



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA – SOLOS E
NUTRIÇÃO DE PLANTAS

ALIDE MITSUE WATANABE COVA

EFEITOS DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS NAS PROPRIEDADES
QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO.

FORTALEZA - CEARÁ

2012

ALIDE MITSUE WATANABE COVA

EFEITOS DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS NAS PROPRIEDADES
QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Agronomia – Solos e Nutrição de Plantas do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos parciais para obtenção do título de Mestre em Agronomia. Área de Concentração: Solos e Nutrição de Plantas

Orientadora: Prof^ª. Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar

FORTALEZA – CEARÁ

2012

ALIDE MITSUE WATANABE COVA

EFEITOS DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS NAS PROPRIEDADES
QUÍMICAS E BIOLÓGICAS DO SOLO

Dissertação de Mestrado
apresentada ao Programa de Pós-
graduação em Agronomia – Solos e
Nutrição de Plantas do Departamento de
Ciências do Solo da Universidade
Federal do Ceará, como parte dos
requisitos parciais para obtenção do
título de Mestre em Agronomia. Área de
Concentração: Solos e Nutrição de
Plantas

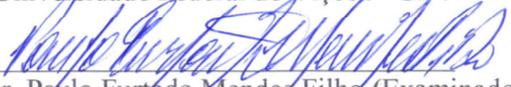
Aprovado em 20/08/2012

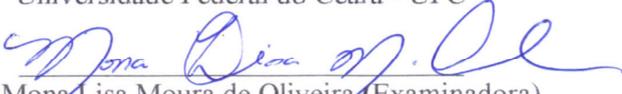
BANCA EXAMINADORA


Prof.ª. Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará - UFC


Prof. Dr. Jorge Antonio Gonzaga Santos (Examinador)
Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB


Prof. Dr. Teógenes Senna de Oliveira (Examinador)
Universidade Federal de Viçosa - UFV


Prof. Dr. Paulo Furtado Mendes Filho (Examinador)
Universidade Federal do Ceará - UFC


Dra. Mona Lisa Moura de Oliveira (Examinadora)
Universidade de Fortaleza - UNIFOR

Aos meus pais **José** e **Maria**, a minha
filha **Beatriz Miyuki**, ao meu esposo
José Augusto, aos meus irmãos e
amigos **Alife Koite**, **Aline Kasué**, **Alice
Sayuri** e **Aliane Watanabe** e aos meus
sobrinhos por ser o meu alicerce.

Com todo amor e carinho.

Dedico.

AGRADECIMENTO

A Deus por iluminar os meus passos e estar presente em todos os momentos da minha vida.

A meus pais José Cruz Cova e Maria Watanabe Cova pela vida concedida, conversas, amor e o incentivo.

A minha filha Beatriz Miyuki e a meu esposo José Augusto A. S. do Sacramento pelo carinho, amor e compreensão.

A minhas irmãs Aline, Alice e Aliane e irmão Alife Koite pelo carinho, amor e ajuda concedida nesta longa caminhada.

A professora e orientadora Dra. Maria Eugenia Ortiz Escobar pela compreensão, ensinamento atenção, paciência, pelos conhecimentos repassados e oportunidades dadas. Muito Obrigada!

As empresas geradoras dos resíduos (Frutbiss e Esmaltec) pela colaboração na execução do projeto e a Dr. Adriana de Oliveira Sousa Leite.

Aos alunos de graduação, Danyelle Mauta, Danilo Nogueira e Raysa Mayara pela ajuda na execução do projeto.

A todos os meus amigos do Mestrado em Agronomia, pelos momentos juntos em especial Carol Araújo, Jordânia, Ailton, Isabel e Daniela pelo apoio dado na execução deste trabalho.

Ao professor Dr. Carlos Alberto da Silva Ledo pelo auxílio na estatística dos dados.

Aos meus orientadores de graduação Aldo Vilar Trindade, Jorge Antonio Gonzaga e Edson Duarte pela compreensão, ensinamento e incentivo a pesquisa. Muito Obrigada!

Aos professores Mona Lisa Moura de Oliveira, Paulo Furtado Mendes Filho e Teógenes Senna de Oliveira pelo auxílio na elaboração e execução do projeto.

Aos examinadores da minha banca Prof. Jorge Antonio Gonzaga Santos, Prof^a. Mona Lisa Moura de Oliveira, Prof. Dr. Paulo Furtado Mendes Filho e Prof. Dr. Teógenes Senna de Oliveira pela predisposição em analisar este trabalho.

Aos meus amigos de graduação por tudo o que fizeram nos momentos mais difíceis da minha vida.

Aos funcionários Fátima, Antônio José e Tavares pela ajuda na execução das análises. Muito Obrigada!

A todos os docentes da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, sem a ajuda deles, com certeza este sonho ficaria mais distante.

A todos que fazem parte do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará por receber de braços abertos.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelo auxílio financeiro através da concessão da bolsa de Mestrado.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Solos e Nutrição de Plantas, pelo conhecimento repassado.

A todos que em algum momento me deram uma palavra de incentivo.

RESUMO

A disposição dos resíduos industriais é um dos problemas de maior importância no mundo e, na busca de alternativas sustentáveis têm-se avaliado a possibilidade de aplicação destes na agricultura. Para avaliar a potencialidade do uso de resíduo industrial inorgânico e orgânico em solos agrícolas foram realizados dois estudos. O primeiro para avaliar o comportamento da atividade microbológica e a mineralização de C no solo com incorporação de resíduos industriais e o segundo, para avaliar alterações nas propriedades químicas do solo, após a adição dos resíduos industriais. Utilizou-se para ambos os experimentos o delineamento experimental inteiramente casualizado, sendo os tratamentos no primeiro um fatorial 3 x 2 x 16, referente a três doses de resíduo inorgânico (RI): 0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹ e duas doses de resíduo orgânico (RO): ausência e presença, em parcelas divididas em 16 épocas de avaliação (3, 6, 9, 12, 15, 21, 28, 35, 42, 49, 56, 63, 70, 77, 84 e 91 dias) após o início da incorporação dos tratamentos com 4 repetições. A quantidade de resíduo orgânico foi aplicada em quantidades equivalente a 100 kg de N ha⁻¹ (aproximadamente 20 Mg ha⁻¹ de resíduo orgânico). O segundo, em esquema fatorial 3 x 2 x 4 utilizando três doses RI: 0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹ e na presença e ausência do RO aplicado em quantidade equivalente a 100 kg de N ha⁻¹, avaliados aos 0, 30, 60 e 90 dias após incubação, com quatro repetições. A adição do RI não alterou a atividade microbiana do solo, no entanto sendo afetada pela adição do RO. O resíduo orgânico apresentou alta recalcitrância. Nas propriedades químicas, a incorporação de ambos resíduos provocou aumento nos valores de pH do solo na fase inicial, mas diminuiu durante o período avaliado. A adição do RI aumentou os valores da CE, os teores de P, Na, Fe, Cu e Mn nas doses estudadas e a presença do RO os teores N, K e Zn.

Palavras-Chave: Reaproveitamento, Solos Agrícolas, Fertilidade, Agricultura.

ABSTRACT

The disposal of industrial waste is one of the major problems in the world and, in the search for sustainable alternatives have been evaluated the possibility of applying these in agriculture. To evaluate the potential use of industrial waste inorganic and organic in agricultural soils were carried out two studies. The first to assess the behavior of microbial activity and mineralization of soil C with incorporation of industrial waste and second, to assess changes in soil properties after the addition of industrial waste. It was used for both experiments the completely randomized design, with treatments at first a 3 x 2 x 16 factorial, referring to three doses of inorganic waste (RI): 0, 2,5 and 5,0 Mg ha⁻¹ and two doses organic waste (RO): absence and presence in terms divided into 16 times (3, 6, 9, 12, 15, 21, 28, 35, 42, 49, 56, 63, 70, 77, 84 and 91 days) after initiation of incorporation of treatments and 4 replicates. The amount of organic waste was applied in amounts equivalent to 100 kg N ha⁻¹ (approximately 20 Mg ha⁻¹ of organic waste). The second, in factorial 3 x 2 x 4 using three doses RI: 0, 2.5 and 5.0 Mg ha⁻¹ in the presence and absence of RO applied in quantities equivalent to 100 kg N ha⁻¹, evaluated at 0, 30, 60 and 90 days after incubation with four replications. The addition of RI did not alter soil microbial activity, however being affected by adding the RO. The organic waste showed high recalcitrance. In chemical properties, the incorporation of both residues increased the pH of the soil in the initial phase, but decreased during the study period. The addition of RI increased values of CE, the levels of P, Na, Fe, Cu and Mn at the doses studied and the presence of RO levels N, K and Zn.

Keywords: Reuse, Agricultural Soils, Fertility, Agriculture

LISTAS DE FIGURAS

Figura 1-	Mineralização de C-CO ₂ (mg kg ⁻¹) diária do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI).	33
Figura 2-	Dinâmica da mineralização de C-CO ₂ acumulada (mg kg ⁻¹) do solo após incorporação de resíduo inorgânico (RI).	35
Figura 3-	Relação da produção de C-CO ₂ acumulado (mg kg ⁻¹) pelo carbono total do solo (mg kg ⁻¹) (a) e carbono remanescente (%) (b) com incorporação de RI.	36
Figura 4-	Dinâmica da mineralização de C-CO ₂ (mg kg ⁻¹) diária do solo na ausência e presença do resíduo orgânico durante 91 dias de incubação.	37
Figura 5-	Dinâmica da mineralização de C-CO ₂ acumulada (mg kg ⁻¹) do solo na ausência (a) e presença (b) do resíduo orgânico durante 91 dias de incubação.	38
Figura 6-	Relação da produção de C-CO ₂ acumulado (mg kg ⁻¹) pelo carbono total do solo (mg kg ⁻¹) (a) e carbono remanescente (%) (b) dos solos na ausência e presença de resíduo orgânico, no período de 91 dias de incubação.	39
Figura 7-	Esquema do experimento em casa de vegetação.	53
Figura 8-	Médias dos valores de pH do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e na ausência e presença do resíduo orgânico (RO) (b).	58
Figura 9-	Condutividade elétrica (CE) (a) e carbono orgânico total (COT) (b) do solo com ausência e presença de RO.	60
Figura 10-	N mineralizado do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e na ausência e presença do resíduo orgânico (RO) (b).	61
Figura 11-	Médias dos valores de fósforo disponível do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e na ausência e presença do resíduo orgânico (RO) (b).	64
Figura 12-	Quantidades de cálcio+magnésio do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e N- Total do solo na ausência e presença do resíduo orgânico (RO) (b).	65
Figura 13-	Médias dos valores de ferro (a), cobre (b), zinco (c) e manganês disponível do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI).	67

- Figura 14- Médias dos valores de ferro (a), cobre (b), zinco (c) e manganês (d) disponível do solo com incorporação de resíduo orgânico. 68
- Figura 15- Concentração de sódio disponível do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e na ausência e presença do resíduo orgânico (RO) (b). 71
- Figura 16- Capacidade de troca de cátions do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e na ausência e presença de resíduo orgânico (RO) (b). 72

LISTAS DE TABELAS

Tabela 1 -	Resultado do ensaio de solubilização, lixiviação e massa bruta do resíduo inorgânico.	26
Tabela 2-	Características químicas e físicas do solo.	31
Tabela 3 -	Características químicas do resíduo orgânico.	32
Tabela 4-	Análises de variância para os parâmetros mineralização de C-CO ₂ diário e acumulado, a relação entre o C-CO ₂ acumulado e o carbono adicionado no solo e carbono remanescente no período de 91 dias de incubação do solo com resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).	33
Tabela 5 -	Resumo da análise de variância para os parâmetros CBM, q_{CO_2} , COT e N-total do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).	40
Tabela 6 -	Resumo das análises de variância para pH, condutividade elétrica (CE) e carbono orgânico total (COT) do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).	57
Tabela 7-	Resumo das análises de variância para os macronutrientes (N- mineralizado, N- total, fósforo (P), potássio (K), cálcio + magnésio (Ca+ Mg)) do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).	61
Tabela 8-	Concentração de potássio (K) disponível do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).	65
Tabela 9-	Resumo das análises de variância para os teores de micronutrientes (ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn)) do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).	66
Tabela 10-	Resumo das análises de variância para os parâmetros sódio (Na), acidez total ($H^+ + Al^{+3}$), soma de bases (S), capacidade de troca de cátions totais (T) e saturação de bases (V) do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).	70

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANOVA- Análise de variância
CBM- Carbono da Biomassa Microbiana
CCA- Centro de Ciências Agrárias
CE- Condutividade Elétrica
C_m- Carbono Mineralizado
C_o- Carbono Potencialmente Mineralizável
CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT- Carbono Orgânico Total
CTC- Capacidade de Troca Cátions
CV- Coeficiente de Variação
EMBRAPA- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
GL- Grau de Liberdade
LQ- Limite de Quantificação
MO- Matéria Orgânica
NBR- Norma Brasileira
NS- Não significativo
qCO₂- Quociente Metabólico
RI- Resíduo Inorgânico
RO- Resíduo Orgânico
UFC- Universidade Federal do Ceará
UN- Unidade
VMP- Valor Máximo Permitido

SUMÁRIO

1- INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1 REFERÊNCIAS	18
2 - IMPACTO DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS NA ATIVIDADE MICROBIANA DE UM ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO.....	21
2.1- INTRODUÇÃO	23
2.2 – MATERIAL E MÉTODOS.....	24
2.2.1 - Resíduo industrial inorgânico e orgânico.....	24
2.2.2 - Estruturação experimental.....	27
2.2.3. - Carbono da biomassa microbiana	28
2.2.4 - Quociente metabólico (qCO ₂)	29
2.2.5 - Cálculo da respiração basal do solo	29
2.2.6 Cálculo do C remanescente	30
2.2.7 Caracterização do solo em estudo	30
2.2.8 - Análise estatística.....	31
2.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
2.3.1 - Atividade microbiana	32
2.3.1.1 - Impactos do resíduo inorgânico na atividade microbiana.....	32
2.3.1.2 - Impactos do resíduo orgânico na atividade microbiana	36
2.3.2 - Análise do solo ao final do período incubado.....	40
2.4 - CONCLUSÕES.....	42
2.5 – REFERÊNCIAS	43
3 - PROPRIEDADES QUÍMICAS DE UM ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO APÓS INCORPORAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS	47
3.1 – INTRODUÇÃO.....	49
3.2 - MATERIAL E MÉTODOS	51
3.2.1 - Resíduo industrial inorgânico e orgânico.....	51

3.2.2 - Estruturação experimental.....	52
3.2.3 - Análise físico-química do solo.....	54
3.2.4 - Cálculo da taxa de mineralização do resíduo orgânico.....	55
3.2.5 - Análise estatística.....	56
3.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	56
3.3.1 - pH, condutividade elétrica e COT.....	56
3.3.2 - Macronutrientes do solo.....	60
3.3.3 - Micronutrientes (Fe, Cu, Zn e Mn).....	66
3.3.4 - Sódio, acidez total, soma de base (S), saturação por bases (V) e CTC-total (T).....	70
3.4 - CONCLUSÕES.....	73
3.5 – REFERÊNCIAS.....	74
3.7 - CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	79
3.7 ANEXO.....	81

1- INTRODUÇÃO GERAL

Os resíduos gerados nas diversas atividades industriais se constituem em um problema mundial, principalmente devido à composição, as quantidades produzidas, a dificuldade de descarte seguro e o potencial de riscos de contaminação ambiental. A composição química destes materiais pode ser orgânica e inorgânica dependendo da matéria prima utilizada no processamento empregado pela indústria. O descarte inadequado de resíduos pode resultar na poluição do solo, da água e do ar. O homem passou a observar, através das catástrofes naturais recorrentes, que a natureza não funciona de acordo com suas necessidades. Os recursos naturais não são inacabáveis como pensavam e a natureza precisa de cuidado para a sobrevivência do homem na Terra. Assim, o manejo responsável dos recursos naturais, resíduos, efluentes e emissões atmosféricas são de grande importância para diminuir o impacto ambiental provocado por atividades industriais (MARANHÃO *et al.*, 2011).

Uma das alternativas escolhidas pela indústria é a disposição em aterros, o qual representa o método mais comum de eliminação de resíduos. A construção e manutenção de aterros são de custos elevados e requer estudos prévios e minuciosos para que não venham causar impactos ambientais negativos. Devido as características de alguns resíduos industriais possuírem teores elevados de carbono, nutrientes para as plantas ou potencial corretivo, tem se avaliado o potencial de uso agrícola de alguns desses resíduos (SANTOS *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 2011). Os resíduos inorgânicos como da indústria de galvanoplastia-zincagem (LOPES *et al.*, 2004) e pó de aciaria (SANTOS *et al.*, 2006), atuam como fonte de zinco; pó de mármore como corretivo da acidez do solo e fontes de nutrientes para as plantas (BALDOTTO *et al.*, 2007) e de escória como corretivo da acidez do solo e fonte de silício, além de proporcionar melhor produtividade em arroz (CARVALHO-PUPATTO *et al.*, 2004). Os resíduos orgânicos como lodo de esgoto (GUEDES *et al.*, 2006), resíduos municipais compostados (WEBER *et al.*, 2007) e resíduos de goiaba (SOUZA *et al.*, 2011) melhoram a fertilidade do solo, além do aporte de matéria orgânica no solo. Em suma, resíduos urbanos e industriais têm sido largamente empregados na recuperação e na produtividade de solos agrícolas.

A avaliação da utilização de resíduos industriais para fins agrícolas requer um estudo sobre o efeito do resíduo nas alterações das propriedades do solo, sendo os micro-organismos uns dos principais indicadores. Os micro-organismos são sensíveis a alterações no solo, respondendo rapidamente as novas condições ambientais resultantes das práticas de manejo (ULTRA *et al.*, 2005; STROMBERGER *et al.*, 2007). Mas a influência de compostos orgânicos nas propriedades biológicas e bioquímicas no solo em grande parte depende da quantidade e do tipo dos materiais orgânicos adicionados (TEJADA, 2009). Portanto, a atividade e diversidade funcional dos micro-organismos no solo têm um papel fundamental no manejo do solo para a produção sustentável e proteção ambiental (VOGELER *et al.*, 2008).

Numerosos estudos utilizam a atividade e diversidade microbiana do solo como parâmetros para avaliar a ação antrópica, como também diversas espécies de micro-organismos para remediar o solo contaminado por diversos produtos químicos (MORA *et al.*, 2005; MORA *et al.*, 2006; VOGELER *et al.*, 2008; LIU *et al.*, 2008; KUMPIENE *et al.*, 2009; NWACHUKWU e PULFORD, 2011, CHAUDHARY *et al.*, 2011). Assim, os micro-organismos possuem diversas funções no solo e segundo Chapman *et al.* (2007) qualquer perda na capacidade da biomassa microbiana para manter a sua vasta gama de funções é visto como um sinal de alerta da diminuição da saúde do solo ou qualidade do solo.

Nos últimos anos, tem aumentado o interesse pelo uso de resíduos urbanos e industriais na recuperação e na produtividade de solos devido aos benefícios oferecidos por tais materiais, mas a sua utilização pode incorporar vários riscos por causa da concentração de metais pesados (KAPLAN *et al.*, 2005).Dentre os metais pesados encontram-se os micronutrientes (Fe, Cu, Zn e Mn) que são elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas. Em pequenas quantidades em solos agrícolas, podem diminuir a produção das culturas, mas esses elementos em concentrações elevadas são considerados nocivos aos organismos vivos (ABREU; LOPES; SANTOS, 2007; GUPTA; KENING; SIYUAN, 2008; DOMINGUES, 2009 e PARK *et al.*, 2011).

Para que qualquer resíduo seja adicionado ao solo com fins agrícolas é necessário um estudo do seu potencial e seus efeitos negativos ao ambiente.

O presente estudo parte da hipótese de que resíduos industriais inorgânico e orgânico afetam a atividade microbiana e promovem alterações na fertilidade do solo quando adicionados ao solo. O estudo avaliou a viabilidade de uso de resíduo industrial

inorgânico ou orgânico como fonte de nutrientes e/ou condicionadores do solo. O resíduo inorgânico utilizado é resultado do tratamento físico-químico feito pela estação de efluentes resultante dos processos fabris de pintura a pó, esmaltação, pintura líquida e decapagem metálica, processos realizados para a fabricação de eletrodomésticos. O resíduo orgânico foi composto dos descartes de resíduos de coco, abacaxi, morango, milho e banana resultante da fabricação de sorvetes. O objetivo do primeiro estudo foi avaliar o comportamento da atividade microbológica e a mineralização do C (Capítulo 1) e; o do segundo estudo foi avaliar as alterações químicas no solo (Capítulo 2), após a incorporação dos resíduos orgânicos e inorgânicos de natureza industrial.

1.1 REFERÊNCIAS

ABREU, A. A.; LOPES, A. S.; SANTOS, G. C. G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 645-736.

BALDOTTO, M. A.; ASPIAZÚ, I.; SILVA, A. P.; CORRÊA, M. L. T.; VENEGAS, V. H. A. Potencialidade agrônômica do resíduo de rochas ornamentais. **Revista Capixaba de Ciência e Tecnologia**, Vitória, n. 3 p. 1-8, 2007.

CARVALHO-PUPATTO, J. G.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C. Atributos químicos do solo, crescimento radicular e produtividade de arroz de acordo com aplicação de escória. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 12, p. 1213-1218, dez. 2004.

CHAPMAN, S. J.; CAMPBELL, C. D.; ARTZ, R. R. E. Assessing CLPPs Using MicroRespTM. A comparison with Biolog and multi-SIR. **Journal Soils Sediments**. v. 7, n. 6, p. 406-410, 2007.

CHAUDHARY, S. K.; INOUHED, M.; RAI, U. N.; MISHRA, K.; GUPTA, D. K. Inoculation of *Rhizobium* (VR-1 and VA-1) induces an increasing growth and metal accumulation potential in *Vigna radiata* and *Vigna angularis L.* growing under fly-ash. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 1254-1257, 2011.

