



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Heider Alves Franco

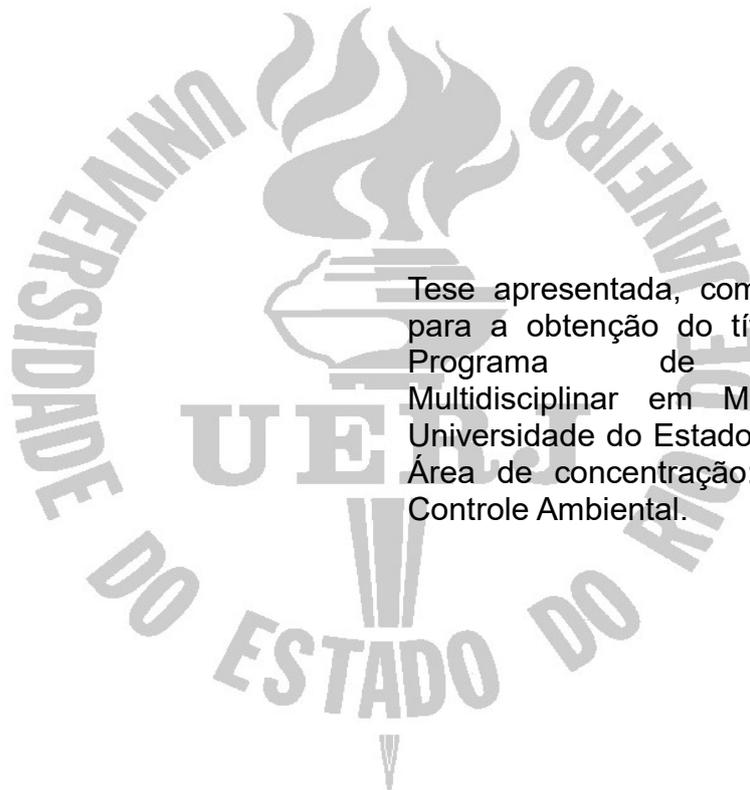
**Avaliação agroambiental do uso de lixiviado de aterro sanitário na
produção de mudas de *Senna macranthera* (DC. Ex Collad) H.S.
Irwin e Barneby**

Rio de Janeiro

2018

Heider Alves Franco

Avaliação agroambiental do uso de lixiviado de aterro sanitário na produção de mudas de *Senna macranthera* (DC. Ex Collad) H.S. Irwin e Barneby



Tese apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-Graduação Multidisciplinar em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro: Área de concentração: Monitoramento e Controle Ambiental.

Orientadores: Prof.^a Dra. Mônica Regina da Costa Marques
Prof. Dr. Daniel Vidal Pérez

Rio de Janeiro
2018

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC-A

F825

Franco, Heider Alves

Avaliação agroambiental do uso de lixiviado de aterro sanitário na produção de mudas de *Senna macranthera* (DC. Ex Collad) H. S. Irwin e Barneby/ Heider Alves Franco - 2018
182f. : il.

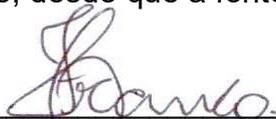
Orientadora: Mônica Regina da Costa Marques.
Tese (Doutorado em Meio Ambiente) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

1. Meio ambiente - Contaminação - Teses. 2. Impacto ambiental - Teses. 3. Toxicologia ambiental - Teses. 4. Lixiviados - Teses. I. Marques, Mônica Regina da Costa. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. III. Título.

CDU 504.05

Patricia Bello Meijinhos CRB7/5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que a fonte seja citada.



Heider Alves Franco

26 de Fevereiro de 2019

Data

Heider Alves Franco

Avaliação agroambiental do uso de lixiviado de aterro sanitário na produção de mudas de *Senna macranthera* (DC. Ex Collad) H.S. Irwin e Barneby

Tese apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor ao Programa de Pós-Graduação Multidisciplinar em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro: Área de concentração: Monitoramento e Controle Ambiental.

Aprovada em 06 de novembro de 2018.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Mônica Regina da Costa Marques
(Orientadora)
Instituto de Química – UERJ

Prof. Dr. Fábio Merçon
Instituto de Química – UERJ

Prof. Dr. Antonio Carlos Augusto da Costa
Instituto de Química - UERJ

Prof. Dr. Sérgio Thode Filho
IFRJ – Campus Duque de Caxias

Prof. Dr. Alexandre Andrade Cerqueira
FUNCEFET – Fundação de Apoio CEFET

Rio de Janeiro

2018

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho ao sofrido, porém guerreiro povo brasileiro que custeou toda a minha vida acadêmica nas instituições públicas pelas quais caminhei. Que os resultados aqui presentes possam ser mais do que números e se transformem em conhecimento como forma de retribuição e agradecimento a essa nação.

