

Cleiton Junior Ribeiro Lazzari

**ATRIBUTOS QUÍMICOS E FRAÇÕES DE FÓSFORO EM
SOLOS DE ÁREAS DE COMPOSTAGEM NO MUNICÍPIO DE
FLORIANÓPOLIS (SC)**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Agroecossistemas da Universidade
Federal de Santa Catarina como
requisito parcial para obtenção do
Grau de Mestre em
Agroecossistemas.

Orientador: Prof. Dr. Cledimar
Rogério Lourenzi

Co-orientador: Dr. Rafael da Rosa
Couto

Florianópolis
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Lazzari, Cleiton Junior Ribeiro Lazzari
ATRIBUTOS QUÍMICOS E FRAÇÕES DE FÓSFORO EM SOLOS
DE ÁREAS DE COMPOSTAGEM NO MUNICÍPIO DE
FLORIANÓPOLIS (SC) / Cleiton Junior Ribeiro Lazzari
Lazzari ; orientador, Cledimar Rogério Lourenzi
Lourenzi, coorientador, Rafael da Rosa Couto Couto,
2017.

128 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias,
Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas,
Florianópolis, 2017.

Inclui referências.

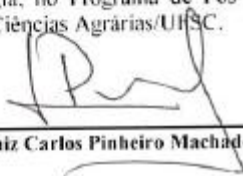
1. Agroecossistemas. 2. Composto orgânico. 3.
Acúmulo de nutrientes. 4. Teores de fósforo no solo.
5. Teores de metais pesados no solo. I. Lourenzi,
Cledimar Rogério Lourenzi. II. Couto, Rafael da
Rosa Couto. III. Universidade Federal de Santa
Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Agroecossistemas. IV. Título.

"Atributos Químicos e Frações de Fósforo em Solos de Áreas de Compostagem no Município de Florianópolis - SC"

Por

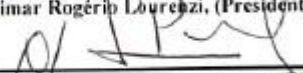
Cleiton Junior Ribeiro Lazzari

Dissertação julgada adequada, em 28/04/2017, e aprovada em sua forma final, pelo Orientador e Membros da Banca Examinadora, para obtenção do título de Mestre em Agroecossistemas. Área de Concentração Agroecologia, no Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, Centro de Ciências Agrárias/UFSC.




Prof. Dr. Luiz Carlos Pinheiro Machado Filho (Coordenador do Programa)

Banca Examinadora:


Cleidimar Rogério Lourenzi, (Presidente /Orientador)
Tales Tiecher (Titular Externo/UFRGS) via videoconferência
Paulo Emilio Lovato (Titular Interno/PPGA/UFSC)
Arcangelo Loss (Titular Interno /PPGA/UFSC)

Candidato ao título:


Cleiton Junior Ribeiro Lazzari

Florianópolis, 28/04/2017

Dedico este trabalho aos meus pais
Claimar Lazzari e Elizete Fatima
Duarte Ribeiro, à meu tio Geomar
Duarte Ribeiro e a meus avós por tudo
que fizeram por mim até hoje.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Claimar Lazzari e Elizete Fatima Duarte Ribeiro, por todo o apoio e dedicação durante o caminho que percorri até esta etapa de minha vida. Também ao meu tio Geomar Duarte Ribeiro por tudo que fez até hoje por mim. Não tenho palavras para descrever o quanto foi e ainda é importante para mim. E aos meus avós, maternos e paternos, que dedicaram muito de suas vidas para que eu chegasse onde estou. A todos deixo meu muito obrigado.

Aos meus orientadores, Cledimar Rogério Lourenzi e Rafael da Rosa Couto pela dedicação, empenho, comprometimento e amizade antes e durante essa etapa. Aos Professores Jucinei José Comin, Paulo Emílio Lovato, Arcângelo Loss e Gustavo Brunetto por todos os ensinamentos, pelo apoio e pela amizade que nasceu durante o tempo em que trabalhamos juntos. Cresci muito e continuo crescendo graças a vocês. Muito obrigado!

Ao Núcleo de Ensino, Pesquisa e Extensão em Agroecologia (NEPEA-SC) e aos amigos e companheiros que este espaço me proporcionou: Vitor, Vilmar, Monique, Lucas, Leôncio, Guilherme, Matheus, Talita, Andria, Barbara, dentre outros amigos que sempre fizeram o máximo para construir um espaço que une momentos de trabalho com ambiente agradável para o crescimento profissional e pessoal do grupo e dos indivíduos presentes. Deixo meu muito obrigado por tudo que foram e sempre serão para mim.

Aos professores da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) Gustavo Brunetto pelo apoio e incentivo desde meu início no grupo e neste trabalho. E também ao Prof. Ricardo Bergamo Schenato por todo o apoio e amizade.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa durante o mestrado.

A todos o meu muito obrigado!

RESUMO

A necessidade de dar destino para os resíduos de alimentos nos centros urbanos é uma grande preocupação para o poder público. Os resíduos de alimentos sem destino adequado podem provocar contaminação do meio, através de mal cheiro, foco para vetores de , e a contaminação de solo e água. Uma técnica utilizada para concentrar os resíduos e reaproveita-los é a compostagem. Na compostagem ocorre a degradação do material orgânico dos resíduos de alimentos, estabilizando o material, e gerando um produto capaz de melhorar os atributos do solo, favorecendo o desenvolvimento de plantas. Porém, a utilização prolongada das mesmas áreas para a produção do composto pode vir a causar problemas de contaminação ambiental. O objetivo do trabalho é avaliar os efeitos provocados pelas leiras de compostagem, sem cobertura e sem a coleta do percolado, (a) nos atributos químicos e (b) nas frações de fósforo no solo em áreas de compostagem no município de Florianópolis, Santa Catarina (SC). Para isto, selecionaram-se quatro áreas onde a compostagem é realizada, três delas pertencentes a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e uma pertencente a Companhia Melhoramentos da Capital (Comcap). Foram coletadas amostras de solo nas profundidades 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm, para caracterização química e fracionamento de P. No estudo 1, foram determinados os seguintes parâmetros: pH em água, P, K, Cu e Zn disponíveis, Ca e Mg trocáveis, soma de bases, $CTC_{pH7,0}$, saturação por bases, saturação por Al, matéria orgânica do solo e teores totais de K, Ca, Mg, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb. No estudo 2, realizou-se o fracionamento químico do P e foram obtidas as isotermas de adsorção e dessorção. A produção de composto orgânico diretamente sobre o solo, sem impermeabilização do mesmo e sem a proteção das leiras contra intempéries, acarreta em alterações em diversos atributos químicos do solo, com grandes alterações no pH do solo, nos teores de diversos cátions como o K, Ca, Mg, e nos teores de P extraídos por Mehlich-1. Entretanto, não foram observadas grandes alterações nos teores de Cu, Zn e metais pesados no solo, o que normalmente é observado em áreas agrícolas nas quais resíduos orgânicos são aplicados. Observou-se alterações nas frações químicas de P com a produção de composto sobre o solo. As maiores alterações ocorreram nas frações inorgânicas, extraídas por RTA e $NaHCO_3$. Essas frações são consideradas lábeis e podem ser facilmente transferidas para mananciais hídricos por escoamento superficial e erosão do solo. Além disso, ficou evidenciado que áreas utilizadas para a realização de compostagem podem apresentar-se saturadas por P, o que demonstra o potencial poluente dessa atividade quando conduzida de maneira a não utilizar práticas como a impermeabilização da área e também a coleta do chorume, o que pode potencializar as transferências de P e outros elementos para mananciais hídricos superficiais e subsuperficiais.

Palavras-chave: Acúmulo de nutrientes, composto orgânico, elementos traço, fracionamento químico de fósforo.

ABSTRACT

The need to target food waste in urban centers is a major concern for public authorities. Food residues with no destination can lead to environment's contamination, through bad smell, focus on vectors and contamination of soil and water. One technique used to concentrate waste and reuse them is composting. In composting, occurs degradation of the organic material of the food residues, stabilizing the material, and generating a product capable of improving the attributes of the soil, favors plants development. However, the prolonged use of the same areas for the production of the compound may cause environment contamination problems. The aim of this study was to evaluate the effects of composting, without cover and percolated collection, (a) on soil's chemical attributes and (b) on soil phosphorus fractions in composting areas in the municipality of Florianópolis, Santa Catarina (SC). For this, four composting areas were selected, three belonging to the Federal University of Santa Catarina (UFSC) and one belonging to Capital Improvements Company (Comcap). Soil samples were collected at depths 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 and 30-40 cm for chemical characterization and fractionation of P. In study 1, the following parameters were determined: pH in water, P, K, Cu and Zn available, exchangeable Ca and Mg, base sum, $CTC_{pH7.0}$, base saturation, Al saturation, soil organic matter and total contents of K, Ca, Mg, Cu, Zn, Cr, Ni and Pb. In study 2, the chemical fractionation of P was carried out and adsorption and desorption isotherms were obtained. The production of organic compost directly on the soil, without waterproofing of the soil and protection of the weeds against weathering, causes changes in several soil chemical attributes, with great changes in soil pH, in the contents of several cations such as K, Ca, Mg, and in the contents of P extracted by Mehlich-1. However, no significant changes were observed in Cu, Zn and heavy metals in the soil, which is usually observed in agricultural areas where organic wastes are applied. It was observed changes in the chemical fractions of P with the production of compound on the soil. The major alterations occurred in the inorganic fractions, extracted by RTA and $NaHCO_3$. These fractions are considered labile and can be easily transferred to water sources by runoff and soil erosion. In addition, it was evidenced that areas used for composting can be saturated by P, which demonstrates the pollutant potential of this activity when conducted in a way that does not use practices such as waterproofing of the area and also the collection of slurry, which can potentiate the transfer of P and other elements to surface and subsurface water sources.

Key words: Nutrient accumulation, organic compound, trace elements, chemical fractionation of phosphorus.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização aproximada das áreas de coleta de solo no município de Florianópolis – SC.....	40
Figura 2. Teores de matéria orgânica do solo nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade; ns: não significativo.....	46
Figura 3. Valores de pH do solo nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade.....	46
Figura 4. Teores de fósforo disponível nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade; ns: não significativo; 1: Faixa de uso do solo como meio de reciclagem para o P; 2: Faixa de risco ambiental elevado.	51
Figura 5. Teores de potássio disponível nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade.....	53
Figura 6. Teores de cálcio trocável nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade.....	56
Figura 7. Teores de magnésio trocável nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade.....	58
Figura 8. Teores de sódio trocável nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade.....	61
Figura 9. Teores de cobre disponível nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade; ns: não significativo.	67
Figura 10. Teores de zinco disponível nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade; ns: não significativo.	69
Figura 11. Distribuição percentual das frações de P do Fracionamento de Hedley em relação ao Ptotal na camada de 0-5 cm de profundidade das áreas avaliadas.....	98
Figura 12. Isotermas de adsorção e dessorção do solo das áreas CCBc (a), CCBr (b) e CCAr (c).....	101
Figura 13. Isotermas de adsorção e dessorção do solo das áreas COMCAPc (a), COMCAPr (b), FAc (c) e FAr (d).....	102

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Concentração de P, K, Cu e Zn em alguns alimentos ⁽¹⁾	29
Tabela 2. Áreas selecionadas, coordenadas e tempo de compostagem.	39
Tabela 3. Teores de areia, silte e argila no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.....	42
Tabela 4. Características químicas do composto orgânico.....	44
Tabela 5. Teores de acidez potencial (H+Al) no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.....	49
Tabela 6. Teores de K total no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	54
Tabela 7. Teores de Ca total no solo em quatro áreas onde se realiza a compostagem e suas respectivas áreas de referência.....	57
Tabela 8. Teores de Mg total no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	60
Tabela 9. Teores de Na total no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	62
Tabela 10. Teores de CTC _{pH7,0} no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	63
Tabela 11. Saturação por Al no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	64
Tabela 12. Saturação por Bases do solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	65
Tabela 13. Teores de Cu total no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	68
Tabela 14. Teores de Zn total no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	70
Tabela 15. Teores de Cr total do solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	72
Tabela 16. Teores de Pb total do solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	73
Tabela 17. Teores de Pi_{RTA} no solo extraídos por resina trocadora de ânions (RTA) em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.....	80
Tabela 18. Teores de Pi_{bic} e Po_{bic} no solo extraídos por $NaHCO_3$ 0,5 mol L^{-1} em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência. ..	82
Tabela 19. Teores de Pi_{hid} e Po_{hid} no solo extraídos por NaOH 0,1 mol L^{-1} em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	84
Tabela 20. Teores de $Pi_{hid0,5}$ e $Po_{hid0,5}$ no solo extraídos por NaOH 0,5 mol L^{-1} em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	88

Tabela 21. Teores de $P_{i_{HCl}}$ no solo extraídos por HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	91
Tabela 22. Teores de P_{res} no solo extraídos por $MgCl_2 + H_2SO_4 + H_2O_2$ em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.....	92
Tabela 23. Teores de P_{Geo} ($P_{i_{RTA}} + P_{i_{bic}} + P_{i_{hid}} + P_{i_{hid0,5}} + P_{i_{HCl}} + P_{res}$) no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	94
Tabela 24. Teores de P_{Bio} ($P_{o_{bic}} + P_{o_{hid}} + P_{o_{hid0,5}}$) no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	95
Tabela 25. Teores de P_{total} no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	96
Tabela 26. Parâmetros relacionados à equação de Langmuir (b significa “capacidade máxima de adsorção de P” e k significa “energia de ligação”) na camada de 0-20 cm de profundidade, nos solos das áreas de compostagem e de referência.....	100

LISTA DE ANEXOS

Anexo A. Teores de MOS em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	119
Anexo B. Valores de pH do solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	120
Anexo C. Teores de P disponível no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	121
Anexo D. Teores de K disponível no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	122
Anexo E. Teores de Ca trocável no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	123
Anexo F. Teores de Mg trocável no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	124
Anexo G. Teores de Na trocável do solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	125
Anexo H. Teores de Al trocável no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	126
Anexo I. Teores de Cu disponível no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	127
Anexo J. Teores de Zn disponível no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.	128

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- Al – Alumínio
Al% - Saturação por alumínio
CCA – Centro de Ciências agrárias
CCB – Centro de Ciências Biológicas
CE – Concentração de equilíbrio
CMAP – Capacidade Máxima de Adsorção de Fósforo
COMCAP – Companhia Melhoramentos da Capital
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT – Carbono orgânico total
CQFS – Comissão de Química e Fertilidade do Solo
CTC – Capacidade de Troca de Cátions
CTC_{pH7,0} – Capacidade de Troca de Cátions à pH 7,0
CV – Coeficiente de variação
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
SC – Santa Catarina
FA – Fazenda Aterrada
FAO – Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
h – Horas
H - Hidrogênio
H+Al – Áidez potencial
H₂O – Água
ICP – Espectrometria de emissão atômica
k – constante relacionada a afinidade do adsorvente pelo adsorvato (energia de ligação)
LCA-P – Limite Crítico Ambiental de Fósforo
MOS – Matéria Orgânica do Solo
NEPEA – Núcleo de Ensino, Pesquisa e Extensão em Agroecologia
ONU – Organização das Nações Unidas
P_{Bio} – Fósforo biológico
P_{Geo} – Fósforo geoquímico
Pi – Fósforo inorgânico
Pi_{bic} – Fósforo inorgânico extraído por bicarbonato de sódio
Pi_{HCl} – Fósforo inorgânico extraído por ácido clorídrico
Pi_{hid} – Fósforo inorgânico extraído por hidróxido de sódio a 0,1 mol L⁻¹
Pi_{hid0,5} – Fósforo inorgânico extraído por hidróxido de sódio a 0,5 mol L⁻¹
Pi_{RTA} – Fósforo inorgânico por resina trocadora de ânions
Po – Fósforo orgânico
Po_{bic} – Fósforo orgânico extraído por bicarbonato de sódio

P_{hid} – Fósforo orgânico extraído por hidróxido de sódio a $0,1 \text{ mol L}^{-1}$
 $P_{\text{hid},0,5}$ – Fósforo orgânico extraído por hidróxido de sódio a $0,5 \text{ mol L}^{-1}$
 P_{Lim} – Fósforo Limitante
Prof. – Profundidade
 P_{res} – Fósforo residual
 P_{total} – Fósforo total
 q – Fósforo adsorvido
 r^2 – Coeficiente de determinação
RS – Rio Gande do Sul
RTA – Resina Trocadora de Ânions
TACO – Tabela Brasileira de Composição de Alimentos
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina
USPA – United States Parachute Association
V% - Saturação por bases

LISTA DE SÍMBOLOS

°C – Grau Celsius
% - porcentagem
 Al^{3+} - Alumínio
 $\text{Al}(\text{OH})_3$ – Hidróxido de alumínio
C – Carbono
Ca – Cálcio
 CaCl_2 – Cloreto de cálcio
Cd – Cádmiio
cm – centímetros
Cr – Cromo
Cu – Cobre
 CuSO_4 – Sulfato de cobre
EDTA – EDTA ou ácido etilenodiamino tetra-acético
EPA – Environmental Protection Agency
Fe – Ferro
 FeSO_4 – Sulfato de ferro
g - grama(s)
 g kg^{-1} - grama(s) por quilograma
 H^+ - Hidrogênio
 H_2O_2 – Peróxido de hidrogênio
 H_2SO_4 – Ácido sulfúrico
HCl – Ácido Clorídrico
 HClO_4 – Ácido perclórico
 HNO_3 – Ácido nítrico
K – Potássio
 $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ – Dicromato de potássio
KCl – Cloreto de potássio
kg – Quilograma
 Mg ha^{-1} – Megagrama por hectare
 kg ano^{-1} – Quilograma por ano
 kg ano^{-1} pessoa⁻¹ – Quilograma(s) por ano por pessoa
L - Litro(s)
m - Metro(s)
 m^2 - Metro(s) quadrado(s)
 m^3 - Metro(s) cúbico(s)
mg - Miligrama(s)
 mg kg^{-1} - Miligrama(s) por quilograma
 mg L^{-1} - Miligrama(s) por litro
Mg – Magnésio

MgCl₂ – Cloreto de magnésio
m³ ha⁻¹ - Metro(s) cúbico(s) por hectare
mL - Mililitro(s)
mm - Milímetro(s)
mol L⁻¹ – Mol por litro
N – Nitrogênio
Na – Sódio
Na₂SO₄ – Sulfato de sódio
NaHCO₃ – Bicarbonato de Sódio
NaOH – Hidróxido de Sódio
Ni – Níquel
(NH₄)₂S₂O₈ – Persulfato de amônio
OH⁻ - Hidroxila
P – Fósforo
Pb – Chumbo
pH – Potencial hidrogeniônico
rpm – Rotações por minuto
t ha⁻¹ – Tonelada(s) por hectare
Zn – Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	25
2. ESTADO DA ARTE.....	27
2.1. Compostagem.....	27
2.2. Uso de resíduos orgânicos na agricultura.....	29
2.3. Efeito dos resíduos orgânicos nos atributos químicos do solo	30
2.4. Efeito dos resíduos orgânicos nas frações de p no solo.....	31
3. HIPÓTESES.....	35
4. OBJETIVOS.....	35
4.1. Objetivo geral.....	35
4.2. Objetivos específicos.....	35
5. ESTUDO 1 - ATRIBUTOS QUÍMICOS EM SOLOS DE ÁREAS DE COMPOSTAGEM NO MUNICÍPIO DE FLORIANÓPOLIS, SC	37
5.1. Introdução	37
5.2. Material e métodos.....	38
5.2.1. Descrição das áreas avaliadas e do processo de compostagem .	38
5.2.2. Coleta de solo e de composto	41
5.2.3. Análises físico-químicas do solo.....	41
5.2.4. Análises químicas do composto	43
5.2.5. Análise estatística.....	44
5.3. Resultados e discussão	44
5.4. Conclusão.....	74
6. ESTUDO 2 - FRAÇÕES E CAPACIDADE DE ADSORÇÃO DE P EM SOLO DE ÁREAS DE COMPOSTAGEM NO MUNICÍPIO DE FLORIANÓPOLIS-SC	75
6.1. Introdução	75
6.2. Material e métodos.....	76
6.2.1. Descrição das áreas avaliadas, do processo de compostagem, da coleta do solo e do composto.....	76
6.2.2. Fracionamento químico do fósforo	76
6.2.3. Isotermas de adsorção e dessorção de fósforo.....	76
6.2.4. Análise estatística.....	78
6.3. Resultados e discussão	78
6.4. Conclusão.....	78
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	105
8. REFERÊNCIAS	107
9. ANEXOS	119

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

A população mundial, está concentrada em sua maioria em áreas urbanas com, aproximadamente, 54% dos habitantes do planeta (FAO, 2016). No Brasil, no entanto, a população urbana representa 84,4%, enquanto que a rural é de 15,6% (BRASIL, 2010). O estado de Santa Catarina apresenta comportamento muito semelhante ao nacional, com aproximadamente 84% da população vivendo em áreas urbanas e 16% em áreas rurais (SEBRAE/SC, 2013). Dessa forma, fica evidente a necessidade de produção e transporte de alimentos, produzidos nas áreas rurais, para as áreas urbanas. Porém, em toda a cadeia produtiva, que envolve desde a produção dos alimentos até a chegada ao consumidor final, ocorrem perdas que geram grande volume de resíduos (FAO, 2011), alguns deles não comestíveis (como cascas de frutas e verduras), enquanto outros são sobras de alimentos de boa qualidade.

Segundo a FAO (2011), 1,3 bilhões de toneladas de alimentos destinados a alimentação humana são perdidos no mundo anualmente, sendo que na América Latina são perdidos 223 kg ano⁻¹ pessoa⁻¹ de alimentos, sendo destes 25 kg ano⁻¹ pessoa⁻¹ desperdiçados no momento do consumo (FAO, 2014).

Nos supermercados, por exemplo, existem diversos fatores que causam o desperdício de alimentos (principalmente frutas, verduras e legumes), como o mal armazenamento, a falta de instrução aos funcionários sobre como trabalhar com os produtos, além das atitudes dos consumidores com o manuseio dos alimentos disponíveis nas prateleiras (CECCATO & BASSO, 2011). Os restaurantes também são fontes importantes de resíduos de alimentos. Nesse sentido, Saurim & Basso (2008) avaliaram o desperdício de alimentos em um restaurante no município de Santa Maria (RS), e encontraram valores médios de 16,3 kg dia⁻¹ de sobras de alimentos. Mesmo nos domicílios, a estimativa é que o desperdício de alimentos chegue a 20% (ECOD, 2013).

Uma alternativa para evitar o descarte irregular desses resíduos alimentares é a realização de compostagem e o aproveitamento do composto como fonte de nutrientes às plantas. A compostagem é um processo biológico de decomposição e estabilização do substrato orgânico sob condições termofílicas e aeróbicas controladas, que promove a oxidação e, conseqüentemente, a mineralização e a humificação parcial da matéria orgânica do resíduo. Ao final do processo, obtêm-se um produto estabilizado e com propriedades químicas importantes para condicionamento de solo e nutrição das plantas (BERNAL et al., 2009; COLÓN et al., 2010).

A aplicação de composto ao solo proporciona melhorias nos atributos químicos físicos e biológicos (MYLAVARAPU & ZINATI, 2009; TEJADA et al., 2009). Em relação aos atributos químicos, o uso de composto pode promover aumento nos valores de pH do solo e nos teores de nutrientes, como N, P, K, Ca, Mg, e micronutrientes, como Cu e Zn, presentes no composto e que são disponibilizados às plantas e demais organismos no solo (MYLAVARAPU & ZINATI, 2009). Os atributos físicos e biológicos do solo também são influenciados pelo uso de composto orgânico, podendo elevar a porosidade total do solo, retenção de água e agregação (MYLAVARAPU & ZINATI, 2009; TEJADA et al., 2009). Além disso, o uso de composto orgânico promove aumento na concentração de carbono orgânico no solo, que é utilizado como fonte de energia pelos microrganismos, assim elevando a quantidade e o número de espécies da microbiota do solo (EVANILO et al., 2008; TEJADA et al., 2009).

Apesar dos benefícios que o composto orgânico pode trazer ao solo quando utilizado levando em consideração critérios técnicos, o processo da compostagem, quando conduzido sem levar em consideração algumas precauções, pode causar danos ambientais através da contaminação do solo e de mananciais hídricos. A condução do processo de compostagem, sem a proteção das leiras contra intempéries, sem a impermeabilização do local e sem a coleta do percolado gerado pelas leiras, pode elevar os teores de nutrientes em formas lábeis no solo, principalmente, nas camadas superficiais, por causa da elevada concentração de nutrientes no composto e no percolado (CRAVO et al., 1998; MULLANE et al., 2015).