DOMINGUES, T. C. G. **Teor de metais pesados em solo contaminado com resíduo de sucata metálica, em função de sua acidificação**. 2009. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical). Instituto Agrônômico, Campinas, 2009.

GUEDES, M. C.; ANDRADE, C. A.; POGGIANI, F.; MATTIAZZO, M. E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 267-280, 2006.

GUPTA, U. C.; KENING, W.; SIYUAN, L. Micronutrients in soils, crops, and livestock. **Earth Science Frontiers**, v. 15 n. 5, p. 110-115, 2008.

KAPLAN, M.; ORMAN, S.; KADAR, I.; KONCZ, J. Heavy metal accumulation in calcareous soil and sorghum plants after addition of sulphur-containing waste as a soil amendment in Turkey. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam v. 111, p. 41-46, 2005.

KUMPIENE, J.; GUERRI, G.; LANDI, L.; PIETRAMELLARA, G.; NANNIPIERI, P.; RENELLA, G. Microbial biomass, respiration and enzyme activities after in situ aided phytostabilization of a Pb- and Cu-contaminated soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 72, p. 115-119, 2009.

LIU, PAO-WEN G.; WHANG, LIANG-MING; YANG, MING-CHIEH; CHENG, SHENG-SHUNG. Biodegradation of diesel-contaminated soil: A soil column study.

Journal of the Chinese Institute of Chemical Engineers, Taiwan, v. 39, p. 419-428, 2008.

LOPES, L. F.; COSTA, C. S.; D'OLIVEIRA, P. S.; GIL, L. G. Utilização agrícola de lodo industrial como fonte de zinco na cultura do crisântemo. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 620-623, 2004.

MARANHÃO, T. de A.; SILVA, J. S. A.; BASCUÑAN, V. L. A. F.; OLIVEIRA, F. J. S.; CURTIUS, A. J. Analysis of acetic acid extraction solutions by inductively coupled plasma mass spectrometry for the classification of solid waste. **Microchemical Journal**, Amsterdam, v. 98, p. 32-38, 2011.

MORA, A. P.; BURGOS, P.; MADEJÓN, E.; CABRERA, F.; JAECKEL, P.; SCHLOTE, M. Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: effects of plant growth and different amendments. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 327-341, 2006.

MORA, A. P.; ORTEDA-, CALVO, J. J.; CABRERA, F.; MADEJÓN, E. Changes in enzyme activities and microbial biomass after “in situ” remediation of a heavy metal-contaminated soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 28, p. 125-137, 2005.

NWACHUKWU, O. I.; PULFORD, I. D. Microbial respiration as an indication of metal toxicity in contaminated organic materials and soil. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 18, p. 1140-1147, 2011.

PARK, J. H.; LAMB, D.; PANEERSELVAM, P.; CHOPPOLA, G.; BOLAN, N.; CHUNG, JAE-WOO. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal (loid) contaminated soil. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 185, p. 549-574, 2011.

SANTOS, G. C. G.; RONALDO, S. B.; CAMARGO, O. A.; ABREU, M. F. Zinc availability for corn grown on an oxisols amended with flue dust. **Sciense Agricola. Piracicaba**, v. 63, n. 6, p. 558-563, 2006.

SANTOS, J. A.; NUNES, L. A. P. L.; MELO, W. J.; ARAÚJO, A. S. F. Tannery sludge compost amendment rates on soil microbial biomass of two different soils. **European Journal of Soil Biology**. 47:146-151, 2011.

SOUZA, H. A.; NATALE, W.; ROZANE, D. E. Avaliação agronômica da aplicação do resíduo da indústria processadora de goiabas em pomar comercial de goiabeiras, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 969-979, 2011.

STROMBERGER, M.; SHAH, Z.; WESTFALL, D. Soil microbial communities of no-till dryland agroecosystems across an evapotranspiration gradient. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 35, p 94-106, 2007.

TEJADA, M. Application of different organic wastes in a soil polluted by cadmium: Effects on soil biological properties. **Geoderma**, Amsterdam, v. 153, p. 254-268, 2009.

ULTRA, V. U.; YANO, A. Jr.; IWASAKI, K.; TANAKA, S.; KANG, Y.; SAKURAI, K. Influence of chelating agent addition on copper distribution and microbial activity in soil and copper uptake by Brown mustard (*Brassica juncea*). **Soil Science and Plant Nutrition**, Malden, V. 21, n. 2, p. 193-202, 2005.

VOGELER, I.; VACHEY, A.; DEURER, M.; BOLA, N. Impact of plants on the microbial activity in soils with high and low levels of copper. **European Journal of Soil Biology**, v. 44, p. 92-100, 2008.

WEBER, J.; KARCZEWSKA, A.; DROZD, J.; LICZNAR, M.; LICZNAR, S; JAMROZ, E.; KOCOWICZ, A. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 39, n. 6, p. 1294-1302, 2007.

2 - IMPACTO DA APLICAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS NA ATIVIDADE MICROBIANA DE UM ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO.

RESUMO

A atividade microbiana tem sido um dos parâmetros utilizados para avaliar as alterações provocadas pela incorporação de resíduos industriais ao solo. O objetivo do estudo foi avaliar o comportamento da atividade microbiológica e a mineralização do C no solo com incorporação isolada e conjunta de resíduo industrial inorgânico e orgânico. O experimento foi conduzido em condições de laboratório em esquema fatorial 3 x 2 x 16, sendo três doses de resíduo inorgânico (RI): 0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹ e duas doses de resíduo orgânico (RO): ausência e presença, em parcelas divididas em 16 épocas de avaliação (3, 6, 9, 12, 15, 21, 28, 35, 42, 49, 56, 63, 70, 77, 84 e 91 dias) após o início da incorporação dos resíduos ou não, e 4 repetições, em delineamento inteiramente casualizado. A quantidade de resíduo orgânico foi aplicada em quantidades equivalente a 100 kg de N ha⁻¹ (aproximadamente 20 Mg ha⁻¹ de resíduo orgânico). Ao final do período de avaliação da respiração basal do solo foi avaliado o carbono da biomassa microbiana (CBM) e os teores de carbono orgânico total do solo (COT) e nitrogênio total. Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e mediante constatação de diferença significativa, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade e regressão para o tempo, utilizando o programa SISVAR. A incorporação do resíduo inorgânico não afetou a atividade microbiana através dos parâmetros avaliados. A presença do resíduo orgânico provocou estresse na atividade microbiana avaliada pelo $q\text{CO}_2$ que foi 2,06 vezes maior que o observado nos solos sem o RO, mas não afetou a biomassa microbiana. O carbono remanescente no final do estudo, dos solos com presença de RO foi de 87,22% e na ausência 90,43%. O RO apresenta alta recalcitrância.

Palavras-chave: Biomassa microbiana; manejo de resíduos; mineralização de carbono do solo.

IMPACT OF INDUSTRIAL WASTE IN THE MICROBIAL ACTIVITY OF A BRAZILIAN ULTISOL

ABSTRAT

Microbial activity has been one of the parameters used to evaluate the changes caused by the incorporation of industrial wastes to the soil. The object of the study was to evaluate the conduct behavior of microbial activity and mineralization of soil C with incorporation of isolated and combined inorganic and organic industrial waste. The experiment was conducted under laboratory conditions in a factorial 3 x 2, three doses of inorganic waste (RI): 0, 2,5 and 5,0 Mg ha⁻¹ and two levels of organic waste (RO): absence and presence, in terms divided into 16 times (3, 6, 9, 12, 15, 21, 28, 35, 42, 49, 56, 63, 70, 77, 84 and 91 days) after initiation of incorporation of waste or not, and 4 replications in a completely randomized design. The amount of organic residue was applied in amounts equivalent to 100 kg N ha⁻¹ (approximately 20 Mg ha⁻¹ of organic waste). At the end of the evaluation period the basal soil respiration was assessed the microbial biomass carbon (CBM) and total organic carbon content of soil (COT) and total nitrogen. Data were subjected to analysis of variance (ANOVA) and upon finding a significant difference, the means were compared by Tukey test at 5% probability for regression and time using the program SISVAR. The incorporation of inorganic residue did not affect the microbial activity through the parameters. The presence of organic waste affected the microbial activity and qCO₂ value was 2.06 times larger than those observed in soils without the RO, but did not affect the microbial biomass. Carbon remaining at the end of the study, soils with the presence of RO was 87.22% and 90.43% in the absence. The RO has high recalcitrance.

Keywords: Microbial biomass, Waste Management, Soil Carbon Mineralization.

2.1- INTRODUÇÃO

As indústrias têm um papel fundamental no desenvolvimento de uma nação, mas os impactos negativos gerados no ambiente podem ocorrer desde a sua implantação até muitos anos depois de sua desativação, principalmente quando não gerenciadas corretamente. Entre os impactos, a geração e eliminação de resíduos industriais, bem como o consumo dos recursos, constituem graves problemas para a sociedade atual, sobretudo nos parques industriais onde são gerados resíduos em grandes quantidades e diversidades (SOUSA *et al.*, 2004; ZAMORANO *et al.*, 2011), sendo uma das principais causas de preocupação nos países desenvolvidos e em desenvolvimento.

Os resíduos industriais estão entre os maiores relatos de problemas ambientais, devido estarem associados aos constituintes mais perigosos e conseqüentemente impondo maior risco à saúde pública e ao ambiente (MBULIGWE e KASEVA, 2006). No entanto, a sociedade do século XXI está preocupada com as condições ambientais e a sustentabilidade do planeta (PELIZER *et al.*, 2007) e em virtude dessa conscientização ambiental, da crescente competitividade de mercado e da intensa modernização das indústrias, a simples eliminação dos resíduos como, por exemplo, em aterros sanitários, não representa uma solução permanente, já que podem trazer graves riscos ambientais, além de custos na construção e manutenção desses aterros (SOUSA *et al.*, 2004; SANTOS *et al.*, 2006).

Uma das formas de minimizar os impactos negativos provocados pelos resíduos no ambiente é a busca de alternativas mais sustentáveis, como a reutilização, o reaproveitamento e a reciclagem que podem melhorar a gestão dos resíduos e, assim, reduzir as quantidades a serem eliminadas (MBULIGWE e KASEVA, 2006).

A utilização de subprodutos orgânicos provenientes de processos industriais representa uma importante fonte de nutrientes, especialmente como fertilizantes orgânicos (TEJADA *et al.*, 2008), sendo uma das possíveis alternativas de reutilização desses materiais em solos agrícolas. O uso agrícola dos resíduos de origem inorgânica ainda têm sido pouco estudados como fontes de nutrientes para as plantas (LOPES *et al.*, 2004) e condicionadores do solo (ARBESTAIN *et al.*, 2009). Adicionalmente é importante estudar as alterações biológicas que ocorrem no solo pela adição de resíduos de diferentes origens. Os micro-organismos são sensíveis a qualquer alteração no solo e

têm um papel fundamental na transformação das substâncias, respondendo rapidamente às alterações ambientais resultantes das práticas de manejo (ULTRA *et al.*, 2005; STROMBERGER *et al.*, 2007).

Entre os atributos microbianos mais frequentemente avaliados a atividade microbiana avaliada pela respiração basal do solo e a biomassa microbiana tem sido os parâmetros mais utilizados para avaliar o impacto do uso de resíduos, principalmente os de origem orgânica como a vinhaça de beterraba doce (TEJADA *et al.*, 2008), resíduos da fabricação de papel (TRIPATHY *et al.*, 2008) e resíduos de despulpamento de frutas (BOECHAT, 2011) no solo. A respiração basal do solo é um importante indicador do comportamento da atividade dos micro-organismos (FLIEBBACH *et al.*, 2007), em função das perturbações no solo as quais podem aumentar a disponibilidade de recursos limitados, como pela incorporação da matéria orgânica e água (STROMBERGER *et al.*, 2011) ou diminuir, como pela adição de metais pesados ou compostos orgânicos persistentes.

Para a adição de qualquer tipo de resíduo industrial ao solo são necessários estudos que comprovem os benefícios agronômicos e os possíveis efeitos indesejáveis. Assim, este trabalho enfoca na utilização de resíduo industrial inorgânico e orgânico em solo agrícola. O resíduo inorgânico foi proveniente da água utilizada para limpeza e arrefecimento de peças metálicas, além de produtos químicos utilizados no processo de produção e tratamento dos efluentes de uma indústria de eletrodomésticos e o resíduo orgânico foi gerado na fabricação de sorvetes, sendo composto pelos bagaços de coco, milho, morango, abacaxi e banana. Atualmente o resíduo inorgânico é destinado a aterro sanitário, já que não existem estudos que comprovem a eficiência para a sua utilização em solos agrícolas. O resíduo de fabricação de sorvete é doado a um produtor rural.

Com base na hipótese de que resíduos industriais de diferentes origens afetam a atividade microbiana do solo. O estudo objetivou-se avaliar o impacto da incorporação isolada e conjunta de resíduo industrial inorgânico e orgânico no comportamento da atividade microbiológica e a mineralização do C no solo.

2.2 – MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 - Resíduo industrial inorgânico e orgânico

O resíduo industrial inorgânico utilizado foi disponibilizado por uma indústria de eletrodomésticos, localizada no Distrito Industrial na cidade de Maracanaú-CE, região metropolitana de Fortaleza. Ele é resultante do tratamento físico-químico realizado pela estação de efluentes sendo oriundo dos processos fabris de pintura a pó, esmaltação, pintura líquida e decapagem metálica.

Ao final do processo de tratamento do efluente é gerado um resíduo sólido o qual é armazenado em tambores para transporte até o aterro sanitário. No entanto, para o aproveitamento do resíduo é fundamental realizar uma caracterização. Assim, foi tomada uma amostra desse material segundo as normas da ABNT 10.007 a qual foi subdividida em duas subamostras do resíduo. A primeira foi embalada em saco plástico, mantida a temperatura ambiente e protegida da luz solar até as instalações dos experimentos; a segunda amostra foi encaminhada para análise química em laboratório terceirizado (Engenharia Ambiental e Laboratório LTDA- AMBINGE). Para a classificação do resíduo deve-se seguir a norma da ABNT NBR 10.004:2004, portanto, sendo necessários ensaios de lixiviação- NBR 10005 e de solubilidade- NBR 10006 e de acordo com a procedência do resíduo deve-se realizar análises na massa bruta.

Esses ensaios têm por objetivo reproduzir em condições de laboratório os fenômenos de arraste, diluição e dessorsão que ocorrem pela passagem de água através do resíduo, quando disposto no ambiente, ou seja, avaliar o potencial do material em liberar certas substâncias químicas - lixiviação (CAUDURO, 2003). Já o ensaio de solubilização procura avaliar a capacidade do resíduo em liberar substâncias quando submetida em contato com água por determinado período.

Na tabela 1 são apresentados os resultados analíticos onde é observada uma alteração no ensaio de solubilização. Os teores, respectivamente, de alumínio, arsênio, ferro, índice de fenóis, manganês, fluoretos, sódio e surfactantes ultrapassaram 5, 3, 1,5, 3,8, 1,5, 3, 1,02 e 10,6 vezes, os valores máximos permitidos (VMP), o qual permitiu classificá-lo como resíduo Classe II-A-Resíduo não perigoso - não inerte, segundo as normas de classificação NBR 10.004 da ABNT. Na massa bruta do resíduo o valor do pH é 9,0 o qual se enquadra como resíduo alcalino.

Tabela 1– Resultados do ensaio de solubilização, lixiviação e massa bruta do resíduo inorgânico.

Parâmetros	Un.	LQ ⁽¹⁾	Solubilizado		Lixiviado		Massa Bruta	
			Resultados	VMP ⁽²⁾	Resultados	VMP	Resultados	VMP
Alumínio	mg L ⁻¹	0,01	1,0*	0,2	-	-	-	-
Arsênio	mg L ⁻¹	0,01	0,033*	0,01	0,06	1,0	-	-
Bário	mg L ⁻¹	0,01	0,513	0,7	13,2	70	-	-
Cádmio	mg L ⁻¹	0,001	<0,001	0,005	<0,001	0,5	-	-
Chumbo	mg L ⁻¹	0,01	<0,01	0,01	<0,01	1,0	-	-
Cianeto	mg L ⁻¹	0,05	<0,05	0,07	-	-	-	-
Cloreto	mg L ⁻¹	5	54,1	250	-	-	-	-
Cobre	mg L ⁻¹	0,005	0,013	2,0	-	-	-	-
Cromo	mg L ⁻¹	0,01	0,017	0,05	0,019	5,0	-	-
Ferro	mg L ⁻¹	0,01	0,459*	0,3	-	-	-	-
Fluoreto	mg L ⁻¹	0,1	5,7*	1,5	1,6	150	-	-
Índice de fenóis	mg L ⁻¹	0,01	0,15*	0,01	-	-	-	-
Manganês	mg L ⁻¹	0,01	0,313*	0,1	-	-	-	-
Mercúrio	mg L ⁻¹	0,00005	<0,00005	0,001	<0,00005	0,1	-	-
Nitrato	mg L ⁻¹	0,5	<0,5	10	-	-	-	-
Prata	mg L ⁻¹	0,005	<0,005	0,05	<0,005	5,0	-	-
Selênio	mg L ⁻¹	0,008	<0,008	0,01	<0,008	1,0	-	-
Sódio	mg L ⁻¹	0,01	204*	200	-	-	-	-
Sulfato	mg L ⁻¹	250	16,9	250	-	-	-	-
Sulfactante	mg L ⁻¹	0,1	5,3*	0,5	-	-	-	-
Zinco	mg L ⁻¹	0,01	0,075	5,0	-	-	-	-
pH	mg L ⁻¹	0-14	7,34	-----	6,29	-	-	-
Ponto de Fulgor	°C	---	-	60	-	-	>60	60
pH (1:1)	---	0-14	-	-	-	-	9,0	2,0-12,5
Sulfeto (H ₂ S)	mgkg ⁻¹	2	-	-	-	-	3,3	500
% de sólidos	%	0,05	-	-	-	-	38,4	-
Cianeto (HCN)	mgkg ⁻¹	0,5	-	-	-	-	<0,5	250

*Valores que ultrapassaram os máximos permitidos.

**LQ: Limite de quantificação

***VMP: Valores máximos permitidos pela Norma ABNT.

O resíduo orgânico foi proveniente de uma indústria de sorvete localizada no Distrito Industrial de Maracanaú na cidade de Maracanaú-CE, região metropolitana de Fortaleza. O resíduo, fornecido pela empresa no mesmo dia de beneficiamento do sorvete foi composto pelos bagaços de coco, morango, milho, abacaxi, e banana. O material foi coletado e triturado no mesmo dia, deixando-se partículas menores que 4 mm de diâmetro. Subamostras foram colocadas em estufa a 60 °C até peso constante para determinação da umidade e análise química. A outra parte da amostra foi mantida em freezer até os dias das instalações dos experimentos.

2.2.2 - Estruturação experimental

O experimento foi conduzido de Novembro de 2011 a Fevereiro de 2012 no laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamento de Ciências do Solo do Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal do Ceará (UFC), localizado no Campus do Pici, em Fortaleza-CE.

Foram coletadas amostras indeformadas e deformadas de solo da camada superficial (0-15 cm) de um Argissolo Vermelho Amarelo eutrófico na área de campo da Universidade Federal do Ceará - Campus do Pici. As amostras indeformadas foram utilizadas para a determinação da densidade do solo e as amostras deformadas foram utilizadas no experimento e subamostras embaladas, identificadas e armazenadas para análises químicas e físicas conforme Embrapa (1997). Aproximadamente 50 kg de solo foram passados em uma peneira ($\phi=2$ mm), homogeneizado, umedecido (50% da capacidade de campo) e pré-incubado em saco plástico escuro e mantido em temperatura ambiente durante 21 dias antes do início do período de incubação para restabelecimento da comunidade microbiana (BOECHAT, 2011).

Os tratamentos foram arranjos em delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 3 x 2 x 16 com quatro repetições. Os tratamentos foram estabelecidos para avaliar o efeito da adição de três doses de resíduo inorgânico (RI) (0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹) na ausência e presença do resíduo orgânico (RO) na mineralização do carbono avaliados em 16 datas diferentes 3, 6, 9, 12, 15, 21, 28, 35, 42, 49, 56, 63, 70, 77, 84 e 91 dias de incubação dos solos. A quantidade de resíduo orgânico foi aplicada em quantidades equivalente a 100 kg de N ha⁻¹ (aproximadamente 20 Mg ha⁻¹). Para o cálculo das quantidades dos resíduos industriais que foi aplicada no solo, correspondendo às doses propostas em cada tratamento, foi considerada a densidade do solo (1,5 Mg m⁻³) no local amostrado na profundidade de 0-15 cm, sendo com base na massa seca do solo e resíduos industriais.

A avaliação da atividade microbiana foi avaliada pela respiração basal do solo utilizando potes respirométricos de vidros com capacidade de 1,7 litros, com tampa de rosca contendo 100 g de solo pré-incubado. Após a adição dos tratamentos solo-tratamentos foram homogeneizados e a umidade ajustada para 60% da capacidade de campo. Os frascos foram vedados, mantidos no escuro à temperatura ambiente. Em cada

pote respirométrico foi inserido um copo descartável com 20 mL de hidróxido de sódio (NaOH) 1 M, trocados conforme as datas acima mencionadas, e outro com 25 ml de água destilada, para manter a umidade no interior do frasco. Para remover o efeito da contaminação de C-CO₂ da atmosfera ambiente foram adicionados quatro potes sem solo (branco). A atividade respiratória dos micro-organismos foi determinada como a quantidade de carbono orgânico liberado na forma de C-CO₂ após a absorção pelo hidróxido de sódio (NaOH), precipitado com cloreto de bário (BaCl₂) e titulado com HCl 0,5 M (ALEF e NANNIPIERI, 1995).

No final de cada leitura as unidades experimentais foram aeradas por um período de 30 min para a circulação do ar, garantindo uma quantidade suficiente de oxigênio aos micro-organismos. O teor de umidade do solo foi controlado através da pesagem dos potes e, quando necessário, foi adicionada água com o auxílio de uma pipeta, especificamente, aos 15, 42 e 70 dias após período de incubação.