AGRADECIMENTOS

Ninguém alcança seu objetivo sozinho, seu esforço é fruto de muito apoio.

Agradeço a Deus por me dar saúde e condições para buscar meus sonhos.

Aos meus pais, Pedro e Iracilda, que sempre se dedicaram por mim ao longo de todas as caminhadas.

À minha esposa Vanessa, companheira das horas mais difíceis, que suportou com carinho a minha ausência.

Agradeço e peço desculpas a minha filha Valentina, por ser responsável pela minha transformação como pessoa, ser meu incentivo; porém, ainda tão pequena “sofrer” com a ausência do pai em muitos momentos.

Agradeço aos meus irmãos, Elder e Pedro, que sempre tiveram palavras de apoio e, em muitos momentos foram meus braços e minhas pernas.

Ao meu amigo e compadre Guilherme pela amizade e carinho de sempre, por me guiar em uma nova cidade, me hospedar em sua casa e estar sempre disposto a ajudar.

À professora Dra. Monica Marques, pela receptividade, orientação e paciência dedicada ao longo da nossa convivência.

Ao amigo Dr. Sérgio Thode Filho, pelo companheirismo e amizade construída ao longo do curso. Muitas risadas e muitos trabalhos. Oss!

Ao amigo de longa data Marcus Rocha, pelo apoio de sempre.

Agradeço ao professor Dr. Claudio Luis do IFRJ-Campus Pinheiral por ter me ajudado durante o processo seletivo para o PPGMA.

Agradeço a amiga e professora Dra. Shaiene Moreno do IFRJ-Campus Pinheiral, pelo apoio estrutural em momentos cruciais para o desenvolvimento desse trabalho.

Aos colegas do PPGMA, pouco tempo, muita correria, mas todos ficarão guardados na memória.

Ao corpo técnico do LABTAM/UERJ, Maria Elena, Dolores, Rodrigo e Eduardo, pela ajuda em momento crucial.

Agradecimento especial a todos os alunos bolsistas do IFRJ-Campus Pinheiral, que tive ao longo do curso.

Ao IFRJ-Campus Pinheiral, minha segunda casa, instituição que tenho amor e carinho eterno, pelo apoio estrutural na realização dos ensaios.

Aos colegas do colegiado do Curso Técnico em Agropecuária que concordaram com a minha necessidade de ajuste na carga horária, entendendo a importância do curso de doutorado na minha formação e, para a instituição.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para que esse sonho se tornasse realidade.

Deus dá força aos cansados, vigor aos fracos e desanimados. Até os jovens se cansam, até os moços perdem as forças e caem de tanto cansaço, mas os que confiam e esperam no senhor sempre renovam suas energias. Caminham e não perdem as forças. Correm e não se cansam, e sobem voando como águia.

RESUMO

FRANCO, H.A. **Avaliação agroambiental do uso de lixiviado de aterro sanitário na produção de mudas de *Senna macranthera* (DC. Ex Collad) H.S. Irwin e Barneby.** 2018. 185f. Tese (Doutorado Multidisciplinar em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2018.