2. ESTADO DA ARTE

2.1. Compostagem

A compostagem é um processo biológico de decomposição e estabilização do substrato orgânico sob condições termofílicas e aeróbicas controladas, promove a oxidação, mineralização e humificação parcial da matéria orgânica do resíduo (BERNAL et al., 2009; COLÓN et al., 2010). Além disso, permite a reciclagem e reaproveitamento de resíduos orgânicos como fonte de nutrientes às culturas agrícolas (RAMOS et al., 2009; GUO & LI, 2012; MELO et al., 2012; SETE et al., 2015).

Para a produção do composto existem diferentes técnicas de acondicionamento dos resíduos (INÁCIO & MILLER, 2009; CHOWDHURY et al., 2013), sendo que todas buscam alcançar condições favoráveis de umidade, aeração e porosidade na leira de compostagem que proporcionem adequado desenvolvimento microbiano, pois são os microrganismos que promovem a degradação dos resíduos orgânicos. Quando a compostagem é realizada de maneira adequada, se obtêm ao final do processo um material estável, apresentando qualidade química, física, biológica e fitossanitária, o que permite sua utilização como fonte de nutrientes em culturas agrícolas e, conseqüentemente, promovendo melhorias à qualidade do solo (BRASIL, 2006).

O processo de compostagem apresenta quatro fases consecutivas, sendo que logo após a formação da leira inicia-se a fase de ativação da atividade dos microrganismos. Em seguida, quando a temperatura ultrapassa 40°C, inicia-se a fase termofílica. Nesse período ocorre grande ação dos microrganismos termófilos na decomposição do material orgânico mais facilmente degradável, com a geração de calor e vapor de água, e a temperatura pode alcançar valores superiores a 70°C. Com o consumo e conseqüente escassez das substâncias orgânicas (como aminoácidos, proteínas, açúcares, entre outros) mais facilmente degradáveis, a atividade dos microrganismos termófilos reduz, provocando também a redução da temperatura, iniciando-se então a fase mesofílica, na qual os microrganismos atuantes desenvolvem-se adequadamente em temperaturas menores que 40 °C. Na fase mesófila ocorre a degradação de parte das substâncias mais resistentes, como a lignina e celulose. E por fim, a fase de maturação, na qual o composto fica em repouso, ocorre o aumento da população de fungos e a formação de substâncias húmicas. (DIAS et al., 2007; COLÓN et al., 2010; GIUSTI & MARSILI-LIBELLI, 2010). Após essa etapas, o composto está pronto para ser utilizado ou armazenado.

O composto feito nas quatro áreas de compostagem do presente estudo tem como principal resíduo restos de alimentos, como frutas, verduras, legumes, carnes e demais. Estes alimentos apresentam quantidades distintas de nutrientes em sua composição (TACO, 2011), como pode ser observado na tabela 1. Resíduos orgânicos, após submetidos ao processo de compostagem, apresentam maiores teores de nutrientes na forma mineral, como P, K, Ca, Mg, e valores de pH, normalmente, acima daqueles encontrados no início do processo de compostagem, porém, os teores de C normalmente são menores ao final do processo de compostagem devido as perdas nos processos de respiração, volatilização e lixiviação (BERNAL et al., 2009). Como consequência dessas perdas, ocorre redução do volume da leira do início para o final do processo de compostagem. O aumento das formas minerais dos nutrientes no composto ocorre devido a ação dos microrganismos sobre o material orgânico, provocando a decomposição parcial desse material e deixando parte dos nutrientes em formas prontamente disponíveis (VALENTE et al., 2009).

Durante o processo de compostagem pode ocorrer a produção de percolato (água residual proveniente do processo de compostagem) ou “chorume”, como é comumente chamado. Caso a compostagem não tenha sistema de coleta do chorume, nutrientes e material orgânico dissolvido serão lixiviados da leira, promovendo a redução na quantidade de nutrientes no composto devido à perda destes no chorume. Outro problema que pode agravar a ocorrência de chorume são as altas precipitações, nos casos das compostagens realizadas a céu aberto. Normalmente a produção de chorume na compostagem ocorre quando a leira apresenta umidade acima de 65% (VALENTE et al., 2009), o que pode ocorrer devido a proporções inadequadas dos materiais utilizados na fase inicial da compostagem ou pela falta de cobertura das leiras acarretando na lixiviação de chorume, o qual pode atingir o solo, especialmente as camadas superficiais, e alterar os atributos químicos do mesmo.

Tabela 1. Concentração de P, K, Cu e Zn em alguns alimentos⁽¹⁾.

Alimento	P	K	Cu	Zn
	-----mg kg ⁻¹ -----			
Arroz integral cozido	1060	750	0,2	7,0
Feijão preto cozido	880	2560	2,0	7,0
Alface crespa crua	260	2670	0,3	3,0
Batata inglesa cozida	240	1610	0,6	2,0
Repolho branco cru	140	1500	0,2	2,0
Banana da terra crua	260	3280	0,5	2,0
Maça Fuji, com casca, crua	90	750	0,6	Tr -
Lentilha cozida	1040	2200	1,7	11,0
Carne bovina fígado grelhado	4200	3090	125,8	40,0
Carne bovina, músculo, sem gordura, cozida	1760	2530	0,8	64,0

⁽¹⁾Dados obtidos segundo TACO (2011).

2.2. Uso de resíduos orgânicos na agricultura

A aplicação de resíduos orgânicos ao solo é utilizada para aumentar os teores de nutrientes disponíveis às plantas e também é uma forma de dar um destino mais adequado aos resíduos das atividades agrícolas e urbanas. Muitos podem ser os resíduos orgânicos aplicados ao solo, como dejetos líquidos de suínos, cama sobreposta de suínos, dejetos líquidos de bovinos, composto orgânico (GATIBONI et al., 2008, BRUNETTO et al., 2012; LOURENZI et al., 2014; SETE et al., 2015). Também variam os objetivos de suas aplicações, que podem estar vinculadas ao descarte do resíduo, pelo elevado volume de resíduo gerado, ou o uso como fertilizante para cultivos agrícolas, utilizando critérios técnicos para o estabelecimento das doses a serem aplicadas.

A utilização de resíduos orgânicos para a recuperação de áreas degradadas é uma alternativa viável, pois colabora com o descarte e utilização adequada dos resíduos e ao mesmo tempo com a recuperação do meio degradado (CAMPOS & ALVES, 2008). Nesse sentido, Campos & Alvez (2008) desenvolveram trabalho em um Latossolo Vermelho, onde foram retirados mais de oito metros de solo para utilização como terraplanagem e fundação na construção de uma usina hidroelétrica no estado de São Paulo, e verificaram que, após dois anos e meio, os tratamentos que receberam lodo de esgoto apresentaram maiores incrementos da macro e microporosidade, porosidade total do solo e

redução da densidade do solo, quando comparados ao tratamento com solo exposto.

Na grande maioria dos casos, os resíduos orgânicos são utilizados para fornecer nutrientes às plantas, ou apenas são descartados no solo. Como exemplo temos o trabalho de Sete et al. (2015) onde foram utilizadas diferentes doses de composto na cultura do pessegueiro para verificar a influência na produtividade, na nutrição das plantas, na lixiviação e volatilização de N no solo. Os autores observaram aumento nos teores de N e K nas folhas das plantas de pessegueiro, o que promoveu aumento na produtividade da cultura, porém com o aumento das doses de composto ocorreu maior volatilização de N na forma de amônia. Lourenzi et al. (2014), em experimento conduzido durante oito anos em um Argissolo, realizaram 19 aplicações de dejetos líquidos de suínos, nas doses de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹, e verificaram incremento na produtividade de grãos das culturas de feijão preto e milho, além de aumento na produção de matéria seca e acúmulo de nutrientes no tecido das plantas com o aumento das doses de dejetos.

Porém, quando a quantidade de resíduos orgânicos aplicados ao solo excede a capacidade de suporte do mesmo, problemas relacionados ao ambiente podem surgir, como o aumento de nutrientes na água em mananciais hídricos, podendo causar eutrofização dos mananciais, ou o aumento dos teores de metais pesados no solo, como Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Pb, entre outros, que podem causar problemas de desenvolvimento nas plantas cultivadas em áreas agrícolas, ou contaminar animais e seres humanos causando problemas de saúde. A compostagem de resíduos orgânicos evita que estes sejam destinados inadequadamente, e produz um fertilizante orgânico que pode ser concentrado e armazenado em local adequado e aplicado ao solo em quantidades adequadas.

2.3. Efeito dos resíduos orgânicos nos atributos químicos do solo

A aplicação de resíduos orgânicos ao solo promove alterações nos atributos químicos do solo, como a elevação nos valores de pH e incrementos nos teores de matéria orgânica e nos teores disponíveis de P, K, Cu, Zn, entre outros (BRUNETTO et al., 2012; LOURENZI et al., 2011, 2013). Resultados semelhantes são observados com a aplicação de composto orgânico ao solo (HARGREAVES et al., 2008; AYARI et al., 2010; BALDI et al., 2010; LOURENZI et al., 2016), favorecendo seu uso para reaproveitamento dos resíduos orgânicos como fertilizante em cultivos de culturas agrícolas.

Em trabalho com 19 aplicações das doses de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos de suínos em Argissolo, Lourenzi et al. (2011) verificaram elevações nos valores de pH em água, saturação por bases, Ca e Mg trocáveis e matéria orgânica do solo, enquanto que a saturação por alumínio diminuiu. Nesse mesmo experimento, Lourenzi et al. (2013) verificaram incrementos nos teores disponíveis de P e K até 60 cm de profundidade. Ainda, em experimento realizado em Braço do Norte, estado de Santa Catarina, Brunetto et al. (2012) observaram aumento nos teores de carbono orgânico total, no pH em água, Ca trocável, CTC efetiva, CTC à pH 7,0 e saturação por bases no solo após oito anos utilizando diferentes doses de dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta de suínos em um Argissolo.

Em estudo de revisão de Hargreaves et al. (2008), os autores encontraram vários trabalhos na literatura que relatam aumento nos valores de pH do solo, dos teores de matéria orgânica e nutrientes em frações disponíveis como P, K, Ca, Mg, Cu e Zn em solos com o uso do composto de resíduos sólidos urbanos. Porém, os autores também encontraram relatos de aumento nos teores totais de metais pesados como Cd, Cr, Ni e Pb em solos com a aplicação de composto. Entretanto, quando os resíduos orgânicos são aplicados de forma excessiva ou sem critérios técnicos que levem em consideração as características do solo e necessidade das plantas, podem causar o acúmulo de nutrientes nas camadas superficiais do solo, com posterior migração para camadas mais profundas (FERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ et al., 2014).

As leiras de composto tem comprimento indeterminado, com largura e altura em torno de 1,5 a 3,0 m, assim concentrando grandes quantidades de resíduos em uma pequena superfície de solo. Caso a compostagem careça de práticas que minimizem o impacto ambiental das leiras no ambiente, nutrientes, partículas de matéria orgânica e matéria orgânica dissolvida podem ser transferidas para o solo, podendo promover incrementos nos teores de P e metais pesados como Cu, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb. Ainda, fatores que regulam a dinâmica e disponibilidade desses elementos no ambiente, como valores de pH e teores de matéria orgânica do solo também são alterados (MULLANE et al., 2015).

2.4. Efeito dos resíduos orgânicos nas frações de p no solo

Normalmente os teores de P biodisponíveis encontrados nos solos são baixos, uma vez que a maior parte do P no solo encontra-se ligado a partículas minerais e orgânicas com alto grau de energia de ligação.

Porém, a adição de resíduos orgânicos com altas concentrações desse elemento ao solo acaba provocando saturação dos sítios mais ávidos pelo elemento e o acúmulo deste em frações mais biodisponíveis (BERWANGER et al., 2008; SANTOS et al., 2008).

Exemplo disso é o aumento dos teores de P no solo com a aplicação de dejetos líquidos de suínos, um produto gerado em grande quantidade nas granjas produtoras de suínos e que é descartado muitas vezes em quantidades acima da capacidade de processamento pelo solo. Em trabalho com aplicação sob o solo de 0, 20 e 40 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos a cada 45-60 dias, por 48 meses, Gatiboni et al. (2008) observaram aumento nos teores de todas as frações inorgânicas de P do solo até, no mínimo, 15 cm de profundidade, com poucas modificações nos teores das frações orgânicas de P. Em trabalho realizado por Guardini et al. (2012) sobre um Argissolo Vermelho com aplicação de uma taxa de 90 e 180 kg N ha⁻¹ utilizando como fertilizante dejetos líquidos de suínos e cama sobreposta de suínos aplicados durante oito anos, totalizando 32 aplicações de dejetos líquidos e oito aplicações de cama sobreposta, os autores observaram o aumento de todas as frações de P avaliadas, com exceção da fração Po NaOH 0,5 mol L⁻¹, e as maiores alterações foram observadas com a aplicação dos fertilizantes para suprir a taxa de 180 kg N ha⁻¹.

Ainda, em trabalho realizado em Latossolo Vermelho sob sistema de plantio direto, que avaliou a alteração nos atributos químicos do solo após a aplicação de diferentes doses de composto orgânico, produzido com dejetos líquidos de suínos e aparas de madeira, aplicados anualmente durante seis anos, Lourenzi et al. (2016) observaram aumento do P extraído por Mehlich-1 com aplicação das doses de composto, com ênfase para a dose mais alta (16 t ha⁻¹), no qual o incremento de P foi observado até 12 cm de profundidade. A fração de P extraído por Mehlich-1, comumente utilizada para a interpretação e recomendação de P para cultivos agrícolas, não é avaliada pelo fracionamento de Hedley, mas pode ser utilizada como um parâmetro para determinar o potencial contaminante do solo para o ambiente em relação ao P (GATIBONI et al., 2015).

Em estudo de incubação com cinco diferentes solos calcários (coletados na camada de 0-30 cm do perfil) localizados no Irã, nos quais foram aplicadas cinco doses de composto de resíduos sólidos urbanos, adicionando-se 0, 16,8; 33,6; 50,4 e 67,2 mg de P kg⁻¹ de solo, e incubados por cinco meses, Hosseinpour et al. (2012) avaliaram os teores de P-Olsen, P-AB-DTPA, P-CaCl₂ e as frações de P inorgânico e orgânico do fracionamento químico de Hedley. Os autores observaram aumento

nos teores de P-Olsen, P-AB-DTPA e P-CaCl₂, considerados formas disponíveis de P, em todos os solos com aplicação do composto. Ainda, houve aumento de P em todas as frações avaliadas pelo fracionamento químico, com exceção da fração residual.

Dessa forma, é importante verificar se a produção de composto diretamente sobre o solo está alterando o teor das diversas frações de P encontradas no solo, visto que teores muito elevados de frações lábeis de P, como P por Mehlich-1 ou P por resina trocadora de ânions, podem indicar o aumento do teor de P na água (GATIBONI et al., 2015), que pode alcançar mananciais hídricos, principalmente por escoamento superficial, e causar eutrofização (SMITH et al., 2006).

3. HIPÓTESES

1) O processo de compostagem promove alterações nos atributos químicos do solo por ser realizado sem a impermeabilização do terreno para evitar o contato do composto com o solo e sem a proteção das leiras contra intempéries.

2) O processo de compostagem promove acúmulo de P no solo, principalmente nas frações orgânicas, por ser realizado sem a impermeabilização do terreno e sem a proteção das leiras contra intempéries.

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo geral

O objetivo do trabalho foi avaliar os efeitos das leiras de compostagem, conduzidas à céu aberto, nos atributos químicos do solo e nas formas de acúmulo de fósforo em áreas de compostagem no município de Florianópolis, Santa Catarina.

4.2. Objetivos específicos

a) Avaliar os atributos químicos em solos de áreas utilizadas para confecção de leiras de compostagem de restos alimentares no município de Florianópolis (SC).

b) Avaliar os teores das frações de P no solo e a capacidade de adsorção de P de áreas nas quais a compostagem é realizada sem impermeabilização do solo e sem a coleta de chorume.

5. ESTUDO 1 - Atributos químicos em solos de áreas de compostagem no município de Florianópolis, SC

5.1. Introdução

Uma forma de reaproveitar os resíduos alimentares gerados principalmente nas áreas urbanas é submetê-los ao processo de compostagem, que é um processo biológico de decomposição e estabilização de substratos orgânicos sob condições termofílicas e aeróbicas controladas (HAUG, 1993; BERNAL, 2009). A compostagem promove a oxidação e, conseqüentemente, a mineralização e humificação parcial da matéria orgânica dos resíduos, obtendo-se ao final do processo, um produto estabilizado, livre de patógenos, não tóxico as plantas e com propriedades químicas importantes, podendo ser utilizada para condicionamento de solo e nutrição das plantas (CHOWDHURY et al., 2013; MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2013).

Durante o processo de compostagem, dependendo do sistema utilizado, há produção de chorume, sendo que o volume produzido depende do tipo de material utilizado para a fabricação do composto, do tamanho da leira e das precipitações que atingem a leira de compostagem. A concentração de elementos encontrados no chorume é variável e depende do tempo de compostagem e da quantidade de chorume gerado, sendo observado teores entre 1,2-32,7, 40-1800, 70-1100, 10-400, 0-2100, 0,3-3,0 e 1,0-5,0 mg L⁻¹ de P, K, Ca, Mg, Na, Cu e Zn, respectivamente, em volumes de 100 a 800 L de chorume por m² de leira, obtido de leiras com 460 kg de matéria seca por m³ (CHRISTENSEN, 1984; CHRISTENSEN & TJELL, 1984; CHATTERJEE et al., 2013).

Em sistemas tradicionais, normalmente a compostagem é realizada diretamente sobre o solo, sem a coleta do chorume ou impermeabilização do solo, ou, quando existe, a impermeabilização é feita com argila compactada, podendo acarretar na alteração dos atributos químicos do solo, como elevação do pH e acúmulo de nutrientes. Em revisão realizada por Hargreaves et al. (2008), os autores encontraram vários trabalhos nos quais houve aumento nos valores de pH do solo, dos teores de matéria orgânica e de nutrientes disponíveis como P, K, Ca, Mg, Cu e Zn no solo com a adição de composto de resíduos sólidos urbanos. Os autores também encontraram relatos de aumento nos teores totais de metais pesados como Cd, Cr, Ni e Pb. Ainda, em estudo realizado por Ayari et al. (2010) com aplicações anuais, durante quatro anos, de 40 e 80 t ha⁻¹ de composto de resíduos sólidos

municipais em área com cultivo de trigo, os autores observaram incremento dos teores totais de Cu, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb na camada de 0-20 cm de profundidade.

Conseqüentemente, o aumento nos teores disponíveis de elementos como P, Cu e Zn no solo, como observado em diversos trabalhos com uso de fontes orgânicas (CERETTA et al., 2010a; AYARI et al., 2010; GUO & LI, 2012; LOURENZI et al., 2014; COUTO et al., 2015ab, LOURENZI et al., 2016), podem causar desequilíbrios no ambiente, como a eutrofização de mananciais aquáticos, devido ao aumento do teor de P na água (SMITH et al., 2006), ou dificultar o desenvolvimento das plantas devido a presença de elevados teores de Cu e Zn (KOPITKE et al., 2010).

O presente trabalho tem por objetivo avaliar os atributos químicos em solos de áreas utilizadas para confecção de leiras de compostagem de restos alimentares no município de Florianópolis (SC).

5.2. Material e métodos

5.2.1. Descrição das áreas avaliadas e do processo de compostagem

Para a realização deste estudo foram selecionadas oito áreas localizadas no município de Florianópolis/SC (Tabela 2), sendo quatro com histórico de confecção de leiras de compostagem, e quatro áreas adjacentes, próximas as áreas de compostagem, sem a interferência das leiras, que foram utilizadas como áreas de referência (Figura 1). Entretanto, as áreas de compostagem e de referência não representam as condições naturais da região. O material presente em CCB era composto de entulhos de obras de construção (material inerte) em camadas mais profundas, e por material com maiores teores de areia nas camadas superficiais. Em CCA, a área de compostagem apresenta um material composto por entulho de obras e aterro, enquanto CCB é composta por aterro sem presença de entulhos. Onde estão localizadas as áreas COMCAPc e COMCAPr existia um lixão até 1990. Esse lixão foi aterrado e, em cima está localizada uma das sedes da Companhia Melhoramentos da Capital (COMCAP). É dentro da COMCAP que estão localizadas as áreas de compostagem e de referência. Estas áreas contém material proveniente de entulho de obras de construção e aterro. A FAc está localizada em uma área onde haviam tanques de criação de animais aquáticos (camarão, entre outros). Essa área foi aterrada com entulho de obras e material argiloso. E a FAR é composta por aterro.

Ainda, três áreas de compostagem foram instaladas em locais onde foram realizados aterramentos com material argiloso para

impermeabilizar o solo (CCAc, COMCAPc e FAc), sendo que a composição física das áreas é bastante distinta. Todas as áreas de compostagem foram conduzidas a céu aberto, sem proteção contra as precipitações e sem a coleta de chorume. As leiras de compostagem foram montadas com resíduos de alimentos (material com baixa relação C/N), como legumes, verduras, frutas, grãos, carnes e produtos processados, cozidos ou *in natura*, advindos de restaurantes, cantinas (lanchonetes), supermercados, entre outros, e maravalha, serragem ou poda de árvores urbanas (material de alta relação C/N).

Tabela 2. Áreas selecionadas, coordenadas e tempo de compostagem.

Local	Área	Coordenadas	Tempo de compostagem
CCBc/UFSC	Área 1	27°35'50,35'' S	Compostagem há 12 anos
CCBr/UFSC	Área 2	48°30'55,12'' O	Referência
CCAc/UFSC	Área 3	27°34'43,20'' S	Compostagem há 16 anos
CCAr/UFSC	Área 4	48°30'19,34'' O	Referência
COMCAPc	Área 5	27°35'0,13'' S	Compostagem há 7 anos
COMCAPr	Área 6	48°30'51,49'' O	Referência
FAc/UFSC	Área 7	27°35'6,20'' S	Compostagem há 1 ano
FAr/UFSC	Área 8	48°30'32,29'' O	Referência

CCB: Centro de Ciências Biológicas; CCA: Centro de Ciências Agrárias; COMCAP: Companhia Melhoramentos da Capital; FA: Fazenda Aterrada; UFSC: Universidade Federal de Santa Catarina. As letras "c" e "r" representam as áreas com compostagem e referência, respectivamente.

As áreas de compostagem receberam entre 700 a 1000 toneladas de resíduos por ano, sendo dispostos em leiras de comprimento variável, largura em torno de 1,5 - 2,0 m e altura entre 1,3 - 1,5 m, quando construídas manualmente, e 3,0 m de largura e de altura quando construídas com ajuda de implementos (INÁCIO & MILLER, 2009; MAESTRI, 2010). Cada leira comporta, aproximadamente, 1,33 toneladas de material por m³, não tendo posição fixa na área, ou seja, são montadas em pontos diferentes a cada nova leira, o que faz com que toda a área, em algum momento, tenha comportado uma leira de composto em sua superfície.

O método de compostagem utilizado é o método de leiras estáticas com aeração passiva, conhecido como método UFSC (INÁCIO & MILLER, 2009). Neste método não realiza-se o revolvimento das leiras de composto, as quais são montadas utilizando, no mínimo, 1/3 de material estruturante (material com alta relação C/N). As leiras recebem adição de resíduos alimentares de 2 a 3 vezes por semana, até alcançar o tamanho almejado, sendo que a cada adição de material realiza-se uma mistura do material da parte superior da leira com o material novo adicionado. As leiras são montadas com uma camada de 30 a 50 cm de material estruturante (serragem) seguida de uma camada de resíduos alimentares de 20 a 25 cm. Para a proteção das leiras, nas laterais e na superfície, são adicionadas aparas de grama em uma camada de, aproximadamente, 25 cm. O processo de compostagem, desde o início da montagem das leiras até a obtenção do composto final, dura de 90 a 180 dias, sendo o processo descrito realizado de forma semelhante em todas as áreas de compostagem. Ainda, no momento da retirada da leira de composto da área, ocorre uma raspagem do solo, em torno de 10 cm de profundidade, em CCBc e COMCAPc, e este solo é levado junto com o composto.

Figura 1. Localização aproximada das áreas de coleta de solo no município de Florianópolis – SC.



5.2.2. Coleta de solo e de composto

Em janeiro de 2014 (CCBc e CCBr) e fevereiro de 2015 (demais áreas) foram abertas em cada área três trincheiras de, aproximadamente, 30 x 30 x 40 cm com auxílio de uma pá de corte. Cada trincheira representa uma pseudo-repetição da área coletada. O solo foi coletado nas seguintes camadas: 0-5, 5-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm. Após a coleta, as amostras foram levadas ao Laboratório de Análise de Solo, Água e Tecidos Vegetais do NEPEA-SC (Núcleo de Ensino, Pesquisa e Extensão em Agroecologia), no Departamento de Engenharia Rural da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), sendo secas em estufa de ar forçado a, aproximadamente, 45°C, moídas manualmente com auxílio de um rolo destorroador, passadas em peneira de 2 mm e reservadas para as análises.