No final do período de incubação, as amostras do solo de cada tratamento foram coletadas para determinação do C-biomassa microbiana, carbono orgânico total e nitrogênio total.

2.2.3. - Carbono da biomassa microbiana

O solo no final da avaliação da respiração basal foi coletado para a determinação do carbono da biomassa. O C da biomassa foi determinado pelo método de fumigação-extração, de acordo com o procedimento de Vance *et al.* (1987). Foram pesadas duas subamostras de 20 g de solo, sendo uma extraída com sulfato de potássio (K₂SO₄) 0,5 M com agitação por 30 minutos na proporção de 1:4. Outra amostra foi fumigada com clorofórmio livre de etanol por 24 horas e, posteriormente, extraído da mesma maneira, assim como a primeira parte da amostra do solo com K₂SO₄ 0,5 M com agitação por 30 min. Os extratos foram determinados por digestão de uma mistura de H₂SO₄:H₂POH (2:1) e Cr₂K₂O₇, seguido por titulação do excesso de dicromato com sulfato ferroso amoniacal (NH₄)₂ Fe(SO₄)₂ 6H₂O. O C da biomassa microbiana foi calculado a partir da equação: $BMS (mg\ kg^{-1}) = Fc \times Kc$, onde Fc é a diferença entre C orgânico extraído do tratamento fumigado e não fumigado e o Kc segundo Silva *et al.* (2007) como o fator de correção para solos brasileiros, que embora ainda não tenha sido determinados, recomenda-se utilizar o valor de 0,33.

2.2.4 - Quociente metabólico (qCO_2)

Os resultados de C-CO₂ aculudados durante os 91 dias de avaliação e do carbono da biomassa microbiana foram utilizados para calcular o quociente metabólico (qCO_2), que representa a quantidade de C-CO₂ liberado em um determinado tempo por unidade de carbono microbiano, conforme proposto por (ANDERSON e DOMSCH, 1993)

2.2.5 - Cálculo da respiração basal do solo

A mineralização do carbono pela atividade microbiana dos tratamentos foi medida pelo CO₂ liberado durante o período de incubação (respiração basal do solo), calculados pela equação 1:

$$RBS = ((Vb - Va) \times M \times 6 \times \frac{V1}{V2}) \quad (1)$$

Onde, RBS = carbono oriundo da respiração basal do solo (mg de C-CO₂ 100 g⁻¹); Vb (mL) = volume de ácido clorídrico gasto na titulação da solução controle (branco); Va (mL) = volume gasto na titulação da amostra; M = molaridade do HCl; 6 = equivalente grama do C-CO₂; V1(mL) = volume total de NaOH usado na captura de CO₂ e V2 (mL) = volume total de NaOH usado na titulação de CO₂.

Os resultados da respiração basal do solo avaliado pela liberação de C-CO₂ acumulado ao final do período de incubação em cada tratamento foram ajustados ao modelo de cinética de primeira ordem: $C_m = C_o (1 - e^{-kt})$, em que C_m corresponde ao carbono mineralizado no tempo t , em mg kg⁻¹; C_o , carbono potencialmente mineralizável do solo com adição do resíduo, na dose considerada, em mg kg⁻¹; k , constante de velocidade da reação de mineralização do carbono, em dias⁻¹; e t , o tempo, em dias. Este modelo matemático foi proposto por STANFORD e SMITH (1972) para descrever o potencial de mineralização do N dos solos e adaptado por Martins (2009) para o C mineralizado de resíduo.

A meia-vida foi calculada segundo a equação $\ln 2/k$ e corresponde ao tempo necessário para que ocorra a degradação de metade do carbono potencialmente mineralizado (C_0) durante o tempo de incubação.

2.2.6 Cálculo do C remanescente

O carbono remanescente foi calculado pela equação 2

$$\% \text{ de C remanescente} = \frac{(C_{\text{solo}_p} - (C - CO_2)) \times 100}{C_{\text{total}_{\text{inicial}}}} \quad (2)$$

Onde: C remanescente corresponde ao teor de carbono que permaneceu no solo após a perda de C na forma de C-CO₂ pelos micro-organismos (% de C remanescente), C solo_p - foi utilizado a diferença entre o carbono total no início (mg) pelo carbono liberado na forma de C-CO₂ (mg 100g⁻¹ solo seco) em cada data de avaliação, C-CO₂ – carbono diário liberado pelos micro-organismos em cada período (mg 100g⁻¹ de solo seco) e C total_{inicial} - C total adicionado no início do experimento (C- do solo+ C- do RO) (mg 100g⁻¹ de solo seco).

2.2.7 Caracterização do solo em estudo

Para a realização da caracterização química e física do solo utilizado no experimento, subamostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2,0 mm de abertura.

A caracterização química foi realizada conforme as metodologias descritas pela Embrapa (1997): a determinação de pH_{água} (proporção 1:2,5), acidez potencial com solução de acetato de cálcio ((CH₃COO)₂Ca.H₂O) 0,5 mol L⁻¹ tamponado a pH 7,0 e quantificada por titulometria com NaOH 0,025 mol L⁻¹, os teores de Ca⁺² + Mg⁺² foram extraído com solução de KCl 1M e determinados por titulação com EDTA 0,0125 M. fósforo (P), potássio (K), sódio (Na) e os micronutrientes (Fe, Cu, Zn e Mn) foram extraídos com Mehlich 1. A determinação do P foi por colorimetria, enquanto o K e o Na foram por fotometria de chama e os micronutrientes determinados por espectrometria de absorção atômica.

Para a caracterização física do solo foi realizada a granulometria pelo método da pipeta (CAMARGO *et al.*, 1986) e a densidade do solo determinada pelo método do anel volumétrico (Embrapa, 1997).

2.2.8 - Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e mediante constatação de diferença significativa, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade e regressão para o tempo, utilizando o software SISVAR 4.6 (FERREIRA, 1999).

2.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

O solo utilizado no estudo apresenta textura média, saturação por base >50%, portanto, considerado eutrófico, boa fertilidade com pH levemente ácido, baixa acidez potencial, condutividade elétrica sem indicativo de salinidade e sem problemas por toxidez de alumínio (Tabela 2).

Tabela 2- Características químicas e físicas do solo.

Variáveis	Unidade	Solo (0-15 cm)
N-Total	g kg ⁻¹	1,1
Fósforo	mg kg ⁻¹	9,82
Potássio	mg kg ⁻¹	88,00
Cálcio	mg kg ⁻¹	245,00
Magnésio	mg kg ⁻¹	179,91
Ca+Mg	mg kg ⁻¹	424,90
Ferro	mg kg ⁻¹	48,12
Cobre	mg kg ⁻¹	0,16
Zinco	mg kg ⁻¹	4,38
Manganês	mg kg ⁻¹	21,5
Soma de bases (S)	Cmol _c kg ⁻¹	3,02
CTC Total	Cmol _c kg ⁻¹	4,67
Saturação de bases	%	56,50
Acidez potencial	Cmol _c kg ⁻¹	1,65
Alumínio	Cmol _c kg ⁻¹	0,00
pH em água (1:2.5)	--	6,25
Condutividade elétrica	dS/cm	0,20
Matéria orgânica	g kg ⁻¹	15,29
Carbono orgânico	g kg ⁻¹	8,87
Areia grossa	mg kg ⁻¹	332,1
Areia fina	mg kg ⁻¹	492,0
Silte	mg kg ⁻¹	102,0
Argila	mg kg ⁻¹	83,9
Densidade do solo	Mg m ⁻³	1,5

O resíduo orgânico apresentou alta relação C/N e aproximadamente 10 e 13 vezes mais potássio e sódio, respectivamente em relação ao solo, sendo fonte de cálcio e magnésio. Entre os micronutrientes, o zinco apresentou maior concentração (Tabela 3).

Tabela 3- Características químicas do resíduo orgânico.

Variáveis	Unidade	Resíduo orgânico
N-Total	g kg ⁻¹	5,04
Matéria orgânica	g kg ⁻¹	827,62
Carbono orgânico	g kg ⁻¹	459,33
Relação C:N	-	91,13
Fósforo	g kg ⁻¹	1,87
Potássio	mg kg ⁻¹	860,00
Sódio	mg kg ⁻¹	310,00
Cálcio	mg kg ⁻¹	963,35
Magnésio	mg kg ⁻¹	1.851,71
Ca+Mg	mg kg ⁻¹	2.815,06
Ferro	mg kg ⁻¹	69,43
Cobre	mg kg ⁻¹	5,68
Zinco	mg kg ⁻¹	838,65
Manganês	mg kg ⁻¹	37,43

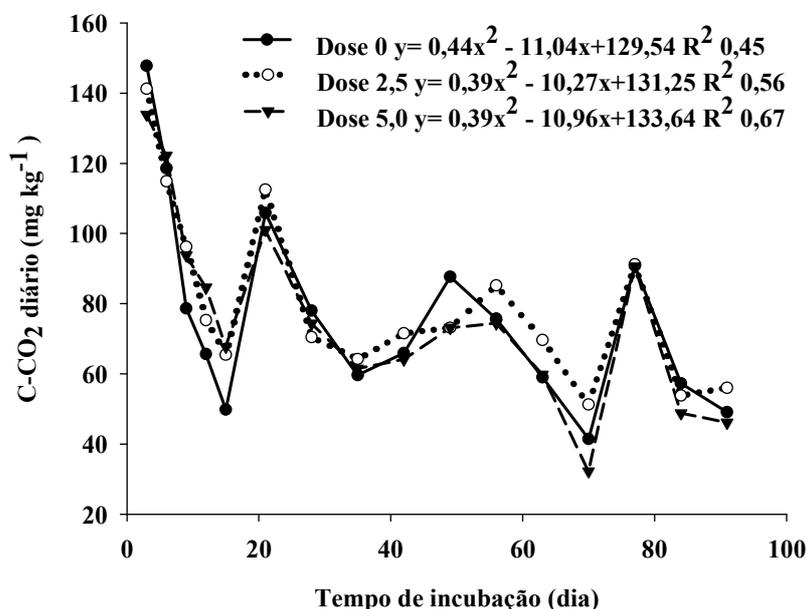
2.3.1 - Atividade microbiana

2.3.1.1 - Impactos do resíduo inorgânico na atividade microbiana

Os solos com adição do RI apresentaram maior pico de mineralização de C-CO₂ com 3 dias após incubação, com um acentuado decréscimo ocorrendo até o dia 15, para todas as doses de RI (Figura 1). No decorrer dos 91 dias de incubação foram também observados vários picos de mineralização independente da dose aplicada, este fato aconteceu após o ajuste da capacidade de campo feita aos 15, 42 e 70 dias, ocorrendo picos de mineralização de C-CO₂ aos 21, 49 e 77 dias pós-incubação. Segundo Hueso *et al.* (2012) a indisponibilidade de água afeta a atividade e comunidade microbiana do solo inibindo a mineralização de carbono e nitrogênio.

Mora *et al.* (2005) relatam que os micro-organismos respondem rapidamente aos distúrbios seja por alterações físicas ou químicas e podem se adaptar rapidamente às novas condições ambientais. Assim, a atividade diária dos micro-organismos ao longo do tempo provocado por alterações no solo, sejam pela adição de resíduos industriais, limitações por água ou qualquer outro fator é evidenciado na figura 1.

Figura 1. Mineralização de C-CO₂ (mg kg⁻¹) diária do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI).



A aplicação dos resíduos industriais nos solos apresentou efeitos durante o período avaliado para a liberação de C-CO₂ acumulado pelo teste F (Tabela 4), no entanto optou-se por discutir os dados pelo ajuste matemático para o C-CO₂ acumulado.

Tabela 4. Análises de variância para os parâmetros mineralização de C-CO₂ diário e acumulado, a relação entre o C-CO₂ acumulado e o carbono adicionado no solo e carbono remanescente no período de 91 dias de incubação do solo com resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).

Fonte de Variação	GL	-----Valor F-----			GL	C- Rem.
		C-CO ₂ (diário)	C-CO ₂ acum.	C-CO ₂ (acum)/C _{adic.}		
RI	2	1,99 ^{ns}	1,72 ^{ns}	1,88 ^{ns}	2	2,32**
RO	1	742,13**	1.923,02**	777,64**	1	752,47**
RI x RO	2	0,021 ^{ns}	0,084 ^{ns}	0,275 ^{ns}	2	0,259 ^{ns}
Erro a	18	-	-	-	18	-
TEMPO	15	102,57**	1.487,49**	1.202,84**	16	1.652,17**
Erro b	48	-	-	-	51	-
RI x TEMPO	30	2,95**	3,47**	2,53**	32	5,27**
RO x TEMPO	15	156,84**	425,70**	39,27**	16	240,20**
RI x RO x TEMPO	30	2,58**	0,84 ^{ns}	1,10 ^{ns}	32	1,47 ^{ns}
Erro c	222	-	-	-	237	-
CV (%)		13,32	3,04	2,53		0,19
Média geral		7,81	74,55	0,07		93,86

**significativo a 1% de probabilidade pelo teste de F. ^{ns} não significativo.

A mineralização de C-CO₂ acumulada pela aplicação de RI, pode ser observada na figura 2. O solo sem aplicação de RI (a) e com aplicação de RI tanto na dose 2,5 (b) e 5,0 Mg ha⁻¹ (c), não alterou o comportamento da liberação de C-CO₂ do solo ao longo de 91 dias.

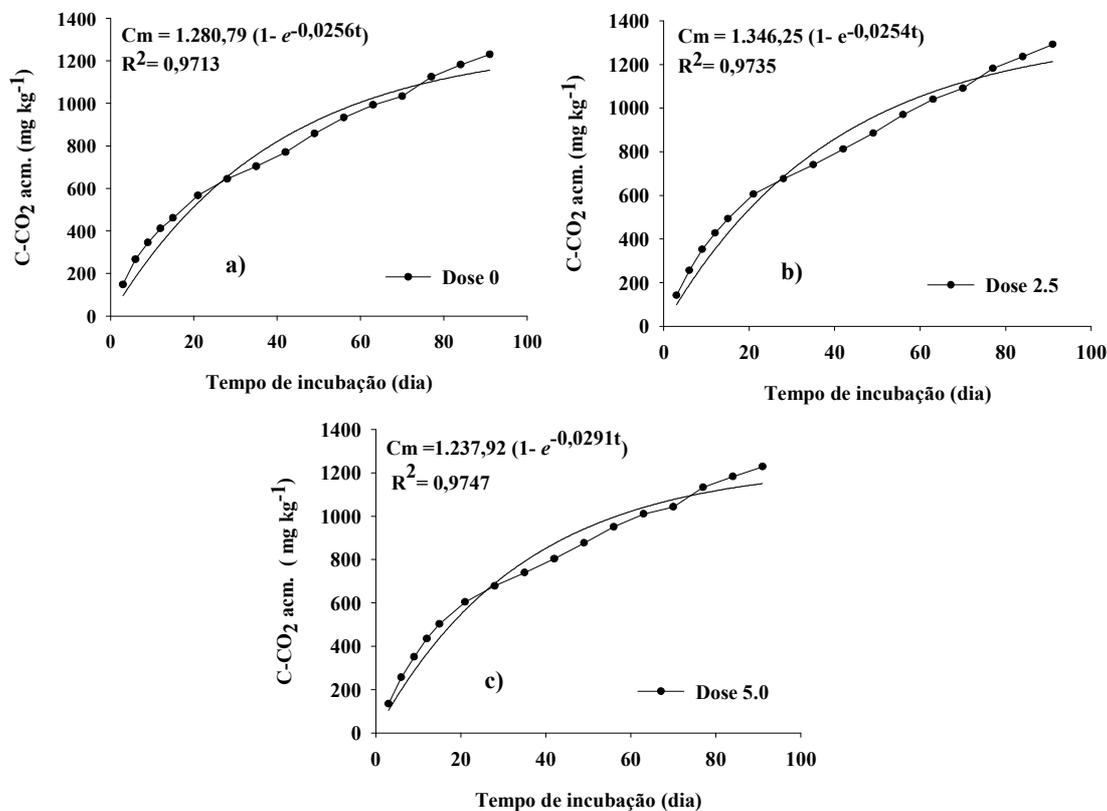
Os resultados da produção de C-CO₂ acumulado de todos os tratamentos foram ajustados à equação exponencial de cinética química de primeira ordem, proposta por Stanford e Smith (1972) para o nitrogênio e adaptado para a mineralização de carbono por Martins (2009) em que se descreve a dinâmica de mineralização do C-CO₂ liberado pelo resíduo ao longo do tempo (t), analisando apenas um reservatório de C potencialmente mineralizado pelo resíduo (C₀) e a constante de velocidade da reação (K), obtidos no ajuste matemático dos dados.

O modelo matemático apresentou uma média de coeficiente de correlação (r) para todas as equações das doses de RI de 0,99 de ordem positiva, indicando que o modelo matemático utilizado ajustou-se adequadamente aos dados e uma média de 97% são atribuídas às variáveis em estudo para as doses de RI (Figura 2).

As doses de RI não alteraram significativamente o reservatório do carbono potencialmente mineralizado, sendo 1.280,79, 1.346,24 e 1.237,72 mg kg⁻¹ para as doses 0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹, respectivamente já que, este material não é fonte de carbono e não apresentou nenhum fator que dificultasse a atividade dos micro-organismos presente no solo. Portanto, não alterou o comportamento da velocidade de reação do solo.

A velocidade da reação foi de 0,0256, 0,0254 e 0,0291 dia⁻¹ para as doses 0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹ de RI. Deste modo, são necessários, aproximadamente, 27, 27 e 24 dias ($t_{1/2}$ = tempo de meia vida), respectivamente, para degradar metade da carga de carbono potencialmente mineralizável do solo com adição do RI. Esse carbono provavelmente é oriundo do carbono presente no solo em estudo, devido que o carbono presente no RI está na forma de fenol o qual apresenta alta recalcitrância (índice de fenóis) como mostra na Tabela 1.

Figura 2- Dinâmica da mineralização de C-CO₂ acumulada (mg kg⁻¹) do solo após incorporação de resíduo inorgânico (RI).

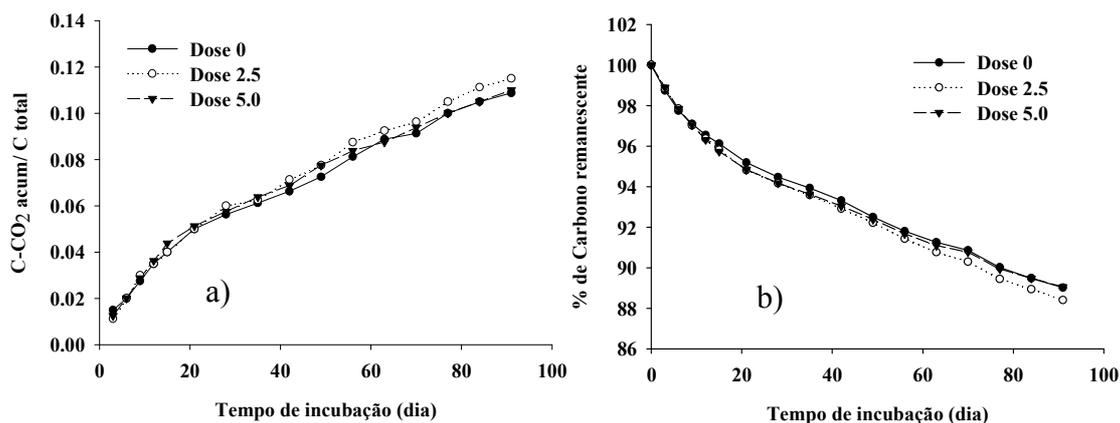


A produção de C-CO₂ acumulada ao longo do período sem considerar o teor de carbono total do solo pode induzir uma menor eficiência dos micro-organismos. Portanto, a relação da produção de C-CO₂ com o carbono adicionado ao solo em cada tratamento representa de forma mais equiparada à efetiva atividade microbiana e a velocidade na taxa de mineralização dos materiais adicionados. Esta relação quanto mais próxima do valor da unidade, mais degradado é o resíduo. A relação das doses 0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹ de RI apresentou no final do período de incubação 0, 109, 115 e 0,110 C- mg de C-CO₂ acum/mg de C_{total} do solo, respectivamente (Figura 3 a).

Outro parâmetro importante a considerar é o teor de carbono remanescente, mostrando de forma mais objetiva a qualidade do resíduo orgânico incorporado ao solo e a recalcitrância do resíduo ao longo do tempo. Na figura 3 b o teor de carbono remanescente nas doses 0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹ de RI apresentou no final do período de incubação uma média de 88,3%.

A baixa relação do C-CO₂ acumulada pelo C total do solo e a alta porcentagem de C remanescente no solo possivelmente deve-se à dificuldade dos micro-organismos em degradar o C presente no RI na forma de fenol e no solo de húmus apresentando alta recalitrância.

Figura 3- Relação da produção de C-CO₂ acumulado (mg kg⁻¹) pelo carbono total do solo (mg kg⁻¹) (a) e carbono remanescente (%) (b) com incorporação de RI.