O crescimento populacional e econômico são os agentes de maior ação sobre a exploração dos recursos naturais. Associado a isso, consta o aumento exponencial na geração de resíduos sólidos que é influenciado também pela obsolescência programada. Quanto à destinação final o uso do aterro sanitário é considerado a forma ambientalmente correta. Contudo, mesmo esse, apresenta seu passivo ambiental, a geração de lixiviado, líquido proveniente da percolação da água da chuva e da umidade dos resíduos. Esse apresenta elevado potencial poluidor devido a sua constituição variável. Sendo assim, a reutilização do lixiviado de aterro na atividade florestal, pode contribuir na redução da exploração dos recursos hídricos, fortalecer a atividade e contribuir com as legislações vigentes. O presente trabalho objetivou avaliar do efeito agroambiental da aplicação de lixiviado de aterro sanitário na irrigação da produção de mudas de *Senna macranthera*. Realizou-se a caracterização físicoquímica e ecotoxicológica, com diferentes organismos teste, do lixiviado de aterro sanitário. Avaliou-se os efeitos físicoquímicos da aplicação do poluente sobre substratos para produção de mudas via ensaio em colunas de lixiviação. A partir desse realizou-se análises ecotoxicológicas para definir o potencial de impacto ambiental do efluente gerado nas colunas. Avaliou-se também o efeito de doses de lixiviado de aterro sobre as características morfológicas de mudas de *Senna macranthera*. Observou-se efeito deletério do lixiviado de aterro em estudo sobre a germinação de sementes da espécie em diferentes substratos com elevada discrepância nos ensaios ecotoxicológicos realizados na caracterização do lixiviado de aterro sanitário. Para o ensaio em placa de Petri, foi observada uma inibição da germinação em 50% das sementes, bem como redução drástica do comprimento da raiz com a utilização de uma dose de 6,25% de lixiviado. Todavia no ensaio em substrato de cultivo isso ocorreu no tratamento 50%. No âmbito da caracterização da toxicidade do lixiviado de aterro sanitário, sobre *Brachydanio rerio*, nota-se que a concentração letal capaz de causar 50% de mortalidade foi identificada em 2,24% de lixiviado. Na avaliação da toxicidade direta sobre o meio de cultivo, identificou-se diferenças importantes para a concentração mediana capaz de causar fuga nos organismos teste em função do tipo de substrato. Afirma-se que doses superiores a 90%, 12,5% e 3,125%, utilizadas nos substratos, comercial, convencional e orgânico respectivamente, foram responsáveis por tornar o meio tóxico. Nos ensaios em coluna de lixiviação, a aplicação do lixiviado de aterro sanitário promoveu alterações físico-químicas nos substratos, contudo essas não foram significativas para torná-los um meio impróprio para cultivo de espécies vegetais. Notam-se, alterações no lixiviado gerado após as colunas, todavia, o mesmo mostrou-se menos tóxico aos organismos teste do que o lixiviado in natura com suas diluições. Não foi observado efeito significativo das doses estudadas sobre as características morfológicas da espécie. Sob a ótica agrônômica e ambiental, pode-se sugerir a utilização do lixiviado de aterro sanitário na dose de

12,5%, na irrigação de mudas de *Senna macranthera*, servindo essa atividade como uma rota de reuso para o poluente.

Palavras-chave: Efluente. Impacto Ambiental. Ecotoxicologia. Produção Vegetal. *Senna macranthera*.

ABSTRACT

FRANCO, H.A. **Agroenvironmental evaluation of the use of landfill leachate in the production of seedlings of *Senna macranthera* (DC, Ex Collad) H.S. Irwin and Barneby**. 2018. 185f. Tese (Doutorado Multidisciplinar em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 2018.

The population and economic growth are the agents of greatest exploitation of natural resources. Associated with this is the increase exponential growth in solid waste generation, which is also influenced by the scheduled obsolescence. Regarding the final destination, the use of the landfill is considered to be environmentally correct. However, presents its environmental liabilities, the generation of leachate, liquid from rainwater percolation and residue moisture. This presents polluting potential due to its variable constitution. Therefore, the reuse of landfill leachate in forest exploitation of water resources, strengthen the activity and contribute to the with current legislation. The present study evaluated the agro-environmental aspects of the application of landfill leachate in irrigation production of *Senna macranthera* seedlings, as well as, the characterization physicochemical and ecotoxicological, with different test organisms, of leachate landfill. The physico-chemical effects of the application of on substrates for seedling production via leaching. From this, ecotoxicological analyzes was carried out to define the potential of environmental impact of the effluent generated in the columns. It was evaluated also the effect of landfill leachate doses on the characteristics of morphological changes of *Senna macranthera*. The deleterious effect of landfill leachate in a study on the germination of seed of the species in different substrates with high discrepancy in the ecotoxicological characterization of landfill leachate. For the Petri dish, inhibition of germination was observed in 50% of the seeds, as well as drastic reduction of root length with the use of of a 6.25% leachate dose. However, in the culture substrate assay this occurred in the 50% treatment. Within the characterization of the toxicity of landfill leachate, on *Brachydanio rerio*, it is noted that the lethal concentration capable of causing 50% mortality was identified in 2.24% of leachate. In the evaluation of the direct toxicity on the culture medium, important differences was identified for the median concentration capable of leakage in test organisms depending on the type of substrate. It is stated that doses higher than 90%, 12.5% and 3.125%, used in the substrates, commercial, conventional and organic respectively, was responsible for make the environment toxic. In the leaching column tests, the application of landfill leachate promoted physico-chemical substrates, but these were not significant in order to make them unsuitable for cultivation of plant species. Note changes in leachate generated after the columns, however, it was shown to be less toxic to organisms than the leachate in natura with its dilutions. It was not observed the significant effect of the doses studied on the characteristics morphological of the species. The view point agronomic and environmental, one can suggest the use of landfill leachate at a dose of 12.5%, in the irrigation of seedlings of *Senna macranthera*, serving this activity as a reuse for the pollutant.