Também realizou-se a coleta de uma amostra de composto para análise das propriedades químicas sendo que, para isso, foi selecionada uma leira em um dos pátios de compostagem no qual o composto estava maduro e coletou-se, aleatoriamente, três sub-amostras desta leira e misturou-se as amostras, formando uma amostra composta. O composto foi seco em estufa de ar forçado a, aproximadamente, 45°C, peneirado em peneira de 0,5 mm e reservado para posterior análise.

5.2.3. Análises físico-químicas do solo

Nas amostras de solo coletadas foram determinados os teores de areia, silte e argila, conforme método da pipeta (EMBRAPA, 1997), sendo os dados apresentados na tabela 3. Para a avaliação dos atributos químicos do solo foram determinados os valores de pH em água, índice SMP, teores disponíveis de P, K e Na (extraídos por Mehlich-1) e teores trocáveis de Al, Ca e Mg (extraídos por KCl 1,0 mol L⁻¹), conforme Tedesco et al. (1995), teores disponíveis de Cu e Zn (extraídos por EDTA 0,01 mol L⁻¹), conforme Chaignon et al. (2009) e teores de carbono orgânico do solo conforme EMBRAPA (1997) multiplicando-os em seguida por 1,724 (fator Van Bemmelen) para obter os teores de matéria orgânica do solo (MOS). Os teores totais de K, Ca, Mg, Na, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb foram obtidos a partir da metodologia n° 3050B proposto pela Environmental Protection Agency (EPA, 1996), que quantifica os teores considerados “pseudototais” das amostras, pois os elementos que compõem a estrutura dos minerais não são dissolvidos. Para tanto foi utilizado 1,0 g de cada fração e adicionado 5 mL de HNO₃ concentrado em tubos de digestão. Os tubos foram colocados em bloco digestor a 95 °C por 10 min e resfriados por 15 min. Em seguida foram adicionados 5

mL de HNO_3 e os tubos foram novamente aquecidos a $95\text{ }^\circ\text{C}$ por mais duas horas. Após este período, as amostras foram resfriadas por 3 min e foi adicionado 1 mL de água destilada e 1,5 mL de H_2O_2 a 30%. Após cessar a efervescência, foram adicionados mais 5 mL de H_2O_2 e as amostras foram novamente aquecidas em bloco por 2 horas a $95\text{ }^\circ\text{C}$. Por fim, as amostras foram resfriadas e adicionados 10 mL de HCl concentrado e 20 mL de água destilada e foram aquecidas por 15 min a $95\text{ }^\circ\text{C}$. As alíquotas foram resfriadas, filtradas e seu volume foi ajustado em 50 mL. As soluções foram armazenadas em tubos de acrílico até a leitura.

Tabela 3. Teores de areia, silte e argila no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Areia	Silte	Argila	Areia	Silte	Argila
	g kg ⁻¹			g kg ⁻¹		
	CCBc			CCBr		
0-5	805	80	113	651	188	159
5-10	626	155	218	736	167	96
10-20	575	211	213	741	159	99
20-30	591	244	164	638	216	145
30-40	597	179	223	726	117	155
	CCAc			CCAr		
0-5	593	193	212	495	246	258
5-10	599	191	209	334	316	349
10-20	619	174	205	225	327	447
20-30	570	206	222	174	433	392
30-40	590	205	204	170	390	438
	COMCAPc			COMCAPr		
0-5	695	128	175	505	203	291
5-10	638	151	210	469	241	288
10-20	574	208	217	424	279	296
20-30	681	134	183	464	277	257
30-40	654	177	168	549	259	191
	FAc			FAr		
0-5	482	189	327	638	189	171
5-10	428	211	359	570	238	191
10-20	403	206	390	615	199	185
20-30	495	264	239	693	184	121
30-40	498	57	443	715	150	134

CCB: Centro de Ciências Biológicas; CCA: Centro de Ciências Agrárias; COMCAP: Companhia Melhoramentos da Capital; FA: Fazenda Aterrada; UFSC: Universidade Federal de Santa Catarina. As letras “c” e “r” representam as áreas com compostagem e referência, respectivamente.

Os teores disponíveis de P nos extratos obtidos foram determinados por colorimetria (MURPHY & RILEY, 1962), os teores disponíveis e totais de K e Na nos extratos obtidos foram determinados em fotômetro de chama (B262 Micronal), os teores de Ca, Mg, Cu e Zn nos extratos foram determinados em espectrofotômetro de absorção atômica, e os teores de Cd, Cr, Ni e Pb nos extratos foram determinados por espectrometria de emissão atômica (ICP). Com as informações obtidas foram calculados os teores de H+Al, este é estimado pelo índice SMP (que baseia-se no pH de equilíbrio da suspensão de solo com uma solução tampão com pH 7,5), a saturação por bases (V%), saturação por Al (Al%) e a capacidade de troca de cátions potencial ($CTC_{pH7,0}$), conforme equações apresentadas em CQFS-RS/SC (2016).

Com os teores de P disponível foi avaliado o potencial contaminante desse elemento nas áreas de compostagem. Para isso, foram utilizados parâmetros obtidos em trabalho realizado por Gatiboni et al. (2015), no qual os autores avaliaram o potencial contaminante do P e estabeleceram teores para o limite crítico ambiental (LCA-P). Os autores utilizaram solos com 20, 40, 60 e 80% de teor de argila e os incubaram após adicionar aos mesmos sete doses de P entre 0 à 100% da capacidade máxima de adsorção de P desses solos, previamente estabelecida. Após, avaliaram o teor de P por Mehlich-1 e o teor de P em água no solo e observaram o momento em que o P em água aumentou, obtendo o exato teor de P por Mehlich-1 no qual o P em água aumenta no solo, sendo este considerado o valor de P Limitante (PLim) destes solos. Após estabelecer o PLim, Gatiboni et al. (2015) determinaram um valor de 80% do mesmo como sendo o Limite Crítico Ambiental de P (LCA-P), faixa onde pode ser adicionado P ao solo sem que ocorra o aumento de P em água, e estabeleceram, para qualquer solo, que o LCA-P é obtido com a seguinte equação: $LCA-P = 40 + \% \text{ de argila do solo}$. Dessa forma, com os dados obtidos nas áreas de compostagem, foi estabelecido o LCA-P de cada área.

5.2.4. Análises químicas do composto

Nas amostras de composto foram determinados o pH em água, teores totais de P, K, Ca, Mg, Na, Cu, Zn, Cd, Cr, Ni, Pb e carbono orgânico. Para a avaliação do pH foi utilizado o método descrito por Tedesco et al. (1995), sendo utilizada uma proporção composto:água de 1:5. Os teores totais de P, K, Ca e Mg foram determinados através de digestão sulfúrica, conforme metodologia descrita por Tedesco et al. (1995). Para isso, foram adicionados, em tubos de digestão, 0,2 g de

composto, 0,7 g de mistura de digestão (100 g de Na_2SO_4 , 10 g de CuSO_4 e 1 g de Se), 1 mL de peróxido de hidrogênio 30% (H_2O_2) e 2 mL de ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4), aquecendo-se as amostras em bloco digestor até 350°C. Os teores totais de Na, Cu e Zn foram determinados através de digestão nitro-perclórica, descrita em Tedesco et al. (1995). Para isso, adicionou-se 1,0 g de amostra em tubo de digestão, 6,0 mL de HNO_3 e 1,0 mL de HClO_4 , aquecendo-se a 180 °C em bloco digestor. O carbono orgânico do composto foi determinado de acordo com metodologia descrita por Tedesco et al. (1995), pesando-se uma amostra de composto contendo 10 a 50 mg de C em frasco erlenmeyer de 250 mL. Em seguida, foram adicionados 15 mL de solução de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 1,25 mol L⁻¹ e 30 ml de H_2SO_4 e as amostras foram aquecidas em chapa aquecedora até atingir 150 °C sendo, posteriormente, tituladas com FeSO_4 0,5 mol L⁻¹. As características químicas do composto são apresentadas na tabela 4.

Tabela 4. Características químicas do composto orgânico.

Parâmetro	Valor	Parâmetro	Valor
pH	8,9	Ca, %	3,4
Umidade, %	32,9	Mg, %	0,4
COT, %	6,8	Na, mg kg ⁻¹	532,0
P, %	0,86	Cu, mg kg ⁻¹	28,4
K, %	0,9	Zn, mg kg ⁻¹	15,3

5.2.5. Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos ao teste de homogeneidade de variância e à análise de variância (F-teste, $p < 0,05$). Entre as áreas de compostagem e suas respectivas referências os dados foram avaliados pelo teste t-Student. Dentro de cada área as médias foram comparadas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$). Utilizou-se o programa computacional Sisvar versão 5.3.

5.3. Resultados e discussão

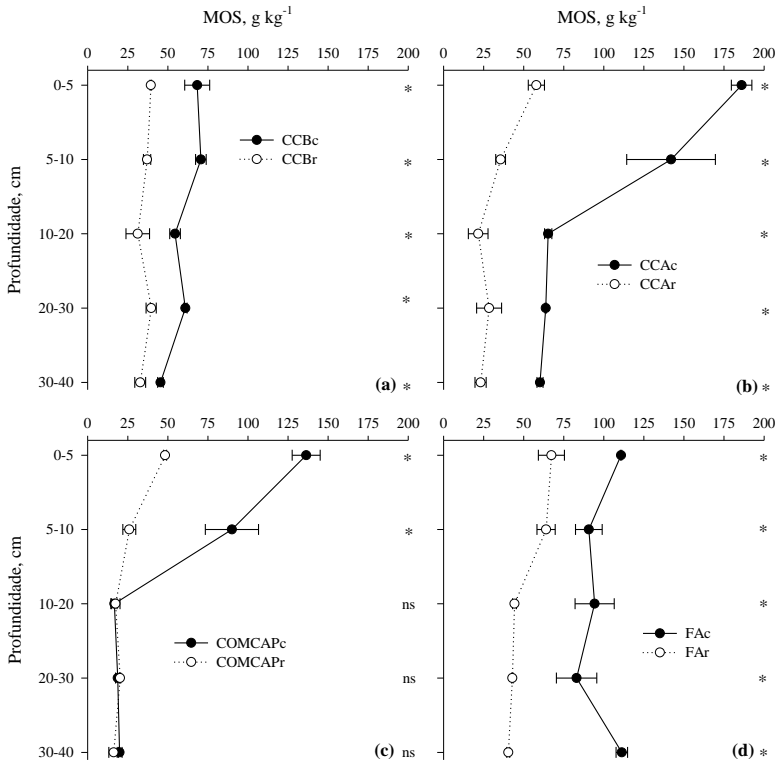
Os teores de matéria orgânica do solo (MOS), em todas as áreas de compostagem, foram superiores aos teores encontrados nas respectivas áreas de referência (Figura 2, Anexo A). Os maiores teores de MOS ocorreram, principalmente, nas camadas superficiais dos solos das áreas de compostagem, sendo observado incrementos até a camada 30-40 cm, para as áreas CCBc, CCAC e FAC (Figuras 2a, 2b, 2d), e até a camada 5-10 cm, para a área COMCAPc (Figura 2c), quando comparadas com as suas respectivas áreas de referência.

O aumento de MOS nas áreas de compostagem deve-se ao grande volume de material orgânico depositado sobre a superfície do solo e também à lixiviação de partículas e compostos orgânicos das leiras de compostagem, acumulando, especialmente, nas camadas superficiais do solo. Além disso, o contato do material orgânico da leira com o solo promove a decomposição deste material, incorporando carbono ao solo na forma de biomassa microbiana, substâncias não húmicas (como enzimas, carboidratos, aminoácidos e proteínas) e, principalmente, substâncias húmicas (MELO & ALLEONI, 2009; VINHAL-FREITAS et al., 2010).

O composto é um material com grande teor de matéria orgânica, variando conforme os materiais e/ou resíduos utilizados. Nesse sentido, Cravo et al. (1998) avaliaram a composição química de composto da fração orgânica de lixo urbano, produzidos em cidades do Brasil, e observaram teores de matéria orgânica que variaram de 160 a 473 g kg⁻¹ no composto final. A aplicação de composto em áreas agrícolas favorece o acúmulo de MOS, como observado por Lourenzi et al. (2016), que avaliaram a aplicação de diferentes doses de composto orgânico, produzido com dejetos líquidos de suínos, e após seis anos de aplicações anuais de composto, observaram incremento nos teores de MOS na camada de 0-4 cm. Isto explica o aumento do teor de MOS nas áreas de compostagem, pois comparado ao estudo de Lourenzi et al. (2016) observa-se que a quantidade de material orgânico em compostagem sobre o solo é muito superior ao que é aplicado normalmente ao solo para fins de fertilização de culturas agrícolas. Ainda, o tempo de uso para compostagem em CCAc em conjunto com a não raspagem do solo favoreceu o acúmulo de MOS nessa área em relação as demais.

Os valores de pH do solo das áreas de compostagem foram superiores aos valores encontrados nas respectivas áreas de referência em todas as camadas avaliadas, com exceção de COMCAPc que apresentou valores de pH similares aos de COMCAPr (Figura 3, Anexo B). O aumento do pH do solo das áreas de compostagem está relacionado ao pH do composto, que se encontra próximo a neutralidade (Tabela 4). A mineralização do carbono do composto orgânico gera íons OH⁻ por troca de ligantes, que promovem a neutralização do H⁺ da solução do solo, juntamente com a introdução de cátions como K, Ca e Mg (HARGREAVES et al., 2008). Além disso, a lixiviação de chorume das leiras de compostagem até o solo favorece o incremento do pH do solo, uma vez que o chorume também apresenta pH próximo da neutralidade (MULLANE et al., 2015).

Figura 2. Teores de matéria orgânica do solo nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade; ns: não significativo.

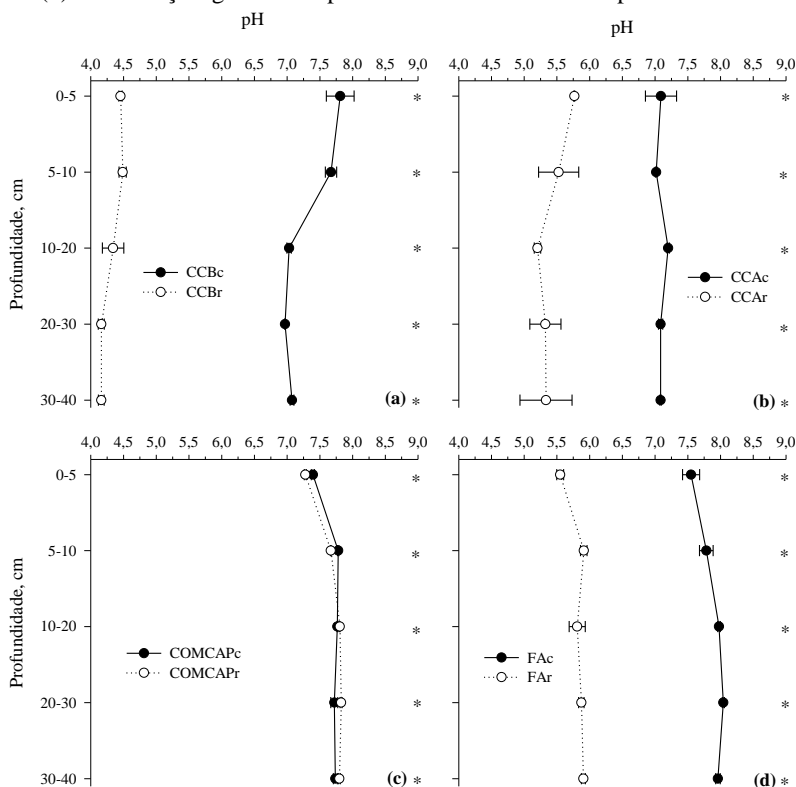


Normalmente observa-se incremento nos valores do pH do solo após aplicação de composto de resíduos orgânicos (HARGREAVES et al., 2008). Resultados semelhantes os deste estudo foram observados por Ramos et al. (2009), que realizaram aplicação de cinco doses de composto orgânico de resíduo de algodão e observaram aumento do pH do solo de 5,9 para 6,5 com aplicação de 80 Mg ha⁻¹ de composto. Este aumento ocorreu, segundo os autores, devido a aplicação de composto com pH superior ao do solo, além da presença de ânions orgânicos solúveis advindos do material aplicado, que são capazes de adsorver H⁺ da solução do solo e, conseqüentemente, aumentar o pH. Também em trabalho realizado por Lourenzi et al. (2016) os autores observaram aumento nos valores de pH até 16 cm de profundidade, promovido pela

adsorção de íons H^+ aos resíduos culturais em decomposição (fração não húmica da MOS) e aos grupos funcionais da MOS, como ácidos fúlvicos e ácidos húmicos, além da dissociação de carbonatos advindos do dejetto líquido utilizado na fabricação do composto.

Os teores de $H+Al$ foram maiores nas áreas de referência em todas as camadas avaliadas, com exceção da área COMCAP, na qual COMCAPc apresentou valores inferiores, na camada 0-10 cm, em relação a COMCAPr, não diferindo nas demais camadas avaliadas (Tabela 5). Os maiores teores de $H+Al$ nas áreas avaliadas foram observados, principalmente, nas camadas superficiais, com exceção de CCBc, onde os maiores teores foram observados a partir de 10 cm de profundidade (Tabela 5).

Figura 3. Valores de pH do solo nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade.



A acidez potencial (H+Al), que representa a capacidade do solo de resistir a mudanças no valor de pH (KAMINSKI et al., 2002), está relacionado com a quantidade de H^+ e Al^{3+} adsorvidos aos grupos funcionais dos colóides do solo. A redução da acidez potencial no solo das áreas de compostagem deve-se ao consumo dos íons H^+ presentes na solução do solo devido ao aumento do pH (Figura 2). Com a elevação do pH, os íons H^+ na solução do solo são neutralizados, formando molécula de H_2O devido a reação com o grupo OH^- . O Al^{3+} é outro componente importante da acidez potencial do solo e, quando na forma de íon livre na solução do solo, é tóxico as plantas, inibindo o crescimento das raízes e reduzindo a capacidade de absorção de água e nutrientes pelas plantas (VITORELLO et al., 2005). Assim como ocorre com o H^+ , o Al^{3+} da solução é neutralizado por grupos OH^- , formando $Al(OH)_3$ que não é tóxico as plantas. Com a elevação do pH, o H e o Al são deslocados da CTC para a solução do solo e são neutralizados por grupos OH^- , transformando-se em formas não tóxicas as plantas e, consequentemente, reduzindo a acidez potencial do solo (BRUNETTO et al., 2012).

Os teores de P disponível foram superiores em todas as áreas de compostagem quando comparadas com as suas respectivas áreas de referência (Figura 4, Anexo C). Os maiores teores de P disponível foram observados na camada 0-5 cm, e os incrementos foram de 1200, 8900, 250 e 3400 % para CCBc, CCAc, COMCAPc e FAc, respectivamente, quando comparados as respectivas áreas de referência. Esses resultados eram esperados, pois é observado na literatura que a aplicação de composto ao solo incrementa os teores de P. Um exemplo é o trabalho realizado por Carmo et al. (2016), com incubação de três tipos de solo por 330 dias com diversas fontes de resíduos orgânicos, no qual os autores observaram que a aplicação de $10,8 \text{ t ha}^{-1}$ de composto de lixo urbano promoveu o aumento nos teores de P disponível no solo comparado ao tratamento controle. Também em trabalho realizado na Irlanda, com aplicação das doses de 25, 50 e 100 t ha^{-1} de composto derivado de cogumelo, Courtney & Mullen (2008) observaram incremento dos teores de P no solo em todas as doses aplicadas. O aumento de P no solo das áreas de compostagem ocorre principalmente devido ao P presente na leira de composto que alcança o perfil de solo, além de ácidos orgânicos como ácido fúlvico e ácido húmico, que competem com o P pelos sítios de adsorção e favorecem a menor adsorção de P ao solo, alcançarem o perfil de solo e favorecerem o aumento do teor de P disponível na solução do solo (PAVINATO & ROSOLEM, 2008).

Tabela 5. Teores de acidez potencial (H+Al) no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	H+Al, cmol _c kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	1,1 b ¹ B ²	6,9 aA	22,78	1,8 bB	3,0 bA	3,44
5-10	1,4 bB	4,6 bA	5,57	1,9 aA	3,2 bA	1,74
10-20	1,7 aB	5,8 bA	13,27	1,3 dB	3,9 bA	0,00
20-30	1,6 aB	8,2 aA	4,93	1,4 cB	18,4 aA	0,66
30-40	1,6 aB	4,4 bA	7,47	1,4 cB	2,4 bA	4,10
CV, %	11,41	11,88		2,63	29,31	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	1,2 aB	1,3 aA	0,66	0,7 aB	3,4 aA	4,10
5-10	0,9 cB	1,1 bA	5,22	0,6 bB	2,4 bA	5,74
10-20	0,9 cA	1,0 cA	1,97	0,6 bB	2,7 bA	3,52
20-30	1,0 bA	1,0 bA	4,93	0,6 bB	2,5 bA	3,01
30-40	1,0 bA	0,9 cA	1,75	0,5 cB	2,8 bA	3,06
CV, %	3,29	3,49		4,30	11,79	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

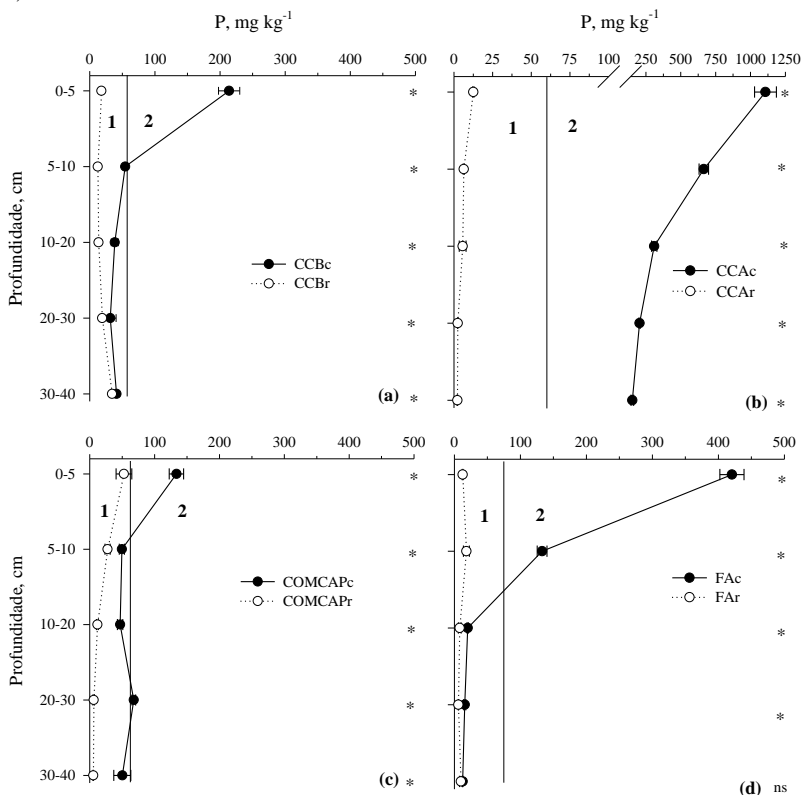
O P, quando adicionado ao solo, tende a acumular-se nas camadas superficiais, pois apresenta grande afinidade com os colóides do solo, principalmente com óxidos, hidróxidos e oxihidróxidos de Fe e de Al (RHEINHEIMER & ANGHINONI, 2001). Como normalmente os teores naturais de P nos solos são baixos, o P adicionado ao solo é adsorvido, inicialmente, aos grupos funcionais mais ávidos pelo elemento, entretanto, após a saturação desses sítios, o P é adsorvido aos sítios menos ávidos e, conseqüentemente, com menor energia de ligação (BARROW et al., 1998). A saturação dos sítios de adsorção faz com que o teor de P na solução do solo aumente e, conseqüentemente, que ocorra migração de P para camadas mais profundas do perfil do solo (LOURENZI et al., 2013; GATIBONI et al., 2015).

Teores elevados de P disponível, principalmente nas camadas superficiais, podem provocar o carregamento de P para mananciais hídricos, principalmente, por escoamento superficial, no qual partículas de solo contendo P são carregadas pela erosão até os mananciais, e em menor escala por lixiviação no perfil de solo (CERETTA et al., 2010b; LOURENZI et al., 2014). Portanto, é importante conhecer a capacidade que os solos possuem em adsorver P aos colóides sem que aumente as concentrações de P na solução do solo. Aplicando a equação estabelecida por Gatiboni et al. (2015) às áreas de compostagem, o LCA-P é 58, 61, 59 e 75 mg de P dm⁻³ para as áreas CCBc, CCAc, COMCAPc e FAC, respectivamente. Assim, observa-se que em CCBc e COMCAPc os teores estão acima do LCA-P (faixa 2) na camada de 0-5 cm (Figuras 4a, 4c), em FAC até 10 cm (Figura 4d) e em CCAc em todas as camadas avaliadas (Figura 4b), indicando que essas áreas podem ser fontes de poluição ambiental para mananciais hídricos, sendo ainda mais relevante em áreas litorâneas, onde o lençol freático encontra-se, normalmente, próximo da superfície do solo.