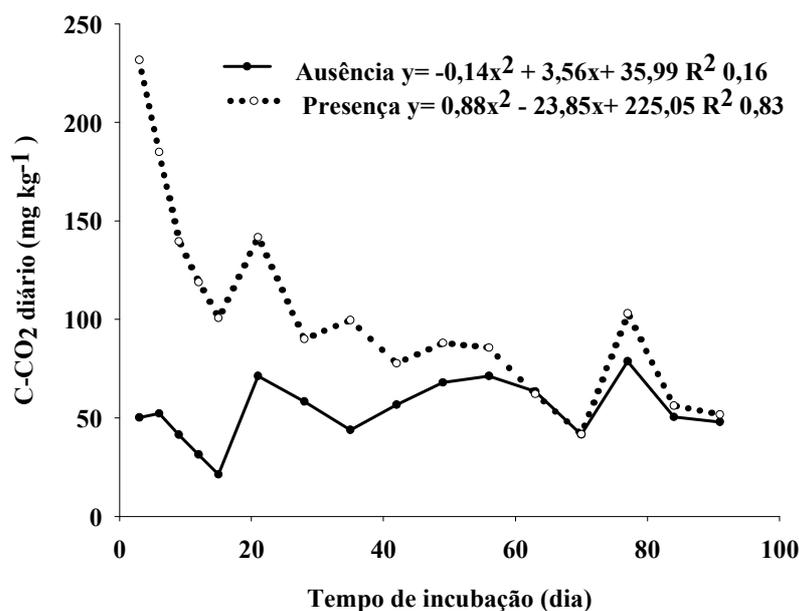


2.3.1.2 - Impactos do resíduo orgânico na atividade microbiana

A presença do RO no solo estimulou a mineralização C-CO₂ em relação ao tratamento sem o resíduo (Figura 4). Durante o tempo de incubação foram observados vários picos de mineralização nos solos com ou sem RO, sendo o maior valor na primeira avaliação decrescendo até aos 15 dias. Aos 15, 42 e 70 dias após incubação foram adicionados água para ajuste da capacidade de campo. Essa aplicação de água, provavelmente contribuiu com valores elevados de mineralização de C-CO₂ aos 21, 49 e 77 após incubação. Picos de mineralização de C-CO₂ também foram observados por Boechat (2011) em todos os tratamentos nos primeiros 36 dias de incubação, quando estudou a aplicação de diferentes resíduos orgânicos (resíduo da fábrica de papel, do Polo Petroquímico, esgoto municipal, esgoto de laticínio e da indústria do despulpamento de frutas) no processo de mineralização do carbono, em condições de laboratório. O autor atribuiu tais resultados a diferentes relações C/N dos materiais, sendo os resíduos que apresentaram menor relação o laticínio e o esgoto municipal, adequados para o desenvolvimento de uma maior população de micro-organismos sendo consequente a degradação do carbono do solo mais rápida. Em outro estudo,

Fernandes, Bettiol e Cerri (2005) observaram picos de mineralização em solos com adição de lodo de esgoto no período de 250 dias de incubação, obtendo maiores picos entre 32 e 37 dias de incubação.

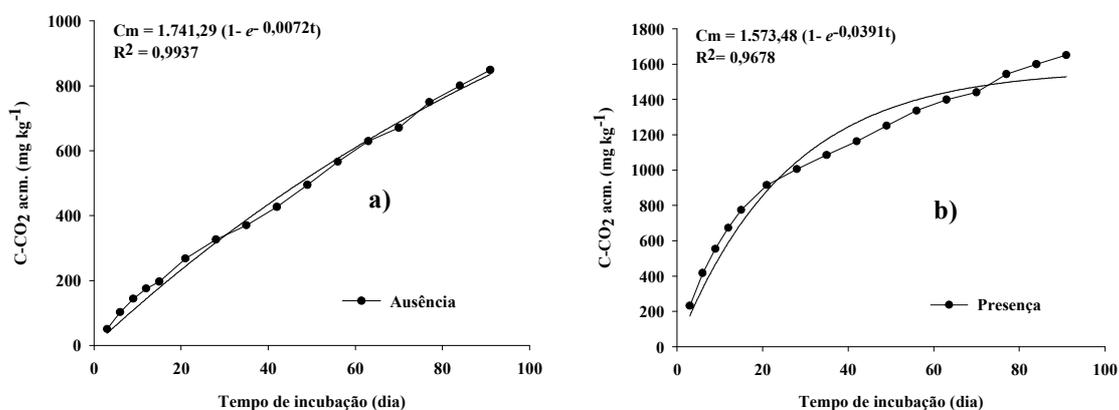
Figura 4- Dinâmica da mineralização de C-CO₂ (mg kg⁻¹) diária do solo na 37 ausência e presença do resíduo orgânico durante 91 dias de incubação.



Na figura 5 são apresentados os valores de C-CO₂ acumulado. Observa-se que na presença do resíduo orgânico ocorreu uma maior mineralização de C-CO₂ (1.651,03 mg kg⁻¹) desde o início do experimento quando comparado com o solo sem adição do RO (848,95 mg kg⁻¹), resultados que diferiram significativamente. Essas diferenças nos resultados de C mineralizado deve-se à quantidade e qualidade de carbono adicionado pelo resíduo orgânico (fonte de energia para o desenvolvimento dos micro-organismos), corroborando com Cas (2009).

O modelo matemático apresentou um coeficiente de correlação (r) médio de todas as variáveis em estudo de 0,988 de ordem positiva, indicando ajuste adequado aos dados do efeito da aplicação do RO durante o período de incubação, com uma média de 97,6% dos dados podendo ser explicados por este modelo (Figura 5).

Figura 5- Dinâmica da mineralização de C-CO₂ acumulada (mg kg⁻¹) do solo na ausência (a) e presença (b) do resíduo orgânico durante 91 dias de incubação.



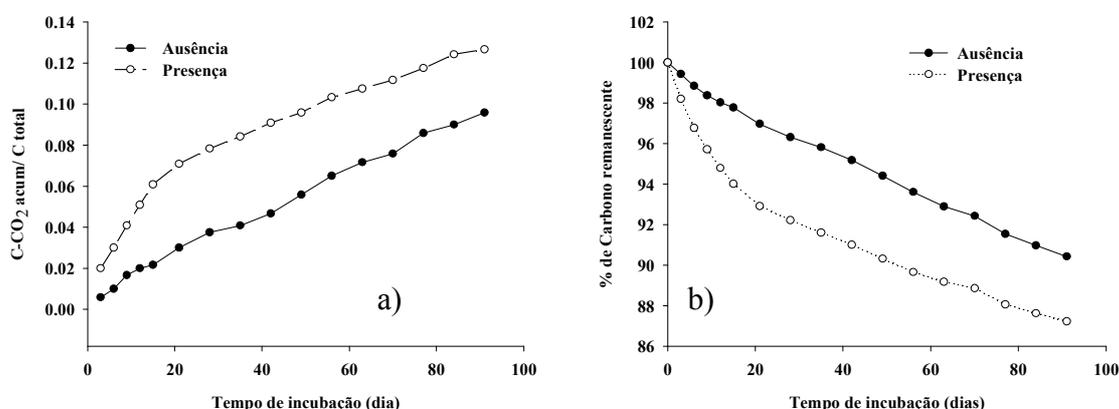
A presença do RO alterou significativamente o reservatório do carbono potencialmente mineralizado ocorrendo um decréscimo em relação aos tratamentos sem a presença do RO o qual, foi de C_0 1.741,29 e na presença de RO foi de 1.573,78. A presença do RO aumentou a velocidade de reação de mineralização que foi igual a $0,0391 \text{ dia}^{-1}$ e na ausência $0,0072 \text{ dia}^{-1}$, conseqüentemente maior liberação de C-CO₂ pela incorporação do resíduo orgânico. Deste modo, são necessários, aproximadamente, 17 e 92 dias para os solos com presença e ausência do RO, respectivamente para degradar metade da carga de carbono potencialmente mineralizável do solo. Em um estudo realizado por Martins (2009) em que foi determinada a mineralização de carbono de doses crescentes de lodo de uma indústria de celulose e papel observou um aumento do reservatório potencial mineralizado de carbono do solo variando 829 mg kg^{-1} para 3.066 mg kg^{-1} para as doses $1,6$ e $6,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ de massa seca, respectivamente, concluindo que é um material facilmente degradado pelos micro-organismos.

A alteração do solo por adição de quantidades de carbono resulta em maior mineralização de carbono e maior atividade dos micro-organismos (ARAÚJO e MONTEIRO, 2006). Resultados semelhantes foram encontrados por Santos *et al.* (2011) e Luz (2007), quando estudaram a aplicação de lodo compostado de curtume e aplicação de palha de trigo associada ou não a dejetos suínos, respectivamente.

Na figura 6a são apresentados os dados da relação do C perdido na forma de C-CO₂ acumulado pelo C total do solo durante o período de 91 dias de incubação. Observa-se que os tratamentos mantiveram o mesmo comportamento do CO₂ acumulado, no entanto, com baixa relação. Para os tratamentos sem incorporação de

RO, manteve-se uma relação significativa ($p \leq 0,05$) ao final de 91 dias 0,096 mg de C-CO₂/mg de C total do solo em relação a presença do RO de 0,127 mg de C-CO₂/mg de C total. A baixa relação dos tratamentos com presença do RO pode estar relacionada às características do resíduo orgânico em apresentar baixa degradabilidade pelos micro-organismos.

Figura 6- Relação da produção de C-CO₂ acumulado (mg kg⁻¹) pelo carbono total do solo (mg kg⁻¹) (a) e carbono remanescente (%) (b) dos solos na ausência e presença de resíduo orgânico, no período de 91 dias de incubação.



O carbono remanescente no final do estudo dos solos com presença de RO foi de 87,22% e na ausência 90,43% (Figura 6b). Resultados semelhantes foram encontrados por Fuente, Clemente e Bernal (2008) para resíduo de moinho de azeite de oliva. Esta alta recalcitrância provavelmente se deve à característica do RO por apresentar uma relação C/N de 91,13. A atividade dos macrorganismos que são os responsáveis pela trituração do material orgânico e dos micro-organismos (bactérias, fungos e microfauna) que colonizam e decompõem a matéria orgânica são os que determinam a taxa de degradação dos materiais orgânicos (CAS, 2009). Além desses micro-organismos, a qualidade dos resíduos orgânicos como, por exemplo, materiais ricos em lignina, compostos fenólicos, baixo teor de materiais solúveis e presença de fatores tóxicos, ambos regulados por fatores ambientais, podem diminuir a velocidade de decomposição dos materiais (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006) tendo maior recalcitrância do carbono no solo podendo levar anos para a sua total degradabilidade. Essas características de resíduos orgânicos são desejáveis principalmente em regiões de

clima quente por auxiliar na manutenção da umidade do solo, além de sequestrar carbono.

2.3.2 - Análise do solo ao final do período incubado.

A presença do resíduo orgânico não interferiu no aumento da biomassa microbiana e nitrogênio no solo, tabela 5. Entretanto, vários autores relatam que a incorporação de materiais orgânicos eleva a biomassa microbiana (ROS et al., 2003; ARAÚJO & MONTEIRO, 2006; BASTIDA et al., 2008). A diferença encontrada neste trabalho pode ser explicada pela característica do resíduo orgânico de apresentar elevada relação C/N e ser utilizado fresco e sem pré-estabilização. Boechat (2011) encontrou resultados semelhantes para resíduos da indústria de celulose que impossibilitou o aumento da comunidade microbiana e causou perdas de carbono na forma CO₂ devido à alta relação C/N (63,55) e baixas taxas de nitrogênio.

Tabela 5 - Resumo da análise de variância para os parâmetros CBM, $q\text{CO}_2$, COT e N-total do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).

-----Valor F-----				
Fonte de Variação	CBM	$q\text{CO}_2$	COT	N-total
RI	0,81 ^{ns}	2,70 ^{ns}	1,95 ^{ns}	0,15 ^{ns}
RO	0,98 ^{ns}	117,61**	11.578,47**	0,22 ^{ns}
RI x RO	1,73 ^{ns}	2,04 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,67 ^{ns}
CV(%)	13,61	15,64	0,77	6,34
Média geral	263,51	4,88	9,65	0,831
Fator 1 (RI)	mg kg ⁻¹	mg de C-CO ₂ g ⁻¹ dia ⁻¹ /mg de CBM g ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹
Dose 0	257,54 a	4,82 a	9,66 a	0,83 a
Dose 2.5	256,30 a	5,35 a	9,60 a	0,83 a
Dose 5.0	276,71 a	4,47 a	9,67 a	0,84 a
Fator 2 (RO)				
Ausência	270,77 a	3,19 b	8,02b	0,83 a
Presença	256,25 a	6,57a	11,27a	0,84 a

**significativo a 1% de probabilidade pelo teste de F. ^{ns} não significativo. Médias seguidas de mesma letra na coluna de cada fator não diferem entre si a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Materiais que possuem alta relação C/N (>30) propiciam um esgotamento de N devido à imobilização deste elemento pelos micro-organismos. Além desse fator, as características dos substratos como teor de N e a estrutura química, também influenciam na decomposição dos materiais, sendo inicialmente degradados os compostos mais facilmente decomponíveis, transformando em CO₂ e biomassa, em seguida os mais resistentes, que podem levar anos até a completa degradação e mineralização dos constituintes orgânicos, com grande produção de CO₂, formação de húmus e biomassa (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

O quociente metabólico ou taxa de respiração por unidade de biomassa microbiana é uma variável de fácil interpretação. A presença do RO apresentou maiores valores diferindo dos tratamentos que não receberam aplicação do RO ($p < 0,05$) pelo teste de Tukey. Esta diferença foi aproximadamente 2,06 vezes maior que os solos sem o RO. Resultados semelhantes foram encontrados por Fernandes; Bettiol; Cerri (2005) quando estudaram a alteração de solo pela aplicação de lodo de esgoto em diferentes doses e por Santos et al. (2011) no estudo com a utilização de resíduo de curtume. Segundo Moreira e Siqueira (2006) diversos trabalhos utilizam esta relação para avaliar a qualidade do solo indicando o nível de estresse da biomassa, valores elevados indicam alta demanda energética e biomassa microbiana sob estresse. Portanto, necessitam gastar mais energia para conseguir sobreviver, resultando em um aumento na atividade microbiana e uma reduzida eficiência para síntese da biomassa microbiana (BARDGETT e SAGGAR, 1994). No presente trabalho, a adição do RO aumentou o nível de estresse da comunidade microbiana em relação aos solos que não receberam incorporação de RO, justificando a não alteração da biomassa microbiana do solo na presença do RO.

A adição do RO elevou o teor de carbono orgânico total do solo em 28,84% em relação aos solos sem adição do RO (Tabela 5). Isso se deve à incorporação do resíduo orgânico adicionado ao solo. O aumento no teor de carbono está relacionado à quantidade e qualidade da matéria orgânica incorporada ao solo (FERNANDES, BETTIOL e CERRI, 2005). A adição de resíduos industriais orgânicos têm-se mostrado eficientes na melhoria dos ecossistemas. Portanto, está sendo comum a prática de adição desses materiais para a restauração ambiental do solo, mantendo a matéria orgânica do solo, na recuperação e solos degradados e fornecimento de fonte de nutrientes para as plantas (TEJADA *et al.*, 2007).

2.4 - CONCLUSÕES

1. A incorporação do resíduo inorgânico neste estudo não afeta a atividade e biomassa microbiana do solo nas doses utilizadas em Latossolo Vermelho-Amarelo.

2- O uso das doses estudadas do RI com base nos parâmetros analisados podem ser incorporadas ao solo sem afetar a comunidade microbiana

3. A incorporação de resíduo orgânico fresco com alta relação C/N afeta a comunidade microbiana avaliada pelo quociente metabólico.

4. Resíduo industrial orgânico fresco com alta relação C/N é necessário a compostagem para diminuir os impactos negativos no ambiente.

5. A atividade microbiana avaliada pela liberação de C-CO₂, carbono da biomassa microbiana e o quociente metabólico foram indicadores adequados às modificações ocorridas no ambiente microbiano.

2.5 – REFERÊNCIAS

ALEF, K.; NANNIPIERI, P. **Methods in applied soil microbiology and biochemistry**. Academic Press. London, p. 576, 1995.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. The metabolic quotient for CO₂ (qCO_2) as specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 25, p. 393-395, 1993.

ARAÚJO, M.; MONTEIRO, R. T. R. Microbial biomass and activity in a Brazilian soil amended with untreated and composted textile sludge. **Chemosphere**. Atlanta, 64:1043-1046, 2006.

ARBESTAIN, M. C.; IBARGOITIA, M. L.; MADINABEITIA, Z.; GIL, M. V.; VIRGEL, S.; MORÁN, A.; PEREIRA, R. C.; MACÍAS, F. Laboratory appraisal of organic carbon changes in mixtures made with different inorganic wastes. **Waste Management**, v. 29, p. 2931-2938, 2009.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS **NBR 10006**: Ensaio de solubilização. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10005**: Ensaio de lixiviação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007**: Amostragem de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

BARDGETT, R. D.; SAGGAR, S. Effect of heavy metal contamination on the shortterm decomposition of labeled (14C) in a pasture soil. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 26, p. 727-733, 1994.

BASTIDA, F.; KANDELER, E.; MORENO, J. L.; ROS, M.; GARCÍA, C., HERNÁNDEZ. Application of fresh composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 40, p. 318-329, 2008.

BOECHAT, C. L. **Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos orgânicos urbanos e industriais**. Cruz das Almas, 2011. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias), Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2011.

CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A. & VALADARES, J. M. A. S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 1986. 94p. (Boletim técnico, 106).

CAS, V. L. S. D. **Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo com o uso de lodo de esgoto e palha aveia**. Santa Maria. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria. 2009.

CAUDURO, F. **Avaliação experimental de procedimentos de lixiviação de resíduos**. Florianópolis. 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina. 2003.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de Métodos de Análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro, EMBRAPA, 1997, p. 212.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 40 CFR- Part 503. Standards for the use or disposal of sewage sludge. **Federal register**, v. 58, p. 9387- 9415, 1993. FERREIRA, D. F. Programa SISVAR 4.6 (Buil 63). Lavras: UFLA, 1999.

FERNANDES, S. A. P.; BETTIOL, W.; CERRI, C. C. Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 30, p. 65-77, 2005.

FLIEBBACH, A.; OBERHOLZER, HANS- RUDOLF; GUNST, L.; MÄDER, P. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 118, p. 273-284, 2007.

FUENTE, C. de la; CLEMENTE. R.; BERNAL, M. P. Changes in metal speciation and pH in olive processing waste and sulphur-treated contaminated soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, New York, v. 70, p. 207-215, 2008.

HUESO, S.; GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T. Severe drought conditions modify the microbial community structure, size and activity in amended and unamended soils. **Soils Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 50, p. 167-173, 2012.

LOPES, L. F.; COSTA, C. S.; D'OLIVEIRA, P. S.; GIL, L. G. Utilização agrícola de lodo industrial como fonte de zinco na cultura do crisântemo. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 620-623, 2004.

LUZ, L. P. **Dinâmica do carbono durante a decomposição de palha de trigo**. 2007. (Dissertação de Mestrado). Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria. 2007.

MARTINS, R. P. **Mineralização de carbono e nitrogênio do lodo biológico gerado na indústria de celulose e papel e sua eficiência agrônômica**. 2009. Dissertação (Mestrado em Agricultura tropical e subtropical) – Instituto Agronômico, Campinas, SP.

MBULIGWE, S. E.; KASEVA, M. E. Assessment of industrial solid waste management and resource recovery practices in Tanzania. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 47, p. 260-276, 2006.

MORA, A. P.; ORTEDA-, CALVO, J. J.; CABRERA, F.; MADEJÓN, E. Changes in enzyme activities and microbial biomass after “in situ” remediation of a heavy metal-contaminated soil. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 28, p. 125-137, 2005.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006, p. 729.

PELIZER, L. H.; PONTIERI, M. H.; MORAES, I de O. Utilização de resíduos agroindustriais em processos biotecnológicos como perspectiva de redução do impacto ambiental. **Journal of Technology Management & Inovation**, Santiago, v. 2, p. 118-127, 2007.

ROS, M.; HERNANDEZ, M. T.; GARCÍA, C. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. **Soil Biology & Biochemistry**. Oxford, v. 35, p. 463-469, 2003.

SANTOS, G. C. G.; RONALDO, S. B.; CAMARGO, O. A.; ABREU, M. F. Zinc availability for corn grown on an oxisol amended with flue dust. **Science Agricola**. Piracicaba, v. 63, n. 6, p. 558-563, 2006.

SANTOS, J. A.; NUNES, L. A. P. L.; MELO, W. J.; ARAÚJO, A. S. F. Tannery sludge compost amendment rates on soil microbial biomass of two different soils. **European Journal of Soil Biology**. 47:146-151, 2011.

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo (BMS-C). **Comunicado técnico**. Seropédica, Embrapa Agrobiologia, n. 98, 2007.

SOUSA, F. J. P.; NEVES, W. F.; ALARCON, O. E. Estudo da viabilidade de obtenção de isoladores elétricos a partir de resíduo de esmaltação. **Cerâmica**. São Paulo, v. 50, p. 217-224, 2004.

STANFORD, G.; SMITH, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madson v. 36, p. 465-472, 1972.

STROMBERGER, M.; SHAH, Z.; WESTFALL, D. G. High specific activity in low microbial biomass soils across a not-till evapotranspiration gradient in Colorado. **Soil Biology & Biochemistry**. Oxford, v. 43, p. 97-105, 2011.

STROMBERGER, M.; SHAH, Z.; WESTFALL, D. Soil microbial communities of no-till dryland agroecosystems across an evapotranspiration gradient. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 35, p 94-106, 2007.

TEJADA, M.; GONZALEZ, J. L.; GARCÍA-MARTÍNEZ, A. M.; PARRADO, J. Application of a Green manure and Green manure composted with beet vinasse on soil restaration: Effects on soil properties. **Bioresource Technology**. Essex, v. 99, p. 4949-4957, 2008.

TEJADA, M.; MORENO, J. L., HERNANDEZ, M. T.; GARCIA, C. Application of two beet vinasse forms in soil restoration: Effects on soil properties in an arid

environment in southern Spain. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 119, p. 289-298, 2007.

TRIPATHY, S.; BHATTACHARYYA, P.; EQUENUDDIN, Sk. Md.; KIM, K. KULKARNI, H. D. Comparison on microbial indicators under two water regimes in a soil amended with combined paper mill sludge and decomposed cow manure. **Chemosphere**. Atlanta, v. 71, p. 168-175, 2008.

ULTRA, V. U.; YANO, A. Jr.; IWASAKI, K.; TANAKA, S.; KANG, Y.; SAKURAI, K. Influence of chelating agent addition on copper distribution and microbial activity in soil and copper uptake by Brown mustard (*Brassica juncea*). **Soil Science and Plant Nutrition**, Malden, V. 21, n. 2, p. 193-202, 2005.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 19, p. 703-707, 1987.