Keywords: Effluent. Environmental impact. Ecotoxicology. Vegetable production.
Senna macranthera.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Área de operação (A) e lagoa de estabilização ponto de coleta (B)	68
Figura 2 -	Distribuição de sementes de <i>Senna macranthera</i> em placas de Petri .	71
Figura 3 -	Procedimento de semeadura (a) e alocação dos recipientes em câmara de germinação (b)	73
Figura 4 -	Preparo dos substratos. (A) – substrato convencional. (B) – substrato orgânico	76
Figura 5 -	Montagem e preenchimento das caixas plásticas para teste de fuga	77
Figura 6 -	Sequência de aplicação do lixiviado com posterior introdução dos organismos teste	77
Figura 7 -	Alojamento das caixas em estufa BOD (a), detalhe da bandeja (b) e contagem dos organismos após o ensaio (c)	79
Figura 8 -	Sequência de montagem e preenchimento da coluna de lixiviação	80
Figura 9 -	Colunas posicionadas para acomodação das partículas	81
Figura 10 -	Aplicação de água em 2/3 da altura da coluna	83
Figura 11 -	Layout com distribuição dos tratamentos por substrato de cultivo (a) comercial, (b) convencional (c) orgânico	89
Figura 12 -	Detalhe de semente de <i>Senna macranthera</i> com protrusão da raiz	90

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 -	Média de porcentagem de germinação em teste de ecotoxicidade com sementes de <i>Senna macranthera</i> submetidas a lixiviado de aterro aplicado em substratos para cultivo	94
Gráfico 2 -	Média de comprimento de raiz de <i>Senna macranthera</i> em teste de ecotoxicidade submetidos ao lixiviado de aterro aplicado em substratos de cultivo	98
Gráfico 3 -	Distribuição da mortalidade média de <i>Brachydanio rerio</i> em função das doses de lixiviado	101
Gráfico 4 -	Distribuição dos dados obtidos pela média de mortalidade em função dos tratamentos, com a inclusão do valor da CL50	101
Gráfico 5 -	Resposta de fuga para a espécie <i>Eisenia fetida</i> em substrato comercial, contaminado com diferentes doses de lixiviado de aterro sanitário	104
Gráfico 6 -	Resposta de fuga para a espécie <i>Eisenia fetida</i> em substrato orgânico, contaminado com diferentes doses de lixiviado de aterro sanitário	105
Gráfico 7 -	Resposta de fuga para a espécie <i>Eisenia fetida</i> em substrato convencional, contaminado com diferentes doses de lixiviado de aterro sanitário	106

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Caracterização física e química do lixiviado do CTR de Barra Mansa-RJ	86
Tabela 2 -	Caracterização física e química dos substratos em estudo	87
Tabela 3 -	Comparação das médias percentuais de germinação de sementes de <i>Senna macranthera</i> nos tratamentos com lixiviado de aterro sanitário	89
Tabela 4 -	Média do comprimento das radículas de <i>Senna macranthera</i> em função da aplicação de lixiviado de aterro	92
Tabela 5 -	Mortalidade de <i>Brachydanio rerio</i> em função de doses de lixiviado de aterro sanitário	100
Tabela 6 -	Caracterização química das doses de lixiviado de aterro sanitário pré-ensaio em colunas de lixiviação	109
Tabela 7 -	Média do pH nos substratos, convencional (b) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação	110
Tabela 8 -	Teores de Ca nos substratos comercial (a), convencional (b) e orgânico (c), pós ensaio em colunas de lixiviação	112
Tabela 9 -	Média dos teores de Mg nos substratos, comercial (a), convencional (b) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação	115
Tabela 10 -	Média dos teores de K nos substratos comercial (a), convencional (b) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação	117
Tabela 11 -	Média dos teores de Na nos substratos, comercial (a) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação	119
Tabela 12 -	Valor de PST nos substratos, comercial (a), convencional (b) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação	121
Tabela 13 -	Média dos teores de P nos substratos, comercial (a) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação	122
Tabela 14 -	Média dos teores de N no substrato comercial pós ensaio em colunas de lixiviação.....	124
Tabela 15 -	Comparação da média dos parâmetros analisados nos lixiviados oriundos dos substratos comercial (a), convencional (b) e orgânico (c). (continua)	127
Tabela 16 -	Média dos parâmetros físicos de mudas de <i>Senna macranthera</i> em substrato comercial	138
Tabela 17 -	Média dos parâmetros físicos de mudas de <i>Senna macranthera</i> em função de diferentes doses de lixiviado em substrato convencional	139
Tabela 18 -	Médias dos parâmetros físicos de <i>Senna macranthera</i> em substrato orgânico	139