Nas áreas de compostagem, vários fatores influenciam no incremento dos teores de P no solo. Inicialmente, o contato da leira de composto com o solo, além de adicionar P prontamente disponível, apresenta influência na adição de P orgânico que, com a degradação da matéria orgânica do solo, pode ser liberado em formas prontamente disponíveis ao solo (VINHAL-FREITAS et al., 2010). Além disso, o chorume lixiviado das leiras de compostagem pode conter teores totais de P que variam de 4,0 a 20,0 mg L⁻¹ (MULLANE et al., 2015), adicionando significativas quantidades de P ao solo. Outro fator importante para o incremento dos teores de P, especialmente P disponível, é o aumento do pH, pois com a elevação do pH do solo, há redução das cargas positivas pH dependentes e, conseqüentemente,

reduz a adsorção de P e aumenta a concentração na solução do solo (SPARKS, 2003).

Figura 4. Teores de fósforo disponível nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade; ns: não significativo; 1: Faixa de uso do solo como meio de reciclagem para o P; 2: Faixa de risco ambiental elevado.



Outro fator que favorece o incremento de P nas áreas de compostagem é o manejo efetuado nas mesmas. A área CCAC apresentou o maior acúmulo de P dentre todas as áreas devido ao tempo de uso para compostagem e por não se efetuar a raspagem do solo nessas áreas. Entretanto, para o P, a raspagem é o fator que mais influencia no acúmulo de P, pois de todas as áreas avaliadas FAC é a área com menor tempo de uso para compostagem, porém, a raspagem não é realizada, e observa-se teores de P superiores aos encontrados em CCBc e

COMCAPc, que são áreas com maior tempo de uso para compostagem mas que sofrem raspagem da camada superficial do solo.

Os teores de K disponível das áreas de compostagem foram superiores aos observados em suas respectivas áreas de referência (Figura 5, Anexo D). Os maiores teores de K foram observados na camada 0-5 cm em todas as áreas avaliadas (Figura 5), com incrementos de 3300, 2400, 1100 e 1200 % nas áreas CCBc, CCAc, COMCAPc e FAc, respectivamente, em comparação com a mesma camada nas áreas de referência. Os teores de K total observados nas áreas de compostagem também foram superiores aos observados em suas áreas de referência (Tabela 6).

O composto de lixo urbano contém concentrações de 0,3 a 1,0% de K total, dependendo dos materiais utilizados (CRAVO et al., 1998), e o contato da leira com o solo, assim como a influência do chorume, promovem o aumento dos teores de K no solo, assim como ocorre com a aplicação de composto ao solo em cultivos agrícolas (HARGREAVES et al., 2008; BHATTACHARYYA et al., 2007; BALDI et al., 2010). Esse fato pode ser observado no trabalho realizado por Bhattacharyya et al. (2007) com aplicação de diferentes fertilizantes orgânicos em solo de áreas de cultivo de arroz irrigado por três anos, os autores observaram aumento nos teores de K disponível no solo com a aplicação de 6 Mg ha⁻¹ de composto derivado de resíduos urbanos. E também em trabalho realizado por Baldi et al. (2010) com aplicação de diferentes doses de composto de resíduos orgânicos domésticos e esterco bovino, em pomar de pêsego, os autores observaram que os teores de K disponível no solo aumentaram com a aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de composto durante cinco anos.

Em CCAc o tempo de uso da área para compostagem, juntamente com a não raspagem da camada superficial do solo, promoveu maior acúmulo de K trocável em relação as demais áreas. Entretanto, a raspagem tem grande influência no acúmulo de K, pois os teores observados em FAc foram superiores à CCBc e COMCAPc, assim como observado para o P. Ainda, o teor de argila juntamente com a raspagem do solo tem influencia sobre o acúmulo de K observado em CCBc, pois a capacidade de retenção de K depende da quantidade e tipo de argila presente no solo. Porém, o K trocável tem maior potencial de lixiviação que o P, pois observou-se altos teores de K em profundidade no perfil de solo. Como o K não é componente estruturante das células e demais compostos orgânicos (GIACOMINI et al., 2003), este fica disponível no ambiente com maior facilidade, favorecendo sua perda.

Figura 5. Teores de potássio disponível nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade.

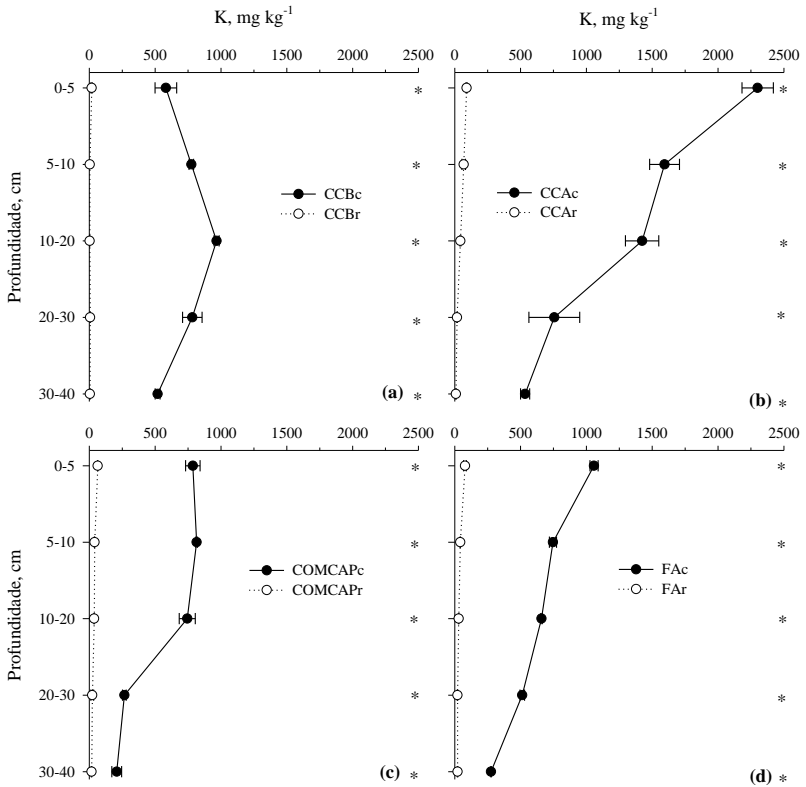


Tabela 6. Teores de K total no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	K total, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	2.246,7 c ¹ A ²	2.246,7 aA	4,45	4.013,3 aA	2.046,7 bB	6,14
5-10	2.846,7 bA	2.146,7 aB	11,51	3.213,3 bA	2.546,7 aB	7,01
10-20	3.346,7 aA	1.813,3 bB	0,00	3.196,7 bA	2.771,7 aB	4,69
20-30	2.721,7 bA	2.146,7 aB	0,91	3.430,0 bA	2.746,7 aB	1,68
30-40	2.546,7 bA	1.996,7 bB	5,19	3.196,7 bA	2.621,7 aB	9,38
CV, %	6,01	6,14		6,26	5,30	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAC	FAR	CV, %
0-5	2.646,7 cB	3.530,0 aA	4,99	4.530,0 aA	2.256,6 aB	5,66
5-10	3.763,3 bA	3.463,3 aA	4,05	4.546,7 aA	2.146,7 aB	1,09
10-20	4.280,0 aA	3.246,7 aB	1,78	4.380,0 aA	2.180,0 aB	1,74
20-30	3.780,0 bA	3.230,0 aB	5,50	4.063,3 aA	1.746,7 bB	5,12
30-40	2.280,0 dA	2.363,3 bA	2,53	4.773,3 aA	1.713,3 bB	10,59
CV, %	4,08	9,32		6,13	6,77	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Os teores de Ca trocável no solo de CCBc e CCAc foram superiores ao encontrados em CCBr e CCAr em todas as camadas avaliadas (Figuras 6a, 6b, Anexo E). Já a COMCAPc apresentou teor superior de Ca, em relação a COMCAPr, apenas na camada de 0-5 cm (Figura 6c) e, FAC apresentou teores de Ca inferiores aos de FAr em todas as camadas (Figura 6d). Observou-se aumento de 560, 140 e 13% nos teores de Ca trocável encontrados na camada de 0-5 cm em CCBc, CCAc e COMCAPc, respectivamente, comparados as referências. Para o Ca total, as áreas CCBc e CCAc apresentaram teores superiores em todas as camadas avaliadas, enquanto em COMCAPc os teores foram superiores até 10 cm de profundidade, e em FAC apenas na camada de 0-5 cm, quando comparadas as respectivas áreas de referência (Tabela 7). Houve aumento de, aproximadamente, 480, 540, 100 e 25 % nos teores de Ca total na camada de 0-5 cm em CCBc, CCAc COMCAPc e FAC, respectivamente, comparados as áreas de referência.

Para o Mg, as áreas de compostagem apresentaram teores trocáveis superiores as suas respectivas áreas de referência, com exceção de FAC, onde os teores de Mg trocável foram inferiores à FAr (Figura 7, Anexo F). Analisando a camada 0-5 cm, houve incrementos de 260, 260 e 100% nos teores de Mg trocável nas áreas CCBc, CCAc e COMCAPc, respectivamente, em relação as suas respectivas áreas de referência. Para os teores totais de Mg, as áreas de compostagem apresentaram maiores valores, quando comparadas as respectivas áreas de referência (Tabela 8), com incrementos de 40, 90, 41 e 52% nos teores na camada de 0-5 cm para CCBc, CCAc, COMCAPc e FAC, respectivamente, em relação as áreas de referências.

Esse aumento ocorre devido aos teores de Ca encontrados no composto de resíduos sólidos urbanos, que variam de 2 a 3,6 % (CRAVO et al., 1998). Já no chorume o Ca pode ser encontrado em concentrações de 70 a 1100 mg L⁻¹, variando conforme o volume de chorume gerado (CHISTENSEN, 1984; CHATTERJEE et al., 2013). Para o Mg, os teores totais no composto variam entre 2,2 a 4,7 g kg⁻¹, sendo, em geral, 10 vezes menores que os teores de Ca total encontrados nas mesmas amostras (CRAVO et al., 1998), enquanto que no chorume as concentrações variam de 10 a 400 mg L⁻¹ (CHISTENSEN, 1984; CHATTERJEE et al., 2013). O material orgânico em processo de compostagem e o chorume em contato com o solo promovem o aumento dos teores de Ca e Mg no solo, semelhante aos resultados encontrados em trabalho realizado por Barral et al. (2011). Os autores observaram incrementos nos teores de Ca e Mg em diferentes solos incubados com

dose equivalente a 60 Mg ha^{-1} de dois compostos feitos a partir da fração biodegradável de resíduos sólidos municipais, na Espanha.

Os teores de Ca encontrados em COMCAPr e FAR, e o teor de Mg em FAR pode estar relacionado ao uso de material proveniente de manguezal, próximo aos locais, para realização dos aterros. É possível que parte do aterro nessas áreas pode ser argila proveniente de desassoreamento de rios dentro do manguezal. Ainda, em FAc o menor valor de Ca e Mg em relação a área de referência pode estar relacionado aos elevados teores de Na trocável observados nessa área. O Na pode deslocar o Ca e Mg ligados aos coloides do solo devido a maior concentração iônica deste elemento, fazendo com que o Ca e o Mg sejam lixiviados mais facilmente.

Figura 6. Teores de cálcio trocável nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade.

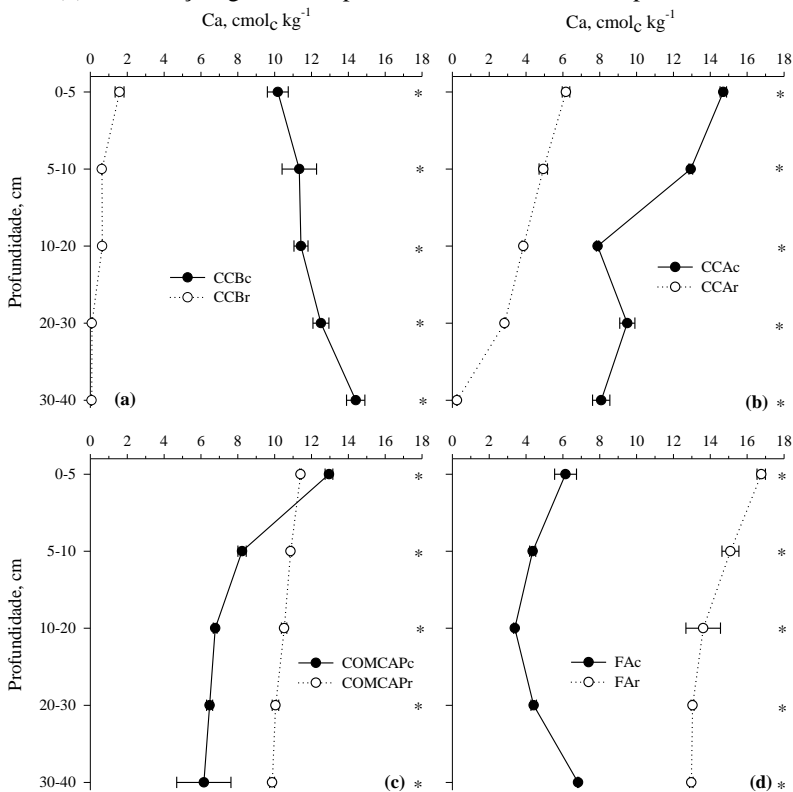
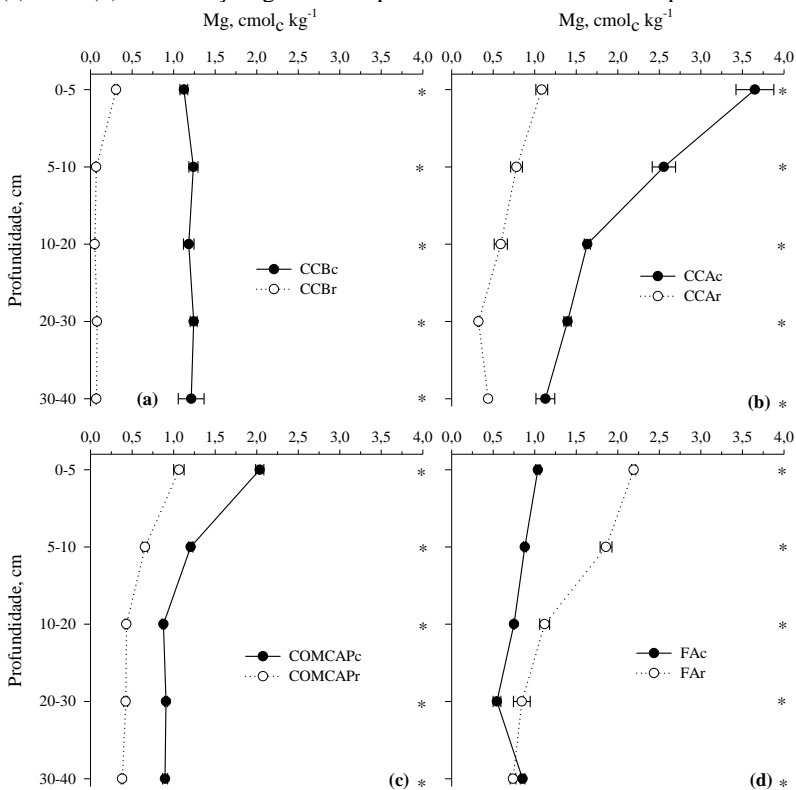


Tabela 7. Teores de Ca total no solo em quatro áreas onde se realiza a compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Ca total, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	9429,9 b ¹ A ²	1627,2 aB	2,90	14469,6 aA	2245,5 aB	6,44
5-10	9099,0 bA	1484,8 aB	2,32	12994,5 bA	1730,0 bB	1,72
10-20	9317,0 bA	1495,8 aB	4,46	8777,1 cA	1627,7 bB	8,08
20-30	9685,8 bA	1587,9 aB	3,35	9347,5 cA	1608,2 bB	5,63
30-40	10934,7 aA	1680,3 aB	6,18	7705,4 dA	1525,6 bB	3,59
CV, %	4,27	7,16		5,6	6,59	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	17167,1 bA	8380,3 cB	2,95	8950,3 aA	7104,4 aB	0,92
5-10	20376,0 aA	9895,3 bB	1,57	6780,4 bA	6823,2 aA	4,32
10-20	11427,7 dA	10775,6 aA	5,15	6650,0 bA	6544,7 aA	17,93
20-30	8921,7 eB	9950,0 bA	5,93	6401,5 bA	6779,0 aA	2,79
30-40	12609,4 cA	8671,4 cB	3,23	7004,5 bA	5767,5 bA	7,41
CV, %	3,41	2,54		8,43	6,93	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Figura 7. Teores de magnésio trocável nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade.



Em relação ao Na trocável, os teores mais elevados foram observados nas áreas de compostagem em relação as suas respectivas referências (Figura 8, Anexo G), com incrementos de 2.800, 1.100 e 12.800% na camada de 0-5 cm da CCAc, COMCAPc e FAc, respectivamente. A área CCBc apresentou teores de 24 mg kg^{-1} de Na, enquanto que CCBr não apresentou Na no perfil. Todas as áreas de compostagem apresentaram teores de Na total superiores as suas respectivas áreas de referência (Tabela 9), com incrementos de 41, 87, 34 e 40%, na camada de 0-5 cm, para CCBc, CCAc, COMCAPc e FAc, respectivamente.

Os incrementos de Na no solo estão relacionados as características do composto e do chorume produzidos. No composto de

lixo podem ser encontrados teores distintos de Na, como o observado por Santos et al. (1999), com teores de Na de $1,96 \text{ g kg}^{-1}$, e por Abreu Junior et al. (2000), com teores de $8,5 \text{ g kg}^{-1}$. Já no chorume, os teores de Na variam entre 0 a 2100 mg L^{-1} (CHISTENSEN, 1984; CHATTERJEE et al., 2013). Em trabalho realizado por Krob et al. (2011), com cinco aplicações de composto de lixo urbano durante quatro anos, em diferentes doses e incorporado ao solo, os autores observaram incremento nos teores de Na na camada de 0-20 cm, principalmente com a aplicação da maior dose, 160 t ha^{-1} , nesta o aumento foi observado desde a primeira aplicação.

Os valores de $\text{CTC}_{\text{pH}7,0}$ observados em CCBC foram superiores aos observados em suas respectivas áreas de referência, enquanto que em CCAc observou-se os maiores valores até 20 cm, em COMCAPc apenas na camada de 0-5 cm e FAc apresentou valores inferiores, em todas as camadas, em relação à FAr (Tabela 10).

O aumento da $\text{CTC}_{\text{pH}7,0}$ nos solos das áreas de compostagem se deve ao aumento do pH e da MOS. O pH tem grande influência no balanço de cargas no solo e a sua elevação aumenta a quantidade de cargas negativas dependentes de pH (PIERANGELI et al., 2005). Já os incrementos nos teores de MOS proporcionam aumento do número de grupos funcionais que, na maioria dos casos, se dissociam em valores de pH acima de 3,0, gerando cargas negativas pH dependentes (SPARKS, 2003).

A saturação por alumínio apresentou menores valores em CCBC e CCAc em todas as camadas quando comparadas as suas respectivas áreas de referência (Tabela 11), enquanto COMCAPc e FAc não apresentaram diferença em relação as áreas de referência. Os teores de Al trocável nas áreas avaliadas são apresnetados no anexo 8. Para a saturação por bases, foram observados maiores valores nas áreas de compostagem, quando comparadas as suas respectivas áreas de referência (Tabela 12).

A redução da saturação por alumínio nas áreas de compostagem ocorre devido ao aumento do pH nessas áreas, o que favorece a neutralização do H^+ e Al^{3+} na solução do solo e retidos nos coloides do solo. Com valores de pH em torno de 7,0, não observa-se Al^{3+} no solo pois o mesmo transforma-se em hidróxido de alumínio a partir de pH 5,5 (NICOLODI et al., 2008), e também ocorre o consumo dos prótons H^+ por íons OH^- . Isso favorece para o aumento da saturação por bases, pois com o consumo do Al^{3+} e H^+ sítios são liberados para a adsorção de K, Ca, Mg e Na.

Tabela 8. Teores de Mg total no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Mg total, $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	766,6 b ¹ A ²	550,6 aB	0,38	1483,0 aA	777,0 bB	4,03
5-10	751,1 bA	404,1 cB	1,94	1452,4 aA	1004,9 aB	7,49
10-20	959,9 aA	346,0 dB	9,13	1004,9 bA	1041,5 aA	11,73
20-30	949,8 aA	436,1 cB	1,06	1039,5 bA	683,51 bB	4,46
30-40	987,7 aA	466,4 bB	2,81	939,8 bA	750,6 aB	2,43
CV, %	4,76	7,18		4,38	15,44	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	2125,7 bA	1497,0 aB	4,90	1131,7 bA	747,2 aB	8,69
5-10	2464,2 aA	1386,6 aB	2,89	1279,9 bA	670,2 aB	4,99
10-20	2051,2 bA	1545,8 aB	5,02	1279,9 bA	665,0 aB	3,53
20-30	1963,2 bA	1237,7 bB	5,53	1269,8 bA	672,7 aB	3,31
30-40	1783,8 cA	1168,3 bB	6,24	2105,4 aA	600,8 aB	5,33
CV, %	4,85	8,83		5,48	10,84	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Figura 8. Teores de sódio trocável nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade.