ZAMORANO M.; GRINDLAY A.; MOLERO E.; RODRÍGUEZ M.I. Diagnosis and proposals for waste management in industrial areas in the service sector: Case study in the metropolitan area of -Granada (Spain). **Journal of Cleaner Production** (2011). doi: 10.1016/j.jclepro.2011.07.004.

3 - PROPRIEDADES QUÍMICAS DE UM ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO APÓS INCORPORAÇÃO DE RESÍDUOS INDUSTRIAIS

RESUMO

O uso de resíduos industriais de diferentes origens no solo pode provocar alterações no solo após sua incorporação. O presente trabalho avaliou as propriedades químicas de um Argissolo Vermelho-Amarelo com incorporação isolada e conjunta de resíduo industrial inorgânico e orgânico. Os tratamentos foram estabelecidos em delineamento experimental inteiramente casualizado em esquema parcela subdividida no tempo 3 x 2 x 4 utilizando três doses de resíduos inorgânico (RI), 0, 2,5 e 5,0Mg ha⁻¹ na presença e ausência do resíduo orgânico (RO) o qual foi aplicado em quantidade equivalente a 100 kg de N ha⁻¹, avaliados aos 0, 30, 60 e 90 dias após incubação, com quatro repetições. Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA), comparando-se as médias pelo teste Tukey a 5% de probabilidade utilizando o programa Sisvar. A análise de regressão foi utilizada para demonstrar o efeito do tempo sobre as variáveis significativas. A adição do RI independente da dose causou imobilização de N no solo durante o período estudado, sendo o mesmo comportamento para a presença do RO nos primeiros 60 dias e ao final o período provocou mineralização do N. A incorporação dos resíduos aumentaram os valores de pH do solo, mas diminuíram durante o período avaliado. A adição do RI não alterou a CE do solo, ocorrendo aumento com a presença do RO. A incorporação de RI alterou a fertilidade elevando os teores de P, Zn, Fe, Cu e Mn e o RO os teores N, K e Zn.

Palavras-chave: Reciclagem, mineralização de N no solo, fertilidade do solo.

CHEMICAL PROPERTIES OF A BRAZILIAN ULTISOL AFTER THE INCORPORATION OF INDUSTRIAL WASTES

ABSTRACT

The use of industrial waste from different sources in the soil can cause changes in soil after its incorporation. This study evaluated the chemical properties of an soil with incorporation of isolated and combined inorganic and organic industrial waste. Treatments were established in a completely randomized design in a split plot scheme at time 3 x 2 x 4 using three doses of inorganic waste (RI), 0, 2,5 and 5,0 Mg ha⁻¹ in the presence and absence of organic waste (RO) which was applied in an amount equivalent to 100 kg N ha⁻¹, evaluated at 0, 30, 60 and 90 days after incubation with four replications. Data were subjected to analysis of variance (ANOVA). For the significant attributes was used Tukey test at 5% for separation of means using the program Sisvar. Regression analysis was used to demonstrate the effect of time on the significant variables. The addition of RI independent of dose caused immobilization of N in the soil during the study period, and the same behavior for the presence of RO in the first 60 days and at the end of the period caused mineralization N. The incorporation of waste increased the pH of the soil, but decreased during the study period. The addition of RI did not change the EC of the soil, resulting in increased presence of RO coma. Incorporating RI impair fertility by raising the levels of P, Fe, Cu and Mn levels and RO N, K and Zn.

Keywords: Recycling, N-Mineralization, Fertility of soil.

3.1 – INTRODUÇÃO

As indústrias, entre os setores de produção, constituem-se uma das maiores produtoras de resíduos e, além da diversidade de materiais produzidos, o descarte destes materiais representa grandes problemas para a população. Uma das alternativas escolhidas pela indústria é a disposição em aterros sanitários, mas os custos relacionados com a construção e manutenção dos mesmos e os riscos ambientais têm aumentado o interesse de vários tipos de indústrias em estudar a viabilidade de aplicação de resíduos em solos agrícolas (SANTOS *et al.*, 2006).

Nos dias atuais tem-se tornado comum estudos para avaliar a reciclagem de nutrientes por meio de aplicação de resíduos provenientes de atividades antrópicas para suprir a grande demanda de nutrientes pelas plantas ou como condicionadores dos solos. Os resíduos, de origem inorgânica e orgânica, têm-se mostrado eficientes para a utilização em solos agrícolas. Os resíduos inorgânicos como da indústria de galvanoplastia-zincagem (LOPES *et al.*, 2004) e pó de aciaria (SANTOS *et al.*, 2006), ambos como fonte de zinco; pó de mármore como corretivo da acidez do solo e fontes de nutrientes para as plantas (BALDOTTO *et al.*, 2007) e de escória como corretivo da acidez do solo e fonte de silício além de proporcionar melhor produtividade em arroz (CARVALHO-PUPATTO *et al.*, 2004). Os resíduos orgânicos como lodo de esgoto (GUEDES *et al.*, 2006), resíduos municipais compostados (WEBER *et al.*, 2007) e resíduos de goiaba (SOUZA *et al.*, 2011) melhoram a fertilidade do solo, além do aporte de matéria orgânica no solo.

A possibilidade de utilização de diferentes resíduos industriais depende das características do material (MARTINES, 2005). No entanto, para a sua utilização em solos agrícolas são necessários estudos da sua aplicação para avaliar o potencial de utilização com o intuito de não provocar impactos negativos no ambiente. Esta preocupação é pertinente uma vez que nos dias atuais a contaminação de solo e água ocorre por causa da aplicação de forma descontrolada de resíduos em solos agrícolas, entre eles, resíduos inorgânicos (DOMINGUES, 2009), com destaque a contaminação por nitrogênio e os metais pesados.

O nitrogênio é o elemento químico envolvido nas principais reações bioquímicas por fazer parte de vários compostos em plantas e micro-organismos, o que o torna um dos elementos absorvidos em maiores quantidades pelas plantas

(CANTARELLA, 2007). Além disso, de todos os elementos que circulam no sistema solo-planta-atmosfera, o nitrogênio é o que mais sofre transformações bioquímicas no solo (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Apesar da grande importância do N para as plantas deve-se ter precaução na utilização de resíduos para não provocar danos ao ambiente. No Brasil, por exemplo, a aplicação máxima anual de lodo de esgoto e produtos derivados não deverá exceder o quociente entre a quantidade de nitrogênio recomendada para a cultura, segundo a recomendação agrônômica oficial do Estado brasileiro e o teor de N disponível no lodo de esgoto ou produto derivado (CONAMA, 2006).

Nos solos agrícolas é importante compreender a dinâmica do N após incorporações de resíduos para avaliar a sua disponibilidade de N para as plantas, pois quando a taxa de mineralização de N do resíduo é mais rápida do que a quantidade de N absorvida pelas plantas, ocorrerão perdas de N devido à grande mobilidade desse elemento no perfil do solo, ou seja, encontrando-se fora da área explorada pelas raízes do N. Mas, se a taxa de mineralização do N pelo resíduo for mais lenta que a necessidade de elemento pela planta, provocará deficiência nas plantas diminuindo a produção (BOECHAT, 2011). Este conhecimento nos sistemas agrícolas é importante para garantir o sincronismo entre o suprimento de N no período de demanda das culturas, a fim de evitar perdas com prejuízos econômicos e ambientais (SIQUEIRA NETO *et al.*, 2010).

Além do nitrogênio outros elementos químicos de grande importância são os metais pesados que, em concentrações elevadas, causam distúrbios nos organismos vivos (AHMARUZZAMAN, 2011). No entanto, os micronutrientes (Fe, Cu, Zn e Mn) apesar de também serem metais pesados, em concentrações pequenas são essenciais ao desenvolvimento das plantas (ABREU; LOPES; SANTOS, 2007; DOMINGUES, 2009; PARK *et al.*, 2011).

Atualmente, a utilização de micronutrientes vem se intensificando em várias regiões do país visando a melhoria da produtividade e lucratividade das práticas agrícolas (ABREU; LOPES; SANTOS, 2007).

Além dos micronutrientes são necessários estudos para avaliar as alterações químicas provocadas pela adição de resíduos industriais em solos agrícolas para viabilizar a disponibilidade de nutrientes para as plantas sem causar impactos negativos no ambiente e diminuir os custos de produção. Esses cuidados devem ser analisados

quando se faz a utilização de qualquer tipo de resíduo, seja este de origem orgânica ou inorgânica.

Neste contexto, este trabalho enfoca a utilização de resíduo industrial inorgânico e orgânico no solo como fonte de nutrientes para as plantas. O resíduo inorgânico foi proveniente da água utilizada para limpeza e arrefecimento de peças metálicas, além de produtos químicos, utilizados no processo de produção e tratamento dos efluentes de uma indústria de eletrodomésticos e o resíduo orgânico foi gerado na fabricação de sorvetes, sendo composto pelo bagaço de coco, morango, abacaxi, milho e banana. Atualmente o resíduo inorgânico é destinado a aterro sanitário já que, não existem até o momento estudos que comprovem a eficiência para a utilização em solos agrícolas, e o de fabricação de sorvete é doado a um produtor rural. Assim, a busca de alternativas mais sustentáveis para a utilização desses resíduos como fertilizantes e/ou condicionadores do solo devem ser avaliados, como também os possíveis riscos de contaminação.

O objetivo deste trabalho foi avaliar as propriedades químicas em Argissolo Vermelho-Amarelo pela incorporação de resíduo industrial inorgânico e orgânico.

3.2 - MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 - Resíduo industrial inorgânico e orgânico

O resíduo industrial inorgânico utilizado foi disponibilizado por uma indústria de eletrodomésticos, localizada no Distrito Industrial na cidade de Maracanaú-CE, região metropolitana de Fortaleza.

O resíduo inorgânico final é resultante do tratamento físico-químico feito pela estação de efluentes e o líquido oriundo dos processos fabris de pintura a pó, esmaltação, pintura líquida e decapagem metálica.

Ao final do processo de tratamento do efluente é gerado um resíduo sólido o qual é armazenado em tambores para transporte até o aterro sanitário. No entanto, para o aproveitamento do resíduo é fundamental a caracterização. Amostragem desse material foi realizada segundo as normas da ABNT 10.007 a qual foi subdividida em duas subamostras do resíduo. A primeira foi embalada em saco plástico, mantida a temperatura ambiente e protegida da luz solar até as instalações dos experimentos; a

segunda amostra foi encaminhada para os ensaios físico-químicos em laboratório terceirizado. As análises foram realizadas obedecendo as normas: NBR 10004 – Classificação de Resíduos Sólidos; NBR 10005 - Ensaio de lixiviação e NBR 10006- Ensaio de Solubilidade.

O resíduo orgânico foi proveniente de uma indústria de sorvete localizada no Distrito Industrial de Maracanaú na cidade de Maracanaú-CE, região metropolitana de Fortaleza. O resíduo, fornecido pela empresa no mesmo dia de beneficiamento do sorvete era composto pelos bagaços de coco, morango, milho, abacaxi, e banana. O material foi coletado e triturado no mesmo dia, deixando-se partículas menores que 4 mm de diâmetro. Subamostras foram colocadas em estufa a 60 °C até peso constante para determinação da umidade e análise química. A outra parte da amostra foi mantida em freezer até os dias das instalações dos experimentos.

3.2.2 - Estruturação experimental

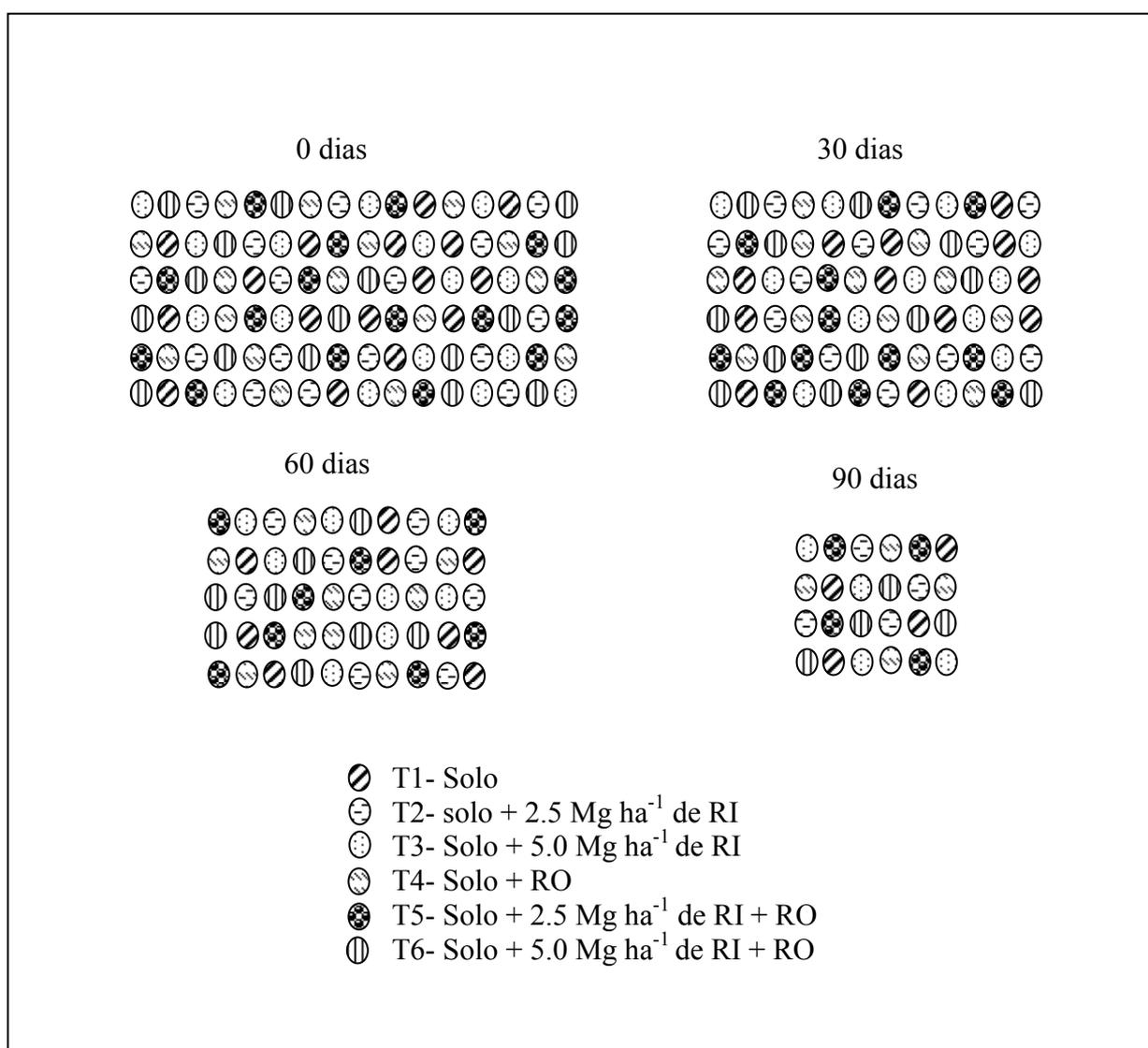
O experimento foi conduzido de Novembro de 2011 a Fevereiro de 2012 em casa de vegetação pertencente ao Departamento de Ciências do Solo do Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal do Ceará (UFC), localizado no Campus do Pici, em Fortaleza-CE.

Foram coletadas amostras deformadas e indeformadas de solo da camada superficial (0-15 cm) de um Argissolo Vermelho Amarelo eutrófico na área de campo da Universidade Federal do Ceará - Campus do Pici. As amostras foram embaladas identificadas e armazenadas para análises químicas e físicas conforme (EMBRAPA, 1997). Aproximadamente 25 kg de solo foram passados em peneira ($\phi=2$ mm), homogeneizado, umedecido (50% da capacidade de campo) e pré-incubado em saco plástico escuro e mantido em temperatura ambiente durante 21 dias antes do início do período de incubação para restabelecimento da comunidade microbiana.

Os tratamentos foram arranjos em delineamento inteiramente casualizado em esquema fatorial 3 x 2 x 4 com quatro repetições. Os tratamentos foram estabelecidos para avaliar o efeito de três doses de RI (0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹), na ausência e presença do RO nas propriedades químicas em 4 datas sequenciados de avaliações aos 0, 30, 60 e 90 dias após o período de incubação dos solos. A quantidade de resíduo orgânico foi aplicada em quantidades equivalente a 100 kg de N ha⁻¹ (aproximadamente 20 Mg ha⁻¹).

Para o cálculo das quantidades dos resíduos que foi aplicada ao solo, correspondendo às doses propostas em cada tratamento, foi considerada a densidade do solo ($1,5 \text{ Mg m}^{-3}$) determinada no local amostrado bem como a profundidade de 0-15 cm, sendo com base na massa seca do solo e resíduos industriais.

O experimento foi constituído por 96 vasos com 200 g de solo pré-incubado. Após a adição dos resíduos o solo foi homogeneizado e a umidade ajustada para 60% da capacidade de campo. Esta umidade foi mantida durante todo o experimento por meio da pesagem dos vasos. O experimento utilizado foi destrutivo, ou seja, em cada data foram recolhidos quatro vasos de cada tratamento constituindo no total de 24 vasos por data, conforme figura 7.



O nitrogênio mineral do solo foi determinado em cada data de avaliação. O solo de cada vaso foi coletado e homogeneizado e imediatamente subamostras foram pesadas para a determinação do N- mineral e umidade do solo.

3.2.3 - *Análise físico-química do solo*

A extração do N mineral do solo (N-NH_4^+ e $\text{N-NO}_2^- + \text{N-NO}_3^-$) foi realizada pela agitação de 5 g do solo úmido em 50 mL de solução KCl 1 mol L^{-1} em agitador mecânico horizontal, durante 30 minutos, e posterior repouso por mais 30 minutos. A determinação do N amoniacal (N-NH_4^+) foi realizada em uma alíquota de 25 mL do sobrenadante, na qual acrescentou 0,2 g de MgO calcinado em seguida destilada em destilador do tipo semimicro Kjeldahl. A determinação do N nítrico ($\text{N-NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) foi realizada acrescentando-se a alíquota usada para determinação de N-NH_4^+ adicionando-se 0,2 g de liga devarda e feita nova destilação. O material destilado foi coletado em solução receptora do N (ácido bórico 2% + indicadores (vermelho de metila e verde de bromocresol). As titulações das amostras foram feitas com H_2SO_4 $0,0025 \text{ mol L}^{-1}$ (TEDESCO *et al.*, 1995 adaptado por CANTARELLA e TRIVELIN, 2001).

A determinação do pH do solo úmido foi realizada em medidor de bancada em cada período de avaliação sendo um dia após a determinação de nitrogênio mineral na relação de 1:2,5 utilizando-se 10g de solo em base seca para 25 ml de água destilada. A mistura foi agitada com bastão de vidro e deixada em repouso por 1 hora e após agitou-se novamente e em seguida procedeu-se a leitura de cada amostra.

Para a realização das demais análises químicas as amostras de solo foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de 2,0 mm de abertura, posteriormente foram seguidas as metodologias descritas pela Embrapa (1997) para determinação de acidez potencial com solução de acetato de cálcio ($(\text{CH}_3\text{COO})_2\text{Ca}\cdot\text{H}_2\text{O}$) $0,5 \text{ mol L}^{-1}$ tamponado a pH 7,0 e quantificada por titulometria com NaOH $0,025 \text{ mol L}^{-1}$, os teores de $\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}$ foram extraído com solução de KCl 1M e determinados por titulação com EDTA 0,0125 M. O fósforo (P), potássio (K), sódio (Na) e os micronutrientes (Fe, Cu, Zn e Mn) foram extraídos com Mehlich 1. A determinação do P foi por colorimetria, enquanto o K e o Na foram por fotometria de chama e os micronutrientes determinados por espectrometria de absorção atômica. A condutividade elétrica do solo

foi determinada através da relação 1:50 (v/v) com eletrodo de vidro, conforme descrito em Raij; Gheyi; Bataglia, (2001).

A determinação de carbono orgânico total (COT) foi realizada de acordo os procedimentos descritos por Yeomans e Bremner (1988) adaptada por Mendonça e Matos (2005), as amostras de solo foram trituradas em almofariz, quantificando-se o carbono por oxidação da matéria orgânica via úmida, por oxidação com $K_2Cr_2O_7$ 0,167 mol L^{-1} em meio sulfúrico, com aquecimento externo H_2SO_4 , juntamente com uma fonte externa de aquecimento. O excesso de dicromato, após a oxidação, foi titulado com solução de sulfato ferroso amoniacal. A determinação de nitrogênio total foi de acordo com Bremner (1996), por digestão com mistura catalisadora de H_2SO_4 , K_2SO_4 e $CuSO_4$ seguida de destilação de Kjeldahl e titulação.

Foi determinada a granulometria pelo método da pipeta (CAMARGO *et al.*, 1986) e a densidade do solo pelo anel volumétrico (Embrapa, 1997), para cálculo da adição dos resíduos industriais.

3.2.4 - Cálculo da taxa de mineralização do resíduo orgânico

Para cálculo dos teores de $N-NH_4^+$ e $N-NO_2^- + N-NO_3^-$ foi utilizada a seguinte fórmula:

$$N(mg\ kg^{-1}) = \frac{(V_{H_2SO_4\ amostra} - V_{H_2SO_4\ branco}) \times F_{ácido} \times V_{total} \times 1000}{V_{destilado} \times M_{solo}} \quad (1)$$

No qual: $V_{H_2SO_4\ amostra} - V_{H_2SO_4\ branco}$ são os volumes de ácido sulfúrico, em mL, gastos nas titulações e das provas em branco, respectivamente; $F_{ácido}$ fator do ácido, em mg N ml^{-1} de ácido; V_{total} é o volume, em ml, do extrato de digestão; $V_{destilado}$ é o volume em ml da alíquota do extrato destilado e M_{solo} massa de solo seco, em g e 1000 ($g\ kg^{-1}$) é o fator para converter g para kg.

