIEN, R. Changes in a Rhodic Hapludox under no-tillage and urban waste compost in the northwest of Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, MG, v.38, n.4, p.1327-1336, 2014.
- OLIVEIRA F.C., MATTIAZZO, M.E.; MARCIANO, C.R., MORAES, S.O. Percolação de nitrato em Latossolo Amarelo Distrófico afetada pela aplicação de composto de lixo urbano e adubação mineral. **Revista Brasileira de Ciências do Solo** , v.25, p.731-741, 2001.
- PAES, N.X. et al. **Gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no município de Curitiba**. Curitiba: Secretaria Municipal do Meio Ambiente/ Departamento de Limpeza Pública, 2013.
- PEREIRA NETO, J.T. **Manual de compostagem: processo de baixo custo – ed. rev. E aum./ Viçosa**, MG. Ed. UFV, 2007.
- PIOVESAN, R.P.; FAVARETTO, N.; PAULETTI, V.; MOTTA, A.C.V.; REISSMANN, C.B. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob fertilização mineral e orgânica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.757-766, 2009.
- REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas**. São Paulo, Manole, 1987. 188p.
- RESENDE A.V. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. **Editora EMBRAPA**, Planaltina, 2002.
- REZENDE, F. A.; CARVALHO, G. J.; FERREIRA,

E.B. Composting of coffee husk and cattle manure. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, Alta Floresta, v.10, p.109-119, 2013.

SCHERER, E.E.; NESI, C.N.; MASSOTTI, Z. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v.34, n.4, p.1375-1383, jul./ago. 2010.

SILVA, L.N. **Processo de compostagem com diferentes porcentagens de resíduos sólidos agroindustriais**. 2007. 59p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Recursos Hídricos e Meio Ambiente) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

SILVA, F.C. (Ed.). **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. 2. ed. rev. e ampl.

Brasília: EMBRAPA Informação Tecnológica, 2009. 627p.

SOUZA, H.A. OLIVEIRA, E.L.; MODESTO, V.C.; MONTES, R.M.; NATALE, W. **Atributos químicos do solo tratado com composto orgânico de carcaça e despojo de abate de caprinos e ovinos**. Sobral: EMBRAPA-CNPC, 2012. 8p. (Comunicado Técnico, 127).

SIQUEIRA, T.M.O. ASSAD, M.L.R.C.L. Compostagem de Resíduos Sólidos Urbano no Estado de São Paulo (BRASIL). **Ambiente & Sociedade**, São Paulo v. XVIII, n.4 p.243-264 n out.-dez. 2015,

YANG, J.E.; SKOGLEY, E.O.; SCHAFF, B.E.; Kim, J.J. A simple Spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and soil extracts. **Soil Science Society American Journal**, v.62, p.1108-1115, 1998.