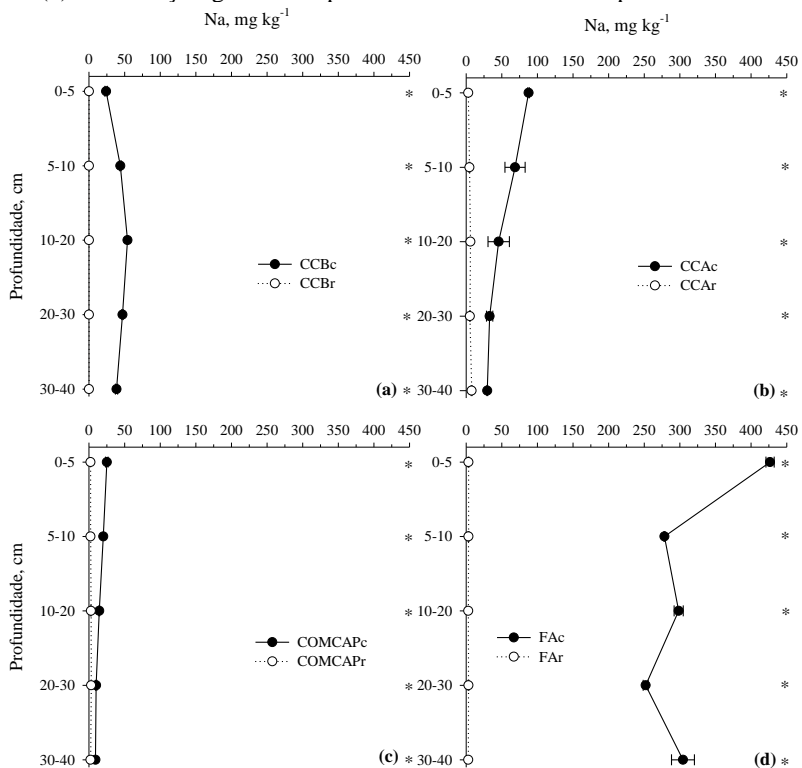


Tabela 9. Teores de Na total no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Na total, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	101,3 c ¹ A ²	71,6 aB	3,20	150,0 aA	80,0 bB	8,81
5-10	110,0 bA	66,6 bB	0,00	121,6 bA	88,3 aB	2,37
10-20	121,6 aA	66,6 bB	2,37	105,0 cA	100,0 aA	4,76
20-30	118,3 aA	66,6 bB	4,87	101,6 cA	70,0 bB	2,83
30-40	112,5 bA	65,0 bB	2,22	98,3 cA	91,6 aA	2,93
CV, %	3,03	3,83		5,82	10,93	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	110,0 aA	81,6 aB	4,54	533,3 aA	83,3 aB	1,08
5-10	115,0 aA	78,3 aB	4,34	373,3 dA	85,0 aB	0,77
10-20	102,5 aA	78,3 aB	2,43	423,3 bA	85,0 aB	0,68
20-30	95,0 aA	80,0 aB	5,26	350,0 eA	81,6 aB	0,00
30-40	95,0 aA	76,6 aB	0	383,3 cA	75,0 aB	0,75
CV, %	10,99	4,32		0,83	8,91	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Tabela 10. Teores de CTC_{pH7,0} no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	CTC _{pH7,0} , cmolc kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	14,0 c ¹ A ²	8,9 aB	6,34	26,4 aA	10,5 bB	1,15
5-10	16,1 bA	5,3 cB	5,77	21,7 bA	9,1 bB	0,89
10-20	17,1 bA	6,5 bB	3,71	14,7 cA	8,4 bB	2,94
20-30	17,5 bA	8,4 aB	3,91	14,4 cA	21,6 aA	0,35
30-40	18,7 aA	4,6 cB	2,70	12,1 dA	3,1 cB	3,38
CV, %	4,46	10,59		1,75	17,49	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAC	FAR	CV, %
0-5	18,3 aA	13,9 aB	1,86	12,5 aB	22,5 aA	5,06
5-10	12,5 bA	12,7 bA	2,35	8,9 cB	19,5 bA	2,13
10-20	10,5 cB	12,0 cA	2,08	7,7 dB	17,6 cA	0,44
20-30	9,1 dB	11,6 dA	2,53	7,9 dB	16,5 dA	1,23
30-40	8,6 dA	11,2 eA	17,93	10,2 bB	16,5 dA	1,03
CV, %	6,21	1,20		3,19	2,73	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Tabela 11. Saturação por Al no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Saturação por Al, %					
	CCBC	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	0,0 a ¹ B ²	41,8 cA	0,00	0,0 aB	1,3 eA	0,00
5-10	0,0 aB	73,5 bA	0,00	0,0 aB	15,9 dA	0,00
10-20	0,0 aB	75,8 bA	0,00	0,0 aB	44,0 cA	0,00
20-30	0,0 aB	94,0 aA	0,00	0,0 aB	59,6 bA	0,00
30-40	0,0 aB	93,6 aA	0,00	0,0 aB	82,9 aA	0,00
CV, %	0,00	2,27		0,00	2,92	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	0,0 aA	0,0 aA	0,00	0,0 aA	0,0 aA	0,0
5-10	0,0 aA	0,0 aA	0,00	0,0 aA	0,0 aA	0,0
10-20	0,0 aA	0,0 aA	0,00	0,0 aA	0,0 aA	0,0
20-30	0,0 aA	0,0 aA	0,00	0,0 aA	0,0 aA	0,0
30-40	0,0 aA	0,0 aA	0,00	0,0 aA	0,0 aA	0,0
CV, %	0,00	0,00		0,00	0,00	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Tabela 12. Saturação por Bases do solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Saturação por Bases, %					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	91,9 a ¹ A ²	21,6 aB	1,47	93,1 aA	71,1 aB	0,17
5-10	91,1 aA	13,3 bB	0,99	91,2 bA	65,6 aB	0,10
10-20	89,5 aA	10,6 bB	1,26	90,9 bA	54,1 bB	0,29
20-30	90,7 aA	1,9 cB	0,41	89,7 cA	15,2 dB	0,05
30-40	91,2 aA	3,1 cB	0,46	88,0 dA	23,6 cB	0,46
CV, %	1,01	16,40		0,26	9,26	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	93,3 aA	90,8 bB	0,10	93,7 bA	84,9 aB	0,11
5-10	92,3 aA	91,2 aB	0,24	93,2 bA	87,4 aB	0,51
10-20	90,9 aB	91,6 aA	0,35	92,5 cA	84,1 aB	0,31
20-30	88,6 bB	90,6 bA	0,59	92,7 cA	84,4 aB	0,14
30-40	87,7 bA	91,4 aA	3,02	94,8 aA	83,0 aB	0,18
CV, %	1,35	0,30		0,30	1,87	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Os teores de Cu disponível foram superiores nas áreas de compostagem em relação as áreas de referência, com exceção de CCAc na qual os teores foram inferiores a CCAr (Figura 9, Anexo I). Nas áreas de compostagem, observou-se que em CCBc, CCAc e COMCAPc, os teores mais elevados de Cu foram observados em camadas mais profundas do solo (Figuras 9a, 9b, 9c), sendo que apenas em FAc os maiores teores de Cu foram observados na camada superficial do solo (Figura 9d). Quanto ao Cu total, as áreas CCBc apresentou teores maiores que a área de referência em todas as camadas avaliadas, enquanto COMCAPc apresentou teor superior apenas na camada de 0-5 cm, FAc foi semelhante na camada de 0-5 e superior até 20 cm, e CCAc apresentou teores de Cu total inferiores a CCAr em todas as camadas avaliadas (Tabela 13). Para o Zn, os teores disponíveis, em todas as áreas de compostagem, foram superiores aos encontrados em suas respectivas áreas de referência (Figura 10, Anexo J). Comportamento semelhante ocorreu para os teores totais, com exceção da área CCBc, que apresentou maiores teores de Zn total na área referência até 10 cm de profundidade (Tabela 14).

Os valores de Cu total encontrados em todas as áreas de compostagem, com exceção da camada de 20-30 cm em CCBc, foram inferiores aos recomendados pela resolução 420 de 2009 do CONAMA (BRASIL, 2009), que indica valores de prevenção para os teores de Cu total no solo de 60 mg kg^{-1} . Esta resolução utiliza a metodologia 3050b da USEPA para determinar os teores existentes nas amostras de solo. Ainda, segundo a mesma resolução, nenhuma das áreas alcançou o teor de prevenção para o Zn, que é 300 mg kg^{-1} de Zn total no solo. Os teores de Cu e Zn nas áreas foram pouco influenciados pela realização da compostagem devido aos baixos teores destes elementos encontrados no composto produzido (Tabela 3), sendo menores que os teores encontrados em outros compostos (CRAVO et al., 1998; AYARI et al., 2010; LOURENZI et al., 2016).

Para o Cd e Ni, não foi detectada a presença desses elementos no solo das áreas avaliadas. O Cr, nas áreas COMCAPc e FAc, os teores de Cr total foram superiores aos encontrados nas áreas de referências, em todas as profundidades avaliadas. Já na área CCBc os teores foram superiores a partir de 5 cm de profundidade e, em CCAc os teores foram inferiores aos da área de referência (Tabela 15). Todas as áreas de compostagens apresentaram teores de Pb total superiores as áreas de referência em todas as camadas avaliadas, com exceção de CCBc que apresentou teores inferiores à área de referência na camada de 0-5 cm de profundidade (Tabela 16).

Figura 9. Teores de cobre disponível nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade; ns: não significativo.

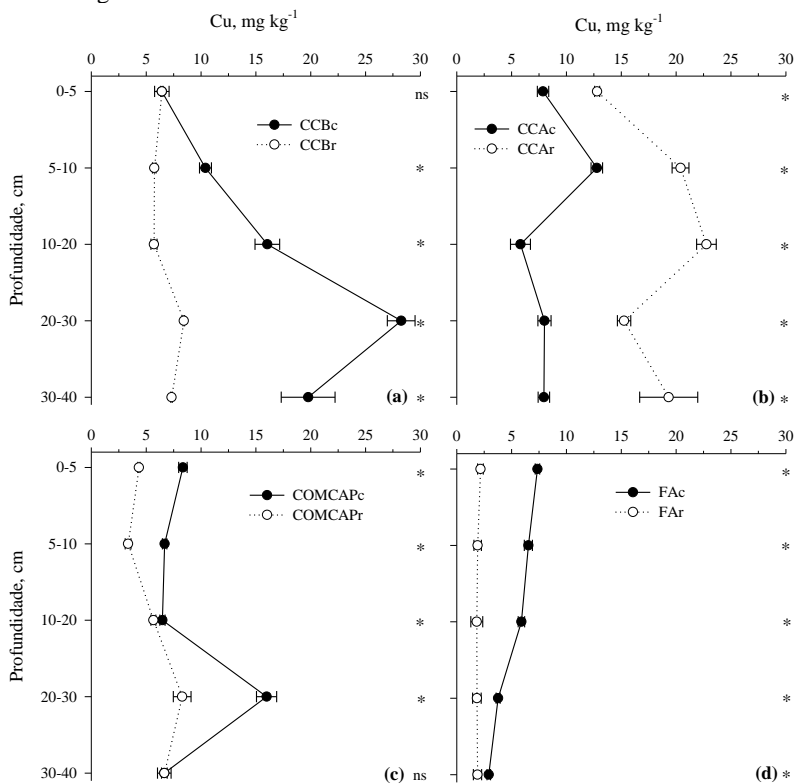


Tabela 13. Teores de Cu total no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Cu total, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	12,1 e ¹ A ²	11,2 aA	8,39	15,6 aB	37,7 cA	13,50
5-10	15,8 dA	8,3 bB	2,21	13,7 aB	55,9 bA	10,35
10-20	30,3 cA	7,6 bB	6,28	13,5 aB	73,7 aA	5,91
20-30	62,0 aA	10,3 aB	2,46	9,6 bB	51,4 bA	4,06
30-40	51,2 bA	10,8 aB	0,70	8,9 bB	66,3 aA	7,87
CV, %	3,51	8,02		10,14	9,12	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	10,7 bA	6,3 dB	4,66	13,7 cA	5,0 aA	26,47
5-10	7,8 cA	6,7 dA	9,37	20,7 bA	4,6 aB	23,92
10-20	6,8 cB	33,7 bA	12,64	29,8 aA	4,3 aB	4,24
20-30	16,0 aB	35,5 aA	17,07	8,9 cA	6,2 aA	18,52
30-40	17,3 aA	18,4 cA	9,49	9,2 cA	5,0 aB	9,58
CV, %	13,04	3,85		17,76	16,44	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Figura 10. Teores de zinco disponível nas áreas CCB (a), CCA (b), COMCAP (c) e FA (d). *diferença significativa pelo teste t-Student a 5% de probabilidade; ns: não significativo.

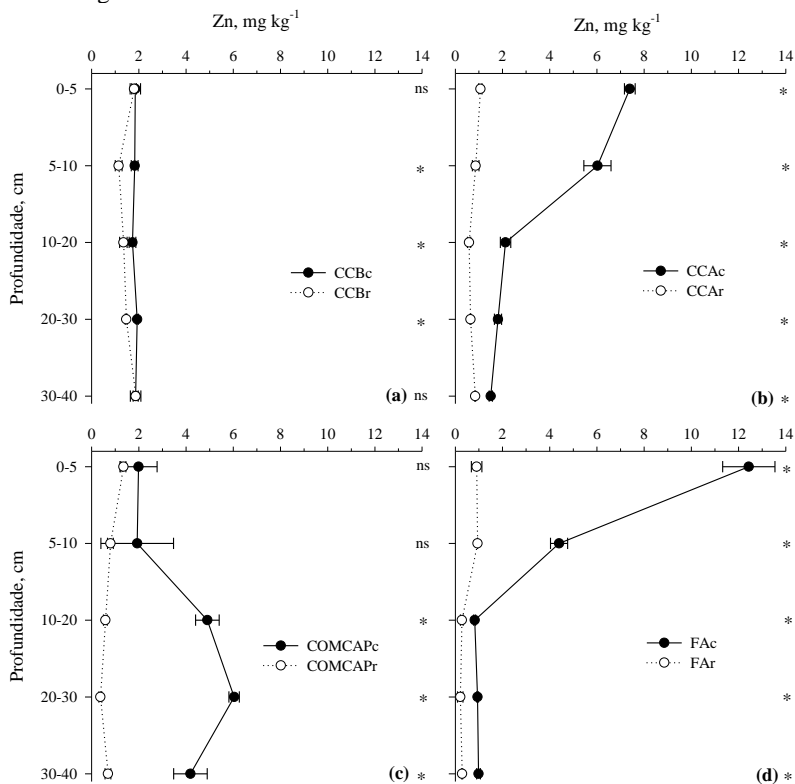


Tabela 14. Teores de Zn total no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Zn total, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	13,4 c ¹ B ²	17,9 bA	11,14	38,9 aA	17,7 aB	16,83
5-10	9,6 dB	15,1 cA	5,99	33,6 aA	18,0 aB	6,86
10-20	16,6 bA	13,1 cB	3,47	17,9 bA	17,9 aA	5,56
20-30	28,2 aA	19,5 bB	2,04	10,6 cB	14,0 bA	10,86
30-40	26,2 aA	23,5 aA	7,91	8,2 cB	15,1 bA	25,10
CV, %	6,53	10,19		15,15	4,14	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAC	FAR	CV, %
0-5	90,7 aA	38,4 aB	1,37	38,9 aA	15,1 bB	2,88
5-10	55,6 dA	34,6 bB	6,13	32,1 bA	20,3 aB	6,48
10-20	77,7 bA	33,7 bB	2,25	32,1 bA	12,5 bB	8,16
20-30	88,7 aA	31,6 cB	6,34	26,7 cA	11,7 bB	6,04
30-40	63,2 cA	29,3 cB	7,32	27,0 cA	9,7 bB	5,78
CV, %	4,96	4,38		5,97	12,51	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Os teores totais de Cr nas áreas de compostagem estão todos abaixo do valor de prevenção descrito pela resolução 420 de 2009 do CONAMA (BRASIL, 2009), que é de 75 mg kg^{-1} . Esse fato deve-se a separação do material que será compostado, assim elimina-se fontes de contaminação, como pilhas, baterias, revistas, materiais que contenham tintas, entre outros (RICHARD & WOODBURYT, 1992). Entretanto, para Pb total, observou-se em COMCAPc e FAc teores superiores aos recomendados pela normativa como valores de prevenção, que é de 72 mg kg^{-1} , em todas as camadas avaliadas, e em CCBc e CCAc apenas a camada de 10-20 e 5-10 cm de profundidade, respectivamente. Os valores de prevenção indicam a concentração limite no solo de dada substância, tal qual o solo ainda seja capaz de sustentar as suas funções principais, como exemplo de funções, servir como filtro natural, servir como meio para produção de alimentos, manter o ciclo da água e dos nutrientes, entre outros (BRASIL, 2009).

Esses valores encontrados para Pb porém podem ser devidos à outros fatores referentes ao material depositado nessas áreas para aterramentos e não pelo composto, pois os teores de Pb observados no composto produzido nessas áreas normalmente é baixo (NETO, 2017) quando comparado à teores observados em outros compostos (CRAVO et al., 1998; AYARI et al., 2010). Resultado semelhante pode ser observado em trabalho realizado por Baldi et al. (2010), com aplicação ao solo de diferentes taxas de composto de resíduos orgânicos domésticos, os autores observaram que não houve incremento significativo nos teores de Cd, Cr, Ni e Pb no solo com a aplicação de composto durante cinco anos.

Tabela 15. Teores de Cr total do solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Cr total, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	0,0 c ¹ B ²	6,3 aA	0	24,7 aB	69,7 cA	3,84
5-10	8,5 bA	5,1 aA	13,03	16,2 bB	124,1 bA	11,40
10-20	17,7 aA	0,0 bB	6,80	11,1 cB	176,6 aA	5,72
CV, %	10,82	42,24		7,25	1,89	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	13,8 bA	15,01 cB	18,17	35,3 aA	6,7 cB	7,64
5-10	20,1 aA	4,3 bB	13,11	38,6 aA	10,6 bB	3,16
10-20	8,20 cA	6,8 aA	28,06	37,0 aA	12,6 aB	3,52
CV, %	14,27	16,64		5,06	6,17	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Tabela 16. Teores de Pb total do solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Pb total, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	15,0 c ¹ B ²	81,5 aA	14,48	55,7 aA	10,8 cB	27,26
5-10	71,3 bA	60,7 bB	8,77	77,6 aA	19,7 bB	0,51
10-20	82,6 aA	45,0 bB	6,36	63,6 aA	37,8 aB	9,36
CV, %	3,01	13,49		14,36	4,96	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	143,0 aA	62,7 aB	11,93	267,8 aA	88,77 bB	3,74
5-10	89,3 bA	68,0 aB	1,51	220,6 bA	175,2 aA	10,77
10-20	142,0 aA	66,1 aB	0,89	193,2 cA	79,5 bB	5,73
CV, %	8,28	12,08		3,27	3,73	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

5.4. Conclusão

A produção de composto orgânico diretamente sobre o solo, sem proteção contra intempéries e sem impermeabilização do solo, promoveu, de maneira geral, alterações nos atributos químicos do solo, especialmente com elevação do pH, incrementos nos teores de P, K, Ca, Mg, Na, Cu, Zn, matéria orgânica do solo, CTC_{pH7,0}, saturação por bases e redução nos teores de H+Al e na saturação por Al.

Observou-se que todas as áreas avaliadas apresentavam teores de P acima do Limite Crítico Ambiental na camada de 0-5 cm de profundidade, e em CCAc todas as camadas estão acima do LCA-P recomendado, indicando que com o tempo a compostagem pode elevar os teores de P do solo acima de teores adequados ambientalmente caso os procedimentos de produção não sejam adequados.

A presença de metais pesados, como o Cu, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb, não se apresenta como um passível ambiental nas áreas de compostagem, uma vez que os teores observados estão abaixo dos preconizados pela legislação.

6. ESTUDO 2 - Frações e capacidade de adsorção de P em solo de áreas de compostagem no município de Florianópolis-SC

6.1. Introdução

O P é um nutriente essencial às plantas e requerido em grandes quantidades pelas culturas agrícolas, sendo que a baixa disponibilidade normalmente está associada ao menor rendimento das culturas. Porém, as reservas naturais de fosfato atualmente descobertas são finitas e caso novas reservas não sejam descobertas, haverá escassez de fertilizantes fosfatados (BAVEYE, 2015). Em estudo de revisão de Baveye (2015), o autor adentra nas justificativas utilizadas por pesquisadores nos seus estudos para melhorar a eficiência no uso dos fertilizantes fosfatados, e uma destas é o provável fim das reservas de rocha fosfatada. Entretanto, o autor deixa outros pontos de vista em relação a esta questão, e destaca que, independente do fim ou não das reservas de fosfato, a reciclagem do P utilizado na agricultura é um ponto crucial para a recuperação e reutilização do P e impedindo também que este se perca e acarrete em problemas ambientais, como a eutrofização.

Um método que pode ser utilizado para a reciclagem de resíduos orgânicos, como os resíduos sólidos de áreas urbanas, é a compostagem. A compostagem é um processo biológico de decomposição e estabilização do substrato orgânico sob condições termofílicas e aeróbicas controladas, que promove a oxidação, a mineralização e a humificação parcial da matéria orgânica do resíduo. Ao final do processo, obtêm-se um produto estabilizado, livre de patógenos, não tóxico as plantas e com propriedades químicas importantes para o condicionamento de solo e nutrição das plantas (Haug, 1993), que pode ser utilizado como fertilizante para diversos cultivos comerciais (Ramos et al., 2009; Melo et al., 2012; Sete et al., 2015).

Porém, o composto contém teores distintos de P conforme a fonte de resíduo utilizada (WEI et al., 2015), sendo observado em composto de resíduos de alimentos teores de P de 0,2 à 0,4% (CRAVO et al., 1998). Assim, quando a compostagem é realizada diretamente sobre o solo sem nenhum método de isolamento, as diversas frações de P no solo podem ter seus teores incrementados, o que pode tornar essas áreas fontes de contaminação por P. Ainda, parte do P presente na leira de compostagem podem ser percolados da leira durante o processo de compostagem (MULLANE et al., 2015).

Considerando os resultados observados no estudo 1 e conhecendo o potencial contaminante do P quando em teores acima da capacidade de suporte do solo, objetivou-se com este trabalho avaliar o efeito da

realização da compostagem nas frações químicas de P e a capacidade de adsorção de P no solo de áreas nas quais a compostagem é realizada sem impermeabilização do solo e sem a coleta de chorume.

6.2. Material e métodos

6.2.1. Descrição das áreas avaliadas, do processo de compostagem, da coleta do solo e do composto

A descrição deste tópico está detalhada no estudo 1.

6.2.2. Fracionamento químico do fósforo

As amostras de solo foram submetidas ao fracionamento químico de P pelo método proposto por Hedley et al. (1982), com modificações de Condon et al. (1985), o qual sugeriu a substituição da extração com NaOH 0,1 mol L⁻¹ + ultrasonificação por uma extração com NaOH 0,5 mol L⁻¹. Descrição da metodologia: amostras de 0,5 g de solo foram submetidos a extração sequencial com 10 mL de água destilada juntamente com uma Resina Trocadora de Ânions (fração P_{iRTA}), 10 mL de NaHCO₃ 0,5 mol L⁻¹ (frações P_{i_{bic}} e P_{o_{bic}}), 10 mL de NaOH 0,1 mol L⁻¹ (frações P_{i_{hid}} e P_{o_{hid}}), 10 mL de HCl 1,0 mol L⁻¹ (fração P_{i_{HCl}}), 10 mL de NaOH 0,5 mol L⁻¹ (frações P_{i_{hid0,5}} e P_{o_{hid0,5}}). Após todas as extrações, o solo restante foi seco em estufa e submetido à digestão com MgCl₂ + H₂SO₄ + H₂O₂ para extração do P remanescente no solo, denominado de P residual (fração P_{res}). O Pi dos extratos alcalinos foi determinado com a metodologia descrita por Dick & Tabatabai (1977), enquanto o Po foi obtido pela diferença entre o teor de P total das amostras alcalinas e o Pi das mesmas, sendo o P total obtido por digestão com (NH₄)₂S₂O₈ + H₂SO₄ em autoclave (USEPA, 1971). O Pi das amostras ácidas foi determinado segundo método de Murphy e Riley (1962). As formas de P obtidas também foram agrupadas em P geoquímico (P_{Geo}), P biológico (P_{Bio}) e P total (P_{total}) (CROSS & SCHLESINGER, 1995), sendo P_{Geo} a soma das frações inorgânicas de P mais o P residual (P_{iRTA} + P_{i_{bic}} + P_{i_{hid}} + P_{i_{HCl}} + P_{i_{hid0,5}} + P_{res}), P_{Bio} a soma das frações orgânicas de P (P_{o_{bic}} + P_{o_{hid}} + P_{o_{hid0,5}}), e o P_{total} a soma de P_{Geo} + P_{Bio}.

6.2.3. Isotermas de adsorção e dessorção de fósforo

Também foram obtidas as isotermas de adsorção de P de acordo com metodologia descrita por Guardini et al. (2012b). Para isso pesou-se 0,5 g de solo, em tubos tipo falcon com capacidade de 15 mL, e foram adicionados 10 mL de CaCl₂ 0,001 mol L⁻¹ contendo as concentrações de

P de 0; 0,5; 1,25; 2,5; 5,0; 12,5; 25,0; 50,0; 100,0 e 200,0 mg L⁻¹, que correspondem ao equivalente a 0, 10, 25, 50, 100, 250, 500, 1000, 2000 e 4000 mg de P kg⁻¹ de solo. As amostras foram agitadas por 16 horas em agitador tipo end-over-end, centrifugadas a 3000 rpm por 10 minutos e determinado o teor de P no sobrenadante de acordo com método de Murphy & Riley (1962). O fósforo adsorvido foi obtido pela diferença entre a quantidade adicionada e a quantidade determinada na solução.

A partir dos dados obtidos anteriormente, foram construídas isotermas de adsorção, plotando-se a quantidade do elemento adsorvido na ordenada e a concentração de equilíbrio na abcissa. Os dados foram ajustados pelo modelo de Langmuir, descrito por Sparks (1995), que é dado por:

$$q = \frac{k * C_{max} * C_{sol}}{1 + k * C_{sol}}$$

Onde:

q = quantidade adsorvida do íon;

C_{max} = capacidade máxima de sorção do íon;

k = constante relacionada a afinidade do adsorvente pelo adsorvato;

C_{sol} = concentração do íon na solução.

As isotermas de dessorção foram obtidas a partir das mesmas amostras das quais foram obtidas as isotermas de adsorção. Para isso, após a realização do procedimento de adsorção, as amostras foram deixadas em um período de incubação de aproximadamente 24 h, conforme descrito por Mattias (2006). Em seguida, foram adicionados 10 mL de H₂O destilada e as amostras foram agitadas por 2 h em agitador tipo end-over-end e centrifugadas a 3000 rpm por 10 minutos. Em seguida, foram adicionados 10 mL de solução 0,01 mol L⁻¹ de CaCl₂ às amostras e agitadas em agitador end-over-end por um período de 16 h e centrifugadas a 3000 rpm por 10 minutos. Os teores de P no sobrenadante extraído com solução 0,01 mol L⁻¹ de CaCl₂ foram determinados de acordo com método de Murphy & Riley (1962).

6.2.4. Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos ao teste de homogeneidade de variância e à análise de variância (F-teste, $p < 0,05$). Entre as áreas de compostagem e suas respectivas referências os dados foram avaliados pelo teste t-Student. Dentro de cada área as médias foram comparadas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$). Utilizou-se o programa computacional Sisvar versão 5.3.