Para o cálculo da mineralização de nitrogênio utilizou-se o método proposto por Cas (2009), em que os resultados indicam mineralização ou imobilização de N pela atividade microbiana, no qual valores positivos significam processo de mineralização líquida de N e valores negativos imobilização líquida de N.

Para o tratamento sem aplicação de resíduos industriais e os com incorporação o cálculo do N mineralizado foi diferenciado:

a) Tratamento controle consiste no solo sem adição de resíduo (SSR) foi calculado pela equação:

$$N_{min} = Nt_2 - Nt_1 \quad (2)$$

Onde: N_{min} a quantidade de N mineralizado (mg de N kg^{-1}) no controle; representam a quantidade de N mineral no solo sem adição de resíduos determinados em dois tempos analíticos predeterminados e consecutivos, t_2 e t_1 , por exemplo no tempo zero (t_1) e no tempo 30 (t_2).

b) Tratamentos com incorporação de resíduo inorgânico e orgânico foram determinados pela equação:

$$N_{min} = (Nr_2 - Nr_1) - (Nt_2 - Nt_1) \quad (3)$$

Onde: N_{min} a quantidade de N mineralizado (mg de N kg^{-1}) do resíduo orgânico; Nr_1 e Nr_2 representam a quantidade de N mineral do solo com incorporação de RO no início e ao final de cada avaliação, respectivamente e Nt_1 e Nt_2 representam a quantidade de N mineral no solo testemunha no início e ao final de cada avaliação, respectivamente.

3.2.5 - Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e mediante constatação de diferença significativa, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade e regressão para o tempo, utilizando o software SISVAR 4.6 (FERREIRA, 1999).

3.3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 - pH, condutividade elétrica e COT

Após a incorporação do RI no solo constataram-se efeitos significativos para pH e CE a 1% de probabilidade, indicando que a aplicação do RI alterou esses

parâmetros, porém não apresentou efeitos no teor de COT. Já a presença do RO alterou as concentrações de COT e pH e não influenciou na CE (Tabela 6).

Tabela 6- Resumo das análises de variância para pH, condutividade elétrica (CE) e carbono orgânico total (COT) do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO)

Fonte de Variação	GL	-----Valor F-----		
		pH	CE	COT
RI	2	74,90**	6,35**	2,38 ^{ns}
RO	1	117,52**	2,68 ^{ns}	9,92**
RI x RO	2	109,94**	2,90 ^{ns}	1,00 ^{ns}
Erro a	18	-	-	-
Tempo	3	454,83**	767,48**	6,35**
Erro b	12	-	-	-
RI x Tempo	6	13,37**	1,17 ^{ns}	1,96 ^{ns}
RO x Tempo	3	51,82**	10,94**	26,00**
RI x RO x Tempo	6	59,22**	1,04 ^{ns}	2,47*
Erro c	42	-	-	-
CV (%)		0,84	10,76	5,64
Média geral		6,10	0,13	10,70

^{ns} não significativo e ** significativo a 1% de probabilidade pelo teste de F.

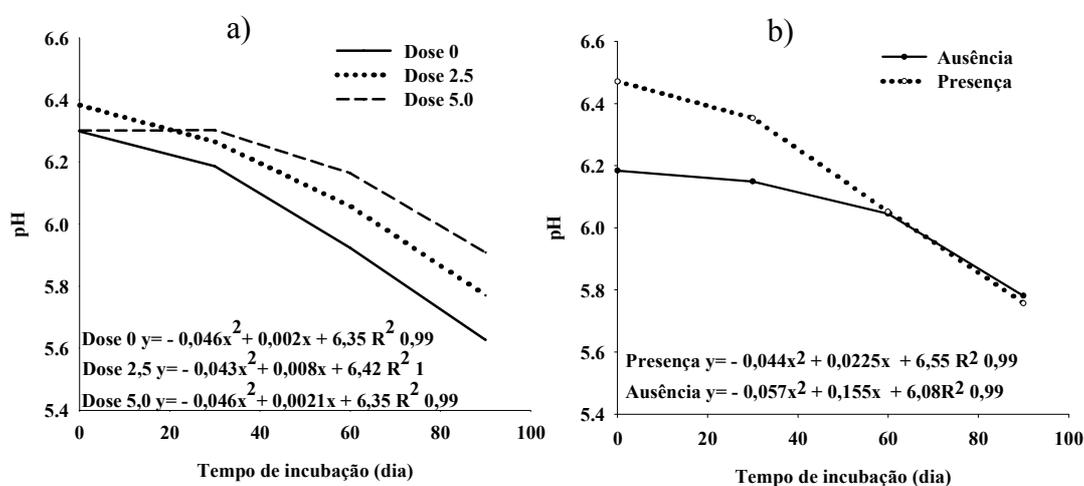
O pH do solo é um atributo importante que deve ser analisado após a incorporação de resíduos, pois pode ocorrer alteração do solo e diminuir a concentração de determinados nutrientes essenciais às plantas, provocar deficiência do mesmo e consequentemente, diminuir a produtividade da lavoura. A mudança nos valores do pH altera a solubilidade dos cátions no solo, modifica a dinâmica das relações catiônicas e influencia a absorção de nutrientes pelas culturas (TEXEIRAS, 2003).

O efeito da interação entre RI e RO foi significativo durante o período avaliado para os valores de pH (Tabela 6). A incorporação das doses crescentes do RI aumentou o pH do solo, o qual diminuiu durante o período estudado, ajustando-se a equação quadrática (Figura 8a). Com as equações quadráticas é possível determinar o ponto de máximo do valor de pH para cada dose de RI, sendo 99 % dos dados explicados por esta equação. A elevação do pH pode estar associada ao pH alcalino do RI como mostra a tabela 1 e ao teor de Ca+Mg determinada no solo (Figura 11). Em relação a este parâmetro, o RI pode ser utilizado em solos agrícolas para elevar o pH do solo. Em um estudo realizado por Boechat e Silva (2012) encontraram aumento do pH do solo com a utilização de resíduos alcalinos e neutros da indústria petroquímica, de

fabricação de papel e de laticínio atribuindo esta elevação aos teores de cálcio dos resíduos.

Para o efeito do RO no tempo avaliado, observa-se também ajuste matemático quadrático (Figura 8b). Na presença do resíduo, os maiores valores de pH foram observados nos primeiros 30 dias, decrescendo ao final do experimento, e não diferindo dos sem adição do resíduo orgânico.

Figura 8- Médias dos valores de pH do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e na ausência e presença do resíduo orgânico (RO) (b).



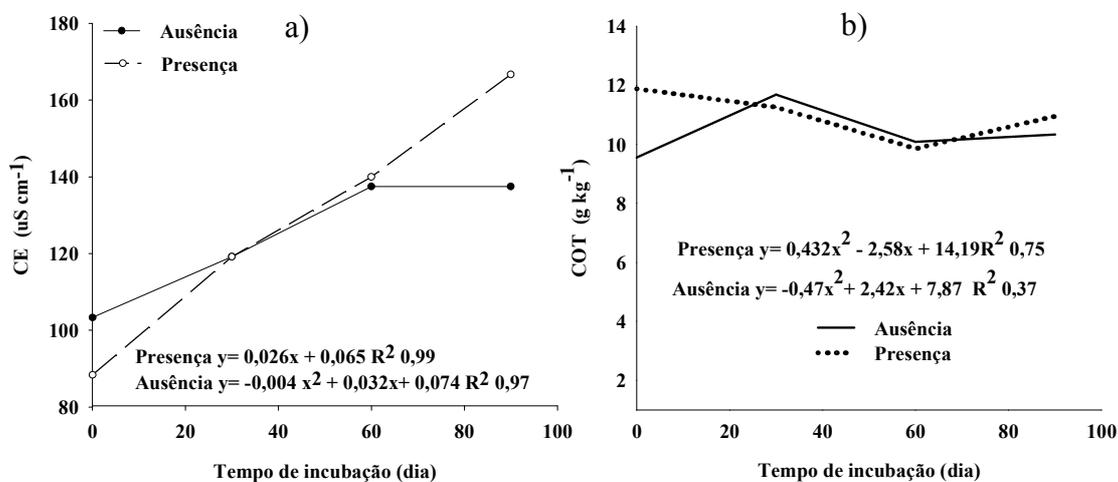
O RO utilizado no experimento foi fresco, ou seja, sem pré-estabilização e a elevação do pH inicial em relação aos solos sem adição, segundo Pavinato e Roselem (2008) pode ocorrer antes da humificação por promover a complexação de H^+ e Al^{3+} com compostos do resíduo vegetal, deixando Ca, Mg e K disponíveis na solução do solo podendo elevar a CTC. Mas, durante o processo de decomposição a matéria orgânica (MO) pode contribuir para a acidez do solo pela liberação de ácidos orgânicos e, conseqüentemente, de íons H^+ (SOUSA, MIRANDA; OLIVEIRA, 2007) o que provavelmente provocou a acidificação do solo durante o período de incubação. Corrêa *et al.* (2005) estudando a aplicação de resíduo orgânico da indústria processadora de goiaba fresco, observou leve acidificação do solo pela possível liberação de ácidos orgânicos com o aumento das doses, após 90 dias de incubação em condições laboratoriais.

A aplicação de diversos resíduos orgânicos ao solo altera o pH de forma diferenciada, o que vai depender principalmente das características do resíduo e do solo alterado. Karaca (2004) e Kavdir e Killi (2008) observaram uma diminuição do pH após adição com composto de bagaço de uva e pó de tabaco no período de 6 meses de incubação e doses crescentes de resíduos sólidos de azeite de oliva, respectivamente atribuindo este comportamento ao pH do material. Fuente, Clemente e Bernal (2008) observaram que solos tratados com resíduos de moinho de azeite de oliva não alteraram o pH do solo devido à capacidade tampão do mesmo. A aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto alcalino aumenta o pH do solo (GUEDES *et al.*, 2006). Em outro estudo foram observados aumento do pH do solo com aplicação de resíduo de curtume (TEIXEIRA *et al.*, 2006).

Observa-se na figura 9a, que a presença do RO elevou a CE do solo após 60 dias de incubação devido a liberação de sais no processo de decomposição da MO. A aplicação de diferentes resíduos pode aumentar a condutividade elétrica pela adição de sais solúveis na solução do solo. Em estudo realizado por Mantovani *et al.* (2006), relatam que solos com adição de composto de lixo urbano em doses crescentes incubados por 126 dias, os valores de CE aumentaram até 107 dias de incubação nos tratamentos que receberam 30, 60, 90 e 120 Mg ha⁻¹ e até 102 dias no tratamento sem aplicação e ao final de 126 dias de incubação os valores foram 300, 310, 352 e 377 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente e sem aplicação foi de 237 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Kavdir e Killi (2008) também relatam aumento da CE com doses crescentes de resíduo sólido de azeite de oliva.

As adições do RO apesar de aumentar a quantidade de sais, possivelmente nutrientes, não prejudicariam o desenvolvimento natural das plantas, pois está bem abaixo dos valores de solos considerados salinos, segundo o manual de classificação da EMBRAPA (2006) que considera solo de caráter salino os que apresentam valor de CE entre ≥ 4000 e $\leq 7\ 000$ $\mu\text{S cm}^{-1}$ utilizando o método da pasta de saturação de solo.

Figura 9– Condutividade elétrica (CE) (a) e carbono orgânico total (COT) (b) do solo com ausência e presença de RO.



A quantidade de carbono orgânico na primeira avaliação, nos solos sem adição do RO foi de $9,55 \text{ g kg}^{-1}$ e na presença foi de $11,88 \text{ mg kg}^{-1}$, sendo este aumento significativo (Figura 9b). Os benefícios provocados pela incorporação de RO são inestimáveis para as áreas agrícolas, mas devido à quantidade e qualidade do resíduo orgânico que devem ser adicionados aos solos constitui um dos grandes problemas para elevar a concentração de MO nos solos. No presente estudo, foram adicionados o equivalente a aproximadamente 20 Mg ha^{-1} de RO, o qual apresentou alta relação C:N (Tabela 3) observando aumento significativo no teor de carbono apenas no início do experimento.

Em um estudo realizado por Weber *et al.* (2007), utilizando doses crescentes de resíduo sólidos municipais compostado, observaram aumento nos teores de COT no solo apenas nas doses média (36 Mg ha^{-1}) e na mais alta do resíduo (72 Mg ha^{-1}) sendo mais acentuada no primeiro ano após aplicação, porém com resultados significativos no segundo ano.

3.3.2 - Macronutrientes do solo

A aplicação de RI alterou a fertilidade do solo na dinâmica do N- mineral, nos teores de P e Ca+Mg no solo, mas não influenciou no teor de N-Total. A adição do RO apresentaram efeitos significativos para os teores de macronutrientes estudados (Tabela 7).

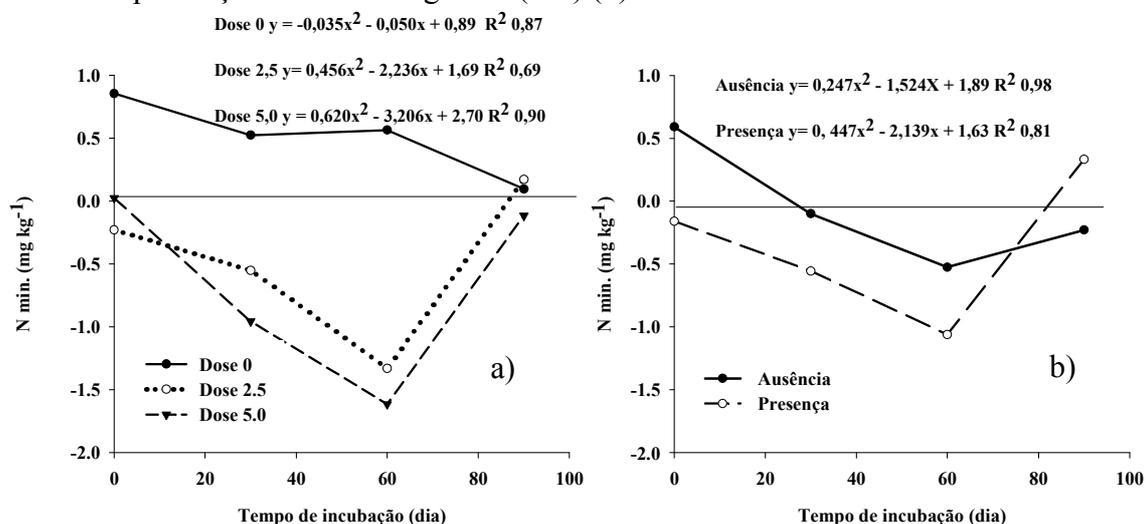
Tabela 7- Resumo das análises de variância para os macronutrientes (N- mineralizado, N- total, fósforo (P), potássio (K), cálcio + magnésio (Ca+ Mg)) do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) nas e resíduo orgânico (RO).

Fonte de Variação	GL	-----Valor de F-----				
		N-mim	N-total	P	K	Ca+Mg
RI	2	55,82**	0,88ns	158,96**	0,74ns	5,49**
RO	1	9,06**	12,87**	32,84**	189,85**	4,57*
RI x RO	2	28,08**	3,37ns	10,65**	9,54**	3,22ns
Erro a	18	-	-	-	-	-
Tempo	3	10,578**	17,45**	20,42**	6,29**	33,10**
Erro b	12	-	-	-	-	-
RI x Tempo	6	27,85**	1,09ns	12,11**	6,16**	4,10**
RO x Tempo	3	29,87**	3,91*	7,76**	2,67ns	1,34ns
RI x RO x Tempo)	6	29,87**	1,91ns	8,35**	7,35**	2,21ns
Erro c	42	-	-	-	-	-
CV Tempo (%)	-	9,76	9,00	4,12	9,39	6,01
Média geral	-	-0,214	0,91	53,24	150,42	3,19

^{ns} não significativo, *e**= significativo a 5% e 1% de probabilidade, respectivamente pelo teste F.

A incorporação do RI e RO durante os 90 dias apresentou efeito significativo pelo teste F para o N-mineralizado (Tabela 7). A incorporação das doses de RI (2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹) no período estudado indicam que durante a incubação ocorreu o processo de imobilização, apresentando ajuste quadrático (Figura 10a). Aos 30 dias, as doses 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹ apresentaram valores de -0,552 e -0,957 mg kg⁻¹, respectivamente, de N mineralizado, resultados que diferiram entre si e em relação aos solos não alterados (0,524 mg kg⁻¹). Nos demais períodos não ocorreram diferenças entre as doses 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹ com exceção no final do experimento.

Figura 10- N mineralizado do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e na ausência e presença do resíduo orgânico (RO) (b).



A presença do resíduo orgânico promoveu a imobilização do N, sendo influenciada pela alta relação C/N do resíduo orgânico (Tabela 3). Este processo foi predominante até 60 dias de avaliação. Aos 90 dias predominou o processo de mineralização. A utilização de resíduos com alta relação C/N em solos com baixa fertilidade, o N será imobilizado por um período prolongado devido à incorporação na biomassa microbiana (BOECHAT e SILVA, 2012).

Os solos sem adição do RO apresentaram inicialmente mineralização e imobilização até o final do período de incubação. Estes resultados obtidos indicam que os micro-organismos utilizaram o N presente no solo para o seu metabolismo ao ponto que esgotou, causando a imobilização ao final do período avaliado (Figura 10b).

O processo de mineralização no solo é influenciado por diversos fatores que favoreçam a atividade dos micro-organismos como o pH do solo na faixa de 6,6 a 8,0, condições aeróbias, umidade em torno de 50 a 70 % da capacidade de retenção de água pelo solo, temperatura na faixa de 26 a 32°C e materiais com baixa relação C/N (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). No presente estudo tais parâmetros favoreceram o processo de mineralização, no entanto, a alta relação C/N do RO favoreceu o processo de imobilização.

A presença do resíduo orgânico aumenta a atividade dos micro-organismos e conseqüentemente a demanda por N. Segundo Moreira e Siqueira (2006) materiais incorporados ao solo com altos teores de carbono e baixas concentrações de nitrogênio causam imobilização do N-mineral temporariamente, devido à falta de substrato na forma de NH_4^+ .

Em estudo realizado por Cas (2009), no qual avaliou a dinâmica de nitrogênio durante a decomposição de lodo de esgoto e palha de aveia, mantidos na superfície ou incorporados ao solo, verificou que a palha mantida na superfície promoveu um aumento nas quantidades de N-mineral no solo e quando incorporada ao processo de imobilização líquida prevaleceu durante todo o período de estudo (110 dias). O autor argumenta que materiais incorporados ao solo com alta relação C/N favorecem a imobilização do N no solo, decorrente do maior contato do solo com os resíduos culturais, facilitando o acesso dos micro-organismos decompositores ao carbono da palha, maior mobilidade da água, disponibilidade de nutrientes,

principalmente o N na forma de nitrato, ou seja, proporcionando aos micro-organismos o C da palha, N do solo e condições favoráveis para ocorrer à imobilização do N.

A incorporação ao solo de resíduos com alta relação C/N inicialmente provocaram a imobilização de N pela microbiota do solo e segundo Moreira e Siqueira (2006) à medida que o carbono é liberado pelo processo de degradação a relação C/N diminui e os nutrientes contidos nos materiais originalmente depositados, já convertido à biomassa, tornam-se disponíveis no solo. Segundo Lorenzini (2011) os compostos orgânicos por terem uma liberação mais lenta de N em relação aos fertilizantes nitrogenados, permitem que à medida que o elemento é liberado pelo resíduo orgânico este também pode ser absorvido pelas plantas e assim diminuir as perdas por lixiviação.

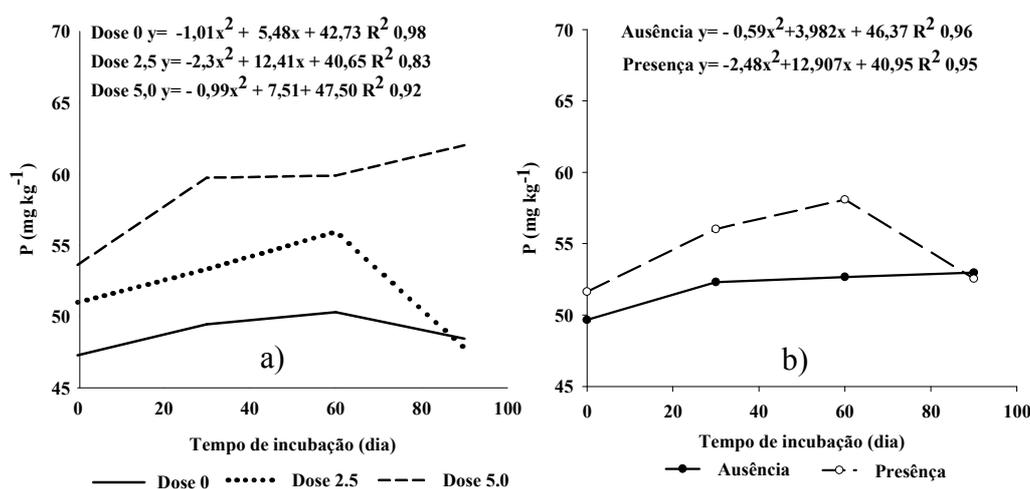
No presente estudo, a adição do RI independente das doses e a presença do RO no solo alterou o processo de mineralização líquida do nitrogênio promovendo a imobilização. A adição dos resíduos industriais inicialmente promoveu a imobilização do nitrogênio podendo provocar deficiência de nitrogênio nas plantas por um determinado período, mas a liberação gradual do N para o solo é desejável por diminuir as perdas devido à lixiviação e os benefícios provocados pela presença da matéria orgânica no solo como: melhorar a estrutura, diminuir a variação da temperatura do solo e a retenção de umidade, principalmente em regiões quentes como a do Estado do Ceará.

Para os teores de P a análise de variância apresentou efeitos significativos para a adição dos resíduos industriais (Tabela 7). O teor de P disponível aumentou, na dose 5,0 Mg ha⁻¹ de RI durante o período de incubação. Para a dose 2,5 Mg ha⁻¹ de RI esse aumento foi observado até 60 dias e não diferindo do solo sem adição de RI ao final do período de incubação.