6.3. Resultados e discussão

Os teores de P inorgânico extraídos por resina trocadora de ânions (P_{iRTA}) nas áreas de compostagem foram superiores aos observados nas áreas de referência para todas as camadas avaliadas, com exceção de CCBc no qual os teores foram superiores até 10 cm de profundidade (Tabela 17). Dentro das áreas de compostagem, observou-se os maiores teores de P_{iRTA} na camada de 0-5 cm de profundidade em todas as áreas avaliadas, com a redução dos teores de P com o aumento da profundidade do solo (Tabela 17).

Os teores de P_i extraídos por NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} ($P_{i\text{bic}}$) foram superiores nas áreas de compostagem na camada de 0-5 cm de profundidade em CCBc, até 10 cm em COMCAPc e FAc, e em todas as camadas de CCAc, quando comparadas com as áreas de referência (Tabela 18). Dentro das áreas de compostagem, CCBc não apresentou diferença entre as camadas avaliadas, enquanto CCAc, COMCAPc e FAc apresentaram o maior teor de P na camada de 0-5 cm (Tabela 18).

Os teores de P_o extraídos por NaHCO_3 0,5 mol L^{-1} ($P_{o\text{bic}}$) nas áreas de compostagem foram superiores as áreas de referência até 10 cm de profundidade em CCBc, CCAc e COMCAPc, e até 30 cm em FAc (Tabela 18). Dentro das áreas de compostagem, os maiores teores de $P_{o\text{bic}}$ foram observados na camada de 0-5 cm de profundidade em todas as áreas avaliadas (Tabela 18).

As frações de P extraídas por RTA e NaHCO_3 são consideradas como frações lábeis de P, ou seja, que estão prontamente disponíveis no ambiente e podem ser facilmente absorvidas pelas plantas ou serem carregadas por escoamento superficial ou lixiviação. Os incrementos encontrados nos teores dessas frações são comumente observados em trabalhos que utilizam resíduos orgânicos como fonte de nutrientes (GATIBONI et al., 2008; GUARDINI et al., 2012a; COUTO et al., 2016), e mesmo no uso de fertilizantes minerais, principalmente quando o uso desses insumos não segue critérios técnicos, sendo aplicados acima das doses recomendadas (SCHMITT et al., 2013a). O aumento dessas frações

de P nos solos das áreas de compostagem ocorre devido aos grandes teores de P observados no composto (Tabela 4), mas também a presença de grandes quantidades de P em formas inorgânicas prontamente disponíveis no material compostado, como observado por Gagnon et al. (2012) ao analisar composto orgânico de diversas fontes. Estas frações lábeis podem ser carregadas para o solo pelo chorume gerado das leiras e aumentar os teores dessas frações, visto que no chorume grande parte do P está em forma inorgânica (MULLANE et al., 2015).

Resultados semelhantes podem ser observados em trabalho realizado por Ceretta et al. (2010a) com 18 aplicações de 0, 20, 40 e 80 m³ ha⁻¹ de dejetos líquidos de suínos sob o solo, no qual os autores observaram incremento no teor das frações de P extraídas por RTA e por NaHCO₃ até 25 cm de profundidade, principalmente nas maiores doses de dejetos aplicadas. Em trabalho realizado por Guardini et al. (2012a), com aplicações superficiais, por oito anos, de doses de dejetos líquidos e cama sobreposta de suínos para suprir taxas de 90 e 180 kg de N ha⁻¹, os autores observaram incremento de todas as frações de P avaliadas, com exceção da fração Po NaOH 0,5 mol L⁻¹, sendo que as maiores alterações foram observadas com a aplicação das doses para suprir 180 kg N ha⁻¹.

Nas áreas de compostagem avaliadas, mesmo com a raspagem do solo em CCBc e COMCAPc, os maiores teores das frações lábeis de P foram observados nas camadas superficiais de todas as áreas de compostagem, com exceção do Pi por NaHCO₃ que não apresentou diferença entre as camadas (Tabela 18), evidenciando que essas formas de P acumulam nas camadas superficiais do solo como normalmente é observado em trabalhos com aplicação de resíduos orgânicos ao solo (GATIBONI et al., 2008; GUARDINI et al., 2012a; COUTO et al., 2015b) e também com adição de fertilizantes minerais (SCHMITT et al., 2013a,b). O fator tempo em conjunto com a raspagem ou não raspagem do solo determinaram nessas frações o maior ou menor acúmulo de P no solo. Observa-se maiores teores de P extraído pela RTA e por NaHCO₃ em CCAc que tem o maior tempo de uso para compostagem juntamente com a não raspagem do solo. Entretanto, observa-se que a raspagem do solo tem grande influência na quantidade de P acumulada no solo, pois em FAc que apresenta o menor tempo de uso para a compostagem mas não sofre raspagem, os teores de P observados nas frações Pi_{RTA} e Pi_{bic} foram maiores que os observados em CCBc e COMCAPc.

Tabela 17. Teores de Pi_{RTA} no solo extraídos por resina trocadora de ânions (RTA) em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Pi_{RTA} , mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	82,6 aA	13,3 bB	0,23	409,7 aA	15,3 aB	0,09
5-10	42,9 bA	11,8 bB	5,70	284,6 bA	6,6 bB	1,12
10-20	10,9 dA	10,8 bA	4,03	191,8 cA	2,8 cB	7,06
20-30	10,9 dB	12,6 bA	3,66	106,7 dA	2,4 cB	12,28
30-40	14,3 cB	18,8 aA	2,82	102,9 dA	3,4 cB	9,90
CV, %	1,20	12,37		1,46	28,32	
	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	120,0 aA	25,5 aB	11,47	147,2 aA	11,2 aB	12,07
5-10	30,9 bA	11,2 bB	7,97	43,0 bA	10,4 aB	11,07
10-20	24,5 bA	4,4 cB	4,13	7,1 cA	5,3 bB	10,70
20-30	38,0 bA	6,2 cB	3,96	8,8 cA	6,9 bB	3,57
30-40	37,0 bA	5,0 cB	4,23	13,8 cA	8,5 aB	6,39
CV, %	1,86	9,50		3,01	14,74	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Os pequenos incrementos nos teores de P_o extraídos por $NaHCO_3$, observados nas áreas de compostagem, mesmo com o grande aumento nos teores de MOS (dados apresentados no estudo 1), evidenciam que esta fração é condicionada e controlada pela microbiota do solo, que é capaz de mineralizar rapidamente o P contido em frações de carbono de fácil decomposição (GATIBONI et al., 2008). Também, o composto apresenta menores teores de P_o extraído por $NaHCO_3$ quando comparado as demais frações, principalmente as frações inorgânicas (GAGNON et al., 2012), desfavorecendo as condições de acúmulo desta fração no solo.

Os teores de P_i extraídos por $NaOH$ $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ ($P_{i\text{hid}}$) foram semelhantes aos encontrados na área de referência para a área CCB, enquanto que COMCAPc apresentou teores de P superiores à referência na camada de 0-5 cm, FAc até 20 cm, e CCAC foi superior à referência em todas as camadas avaliadas (Tabela 19). Dentro das áreas de compostagem, a CCBc não apresentou diferença entre as camadas avaliadas, enquanto que a CCAC apresentou os maiores teores até 10 cm e COMCAPc e FAc até 5 cm (Tabela 19).

Tabela 18. Teores de Pi_{bic} e Po_{bic} no solo extraídos por $NaHCO_3$ $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Pi_{bic} , $mg \text{ kg}^{-1}$					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	51,1 aA	40,5 aB	7,06	165,3 aA	29,8 aB	12,73
5-10	34,9 aA	44,3 aA	13,13	128,2 bA	29,8 aB	11,80
10-20	36,3 aA	32,3 bA	10,85	109,6 bA	20,2 bB	9,59
20-30	41,1aA	43,2aA	25,58	108,1 bA	23,4 bB	0,00
30-40	40,9 aA	40,9 aA	8,35	85,6 cA	29,1 aB	1,75
CV, %	14,34	7,37		10,50	17,16	
	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	129,8 aA	31,8 aB	0,00	134,3 aA	34,0 aB	6,40
5-10	47,8 bA	20,4 bB	0,00	39,7 bA	25,5 bB	4,96
10-20	27,2 dA	16,9 cA	25,09	7,8 dB	25,5 bA	25,05
20-30	38,6 cA	20,4 bB	13,51	7,8 dB	25,5 bA	25,05
30-40	37,5 cA	13,5 cB	9,11	26,1 cA	22,1 cA	15,19
CV, %	3,52	13,52		5,26	1,91	

Continuação da Tabela 18.

Prof., cm	Po_{bic} , $mg\ kg^{-1}$					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	22,7 aA	1,9 bB	21,67	51,6 aA	17,0 aB	24,28
5-10	11,6 bA	4,7 bB	41,21	25,4 bA	10,6 bB	19,69
10-20	9,7 bA	10,9 aA	30,47	22,1 bA	19,9 aA	8,58
20-30	11,8 bA	1,6 bB	51,29	20,4 bA	12,8 bB	12,33
30-40	5,1 bB	10,4 aA	16,80	1,7 cA	6,0 bA	10,32
CV, %	35,46	42,38		25,54	25,50	
	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	22,1 aA	2,9 bB	25,34	49,5 aA	2,3 cB	1,19
5-10	8,8 bA	4,6 aB	11,74	18,8 bA	1,7 cB	16,41
10-20	10,4 bA	5,9 aA	42,83	24,7 bA	2,8 cB	17,03
20-30	8,0 bA	1,6 bB	32,38	21,9 bA	5,2 bB	12,39
30-40	24,0 aA	0,8 bB	29,21	12,9 cA	9,0 aA	22,95
CV, %	31,74	41,75		5,26	48,52	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Tabela 19. Teores de Pi_{hid} e Po_{hid} no solo extraídos por NaOH 0,1 mol L⁻¹ em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Pi_{hid} , mg kg ⁻¹			Po_{hid} , mg kg ⁻¹		
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	74,5 aA	94,1 bA	15,29	270,1 aA	113,1 aB	8,11
5-10	85,3 aA	91,2 bA	10,54	259,6 aA	71,3 bB	2,70
10-20	86,5 aA	70,1 dB	7,12	158,4 bA	36,2 dB	8,87
20-30	76,0 aA	78,9 cA	15,71	154,3 bA	58,1 cB	15,37
30-40	77,1 aB	100,8 aA	9,09	143,5 bA	47,8 dB	2,38
CV, %	11,74	4,82		1,70	3,45	
	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	103,5 aA	53,5 bB	1,69	329,8 aA	62,5 aB	3,19
5-10	35,0 cB	60,2 aA	21,79	52,6 bA	19,7 cB	10,00
10-20	23,3 cB	32,4 cA	15,61	41,5 cA	28,0 bB	12,90
20-30	60,8 bA	18,1 dB	27,41	15,2 dB	35,0 bA	17,62
30-40	37,7 cA	14,9 dB	2,32	25,1 dB	35,0 bA	8,05
CV, %	4,57	3,21		3,00	3,34	

Continuação da Tabela 19.

Prof., cm	Po_{hid} , mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	80,5 bA	53,9 bA	22,30	146,3 aA	125,4 cA	13,39
5-10	83,3 bA	33,6 cB	2,76	42,5 cB	168,3 bA	8,50
10-20	130,2 aA	59,9 bB	4,47	63,9 bB	197,9 aA	19,85
20-30	134,2 aA	91,3 aB	3,38	40,6 cB	103,6 dA	17,17
30-40	144,3 aA	94,1 aB	5,17	41,2 cB	172,7 bA	17,45
CV, %	2,34	9,38		3,81	1,29	
	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAR	CV, %
0-5	33,5 cA	21,4 aB	6,41	185,8 aA	29,3 aB	2,28
5-10	22,9 cA	2,1 cB	27,10	84,0 bA	16,8 aB	15,95
10-20	33,2 cA	12,5 bB	6,67	36,3 dA	22,2 aB	18,36
20-30	53,0 bA	19,7 aB	23,21	36,9 dA	23,3 aB	4,89
30-40	75,9 aA	16,3 bB	10,09	51,1 cA	19,7 aB	9,79
CV, %	16,44	15,02		2,97	25,76	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Os teores de P_o extraídos por $\text{NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$ ($P_{o_{\text{hid}}}$) em COMCAPc e FAc foram superiores às respectivas áreas de referência em todas as camadas avaliadas, enquanto que CCBC foi semelhante à área de referência na camada de 0-5 cm e superior nas demais camadas, e CCAC foi semelhante à referência na camada de 0-5 cm, mas inferior nas demais camadas (Tabela 19). Dentro das áreas de compostagem, CCAC e FAc apresentaram os maiores teores de P na camada de 0-5 cm de profundidade, enquanto que COMCAPc apresentou maior teor de P na camada de 30-40 cm e CCBC de 20 à 40 cm (Tabela 19).

Os teores de P_i extraídos por $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ($P_{i_{\text{hid}0,5}}$) da área CCBC foram inferiores à referência, na camada de 0-5 cm, e semelhantes de 5 a 20 cm. Já para a CCAC foram observados maiores teores de P apenas na camada de 0-5 cm, não diferindo da área de referência nas demais camadas, enquanto que COMCAPc não diferiu da área de referência até 20 cm de profundidade, e FAc apresentou teores semelhantes de P na camada de 0-5 cm comparado a área de referência, porém, com maiores teores de P de 5 a 20 cm de profundidade (Tabela 20). Dentro das áreas de compostagem, observa-se que os maiores teores de P são encontrados nas camadas superficiais do solo, com exceção de CCBC na qual os maiores teores de P foram observados de 20 até 40 cm de profundidade (Tabela 20).

Os teores de P_o extraídos por $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$ ($P_{o_{\text{hid}0,5}}$) em CCBC foram maiores que os observados na área de referência em todas as camadas avaliadas, enquanto em FAc os teores foram superiores até 10 cm de profundidade, em COMCAPc foram semelhantes até 10 cm e maiores de 10 até 30 cm, e CCAC apresentou teores de P inferiores à referência em todas as camadas (Tabela 20). Dentro das áreas de compostagem, os maiores teores de P foram observados até 20 cm de profundidade em CCAC, na camada de 0-5 cm em FAc, de 5-10 cm em COMCAPc, e de 20 à 40 cm em CCBC (Tabela 20).

As frações de P_i e P_o extraídas por $\text{NaOH } 0,1$ e $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ representam frações de P moderadamente disponíveis no ambiente, normalmente ligadas a oxihidróxidos de Fe e Al, e a minerais silicatados de argila (CROSS & SCHLESSINGER, 1995; GATIBONI et al., 2008). A fração P_i por $\text{NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$ sofreu maiores alterações quando comparada a fração P_i $\text{NaOH } 0,5 \text{ mol L}^{-1}$ que pouco foi influenciada pela compostagem (Tabela 19 e 20). Esse fato pode ser relacionado aos teores de argila observados nas áreas avaliadas. O acúmulo de maiores teores de P por $\text{NaOH } 0,1 \text{ mol L}^{-1}$ na camada de 0-5 cm de FAc em relação a CCAC, por exemplo, pode estar relacionado aos teores de argila observados nessas áreas, visto que FAc apresenta teores de argila

superiores à CCAc. Entretanto, nenhuma das áreas de compostagem apresenta teores de argila superiores a 35% (Tabela 3). Além disso, o acúmulo de P_i preferencialmente na fração NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ indica que o P tem menor afinidade com os colóides inorgânicos do solo, assim, adsorvendo-se aos mesmos com menor energia de ligação (GATIBONI et al., 2008; COUTO et al., 2016).

Os maiores teores de Po por NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ observados nas áreas CCBc, COMCAPc e FAc, comparados às referências, se devem ao aumento dos teores de MOS, sendo a MOS constituída, provavelmente, de carbono com maior grau de recalcitrância. Porém, o acúmulo de Po extraído por NaOH $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ foi menos intenso que o observado na fração Po por NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$, sendo observado apenas em CCBc e em FAc.

Os teores de P_i extraídos por HCl $1,0 \text{ mol L}^{-1}$ ($P_{i\text{HCl}}$) foram superiores nas áreas de compostagem, quando comparadas as suas áreas de referência, em todas as camadas avaliadas (Tabela 21). Dentro das áreas de compostagem, os maiores teores de $P_{i\text{HCl}}$ foram observados na camada de 0-5 cm de profundidade em todas as áreas avaliadas, com exceção de CCBc, que apresentou o maior teor de P na camada de 30-40 cm (Tabela 21).

Os teores de P-residual (P_{res}), na área CCBc, foram inferiores a área de referência na camada de 0-5 cm e semelhantes até 20 cm de profundidade, enquanto que na CCAc foi inferior à referência em todas as camadas avaliadas. Para a área COMCAPc, os teores de P_{res} foram superiores à referência em todas as camadas avaliadas, e FAc apresentou teores de P_{res} superiores aos observados na área de referência, com exceção da camada 20-30 cm (Tabela 22).

Tabela 20. Teores de $P_{\text{hid0,5}}$ e $P_{\text{hid0,5}}$ no solo extraídos por NaOH 0,5 mol L⁻¹ em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	$P_{\text{hid0,5}}$, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	18,4 cB	56,9 aA	2,12	129,1 aA	75,3 aB	9,04
5-10	49,0 bA	50,2 bA	3,75	84,1 bA	86,4 aA	2,08
10-20	56,0 bA	58,6 aA	5,44	49,9 cA	73,0 aA	12,30
20-30	73,5 aA	58,0 aB	4,59	65,4 cA	62,1 aA	22,81
30-40	70,0 aA	52,5 bB	18,95	66,0 cA	67,4 aA	13,03
CV, %	9,39	6,29		12,33	19,53	
	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	75,8 aA	70,0 aA	4,23	77,1 aA	64,7 aA	31,85
5-10	45,8 cA	53,1 bA	11,65	72,7 aA	25,4 bB	3,61
10-20	48,0 cA	51,6 bA	2,22	48,1 bA	29,8 bB	1,82
20-30	42,7 cB	57,8 bA	13,51	35,8 bA	33,5 bA	7,33
30-40	62,6 bA	45,5 bB	8,59	34,1 bA	31,2 bB	2,57
CV, %	8,22	8,29		3,92	4,37	

Continuação da Tabela 20.

Prof., cm	$PO_{hid0,5}$, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	21,8 cA	8,4 bB	30,38	67,8 aB	111,0 cA	23,84
5-10	22,3 cA	5,2 bB	11,76	55,3 aB	118,9 cA	11,80
10-20	37,0 bA	4,1 bB	7,43	50,2 aB	196,0 aA	13,88
20-30	66,9 aA	8,4 bB	12,06	29,5 bB	149,0 bA	22,98
30-40	62,1 aA	17,4 aB	9,02	27,5 bB	120,6 cA	32,81
CV, %	13,25	27,44		21,27	7,61	
	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	2,8 eA	5,8 dA	1,63	73,1 aA	8,7 bB	25,03
5-10	22,6 aA	21,2 cA	3,85	36,8 bA	18,9 aB	13,67
10-20	13,5 cB	40,4 aA	1,88	23,2 bA	15,1 aA	3,23
20-30	10,6 dB	31,0 bA	20,88	21,3 bA	8,1 bB	6,69
30-40	17,1 bA	20,4 cA	9,44	33,9 bA	7,3 bB	7,27
CV, %	9,72	17,08		3,75	29,02	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

O P_{HCl} contempla uma fração de P contida em fosfatos de cálcio ou fortemente adsorvida aos colóides do solo como sesquióxidos e minerais de apatita (CROSS & SCHLESSINGER, 1995; CERETTA et al., 2010a, SCHMITT et al., 2014). O aumento desta fração nas áreas de compostagem está relacionado a adição de grande quantidade de P e de Ca ao solo pelo chorume, favorecendo a formação de compostos Ca-P. Observou-se os maiores teores de P nas camadas superficiais do solo das áreas de compostagem (Tabela 21), como ocorrido com as demais frações, com exceção da CCBc, na qual o teor de P aumentou com a profundidade do solo.

A fração P_{res} corresponde a formas inorgânicas e orgânicas de fósforo recalcitrantes no solo, ou seja, de baixa labilidade (CROSS & SCHLESSINGER, 1995). O aumento do teor de P_{res} em COMCAPc e FAc indica que parte do P adicionado foi alocado nessa fração, entretanto, CCBc e CCAC não sofreram aumento nesta fração de P, indicando que o P adicionado pelo chorume não afetou essa fração nessas áreas. A fração P_{res} está condicionada ao teor e ao tipo de argila (óxidos e hidróxidos de Fe e Al) presente na fração sólida do solo, neste caso, observa-se que CCAr tem maiores teores de argila que CCAC em todo perfil de solo (Tabela 3), resultando em maior capacidade de retenção de P nessa fração (CROSS & SCHLESSINGER, 1995; GATIBONI et al., 2008; CERETTA et al., 2010a; GUARDINI et al., 2012a).

Os teores de P-Geoquímico (PGeo) em COMCAPc e FAc foram superiores aos observados em suas respectivas referências (Tabela 10). Entretanto, CCBc apresentou teores superiores à CCBa a partir de 5 cm de profundidade, e CCAC apenas na camada de 0-5 cm (Tabela 23). Dentro das áreas de compostagem CCAC, COMCAPc e FAc apresentaram os maiores teores de PGeo nas camadas superficiais do solo, e CCBc a partir de 5 cm de profundidade (Tabela 23).

Os teores de P-Biológico (PBio) foram superiores a área de referência em todas as camadas avaliadas em CCBc e FAc, até 10 cm em COMCAPc, enquanto que CCAC não diferiu da área de referência na camada de 0-5 cm e foi inferior à referência nas demais camadas (Tabela 24). Dentro das áreas de compostagem, observou-se os maiores teores de P na camada de 0-5 cm em CCAC e FAc, entretanto, em CCBc os maiores teores foram observados a partir de 20 cm de profundidade, e em COMCAPc na camada de 30-40 cm (Tabela 24).

Tabela 21. Teores de Pi_{HCl} no solo extraídos por HCl 1,0 mol L⁻¹ em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Pi_{HCl} , mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	57,4 cA	21,0 aB	2,12	631,7 aA	19,5 aB	6,73
5-10	79,4 bA	20,6 aB	3,75	382,6 bA	14,9 bB	0,86
10-20	88,3 bA	16,8 bB	5,44	120,8 cA	9,2 cB	8,79
20-30	88,9 bA	21,8 aB	4,59	99,4 cA	4,4 dB	1,33
30-40	117,4 aA	22,8 aB	18,95	87,7 cA	7,9 cB	4,41
CV, %	12,1	10,51		1,03	9,17	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	140,8 aA	48,7 aB	2,26	281,3 aA	12,9 aB	8,45
5-10	106,4 bA	37,8 bB	6,18	23,1 bA	8,0 bB	11,75
10-20	89,4 cA	23,6 cB	1,73	6,2 bA	3,8 cB	5,69
20-30	106,1 bA	19,5 cB	12,74	7,4 bA	6,2 bB	2,90
30-40	96,6 cA	15,8 cB	2,90	16,9 bA	8,4 bB	10,91
CV, %	1,45	19,02		2,79	20,64	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Tabela 22. Teores de P_{res} no solo extraídos por $MgCl_2 + H_2SO_4 + H_2O_2$ em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	P_{res} , $mg\ kg^{-1}$					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	824,5 bB	906,2 aA	3,71	947,1 cB	1648,7 cA	3,44
5-10	919,2 aA	889,5 aA	2,98	954,5 cB	1808 bA	1,21
10-20	971,2 aA	850,5 aA	7,61	1576,3 aB	1982,9 aA	11,95
20-30	1006,5 aA	891,4 aB	2,21	1238,5 bB	1802,8 bA	22,36
30-40	932,2 aA	885,8 aA	0,34	1218,1 bB	1919,8 aA	3,45
CV, %	4,21	2,26		1,65	3,44	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	1455,7 bA	1025,0 bB	3,67	1125,3 aA	974,9 aB	4,57
5-10	2031,1 aA	1056,6 bB	6,58	1156,8 aA	1000,9 aB	0,48
10-20	1524,4 bA	1175,4 aB	12,42	1199,5 aA	961,9 aB	0,53
20-30	1288,6 cA	1197,7 aB	1,74	978,6 bA	924,8 aA	4,29
30-40	1257,1 cA	1026,9 bB	3,10	1023,2 bA	924,8 aB	2,17
CV, %	0,92	3,32		2,88	0,47	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Os teores de P-Total (P_{total}) em COMCAPc foram maiores que os observados na área de referência em todas as camadas avaliadas, em FAc foram maiores até 20 cm de profundidade, e em CCAC foi maior que a referência na camada de 0-5 cm, e CCBc foi semelhante à referência nas camadas de 5-10, 20-30 cm, e superior nas demais camadas (Tabela 25). Dentro das áreas de compostagem, observou-se que CCAC e FAc apresentaram o maior teor de P na camada de 0-5 cm de profundidade, enquanto COMCAPc e CCBc apresentaram os maiores teores na camada de 5-10 cm e a partir dos 10 cm de profundidade, respectivamente (Tabela 25).