A presença do RO aumentou os teores de P disponível até 60 dias em relação aos solos não alterados, diferindo estatisticamente. Aos 90 dias os teores de P disponível diminuíram, não diferindo do solo sem aplicação de RO (Figura 11b). Portanto, as variações de P disponível encontradas podem estar relacionadas aos menores valores de pH do solo analisado durante os 90 dias (Figura 8). Teixeira *et al.* (2006) encontraram aumento nos teores de P com a aplicação de resíduo de curtume na faixa de pH 6,5 e 7,5, mas com o pH 7,7 a concentração do nutriente diminuiu sendo semelhante à testemunha atribuindo estes resultados a precipitação do P com o aumento do pH.

Martins (2009) avaliou em dois cultivos sucessivos de milho a aplicação de resíduo da indústria de celulose no suprimento de nutrientes. O autor relatou que esse resíduo tem a capacidade de fornecer P às plantas, mas a dinâmica de disponibilidade do nutriente é mais lenta e gradual após observar que foram 10 vezes maiores a concentração de P em relação à adubação mineral antes do segundo cultivo do que os encontrados antes do primeiro cultivo. Souza *et al.* (2011) verificaram que a aplicação de resíduo da indústria de processamento de goiaba aumentou os teores de P de Argissolo Vermelho-Amarelo.

Figura 11- Médias dos valores de fósforo disponível do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e na ausência e presença do resíduo orgânico (RO) (b).



A adição de RI apresentaram efeitos significativos para os teores de K ao longo do tempo avaliado. No entanto, a presença do RO não apresentou efeitos ao longo do tempo (Tabela 6).

Na ausência do RO, a dose 2,5 Mg ha⁻¹ de RI apresentou menores quantidades de K em relação ao solo sem adição do RI, mas não diferiu na dose 5,0 Mg ha⁻¹. A presença do RO, independente da dose de RI, elevou a quantidade de K, que foram de 139,0, 123,0 e 131,4 mg kg⁻¹ na ausência para 161,0, 174,1 e 174 mg kg⁻¹ na presença, nas respectivas doses 0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹ (Tabela 8). A quantidade de K nas diferentes doses de RI oscilaram nos dias avaliados, apresentando valores médios de 150,0, 148,6 e 152,7 mg kg⁻¹ nas doses 0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹, respectivamente (Anexo A).

Tabela 8- Concentração de potássio (K) disponível do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).

Doses de RI (Mg ha ⁻¹)	-----K (mg kg ⁻¹)-----	
	Resíduo orgânico	
	Ausência	Presença
0	139,0 aB	161,0 bA
2,5	123,0 bB	174,1 aA
5,0	131,4 abB	174,0 aA

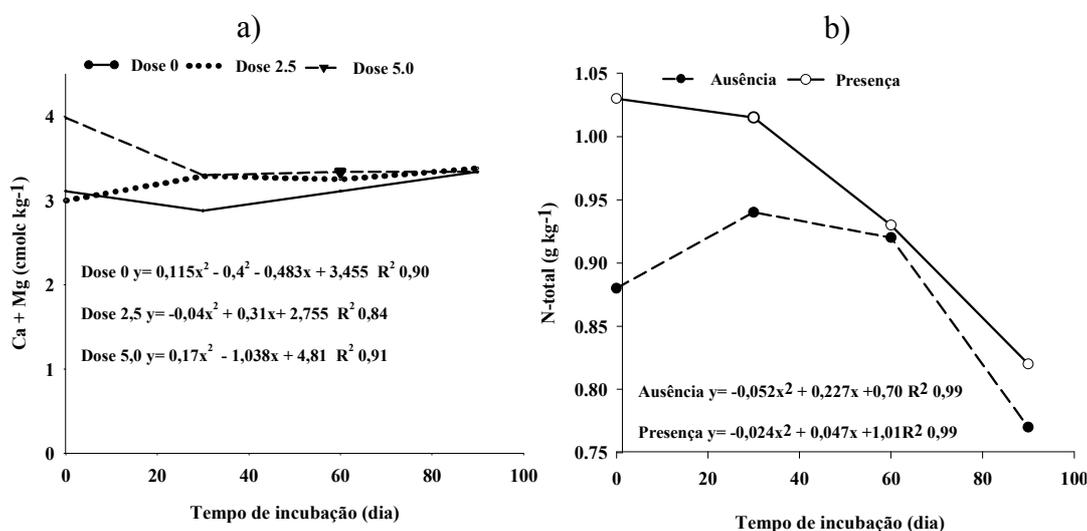
Dms para colunas =12,38 e linhas =10,19. Médias seguidas de mesma letra minúsculas nas colunas e maiúsculas nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey a $p < 0,05$.

A adição dos resíduos industriais aumentaram os teores de P nos solos alterados e o RO as quantidades de K. Em estudo realizado por Mantovani *et al.* (2004) com resíduos da indústria processadora de goiaba relatam aumento nos teores de P e K.

Na figura 12a são apresentados os teores de cálcio + magnésio das diferentes doses de RI. Observa-se que as quantidades no solo aumentaram com a aplicação de doses crescente de RI, no entanto apresentaram variações ao longo do tempo de incubação com média de 3,11, 3,23 e 3,49 cmol_c kg⁻¹ nas doses 0, 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹, mas apresentaram ajuste para todas as doses em estudos.

O teor de N-total no solo variou com a presença do RO, na primeira avaliação aumentou de 0,88 g kg⁻¹ nos solos sem aplicação para 1,03 g kg⁻¹ na presença, não variando nos demais períodos, mas a partir da segunda avaliação independente da ausência ou presença do RO decresceu até o final apresentando ajuste quadrático de ponto máximo (Figura 12b).

Figura 12- Quantidades de cálcio + magnésio do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e N- Total do solo na ausência e presença do resíduo orgânico (RO) (b).



3.3.3 - Micronutrientes (Fe, Cu, Zn e Mn).

O teste F revelou efeitos significativos para a incorporação de resíduo inorgânico e o tempo avaliado para os valores de todos os micronutrientes avaliados (Fe, Cu, Zn e Mn) e para o fator RO apenas foram significativos para o Zn e Mn. Todas as interações (RI x RO, RI x Tempo, RO x Tempo e RI x RO x Tempo) também foram significativas (Tabela 9).

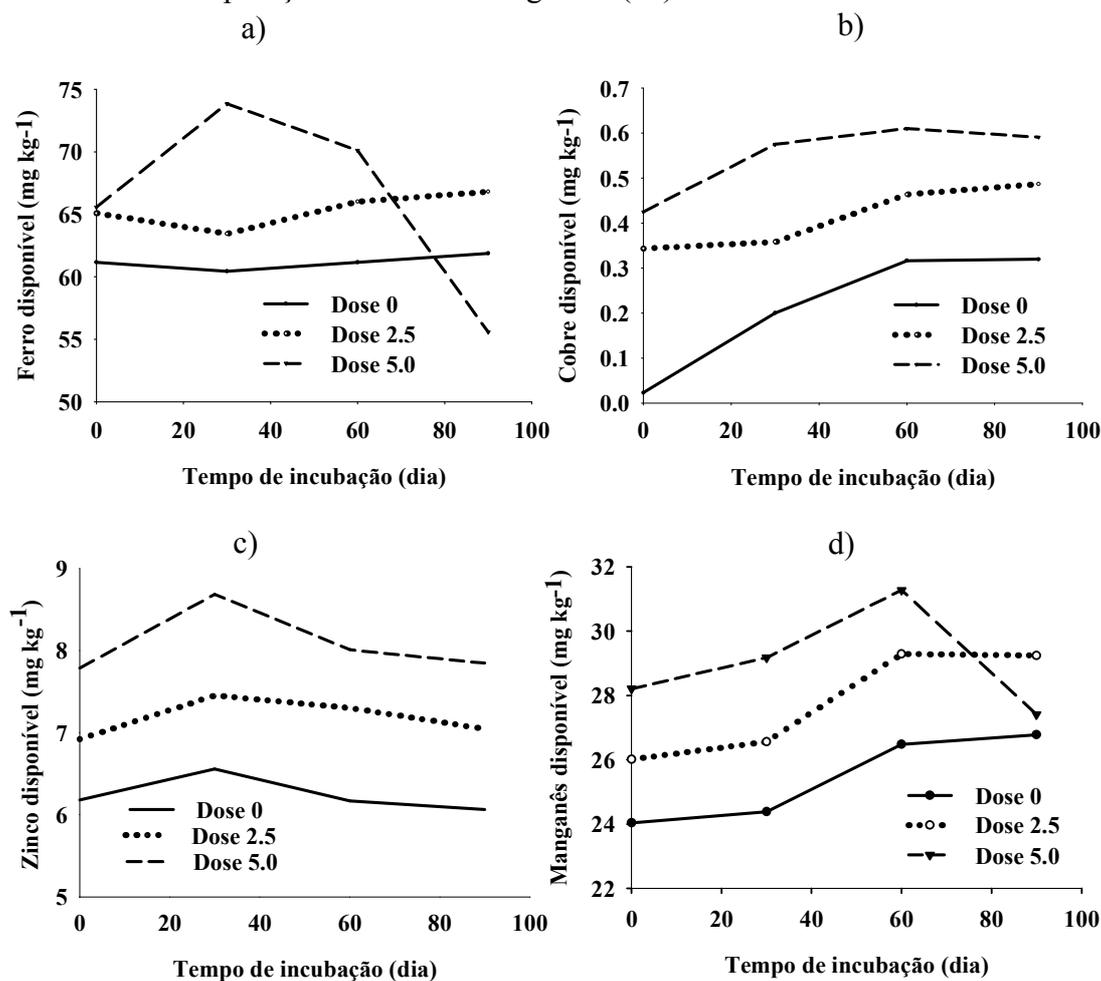
Tabela 9- Resumo das análises de variância para os teores de micronutrientes ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn) do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).

Fonte de Variação	GL	Valor F			
		Fe	Cu	Zn	Mn
RI	2	57,31**	469,13**	453,27**	230,64**
RO	1	2,7 ^{ns}	0,70 ^{ns}	83,261**	9,18**
RI x RO	2	23,73**	6,60**	5,80*	21,25**
Erro a	18	-	-	-	-
Tempo	3	56,76**	24,68**	19,98**	69,04**
Erro b	12	-	-	-	-
RI x Tempo	6	34,17**	5,66**	1,34 ^{ns}	33,29**
RO x Tempo	3	38,14**	3,49*	7,55**	40,74**
RI x RO x Tempo	6	45,35**	6,6**	2,4*	41,42**
Erro c	42	-	-	-	-
CV Tempo (%)	-	17,47	4,95	4,95	2,11
Média geral	-	64,26	0,41	7,17	27,42

^{ns} não significativo, *e**significativo a 5% e 1% de probabilidade, respectivamente pelo teste F

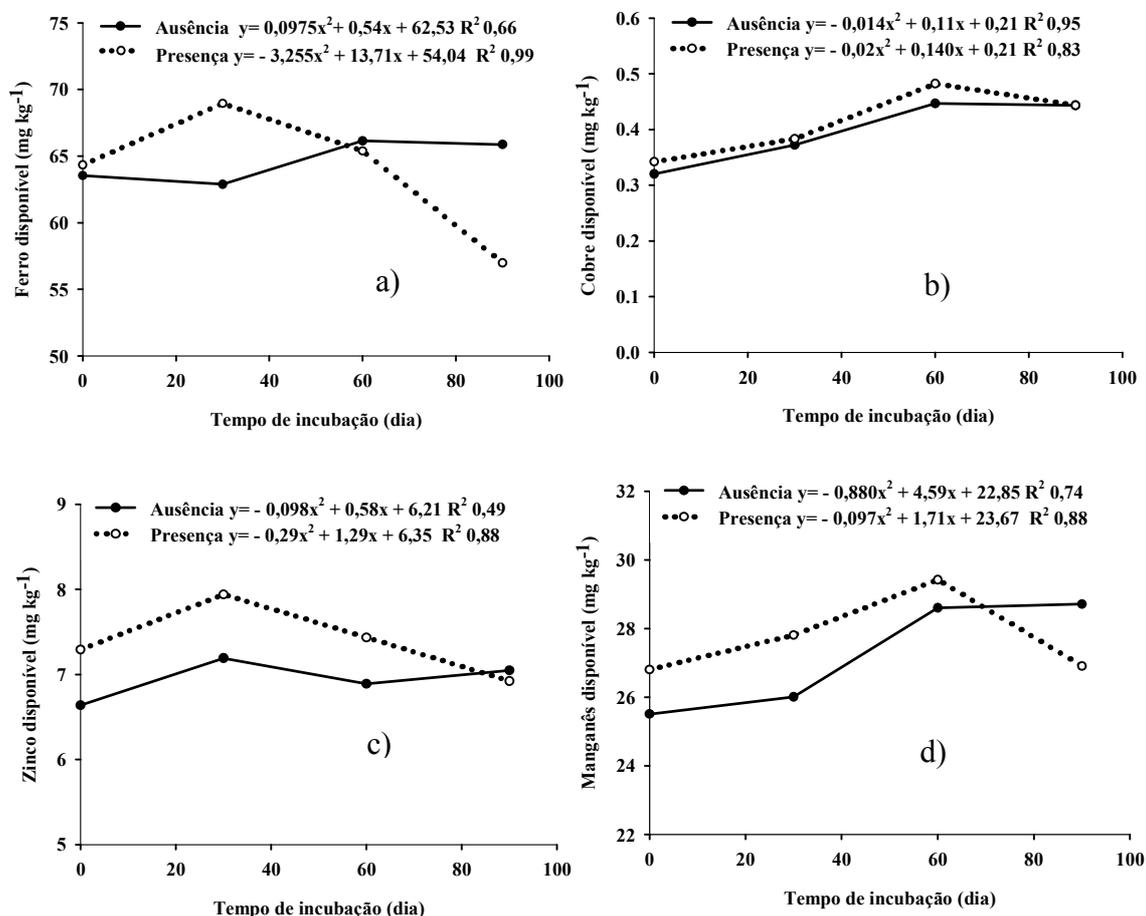
Na figura 13, observa-se que a incorporação do RI nos solos aumentaram a disponibilidade de Fe, Cu, e Mn durante o período avaliado com exceção da dosagem 5,0 Mg ha⁻¹ que decresceu a partir dos 30 dias avaliados sendo que, aos 90 dias foi inferior a dose 0 para os teores de Fe (Figura 13a) e para o Mn esse decréscimo ocorreu a partir dos 60 dias e ao final não diferiu do solo sem aplicação de RI (Figura 13d). As concentrações de Zn não foram influenciadas pela adição do RI ao longo do período avaliado (Figura 13c).

Figura 13- Médias dos valores de ferro (a), cobre (b), zinco (c) e manganês disponível do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI).



Na figura 14 são apresentados os teores de ferro (Fe), cobre (Cu), zinco (Zn) e manganês (Mn) dos solos alterados com presença ou não do RO durante 90 dias de incubação. Observa-se que os teores de Fe aumentaram até os 30 dias, diminuindo ao final do experimento, sendo inferior aos solos sem adição de RO (Figura 14a). A disponibilidade de Cu do solo aumentou durante o período avaliado independente da aplicação ou não do RO (Figura 14b). A incorporação do RO ao solo aumentou os teores de Zn nos primeiros 30 dias avaliados e diminuiu até o final do experimento, não diferindo dos solos sem adição de RO (Figura 14c). Na presença do RO a quantidade de Mn do solo aumentou até 60 dias de avaliação o mesmo comportamento foi observado para os solos sem incorporação de RO, mas com valores inferiores, diferindo estatisticamente. Aos 90 dias houve um decréscimo dos teores de Mn nos solos alterados com RO ficando inferior aos solos sem aplicação de RO (Figura 14d).

Figura 14- Médias dos valores de ferro (a), cobre (b), zinco (c) e manganês (d) disponível do solo com incorporação de resíduo orgânico.



As concentrações dos micronutrientes total no solo variam conforme o elemento. O Fe é o elemento que se encontra em maior quantidade no solo, variando de 10 a 100 g kg⁻¹, o Mn é similar ao Fe tanto nos processos geológicos como químicos e sua concentração varia de 0,02 a 3 g kg⁻¹, o Cu varia de 10 a 80 mg kg⁻¹ e o zinco de 10 a 300 mg kg⁻¹ (ABREU; LOPES; SANTOS, 2007). No presente estudo os micronutrientes disponíveis mais abundantes no solo encontraram-se na ordem Fe > Mn > Zn > Cu durante o período de incubação, sendo observadas nos solos não alterados como na aplicação dos resíduos industriais, essa sequência é atribuída, independente da dose de RI à concentração do elemento no solo (Tabela 2).

A disponibilidade de micronutrientes no solo é influenciada pelo pH. O aumento no valor deste indicador diminui a disponibilidade pela matéria orgânica, o que ocorre porque os constituintes da MO podem formar complexos com os micronutrientes podendo aumentar ou diminuir a sua disponibilidade e reações de oxiredução (ABREU;

LOPES; SANTOS, 2007; GUPTA; KENING; SIYUAN, 2008). Mas segundo Parat *et al.* (2005) o pH possui maior influência devido ao seu forte efeito sobre a biodisponibilidade e lixiviação dos metais. Nos resultados observados, estes fatores podem ter sido influenciados pela disponibilidade dos elementos na solução do solo, assim como a composição e concentração do resíduo inorgânico pode ter influenciado na disponibilidade de Fe e Mn no solo (Tabela 2). Segundo Abreu, Lopes e Santos (2007) a disponibilidade de Fe decresce aproximadamente mil vezes para cada unidade de aumento do pH e para o Mn, esse decréscimo é de 100 vezes.

Os micronutrientes Fe, Cu, Zn e Mn são considerados elementos essenciais ao desenvolvimento das plantas em pequenas quantidades, mas em grandes concentrações no solo podem ser tóxicos ao desenvolvimento das plantas, além de trazer sérios danos ao ambiente (PARK *et al.*, 2011 e DOMINGUES, 2009) sendo, portanto, de fundamental importância conhecer a disponibilidade de metais no solo para a utilização de resíduos industriais, principalmente os de origem inorgânica como fonte de nutrientes ou condicionadores do solo na agricultura.

Em estudo no qual foi avaliado o teor de micronutrientes utilizando dados disponíveis de amostras de solo da camada 0-20 cm coletadas em 21 estados brasileiros foram no total 13.416, dessas 58,1% das amostras são do estado de São Paulo. Os autores constataram que as concentrações de Fe no solo variaram de 0,6 a 476 e de 0,1 a 453 mg kg⁻¹ para os teores de Zn, para todos os locais estudados. Os teores de Cu e Mn para o estado de São Paulo variaram de 0,1 a 106 e 0,1 a 325 mg kg⁻¹, respectivamente e para demais regiões variaram de 0,1 a 56,2 e 0,1 a 315 mg kg⁻¹, respectivamente (ABREU *et al.*, 2005). Estas variações encontradas nas diferentes localidades segundo os autores são decorrentes dos fertilizantes, pesticidas, aplicação de lodo de esgoto enfim ao manejo dado as diferentes culturas implantadas nestes solos agrícolas, assim como a localidades e o material de origem do solo.

A aplicação de diferentes resíduos ao solo tem-se mostrado benéfica para a sua utilização em solos agrícolas como fonte de micronutrientes às plantas. Resultados positivos foram encontrados por Santos *et al.* (2006) ao estudar a aplicação de resíduos da indústria siderúrgica (pó de aciaria) como fonte de Zn para a cultura do milho. A utilização de bio sólido aumentou os teores de macro e micronutrientes em solos de gramíneas em clima semiárido (IPPOLITO *et al.*, 2010) em outro estudo com aplicação de bio sólido observaram aumento nos teores de Cu e Zn nas plantas de milho (ANJOS;

MATTIAZZO, 2000). Aplicações de resíduo da carcinicultura aumentaram os teores de Zn e Mn em solo degradado pela atividade mineradora de Fe. Portanto, a utilização de resíduos industriais como fonte de micronutrientes é viável, desde que essa contribuição não cause danos ao ambiente, para tanto é necessário avaliar as características físicas e químicas do solo para monitorar o destino dos elementos químicos e em grande parte a influência do solo através de processos de interação rizosférica (BOSE *et al.*, 2008).

3.3.4 - Sódio, acidez total, soma de base (S), saturação por bases (V) e CTC-total (T)

O efeito do RI e RO sobre a concentração de sódio, acidez total, CTC e soma de base no solo foram significativos durante o período avaliado, com exceção para a soma de base para o efeito da adição do RO, ou seja, o resíduo orgânico não proporcionou nenhuma alteração neste parâmetro (Tabela 10).

Tabela 10- Resumo das análises de variância para os parâmetros sódio (Na), acidez total ($H^+ + Al^{+3}$), soma de bases (S), capacidade de troca de cátions totais (T) e saturação de bases (V) do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) e resíduo orgânico (RO).

Fonte de Variação	GL	-----Valor F-----				
		Na	$H^+ + Al^{+3}$	S	T	V
RI	2	29,33**	14,91**	7,36**	1,38 ^{ns}	26,76**
RO	1	13,76**	11,45**	23,28**	30,84**	0,00 ^{ns}
RI x RO	2	25,93**	8,61**	3,99*	9,81**	2,25 ^{ns}
Erro a	18	-	-	-	-	-
Tempo	3	16,12**	15,66**	52,76**	19,89**	24,55**
Erro b	12	-	-	-	-	-
RI x Tempo	6	2,63*	7,41**	3,71**	4,59**	7,04**
RO x Tempo	3	11,16**	5,49**	1,39 ^{ns}	4,71**	3,51*
RI x RO x Tempo	6	5,81**	0,78 ^{ns}	2,52*	1,45 ^{ns}	1,61 ^{ns}
Erro c	42	-	-	-	-	-
CV (%)		8,64	9,56	5,63	5,04	3,49
Média geral		48,81	1,79	3,78	5,58	67,94

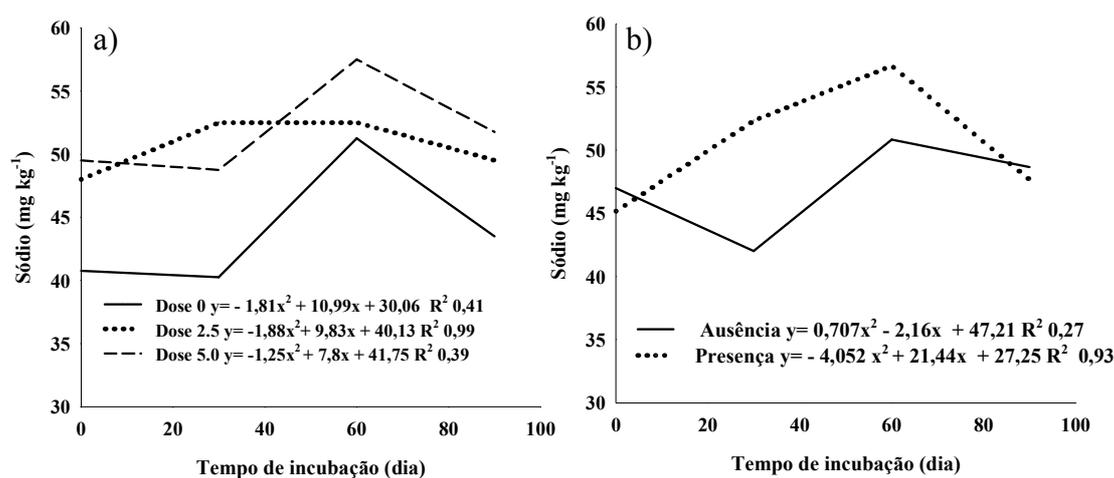
^{ns}não significativo, *e**= significativo a 5% e 1% de probabilidade, respectivamente pelo teste F.

Os valores de Na dos solos aumentaram independente das doses de RI, mas apresentaram variação durante o período incubado, ajustando-se à equação quadrática apenas a dose 2,5 Mg ha⁻¹ (Figura 15a). A presença do RO se ajustou a equação

quadrática, no qual elevou o teor de sódio no solo, porém ao final não diferiu dos solos não alterados (Figura 15b). As adições do resíduo industrial inorgânico e orgânico aumentaram a concentração de Na do solo com variação durante o período analisado. A quantidade de Na aplicado pela adição do RO foi de $6,15 \text{ kg ha}^{-1}$ com base nos dados de densidade do solo (Tabela 2), profundidade de solo utilizada (0-15 cm) e concentração de Na do resíduo (Tabela 3). Portanto, este aumento no solo pela aplicação do resíduo, mesmo sendo significativo encontra-se inferior ao estabelecido para causar impactos negativos no ambiente. A quantidade incorporada de Na é inferior ao aplicado por resíduos de curtume ao solo. Em estudo realizado por Martines (2005) no qual, aplicou doses crescentes de resíduo de curtume, observou incremento de Na com o aumento das doses, sendo na maior dose do resíduo (36 Mg ha^{-1}) uma quantidade de $2.156,8 \text{ kg ha}^{-1}$ de Na no solo e esta alta concentração apresentou correlação com o aumento da concentração na plantas de soja.

A utilização de resíduos industriais de diferentes origens apresenta limitação quando ocorre aumento na concentração de sódio por provocar a salinidade do solo e esses riscos são agravados com repetidas aplicações podendo impossibilitar o desenvolvimento de planta.

Figura 15- Concentração de sódio disponível do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e na ausência e presença do resíduo orgânico (RO) (b).

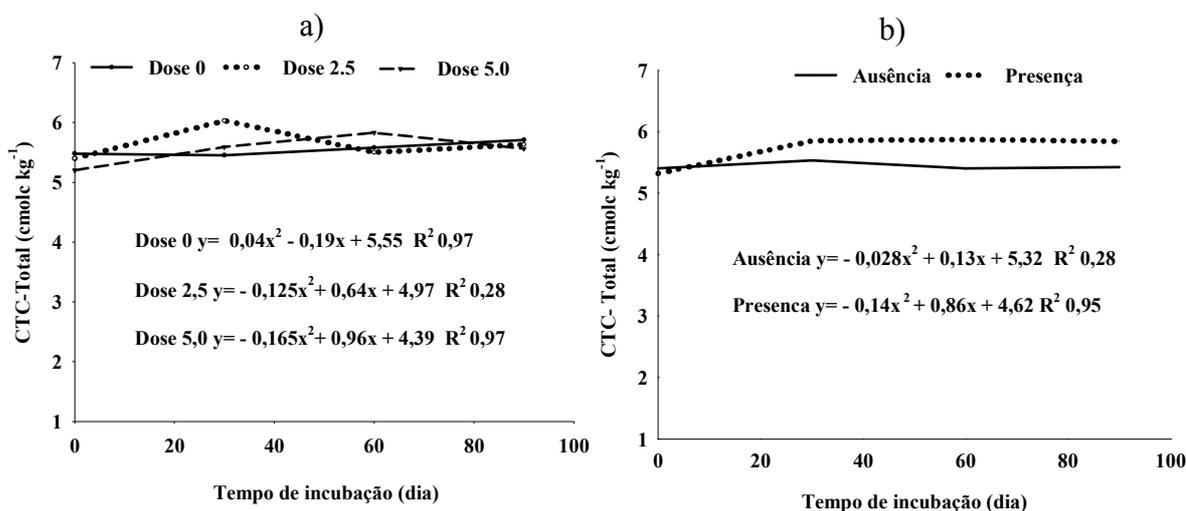


A acidez total, soma de bases e saturação por bases variaram com as doses de RI durante o período avaliado (Anexo A). A saturação por base variou entre 65 e 70% e, portanto apresenta característica de solo fértil, pois está acima de 50%. A acidez total do solo diminui independente da dose de RI, já na presença do RO foi observada

apenas na maior dose de RI e a soma de base aumentou com a aplicação do RI independente das doses (Anexo B).

A CTC-total do solo não foi influenciada pelas doses do RI, mas apresentou ajuste para as doses 0 e 5,0 Mg ha⁻¹ de RI durante o período incubado. Os valores variaram entre de 5,2 a 6,03 cmol_c kg⁻¹ (Figura 16a) apresentando alta capacidade de reter cátions e essas cargas não estão sendo ocupadas por alumínio uma vez que o alumínio trocável não foi detectado nas análises, por apresentar valores de pH acima de 6,0 (Figura 8). A presença do RO elevou a CTC do solo (Figura 16b).

Figura 16- Capacidade de troca de cátions do solo com incorporação de resíduo inorgânico (RI) (a) e na ausência e presença de resíduo orgânico (RO) (b).



A aplicação de doses crescentes de lodo de esgoto alcalino em um Argissolo Vermelho Amarelo distrófico aumentou os valores de pH, soma de bases, saturação por base e CTC e menores valores de Al³⁺ e H⁺ + Al³⁺ em solos cultivados com Eucaliptos, mas a aplicação do biossólido influenciou mais a acidez do que os demais atributos químicos (GUEDES *et al.*, 2006). Em um ensaio de laboratório Corrêa *et al.* (2005) relataram que a adição de resíduo da indústria processadora da goiaba promoveu aumento na matéria orgânica e K do solo, além de decréscimo nos valores de pH em Argissolo Vermelho Amarelo.

3.4 - CONCLUSÕES

1. O uso do resíduo inorgânico nas doses estudadas apresenta características que limita a mineralização de nitrogênio no solo.

2. A incorporação de RI altera a fertilidade do solo, elevando os teores de P, Fe, Cu e Mn e o RO os teores N, K e Zn.

3. O RI aumenta os teores de micronutrientes e o RO as quantidades de Zn.

4- A incorporação de RI em solos agrícolas pode ser realizada nas doses 2,5 e 5,0 Mg ha⁻¹, associado ou não ao RO quando considerado apenas os parâmetros analisados no presente estudo, com exceção do N.

3.5 – REFERÊNCIAS

ABREU, A. A.; LOPES, A. S.; SANTOS, G. C. G. Micronutrientes. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 645-736.

ABREU, C. A.; RAIJ, B.; ABRE, M. F.; GONZÁRE, A. P.; Routine soil testing to monitor heavy metals and boron. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 62, n. 6, p. 564-571 2005.

AHMARUZZAMAN, M. Industrial waste as low-cost potential absorbents for the treatment of wastewater. **Advances in Colloid and Interface Science**, New York, v. 166, p. 36-59, 2011.

ANJOS, A. R. M.; MATTIAZZO, M. E. Metais pesados em plantas de milho cultivadas em Latossolos repetidamente tratados com bio sólido. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 57, n.4 p. 769-776, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS **NBR 10006**: Ensaio de solubilização. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004**: Resíduos sólidos – Classificação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10005**: Ensaio de lixiviação. Rio de Janeiro, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007**: Amostragem de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro, 2004.

BALDOTTO, M. A.; ASPIAZÚ, I.; SILVA, A. P.; CORRÊA, M. L. T.; VENEGAS, V. H. A. Potencialidade agrônômica do resíduo de rochas ornamentais. **Revista Capixaba de Ciência e Tecnologia**, Vitória, n. 3 p-1-8, 2007.

BOECHAT, C. L. **Mineralização do carbono e nitrogênio de resíduos orgânicos urbanos e industriais**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias), Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2011.

BOECHAT, C. L.; SILVA, P. S. P. Chemical characterization to evaluate the agricultural potential use of organic wastes generated by industrial and urban activity. **African Journal of Agricultural Research**, v. 7, n. 27, p. 3939-3944, 2012.

BOSE, S.; JAIN, A.; RAI, V.; RAMANATHAN, A. L. Chemical fractionation and translocation of heavy metals in *Canna indica* L. grown on industrial waste amended soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 160, p. 187-193, 2008.

BREMNER, J.M. Nitrogen total. In: SPARKS, D.L., ed. **Methods of soil analysis**. Part. 3. Madison, America Society of Agronomy, 1996. p.1085-1121 (SSSA Book Series, 5).

CAMARGO, O. A.; MONIZ, A. C.; JORGE, J. A. & VALADARES, J. M. A. S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas**. Campinas: Instituto Agronômico, 1986. 94p. (Boletim técnico, 106).

CANTARELLA, H. Nitrogênio. *In*: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007, cap. VII. p. 375 - 470.

CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. *In*: RAIJ, B. VAN; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Fundação IAC, 2001. cap. 19, p. 270-276.

CARVALHO-PUPATTO, J. G.; BÜLL, L. T.; CRUSCIOL, C. A. C. Atributos químicos do solo, crescimento radicular e produtividade de arroz de acordo com aplicação de escória. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 39, n. 12, p. 1213-1218, dez. 2004.

CAS, V. L. S. D. **Mineralização do carbono e do nitrogênio no solo com o uso de lodo de esgoto e palha aveia**, Santa Maria. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

CONAMA. Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, 2006.

CORRÊA, M.; FERNANDES, G. C.; PRADO, R. M.; NATALE, W. Propriedades químicas do solo tratado com resíduo orgânico da indústria processadora de goiabas. **Revista Brasileira Agrocência**, Pelotas, v. 11, n. 2, p. 241-243, 2005.

DOMINGUES, T. C. G. **Teor de metais pesados em solo contaminado com resíduo de sucata metálica, em função de sua acidificação**. 2009. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical). Instituto Agronômico, Campinas, 2009.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Centro Nacional de Pesquisa de Solos, **Manual de Métodos de Análise de solo**. 2 ed. Rio de Janeiro, EMBRAPA, 1997, p. 212.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Centro Nacional de Pesquisa de Solos, **Sistema Brasileiro de classificação de solos** 2 ed. Rio de Janeiro, EMBRAPA, 2006, p. 306.

EPA – ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 40 CFR- Part 503. Standards for the use or disposal of sewage sludge. **Federal register**, v. 58, p. 9387- 9415, 193. FERREIRA, D. F. Programa SISVAR 4.6 (Buil 63). Lavras: UFLA, 1999.

FUENTE, C. de la; CLEMENTE, R.; BERNAL, M. P. Changes in metal speciation and pH in olive processing waste and sulphur-treated contaminated soil. **Ecotoxicology and environmental**, New York, v. 70, p. 207-215, 2008.

GUEDES, M. C.; ANDRADE, C. A.; POGGIANI, F.; MATTIAZZO, M. E. Propriedades químicas do solo e nutrição do eucalipto em função da aplicação de lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 267-280, 2006.

GUPTA, U. C.; KENING, W.; SIYUAN, L. Micronutrients in soils, crops, and livestock. **Earth Science Frontiers**, v. 15 n. 5, p. 110-115, 2008.

IPPOLITO, J. A.; BARBARICK, K. A.; PASCHKE, M. W.; BROBST, R. B. Infrequent composted biosolids applications affect semi-arid grassland soils and vegetation. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 1123–1130, 2010.

KARACA, A. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. **Geoderma**, Amsterdam, v. 122, p. 297-303, 2004.

KAVDIR, Y.; KILLI, D. Influence of olive oil solid waste applications on soil pH, electrical conductivity, soil nitrogen transformations, carbon content and aggregate stability. **Bioresource Technology**, Essex, v. 99, p. 2326-2332, 2008.

LOPES, L. F.; COSTA, C. S.; D'OLIVEIRA, P. S.; GIL, L. G. Utilização agrícola de lodo industrial como fonte de zinco na cultura do crisântemo. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 620-623, 2004.

LORENZINI, F. **Adubação nitrogenada em videira: perdas e mineralização do nitrogênio**. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria- RS, 2011.

MANTOVANI, J. R.; CORRÊA, M. C. M.; CRUZ, M. C. P.; FERREIRA, M. E.; NATALE, W. Uso fertilizante de resíduo da indústria processadora de goiabas. **Revista Brasileira de Fruticultura**. v. 26, p. 339-342, 2004.

MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; BARBOSA, J. C.; FREIRIA, A. C. Mineralização de Carbono e nitrogênio proveniente de composto de lixo urbano em Argissolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, p. 667-684, 2006.

MARTINES, A. M. **Impacto do lodo de esgoto nos atributos biológicos e químicos do solo**. 2005. Dissertação (mestrado em Agronomia) Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz- Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

MARTINS, R, P, **Mineralização de carbono e nitrogênio do lodo biológico gerado na indústria de celulose e papel e sua eficiência agrônômica**, 2009. Dissertação (Mestrado em Agricultura tropical e subtropical) – Instituto Agrônômico, Campinas, 2009.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo; métodos de análise**, Viçosa, MG. Universidade Federal de Viçosa, 2005, 107p.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**, Lavras: UFLA, 2006, p. 729.

PARAT, C.; CHAUSSOD, R.; LÉVÊQUE, J.; ANDREUX, F. Long-term effects of metal-containing farmyard manure and sewage sludge on soil organic matter in a fluvisol. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, n. 37, p. 673-679, 2005.

PARK, J. H.; LAMB, D.; PANEERSELVAM, P.; CHOPPOLA, G.; BOLAN, N.; CHUNG, JAE-WOO. Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal (loid) contaminated soil. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 185, p. 549-574, 2011.

PAVINATO, P. S.; ROSOLEM, C. A. Disponibilidade de nutrientes no solo-decomposição e liberação de compostos orgânicos de resíduos vegetais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, viçosa, v.32, p. 911-920, 2008.

RAIJ, B. van; GHEYI, H. R.; BATAGLIA, O. C. Determinação da condutividade elétrica e de cátions solúveis em extratos aquosos de solos. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H. & QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**, Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 2001, p. 277-284.

SANTOS, G. C.; BRTON, R., S.; CAMARGO, O. A.; ABREU, M. F. Zinc availability for corn grown on an oxisol amended with flue dust. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 63, n. 6 p. 558-563, 2006.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; VENZKE FILHO, S. P.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. C. Mineralização e desnitrificação do nitrogênio no solo sob sistema plantio direto. **Bragantia**, Campinas, v. 69, n.4 p. 923-936, 2010.

SOUSA, D.M. G.; MIRANDA, L. N.; OLIVEIRA, S. A. Acidez do solo e sua correção. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007, cap. V. p. 203-274.

SOUZA, H. A.; NATALE, W.; ROZANE, D. E. Avaliação agronômica da aplicação do resíduo da indústria processadora de goiabas em pomar comercial de goiabeiras, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 35, p. 969-979, 2011.

TEIXEIRA, K. R. G.; GONÇALVES FILHO, L. A. R.; CARVALHO, E. M. S.; ARAÚJO, A. S. F.; SANTOS, V. B. Efeito da adição de lodo de curtume na fertilidade do solo, nodulação e rendimento de matéria seca do caupi, **Ciência agrotecnologia**, Lavras, v. 30, n. 6, p.1071-1076, 2006.

TEXEIRA, J. R. **Utilização de resíduos sólidos alcalinos de indústrias de celulose na correção da acidez do solo**. 2003. Dissertação (mestrado em Ciência do Solo)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2003.

WEBER, J.; KARCZEWSKA, A.; DROZD, J.; LICZNAR, M.; LICZNAR, S; JAMROZ, E.; KOCOWICZ, A. Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 39, n. 6, p. 1294-1302, 2007.

3.7 - CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os solos agrícolas representam um destino em potencial para a incorporação de resíduos industriais, para tanto se torna imprescindível a realização de estudos do uso, já que estes podem apresentar riscos ao ecossistema. Cuidados maiores devem ser tomados principalmente quando se trata de resíduos inorgânicos. Estes podem proporcionar riscos por conter em sua composição metais pesados, que não sofrem degradação como os de origem orgânica sendo possível apenas a translocação e imobilização em aéreas contaminadas. Um dos indicadores mais sensíveis encontrados na literatura é a utilização de parâmetros biológicos para a avaliação dos diferentes resíduos industriais. No entanto, os demais parâmetros químicos e físicos também devem ser avaliados.

No presente estudo, as alterações biológicas provocadas pela incorporação de resíduo inorgânico (RI) ou a adição conjunta com resíduos orgânicos (RO) não alteraram a atividade microbiana avaliada pela respiração basal do solo nem a biomassa microbiana, ou seja, não apresentaram riscos a comunidade microbiana. Porém, se faz necessário conduzir estudos quanto à quantificação de micro-organismos amonificadores e nitrificadores devido à imobilização do N pela incorporação do RI, e outros indicadores biológicos como a atividade enzimática.

O nitrogênio tem um papel fundamental para o desenvolvimento das plantas e o uso do RI promoveu a imobilização do N no solo apesar deste material não ser fonte de N, portanto, são necessários estudos da aplicação conjunta do RI com fertilizantes nitrogenados e/ou materiais ricos com este elemento para avaliar as possíveis causas da imobilização do N no solo.

Atualmente a incorporação de resíduos orgânicos ao solo é realizada com base no teor de N do material, por este elemento apresentar alta mobilidade no solo e apresentar riscos de contaminação dos corpos d'água. Mas, este parâmetro isolado não deve ser considerado, porque existem diversos fatores como a taxa de liberação do N que vai depender das características do resíduo, concentração de metais pesados e o teor de sódio do material.

A incorporação aos solos com resíduo fresco e com alta relação C/N provocou distúrbios na microbiota do solo e leve acidez no solo. Portanto, para

melhores resultados faz-se necessário a compostagem dos resíduos para diminuir esses impactos negativos provocados no ambiente.

3.7 ANEXO

Anexo A- Teores de $H^+ + Al^{+3}$, soma de base (S), saturação de base (%) e K dos solos alterado pela incorporação de resíduo inorgânico (RI) nas doses 0, 2,5 e 5,0 $Mg\ ha^{-1}$, analisados aos 0, 30, 60 e 90 dias após incubação.

Doses de RI ($Mg\ ha^{-1}$)			
----- $H^+ + Al^{+3}$ ($cmol_c\ kg^{-1}$)-----			
Dias de incubação	0	2.5	5.0
0	1,82 a	1,82 a	1,64 b
30	2,04 a	2,18 a	1,65 b
60	1,83 a	1,61 b	1,85 a
90	1,80 a	1,63 a	1,63 a
----- Soma de bases ($cmol_c\ kg^{-1}$)-----			
Dias de incubação	0	2.5	5.0
0	3,66 a	3,59 a	3,56 a
30	3,41 b	3,84 a	3,94 a
60	3,75 a	3,89 ab	3,98 a
90	3,91 a	4,00 a	3,93 a
----- Saturação por bases(V%)-----			
Dias de incubação	0	2.5	5.0
0	66,90 a	66,34 a	68,57 a
30	62,50 b	63,75 b	70,50 a
60	67,20 b	70,92 a	68,29 b
90	68,45 b	71,09 a	70,78 ab
-----K ($mg\ kg^{-1}$)-----			
Dias de incubação	0	2.5	5.0
0	147,50 a	147,30 a	147,00 a
30	142,00 b	128,50 b	168,00 a
60	162,00 a	161,70 a	153,30 a
90	148,50 a	156,80 a	142,50 a

Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a $p < 0.05$.

Anexo B -Acidez total ($H^+ + Al^{+3}$) e soma de bases disponível dos solos alterados pela incorporação de resíduo inorgânico (RI) nas doses 0, 2,5 e 5,0 e ausência e presença do resíduo orgânico (RO), analisados aos 0, 30, 60 e 90 dias após incubação.

----- $H^+ + Al^{+3}$ ($cmol_c\ kg^{-1}$)-----		
Resíduo orgânico		
Doses de RI ($Mg\ ha^{-1}$)	Ausência	Presença
0	1,87 aA	1,88 aA
2,5	1,68 bB	1,94 aA
5,0	1,69 bA	1,69 bA
----- Soma de bases ($cmol_c\ kg^{-1}$)-----		
Doses de RI ($Mg\ ha^{-1}$)	Ausência	Presença
0	3,62 bA	3,74 bA
2,5	3,65 abB	4,00 abA
5,0	3,80 aA	3,90 aA

Dms na acidez potencial colunas = 0.12 e linhas =0.10; e para soma de bases para colunas =0.17 e linhas = 0.14. Médias seguidas de mesma letra minúsculas nas colunas e maiúsculas nas linhas não diferem entre si pelo teste de Tukey a $p < 0.05$.