Comparando os teores de P_{Geo} e P_{Bio} , observa-se maiores teores de P no solo nas frações inorgânicas. Em estudo realizado por Gatiboni et al. (2008), com uso de dejetos líquidos de suínos, os autores observaram resultados semelhantes, com maior acúmulo de P no solo em frações inorgânicas, conseqüentemente, aumentando o P_{Geo} . Neste caso, também deve-se lembrar que, aproximadamente, 60% do P total encontrado nos esterco de animais está em frações inorgânicas de P (CASSOL et al., 2001). No composto orgânico o comportamento é semelhante, como observado por Gagnon et al. (2012) em composto de resíduo de processamento de batata no qual, aproximadamente, 71% do P total encontrava-se em frações inorgânicas, enquanto no composto de esterco de aves essa relação era de, aproximadamente, 95%. Em adição, García-Albacete et al. (2012) observaram mais de 90% do P total em frações inorgânicas em dois compostos constituídos de resíduos sólidos municipais + resíduos vegetais.

Tabela 23. Teores de P_{Geo} ($Pi_{RTA} + Pi_{bic} + Pi_{hid} + Pi_{hid0,5} + Pi_{HCl} + P_{res}$) no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	P_{Geo} , mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	1108,9 bA	1132,2 aA	2,84	2553,2 aA	1902,3 bB	2,99
5-10	1211,0 aA	1107,8 aB	2,98	2093,8 bA	2017,7 aA	0,09
10-20	1249,5 aA	1039,4 bB	5,53	2207,1 bA	2124,5 aA	8,93
20-30	1297,1 aA	1106,0 aB	3,39	1772,6 cA	1953,5 bA	17,47
30-40	1252,2 aA	1121,8 aB	1,68	1704,0 cB	2075,6 aA	2,43
CV, %	3,56	2,12		8,17	2,97	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	2025,7 bA	1254,7 bB	2,33	2095,2 aA	1160,5 aB	3,45
5-10	2297,3 aA	1239,5 bB	5,38	1388,1 bA	1090,1 bB	0,48
10-20	1737,0 cA	1304,6 aB	11,14	1310,5 cA	1054,5 bB	0,67
20-30	1575,0 cA	1319,7 aB	2,43	1053,9 eA	1032,1 bA	3,74
30-40	1528,6 cA	1121,7 cB	2,36	1139,3 dA	1030,2 bB	2,44
CV, %	0,78	2,77		0,35	3,56	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Tabela 24. Teores de P_{Bio} ($P_{\text{bic}} + P_{\text{hid}} + P_{\text{hid0,5}}$) no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	P_{Bio} , mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	125,0 cA	64,3 cB	23,11	265,8 aA	253,5 cA	17,73
5-10	117,2 cA	43,5 dB	3,59	123,2 bB	297,8 bA	7,12
10-20	176,9 bA	75,0 cB	2,49	136,2 bB	414,0 aA	12,90
20-30	213,1 aA	101,4 bB	7,19	90,6 cB	265,4 cA	12,12
30-40	211,8 aA	122,0 aB	3,57	70,5 cB	299,4 bA	18,21
CV, %	9,04	8,89		2,98	0,85	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	58,5 bA	30,3 cB	6,90	308,6 aA	40,4 aB	6,06
5-10	54,3 bA	27,9 cB	11,22	139,7 bA	37,4 aB	11,98
10-20	57,2 bA	58,9 aA	6,00	84,3 cA	40,2 aB	7,82
20-30	71,7 bA	52,5 aA	20,76	80,3 cA	36,7 aB	1,71
30-40	117,0 aA	37,5 bB	12,91	98,0 cA	36,1 aB	6,79
CV, %	3,09	10,74		1,62	21,85	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Tabela 25. Teores de P_{total} no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

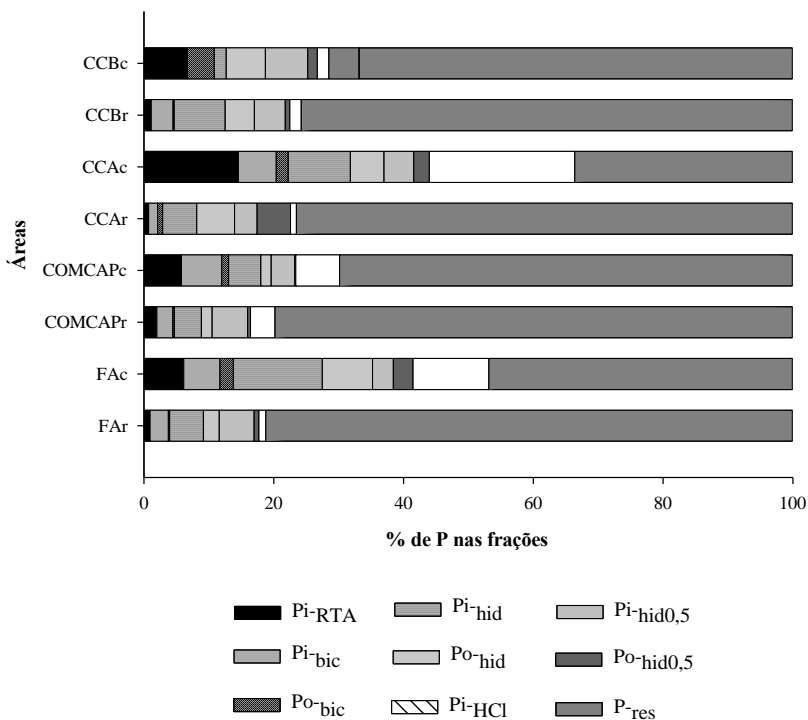
Prof., cm	P_{total} , mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	1234,0 cA	1196,6 aA	4,55	2819,0 aA	2155,8 dB	1,08
5-10	1328,3 bA	1151,4 bB	2,41	2217,1 bB	2315,5 cA	0,47
10-20	1426,4 aA	1114,4 bB	4,60	2343,4 bA	2538,5 aA	7,66
20-30	1510,2 aA	1207,4 aB	3,71	1863,3 cA	2218,9 dA	16,09
30-40	1464,0 aA	1243,8 aB	1,07	1774,6 cB	2375,1 bA	3,00
CV, %	3,50	2,33		7,21	2,56	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	2084,3 bA	1285,0 bB	2,07	2403,8 aA	1200,9 aB	2,80
5-10	2351,7 aA	1267,5 bB	5,09	1527,9 bA	1127,6 bB	0,65
10-20	1794,3 cA	1363,6 aB	10,89	1394,8 cA	1094,7 bB	0,65
20-30	1646,8 cA	1372,2 aB	3,13	1134,2 eA	1068,8 bA	3,60
30-40	1645,7 cA	1159,3 cB	1,35	1237,4 dA	1066,4 bB	2,07
CV, %	0,75	2,61		0,31	0,43	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Observa-se que o aumento do P_{total} nas áreas de compostagem ocorreu principalmente devido ao aumento do P_{Geo} . O aumento do P_{Bio} nas áreas de compostagem foi menos expressivo, ficando mais evidente a sua participação em FAc. Quando observada a camada de 0-5 cm das áreas de compostagem em relação as suas respectivas referências, encontram-se aumentos de P_{total} de 3, 30, 62 e 100% nos teores, e 90, 90, 97 e 87% do P_{total} é composto pelo P_{Geo} , evidenciando que o aumento do P no solo com a compostagem ocorre principalmente nas frações inorgânicas de P. Resultados semelhantes foram encontrados por Gatiboni et al. (2008), Ceretta et al. (2010a), e Guardini et al. (2012a), os quais observaram que o aumento do P total do solo estava relacionado em sua grande parte ao aumento do P_{Geo} no solo.

Nas áreas em que a compostagem é realizada, observou-se aumento da % das frações orgânicas e inorgânicas de P e redução da % da fração residual de P em relação ao P_{total} quando comparados as respectivas áreas de referência (Figura 9). Ainda, as maiores alterações são observadas nas áreas em que o solo não foi raspado (CCAc e FAc), e menores alterações nos locais em que ocorre a raspagem do solo (CCBc e COMCAPc) (Figura 9). Resultados semelhantes foram observados no trabalho de Couto et al. (2016) com aplicação de resíduos orgânicos ao solo, no qual os autores observaram redução do P_{res} em com a aplicação dos resíduos, quando comparado ao tratamento controle.

Figura 11. Distribuição percentual das frações de P do Fracionamento de Hedley em relação ao P_{total} na camada de 0-5 cm de profundidade das áreas avaliadas.



Em relação as isotermas de adsorção de P, observa-se que CCBc tem capacidade de adsorver 204 mg kg^{-1} de P na camada de 0-20 cm de profundidade, valor semelhante ao observado em sua área de referência de, aproximadamente, 238 mg kg^{-1} (Figura 11a, Figura 11b, Tabela 26), porém o P que pode adsorver em CCBc será adsorvido com menor energia de ligação aos colóides do solo (Tabela 26). A camada de 0-20 cm de CCAc não está apresentada na figura 10 porque encontra-se completamente saturada por P, não sendo observada adsorção de P no solo dessa área, mas sua área de referência apresenta capacidade de adsorver 625 mg kg^{-1} de P com energia de ligação superior aos observados em todas as áreas de compostagem (Figura 11c, Tabela 26). Já as áreas COMCAPc e FAc apresentam capacidade de adsorver 588 e

714 mg kg⁻¹ de P, respectivamente, na camada de 0-20 cm (Figura 12a, Figura 12c, Tabela 26), entretanto, esse P será adsorvido com baixa energia de ligação. Porém, COMCAPr e FAr apresentam comportamento semelhantes, com adsorção de P de 625 e 769 mg kg⁻¹, respectivamente, e com baixa energia de ligação (Figura 12b, Figura 12d, Tabela 26).

Observa-se nas isotermas de adsorção de P que as áreas nas quais a compostagem é realizada a mais tempo, CCBc e CCAC, apresentam menor capacidade de adsorção de P pois grande parte, ou totalidade no caso de CCAC, dos sítios de adsorção desses solos já está saturada com P, e o que ainda pode ser adsorvido se ligará com baixa energia de ligação, podendo ser carregado mais facilmente para o ambiente (BARROW et al., 1998). COMCAPc e FAc apresentam capacidade de adsover mais P que CCBc e CCAC, devido ao menor tempo de uso para compostagem, porém, a energia de ligação com que o P será adsorvido também é baixa (Tabela 26), porque os sítios mais ávidos por P já foram saturados, representando maior possibilidade do P adsorvido voltar a solução do solo e ser carregado por escoamento superficial ou mesmo percolar no perfil de solo (BERWANGER et al., 2008).

O teor de argila e o tipo de mineral presente na argila apresentam influencia sobre a capacidade de adsorção de P pelo solo. Um exemplo disto é o estudo realizado por Fink et al. (2014), que avaliaram cinco classes de solo, com diferentes teores de argila, em relação a sua composição mineralógica e a capacidade de adsorção de P desses solos. Os autores observaram que o tipo de mineral presente na fração argila tem maior influência sobre a adsorção de P do que a quantidade total de argila no solo. Nesse estudo, um solo classificado como Latossolo Bruno com teor de argila de 642 g kg⁻¹ apresentou uma CMAP de aproximadamente 4700 mg de P kg⁻¹ devido a alta proporção de gibsitita e grande concentrações de óxidos de Fe, minerais com alta capacidade de adsorver P, enquanto um Latossolo Vermelho-Amarelo com teor de argila de 886 g kg⁻¹ com concentrações de goethita e alta proporção de gibsitita apresentou uma CMAP de aproximadamente 1100 mg de P kg⁻¹. Ou seja, como essas áreas não representam a condição natural do ambiente, pois são áreas modificadas pela ação antrópica, o tipo de mineral presente em cada área reflete em diferentes CMAPs.

Tabela 26. Parâmetros relacionados à equação de Langmuir (b significa “capacidade máxima de adsorção de P” e k significa “energia de ligação”) na camada de 0-20 cm de profundidade, nos solos das áreas de compostagem e de referência.

Área	b	k	r ²
	mg kg ⁻¹	mg L ⁻¹	
CCBc	204,1	0,15	0,87
CCBr	238,1	1,75	0,99
CCAc	0	0	0
CCAr	625,0	1,60	0,99
COMCAPc	588,2	0,04	0,82
COMCAPr	625,0	0,07	0,89
FAc	714,3	0,11	0,94
FAr	769,2	0,03	0,76

Figura 12. Isotermas de adsorção e dessorção do solo das áreas CCBc (a), CCBr (b) e CCAr (c).

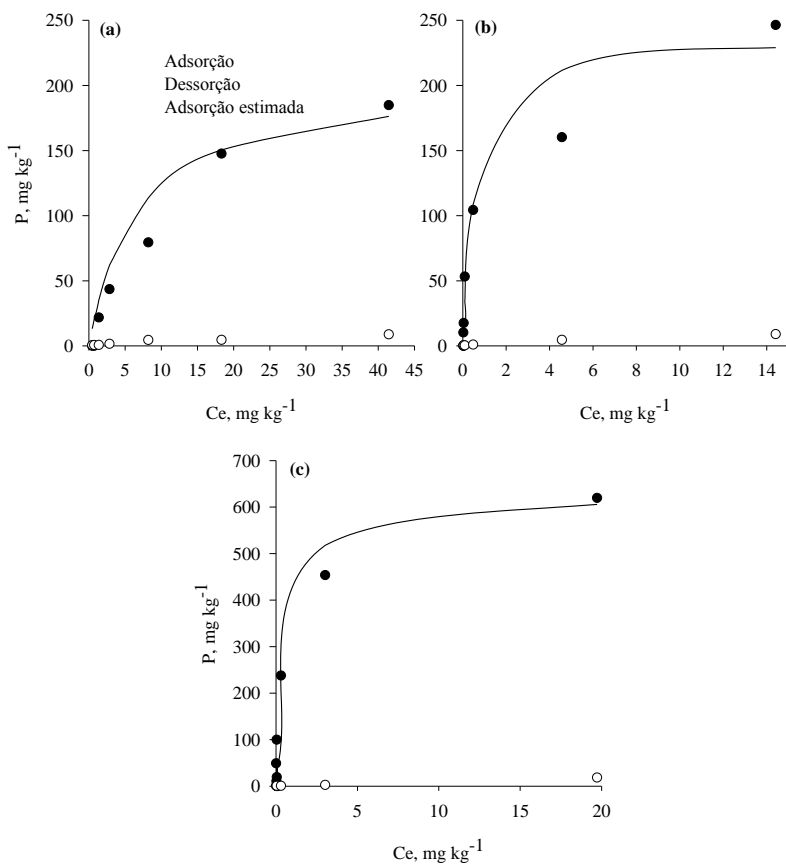
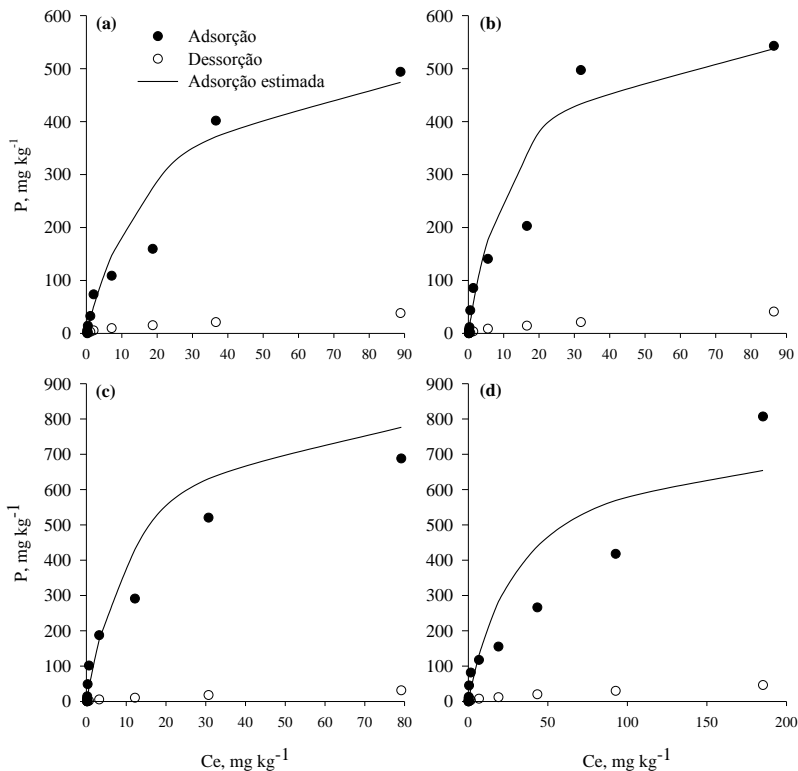


Figura 13. Isotermas de adsorção e dessorção do solo das áreas COMCAPc (a), COMCAPr (b), FAc (c) e FAr (d).



6.4. Conclusão

O processo de compostagem diretamente sobre o solo e sem proteção das leiras contra intempéries, alterou os teores das frações de P no solo, promovendo acúmulo principalmente nas frações inorgânicas de fósforo no solo, o que aumentou os teores de P_{Geo} no solo, e conseqüentemente, aumentando os teores de P_{total} nas áreas onde é realizada a compostagem. Os teores de P orgânico sofreram menos alterações, principalmente quando comparados ao P inorgânico, conseqüentemente, a sua contribuição da fração P_{Bio} para o aumento do P_{total} no solo das áreas de compostagem foi menor.

Ainda, observou-se que com a adição de P devido à realização da compostagem, CCAc não apresenta mais capacidade de adsorver P na camada de 0-20 cm de profundidade, enquanto nas demais áreas o P que

pode ser adsorvido, se ligará aos colóides do solo com menor energia de ligação, apresentando maior potencial de alcançar mananciais hídricos por erosão do solo e escoamento superficial.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A produção de composto orgânico diretamente sobre o solo, sem impermeabilização do mesmo e sem a proteção das leiras contra intempéries, acarreta em alterações em diversos atributos químicos do solo, com grandes alterações no pH do solo, nos teores de diversos cátions como o K, Ca, Mg, e nos teores de P extraídos por Mehlich-1. Entretanto, não foram observadas grandes alterações nos teores de Cu, Zn e metais pesados no solo, o que normalmente é observado em áreas agrícolas nas quais resíduos orgânicos são aplicados. Entretanto, as frações químicas de P no solo foram alteradas com a produção de composto sobre o solo. As maiores alterações ocorreram nas frações inorgânicas, extraídas por RTA e NaHCO_3 . Essas frações são consideradas lábeis e podem ser facilmente transferidas para mananciais hídricos por escoamento superficial e erosão do solo. Além disso, ficou evidenciado que áreas utilizadas para a realização de compostagem podem apresentar-se saturadas por P, o que demonstra o potencial poluente dessa atividade quando conduzida de maneira a não utilizar práticas como a impermeabilização da área e também a coleta do chorume, o que pode potencializar as transferências de P e outros elementos para mananciais hídricos superficiais e subsuperficiais.

8. REFERÊNCIAS

ABREU JUNIOR, C. H. et al. Condutividade elétrica, reação do solo e acidez potencial em solos adubados com composto de lixo. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v. 24, n. 3, p.635-647, 2000. Doi:10.1590/s0100-06832000000300016.

AYARI, F. et al. Heavy metal distribution in soil and plant in municipal solid waste compost amended plots. **Int. J. Environ**, v.7, p.465-472, 2010. Doi: 10.1007/bf03326156.

BALDI, E. et al. Compost can successfully replace mineral fertilizers in the nutrient management of commercial peach orchard. **Soil Use And Management**, v.26, p.346-353, 2010. Doi:10.1111/j.1475-2743.2010.00286.x.

BARRAL, M. T. et al. Nutrient Release Dynamics in Soils Amended With Municipal Solid Waste Compost in Laboratory Incubations. **Compost Science & Utilization**, v.19, p.235-243, 2011. Doi:10.1080/1065657x.2011.10737007.

BARROW, N. J. et al. Effect of previous additions of superphosphate on sorption of phosphate. **Soil Research**, v.36, p.359-372, 1998.

BAVEYE, P. C.. Looming Scarcity of Phosphate Rock and Intensification of Soil Phosphorus Research. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, p.637-642, 2015. Doi: 10.1590/01000683rbc20140819.

BERNAL, M. P. et al. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, v.100, p.5444-5453, 2009. Doi:10.1016/j.biortech.2008.11.027.

BERWANGER, A. L. et al. Alterações no teor de fósforo no solo com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.32, p.2525-2532, 2008.

BHATTACHARYYA, P. et al. Municipal waste compost as an alternative to cattle manure for supplying potassium to lowland rice. **Chemosphere**, v.66, p.1789-1793, 2007. Doi:10.1016/j.chemosphere.2006.07.062.

BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Sinopse do Censo Demográfico de 2010**. 2010. Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=8>>. Acesso em: 25/10/2015.

BRASIL. **Resolução Nº 420, de 28 de Dezembro de 2009**. Nº 249. ed. DOU, 30 dez. 2009. p. 81-84.

BRASIL. Secretaria de Defesa Agropecuária. INSTRUÇÃO NORMATIVA SDA Nº 35, DE 4 DE JULHO DE 2006. Nº 132. 12 de jul. 2006. p.1-10.

BRUNETTO, G. et al. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig-slurry and deep-litter application. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v. 36, p.1620-1628, 2012. Doi: 10.1590/s0100-06832012000500026.

CAMPOS, F. S. & ALVES, M. C. Uso de lodo de esgoto na reestruturação de solo degradado. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.32, p.1389-1397, 2008.

CARBONELL, G. et al. Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (*Zea mays* L.). **Chemosphere**, v. 85, n. 10, p.1614-1623, 2011. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.08.025.

CARMO, D. Soil Fertility and Electrical Conductivity Affected by Organic Waste Rates and Nutrient Inputs. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v. 40, 2016.

CASSOL, P.C. et al. Frações de fósforo em estrumes e sua eficiência como adubo fosfatado. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.25, p.635-644, 2001.

CECCATO, C. & BASSO, C. AVALIAÇÃO DAS PERDAS DE FRUTAS, LEGUMES E VERDURAS EM SUPERMERCADO DE SANTA MARIA – RS. **Disciplinarum Scientia: Ciências da Saúde**, Santa Maria, v. 12, p.127-137, 2011. Disponível em: <<http://sites.unifra.br/Portals/36/2011/Saude/12.pdf>>. Acesso em: 25/10/2015.

CERETTA, C. A. et al. Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.45, p.593-602, 2010. Doi:10.1590/s0100-204x2010000600009.a

CERETTA, C. A. et al. Nutrient transfer by runoff under no tillage in a soil treated with successive applications of pig slurry. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.139, p.689-699, 2010. Doi: 10.1016/j.agee.2010.10.016.b

CHAIGNON, V. et al. Copper availability and bioavailability are controlled by rhizosphere pH in rape grown in an acidic Cu-contaminated soil. **Environmental Pollution**, v.157, p.3363-3369, 2009. Doi:10.1016/j.envpol.2009.06.032.

CHATTERJEE N. et al. Chemical and Physical Characteristics of Compost Leachates. A Review. Department of Crop and Soil Sciences: Washington State University; 2013.

CHOWDHURY, A. K. Md. M. B. et al. Olive mill waste composting: A review. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.85, p.108-119, 2013. Doi:10.1016/j.ibiod.2013.06.019.

CHRISTENSEN, T. H. Leaching from land disposed municipal composts: 3. Inorganic ions. **Waste Management & Research**, v.2, p.63-74, 1984.

CHRISTENSEN, T. H. & TJELL, J. C. Leaching from land disposed municipal compost: 4. Heavy metals. **Waste Management & Research**, v.2, p.347-357, 1984.

COLÓN, J. et al. Environmental assessment of home composting. **Resources, Conservation And Recycling**, v.54, p.893-904, 2010. Doi: 10.1016/j.resconrec.2010.01.008.

COMIN, J. J. et al. 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, p.459-470, 2013. Doi:10.1071/sr13130.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO - RS/SC. **Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. 11 ed. Núcleo Regional Sul, 2016. 376 p.

CONDON, L. M. et al. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by ³¹P nuclear magnetic resonance analysis. **Journal of Soil Science**, 36:99-207, 1985.

COURTNEY, R. G. & MULLEN, G.J. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. **Bioresource Technology**, v.99, p.2913-2918, 2008. Doi:10.1016/j.biortech.2007.06.034.

COUTO, R. R. et al. Accumulation and distribution of copper and zinc in soils following the application of pig slurry for three to thirty years in a microwatershed of southern Brazil. **Archives Of Agronomy And Soil Science**, p.1-24, 2015a. Doi:10.1080/03650340.2015.1074183.

COUTO, R. R. et al. Environmental Vulnerability and Phosphorus Fractions of Areas with Pig Slurry Applied to the Soil. **Journal Of Environment Quality**, v. 44, 162-173, 2015b. American Society of Agronomy. Doi:10.2134/jeq2014.08.0359.

COUTO, R. R. et al. Phosphorus fractions in soil with a long history of organic waste and mineral fertilizer addition. **Bragantia**, 1-12, 2016. Doi:10.1590/1678-4499.006.

CRAVO, M. S. et al. Caracterização química de compostos de lixo urbano de algumas usinas brasileiras. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v. 22, p.547-553, 1998. Doi:10.1590/s0100-06831998000300021.

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

DIAZ, L. F.; DE BERTOLDI, M.; BIDLINGMAIER, W. (Ed.). **Compost science and technology**. Vol. 8, 2011.

DICK, W.A. & TABATABAI, M.A. Determination of orthophosphate in aqueous solutions containing labile organic and inorganic phosphorus compounds. **J. Environ. Qual.**, v.6, p.82-85, 1977.

ECOD, Instituto EcoDesenvolvimento. **Do campo à cidade: soluções para o desperdício de alimentos**. 2013. Disponível em: <<http://www.mobilizadores.org.br/wp-content/uploads/2014/05/do-campo-cidade-solucoes-para-o-desperdcio-de-alimentos.pdf>>. Acesso em: 25/10/2015.

EMBRAPA CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212 p.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 3050B. Acid digestion of sediments, sludges, and soils, 1996. <<http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf>> Acesso em: 25/10/2015.

EVANYLO, G. et al. Soil and water environmental effects of fertilizer-, manure-, and compost-based fertility practices in an organic vegetable cropping system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.127, p.50-58, 2008. Doi:10.1016/j.agee.2008.02.014.

FAO, Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura. **Food losses and waste in the contexto of sustainable food systems**. 2014.

FAO, Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura. **FAOSTAT – Annual population**. 2016. Disponível em <http://www.fao.org/faostat/en/#data/OA/visualize>. Acessado em 2016.

FAO, Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura. **Global food losses and food waste**. 2011. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/014/mb060e/mb060e.pdf>>. Acesso em: 25/10/2015.

FERNÁNDEZ-HERNÁNDEZ, A. et al. Application of compost of two-phase olive mill waste on olive grove: Effects on soil, olive fruit and olive oil quality. **Waste Management**, v.34, p.1139-1147, 2014. Doi:10.1016/j.wasman.2014.03.027.

FINK, J. R. et al. Mineralogy and phosphorus adsorption in soils of south and central-west Brazil under conventional and no-tillage systems. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v.36, p.379-387, 2014. Doi: 10.4025/actasciagron.v36i3.17937

GAGNON, B. et al. Forms of phosphorus in composts and in compost-amended soils following incubation. **Canadian Journal of Soil Science**, v.92, p.711-721, 2012. Doi:10.4141/cjss2012-032.

GARCÍA-ALBACETE, M. et al. Fractionation of phosphorus biowastes: characterisation and environmental risk. **Waste management**, v.32, p.1061-1068, 2012. Doi:10.1016/j.wasman.2012.02.003

GATIBONI, L. C. et al. Formas de fósforo no solo após sucessivas adições de dejetos líquidos de suínos em pastagem natural. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.32, p.1753-1761, 2008.

GATIBONI, L. C. et al. Soil phosphorus thresholds in evaluating risk of environmental transfer to surface waters in Santa Catarina, Brazil. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v. 39, n. 4, p.1225-1234, 2015. Doi:10.1590/01000683rbc20140461.

GIACOMINI, S. J. et al. Liberação de fósforo e potássio durante a decomposição de resíduos culturais em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p.1097-1104, 2003. Doi: 10.1590/s0100-204x2003000900011.

GIUSTI, E. & MARSILI-LIBELLI, S. Fuzzy modelling of the composting process. **Environmental Modelling & Software**, v.25, p.641-647, 2010. Doi:10.1016/j.envsoft.2009.05.010.

GUARDINI, R. et al. Accumulation of phosphorus fractions in Typic Hapludalf soil after long-term application of pig slurry and deep pig litter in a no-tillage system. **Nutr. Cycl. Agroecosyst.**, v.93 p.215–225, 2012. Doi:10.1007/s10705-012-9511-3.a

GUARDINI, R. et al. Phosphorus accumulation and pollution potential in a Hapludult fertilized with pig manure. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.36, p.1333-1342, 2012. Doi:10.1590/S0100-06832012000400027.b

GUO, Y. & LI, G. Nitrogen leaching and phosphorus accumulation in a perennial pasture after composted goat manure was topdressed and incorporated in the Three Gorges region. **J Soils Sediments**, v.12, p.674-682, 2012. Doi:10.1007/s11368-012-0501-5.

HARGREAVES, J. C.; ADL, M.S.; WARMAN, P.R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.123, p.1-14, 2008. Doi:10.1016/j.agee.2007.07.004.

HAUG, R. T. **The practical handbook of compost engineering**. CRC Press, ed. 2, 1993. 717p.

HEDLEY, M.J.; STEWART, J.W.B. & CHAUHAN, B.S. Changes in inorganic and organic soil phosphorus fractions induced by cultivation practices and by laboratory incubations. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v.46, p.970-976, 1982.

HOSSEINPUR, A. R. et al. Impact of municipal compost on soil phosphorus availability and mineral phosphorus fractions in some calcareous soils. **Environmental Earth Sciences**, v.67, p.91-96, 2011. Doi:10.1007/s12665-011-1482-1.

INÁCIO, C.T., MILLER, P. R. M. **Compostagem: ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos**. Rio de Janeiro. Embrapa Solos, 2009. 156p.

KAMINSKI, J. et al. Estimativa da acidez potencial em solos e sua implicação no cálculo da necessidade de calcário. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.26, p.1107-1113, 2002.

KROB, A. D. et al. Propriedades químicas de um Argissolo tratado sucessivamente com composto de lixo urbano. **Ciência Rural**, v.41, p.433-439, 2011. Doi:10.1590/s0103-84782011005000017.

KOPITTKE, P. M. et al. Trace metal phytotoxicity in solution culture: a review. **Journal of Experimental Botany**, v.61, p.945-954, 2010. Doi:10.1093/jxb/erp385.

LOURENZI, C. R. et al. Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquido de suínos. **Pesq. Agropecu. Bras.**, v.51, p.233-242, 2016. Doi:10.1590/s0100-204x2016000300005.

LOURENZI, C. R. et al. Nutrients in soil layers under no-tillage after successive pig slurry applications. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.37, p.157-167, 2013. Doi:10.1590/s0100-06832013000100016.

LOURENZI, C. R. et al. Pig slurry and nutrient accumulation and dry matter and grain yield in various crops. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.38, p.949-958, 2014. Doi:10.1590/s0100-06832014000300027.

LOURENZI, C. R. et al. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry application. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.35, p.1827-1836, 2011. Doi:10.1590/s0100-06832011000500037.

MAESTRI, J. C. **Reciclagem local dos resíduos orgânicos com participação comunitária**. 56p. Monografia - Curso de Agronomia, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

MANTOVANI, J. R. et al. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.29, p.817-824, 2005. Doi:10.1590/s0100-06832005000500017.

MARTÍNEZ-BLANCO, J. et al. Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. **Agronomy For Sustainable Development**, v.33, p.721-732, 2013. Doi:10.1007/s13593-013-0148-7.

MATTIAS, J. L. **Metais pesados em solos sob aplicação de dejetos líquidos de suínos em duas microbacias hidrográficas de Santa Catarina**. 2006, 165p. Tese (Doutorado em Ciência do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

MELO, G. W. B. et al. Resposta das videiras a diferentes modos de distribuição de composto orgânico no solo. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v.34, p.493-503, 2012.

MELO, V. F. & ALLEONI, L. R. F. Química e Mineralogia do Solo. Viçosa-Mg: SBCS, v. 2, 2009. 685p.

MULLANE, J. M. et al. Intermittent rainstorms cause pulses of nitrogen, phosphorus, and copper in leachate from compost in bioretention systems. **Science of the Total Environment**, v.537, p.294-303, 2015. Doi:10.1016/j.scitotenv.2015.07.157.

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

MYLAVARAPU, R.S. & ZINATI, G.M. Improvement of soil properties using compost for optimum parsley production in sandy soils. **Scientia Horticulturae**, v.120, p.426-430, 2009. Doi:10.1016/j.scienta.2008.11.038.

NICOLODI, M. et al. Indicadores da acidez do solo para recomendação de calagem no sistema plantio direto. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.32, p.237-247, 2008. Doi:10.1590/s0100-06832008000100023.

PAVINATO, P. S. & ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo: decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.32, p.911-920, 2008. Doi:10.1590/s0100-06832008000300001.

PIERANGELI, M. A. P. et al. Efeito do pH na adsorção e dessorção de cádmio em Latossolos brasileiros. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.29, p.523-532, 2005. Doi:10.1590/s0100-06832005000400005.

RAMOS, S. J. et al. Rendimento de feijão e alterações no pH e na matéria orgânica do solo em função de doses de composto de resíduo de algodão. **Ciência Rural**, v.39, p.1572-1576, 2009. Doi:10.1590/s0103-84782009005000064.

NETO, R. D. P. **Produção de composto em pátio de compostagem municipal utilizando o Método UFSC e análise de sua qualidade química**. 88p. Trabalho de Conclusão de Curso – Curso de Agronomia, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

RHEINHEIMER, D. S. & ANGHINONI, I. Distribuição de fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. **Pesq. Agropecu. Bras.** v.36, p.151-160, 2001.

RICHARD, T. L. & WOODBURY, P. B. The impact of separation on heavy metal contaminants in municipal solid waste composts. **Biomass And Bioenergy**, v.3, p.195-211, 1992. Doi:10.1016/0961-9534(92)90026-M.

SANTOS, D. R. et al. Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. **Ciência Rural**, v.38, p.576-586, 2008. Doi:10.1590/s0103-84782008000200049.

SANTOS, I. C. et al. Teores de metais pesados, K e Na, no substrato, em função de doses de composto orgânico de lixo urbano e de cultivares de alface. **Ciência Rural**, v.29, p.415-421, 1999. Doi:10.1590/s0103-84781999000300006.

SAURIM, I. M. L. & BASSO, C. Avaliação do desperdício de alimentos de bufê em restaurante comercial em santa maria, RS. **Disciplinarum Scientia: Ciências da Saúde**, Santa Maria, v.9, p.115-120, 2008. Disponível em: <<http://sites.unifra.br/Portals/36/CSAUDE/2008/11.pdf>>. Acesso em: 25/10/2015.

SCHERER, E. E. et al. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.34, p.1375-1383, 2010. Doi: 10.1590/s0100-06832010000400034.

SCHMITT, D. E. et al. Phosphorus fractions in the vineyard soil of the Serra Gaúcha of Rio Grande do Sul, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, p.133-140, 2014. Doi:10.1590/S1415-43662014000200002.

SCHMITT, D. E. et al. Accumulation of phosphorus fractions and contamination potential in vineyard soils in the southern region of the state of Santa Catarina, Brazil. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.37, 1256-1266, 2013. Doi:10.1590/s0100-06832013000500015.a

SCHMITT, D. E. et al. Phosphorus fractions in sandy soils of vineyards in southern Brazil. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.37, p.472-481, 2013. Doi:10.1590/s0100-06832013000200018.b

SEBRAE/SC, Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Santa Catarina em Números**. Florianópolis: Sebrae/SC, 2013. 150p. Disponível em: <<http://www.sebrae.com.br/Sebrae/Portal%20Sebrae/Anexos/Relatorio%20Estadual.pdf>>. Acesso em: 25/10/2015.

SETE, P. B. et al. Perdas de nitrogênio do solo e resposta do pêssego à adição de composto orgânico. **Ciência Rural**, v.45, p.651-657, 2015.

SMITH, V. H. et al. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. **Limnol. Oceanogr.**, v.51, p.351-355, 2006. Doi:10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0351.

SPARKS, D.L. Environmental soil chemistry. San Diego: Academic Press, 1995. 267p.

SPARKS, D. L. Environmental Soil Chemistry. Academic Press, 2 ed. 2003. 352p.

TACO, Tabela brasileira de composição de alimentos / NEPA – UNICAMP.- 4. ed. rev. e ampl. Campinas: NEPA- UNICAMP, 2011. 161 p.

TEDESCO, M. J. et al. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995. 174 p.

TEJADA, M. et al. Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. **Soil and Tillage Research**, v.102, p.109-117, 2009. Doi:10.1016/j.still.2008.08.004.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Methods of chemical analysis for water and wastes. Cincinnati, 1971. 312p.

VALENTE, B. S. et al. Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. **Archivos de Zootecnia**, v.58, 59-85, 2009.

VINHAL-FREITAS, I. C. et al. Microbial and enzymatic activity in soil after organic composting. **R. Bras. Ciênc. Solo**, v.34, p.757-764, 2010. Doi:10.1590/s0100-06832010000300017.

VITORELLO, V. A. et al. Recent advances in aluminum toxicity and resistance in higher plants. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v.17, p.129-143, 2005. Doi:10.1590/s1677-04202005000100011.

WEI, Y. et al. Changes in phosphorus fractions during organic wastes composting from different sources. **Bioresource Technology**, v.189, p.349-356, 2015. Doi:10.1016/j.biortech.2015.04.031.

9. ANEXOS

Anexo A. Teores de MOS em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	MOS, g kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	68,3 aA	39,3 aB	11,40	185,9 aA	57,9 aB	3,43
5-10	70,6 aA	37,0 aB	4,73	141,9 bA	35,5 bB	19,48
10-20	54,4 cA	31,2 aB	6,11	65,2 cA	21,6 bB	3,49
20-30	60,9 bA	39,6 aB	1,73	63,7 cA	28,4 bB	0,67
30-40	45,4 dA	32,7 aB	3,87	60,17 cA	23,1 bB	3,10
CV, %	6,96	11,20		15,05	16,15	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	136,2 aA	48,2 aB	6,42	110,7 aA	67,2 aB	0,37
5-10	89,9 bA	25,9 bB	18,43	90,6 aA	63,9 aB	9,17
10-20	16,6 cA	17,2 cA	10,24	94,2 aA	44,2 bB	12,97
20-30	18,7 cA	20,1 cA	7,23	83,0 aA	42,9 bB	15,18
30-40	19,9 cA	16,1 cA	7,57	111,24 aA	40,3 bB	3,22
CV, %	15,05	10,27		14,77	8,67	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Anexo B. Valores de pH do solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	pH					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	7,80 a ¹ A ²	4,40 aB	2,71	7,09 aA	5,70 aB	3,35
5-10	7,60 aA	4,40 aB	1,13	7,01 aA	5,52 aB	0,16
10-20	7,00 bA	4,30 aB	0,49	7,20 aA	5,20 aB	0,24
20-30	6,90 bA	4,10 bB	0,08	7,08 aA	5,30 aB	0,45
30-40	7,00 bA	4,10 bB	0,40	7,08 aA	5,30 aB	0,16
CV, %	1,43	1,92		1,52	4,59 a	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	7,39 bA	7,27 dB	0,34	7,50 cA	5,50 bB	1,72
5-10	7,78 aA	7,66 cB	0,12	7,70 bA	5,90 aB	1,33
10-20	7,70 aB	7,80 bA	0,07	7,90 aA	5,80 aB	0,26
20-30	7,72 aB	7,82 aA	0,68	8,00 aA	5,80 aB	0,18
30-40	7,73 aB	7,79 bA	0,39	7,90 aA	5,90 aB	0,43
CV, %	0,39	0,16		0,98	1,17	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Anexo C. Teores de P disponível no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	P disponível, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	213,9 a ¹ A ²	17,8 bB	7,57	1.107,2 aA	12,5 aB	7,09
5-10	54,4 bA	12,3 cB	2,87	665,0 bA	6,3 bB	5,08
10-20	38,4 bA	13,3 cB	14,14	309,2 cA	5,6 bB	6,15
20-30	36,5 bA	19,0 bB	1,32	204,3 dA	2,4 cB	2,44
30-40	41,1 bA	34,1 aB	3,09	152,1 dA	2,2 cB	6,00
CV, %	11,42	8,85		8,09	17,44	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV %
0-5	133,6 aA	52,6 aB	8,29	420,5 aA	12,4 bB	4,34
5-10	49,4 cA	27,3 bB	7,93	132,9 bA	18,2 aB	5,55
10-20	46,7 cA	11,7 cB	8,92	20,2 bA	8,1 bB	5,00
20-30	67,8 bA	6,0 cB	4,15	15,7 bA	6,1 bB	9,72
30-40	50,1 cA	5,2 cB	26,16	12,6 bA	9,8 bA	1,03
CV, %	11,78	27,99		7,35	22,42	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Anexo D. Teores de K disponível no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	K disponível, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	581,0 c ¹ A ²	17,0 aB	14,16	2.300,8 aA	89,9 aB	5,16
5-10	774,6 bA	2,6 bB	2,19	1.593,8 bA	67,9 bB	7,10
10-20	966,6 aA	2,3 bB	2,00	1.423,2 bA	42,6 cB	8,88
20-30	782,0 bA	5,3 bB	9,46	756,4 cA	17,6 dB	25,50
30-40	518,3 cA	4,0 bB	3,62	534,6 cA	9,2 dB	6,55
CV, %	7,11	35,18		9,65	14,7	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	786,0 aA	62,6 aB	7,02	1.058,2 aA	78,0 aB	2,92
5-10	814,6 aA	39,0 bB	0,81	746,2 bA	42,0 bB	3,63
10-20	744,0 aA	36,0 bB	8,21	659,1 cA	30,0 cB	0,83
20-30	266,0 bA	22,0 cB	5,26	512,9 dA	20,6 cB	3,43
30-40	207,6 bA	16,6 cB	18,01	275,9 eA	21,5 cB	0,55
CV, %	7,28	13,89		3,10	12,78	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Anexo E. Teores de Ca trocável no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Ca trocável, cmol _c kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	10,1 d ¹ A ²	1,5 aB	5,55	14,7 aA	6,1 aB	1,19
5-10	11,3 cA	0,6 bB	8,25	12,9 bA	4,9 bB	0,78
10-20	11,4 cA	0,6 bB	3,32	7,8 dA	3,8 cB	0,82
20-30	12,5 bA	0,1 cB	3,46	9,4 cA	2,8 dB	4,32
30-40	14,3 aA	0,1 cB	3,44	8,0 dA	0,2 eB	5,82
CV, %	4,96	18,19		2,77	3,89	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FFAc	FAr	CV, %
0-5	12,9 aA	11,4 aB	1,60	6,1 bB	16,7 aA	9,70
5-10	8,2 bB	10,8 bA	2,76	4,3 cB	15,0 bA	3,80
10-20	6,7 cB	10,5 cA	1,46	3,3 dB	13,6 cA	1,89
20-30	6,4 cB	10,0 dA	2,55	4,4 cB	13,0 cA	3,38
30-40	6,1 cA	9,8 dA	23,89	6,8 aB	12,9 cA	0,48
CV, %	8,34	1,18		5,68	3,37	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Anexo F. Teores de Mg trocável no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Mg trocável, cmol _c kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	1,10 a ¹ A ²	0,30 aB	4,16	3,60 aA	1,00 aB	6,23
5-10	1,20 aA	0,07 bB	4,41	2,50 bA	0,70 bB	5,50
10-20	1,10 aA	0,05 cB	5,36	1,60 cA	0,50 cB	2,21
20-30	1,20 aA	0,07 bB	3,38	1,30 cA	0,30 eB	3,14
30-40	1,20 aA	0,07 bB	12,82	1,10 dA	0,40 dB	10,05
CV, %	6,99	8,07		6,43	9,05	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	2,00 aA	1,00 aB	2,41	1,00 aB	2,10 aA	2,47
5-10	1,20 bA	0,60 bB	2,24	0,80 bB	1,80 bA	1,90
10-20	0,80 cA	0,40 cB	1,99	0,70 cB	1,10 cA	0,56
20-30	0,90 cA	0,40 cB	1,92	0,50 dB	0,80 dA	8,56
30-40	0,80 cA	0,30 cB	3,37	0,85 bA	0,74 dB	3,16
CV, %	2,66	6,06		3,42	4,64	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Anexo G. Teores de Na trocável do solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Na trocável, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	24,0 e ¹ A ²	0,0 aB	7,21	87,6 aA	3,0 dB	1,31
5-10	44,0 cA	0,0 aB	2,27	68,6 bA	4,6 cB	20,71
10-20	54,0 aA	0,0 aB	0,00	45,6 cA	6,0 bB	32,87
20-30	47,0 bA	0,0 aB	2,12	33,0 cA	5,3 bB	13,20
30-40	38,6 dA	0,0 aB	3,95	29,6 cA	7,6 aB	1,94
CV, %	2,92	0,0		17,89	8,39	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	25,0 aA	2,0 bB	6,92	426,6 aA	3,3 aB	1,35
5-10	20,0 bA	2,0 bB	0,00	278,3 cA	3,3 aB	0,20
10-20	14,3 cA	2,6 aB	4,02	298,3 bA	3,0 aB	2,15
20-30	10,0 dA	3,0 aB	10,00	252,0 dA	3,3 aB	1,37
30-40	9,0 dA	2,0 bB	0,00	304,3 bA	3,0 aB	5,27
CV, %	5,94	11,07		2,66	13,98	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Anexo H. Teores de Al trocável no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Al trocável, $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	0,0 a ¹ B ²	1,3 dA	0,00	0,0 aA	0,1 dA	0,00
5-10	0,0 aB	1,9 cA	0,00	0,0 aB	1,1 cA	0,00
10-20	0,0 aB	2,1 bA	0,00	0,0 aB	3,6 bA	0,00
20-30	0,0 aB	2,5 aA	0,00	0,0 aB	4,7 aA	0,00
30-40	0,0 aB	2,1 bA	0,00	0,0 aB	3,6 bA	0,00
CV, %	0,00	4,98		00	7,2	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	0,0 aA	0,0 aA	0,00	0,0 aA	0,0 aA	0,00
5-10	0,0 aA	0,0 aA	0,00	0,0 aA	0,0 aA	0,00
10-20	0,0 aA	0,0 aA	0,00	0,0 aA	0,0 aA	0,00
20-30	0,0 aA	0,0 aA	0,00	0,0 aA	0,0 aA	0,00
30-40	0,0 aA	0,0 aA	0,00	0,0 aA	0,0 aA	0,00
CV, %	0,00	0,00		0,00	0,00	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Anexo I. Teores de Cu disponível no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Cu disponível, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	6,4 e ¹ A ²	6,4 cA	10,27	7,8 bB	12,8 dA	6,60
5-10	10,4 bA	5,7 dB	5,22	12,7 aB	20,4 bA	20,40
10-20	16,0 cA	5,7 dB	6,99	5,8 cB	22,7 aA	22,76
20-30	28,2 aA	8,4 aB	4,48	8,0 bB	15,2 cA	15,26
30-40	19,7 bA	7,3 bB	12,42	7,9 bB	19,3 bA	19,32
CV, %	8,58	2,35		7,45	7,33	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	8,3 bA	4,3 dB	4,61	7,3 aA	2,1 aB	2,73
5-10	6,6 cA	3,3 eB	3,07	6,5 bA	1,9 aB	5,68
10-20	6,4 cA	5,6 cB	3,71	5,8 cA	1,8 aB	5,00
20-30	15,9 aA	8,2 aB	5,76	3,7 dA	1,8 aB	4,89
30-40	6,6 cA	6,6 bA	3,90	2,9 eA	1,9 aB	5,52
CV, %	5,46	8,53		4,82	20,35	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).

Anexo J. Teores de Zn disponível no solo em áreas de compostagem e suas respectivas áreas de referência.

Prof., cm	Zn disponível, mg kg ⁻¹					
	CCBc	CCBr	CV, %	CCAc	CCAr	CV, %
0-5	1,8 a ¹ A ²	1,7 aA	11,91	7,3 aA	1,0 aB	3,07
5-10	1,8 aA	1,1 bB	7,91	6,0 bA	0,8 bB	9,57
10-20	1,7 aA	1,3 bB	8,12	2,1 cA	0,5 cB	10,34
20-30	1,9 aA	1,4 bB	2,39	1,8 cA	0,6 cB	8,37
30-40	1,8 aA	1,8 aA	5,68	1,5 cA	0,8 bB	4,61
CV, %	7,79	9,67		8,05	9,67	
Prof.	COMCAPc	COMCAPr	CV, %	FAc	FAr	CV, %
0-5	1,9 cA	1,3 aA	39,70	12,4 aA	0,9 aB	8,90
5-10	1,0 cA	0,7 bA	9,60	4,3 bA	0,9 aB	8,25
10-20	4,9 bA	0,5 bB	10,19	0,8 cA	0,2 bB	4,86
20-30	6,0 aA	0,3 cB	3,65	0,9 cA	0,2 bB	4,24
30-40	4,1 bA	0,6 bB	17,00	0,9 cA	0,2 bB	8,14
CV, %	14,76	13,43		13,36	22,24	

⁽¹⁾ Médias seguidas pela mesma letra minúscula na coluna não apresentam diferenças significativas pelo teste de Scott Knott ($p < 0,05$); ⁽²⁾ Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na linha não apresentam diferenças significativas pelo teste t-Student ($p < 0,05$).