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 -	Relação de produtores de mudas por Estado da Federação, cadastrados no RENASEM	26
Quadro 2 -	Média percapita da Massa coletada (resíduos sólidos domiciliares + públicos), região geográfica	39
Quadro 3 -	Relação de quantidade e tipos de unidades de processamento por região geográfica cadastrada no SNIS em 2014	41
Quadro 4 -	Resumo das características do aterro em função das fases da estabilização .	45
Quadro 5 -	Características de lixiviados em função da idade do aterro sanitário	47
Quadro 6 -	Indicação de organismos teste e tipo de ensaio em função da amostra a ser analisada	56
Quadro 7 -	Normas brasileiras para testes de ecotoxicologia aquática em função da instituição padronizadora	57
Quadro 8 -	Classificação toxicológica para defensivos agrícolas	58
Quadro 9 -	Classificação de periculosidade ambiental para defensivos agrícolas	58
Quadro 10 -	Espécies utilizadas em ensaios de germinação	60

Lista de Abreviaturas e Siglas

ABIMCI - Associação Brasileira Da Indústria De Madeira Processada Mecanicamente

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

AOSA - Association of Official Seed Analysts

APHA – American Public Health Association

APP – Área de Preservação Permanente

ARB – Água Residuária de Bovinocultura

ARS – Água Residuária de Suinocultura

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

CAR – Cadastro Ambiental Rural

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CTC – Capacidade de Troca de Cátions

CTR – Centro de Tratamento de Resíduos

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

FAO - Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IFRJ – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

IPT – Instituto de Pesquisa Tecnológica

ISTA - International Seed Testing Association

LABTAM – Laboratório de Tecnologia Ambiental

LAMTAA – Laboratório Multidisciplinar de Tecnologia Agroambiental

MAPA – Ministério da Agricultura e Pecuária

OECD – Organization for Economic Cooperation and Development

ONU – Organização das Nações Unidas

PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos

RASF - Regra de Análises de Sementes Florestais

RENASEM – Registro Nacional de Sementes e Mudanças

SCM – Substrato Comercial

SCV – Substrato Convencional

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SOR – Substrato Orgânico

UERJ – Universidade do Estado do Rio de Janeiro

USEPA – United States Environmental Protection Agency

WWF - World Wide Found for Nature

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO	16
1	JUSTIFICATIVA	19
2	HIPÓTESE	20
3	OBJETIVOS	22
3.1	Objetivo Geral	22
3.2	Objetivos Específicos	22
4	REVISÃO DA LITERATURA	23
4.1	Importância das Florestas	23
4.2	Propagação de Plantas	26
4.2.1	<u>Produção de Mudas Florestais</u>	28
4.2.1.1	Morfofisiologia de sementes e a produção de mudas florestais	28
4.2.1.2	Características agronômicas e importância do substrato de cultivo	33
4.2.1.3	A importância da irrigação na produção de mudas	36
4.2.1.4	<i>Senna macranthera</i> (DC. Ex Collad) H.S. Irwin e Barneby	38
4.3	Resíduos sólidos urbanos	40
4.3.1	<u>Aterro Sanitário / Lixiviado de aterro</u>	42
4.4	Conceitos e aspectos legais sobre reuso de efluentes no Brasil	49
4.5	Efluentes como insumos para a agricultura	51
4.6	Ecotoxicidade	53
4.6.1	<u>Organismos teste</u>	56
4.6.1.1	Ensaio de germinação e desenvolvimento de radículas de plantas	59
4.6.1.2	Organismos terrestres como indicadores de toxicidade	63
4.6.1.3	Organismos aquáticos como indicadores de toxicidade	65
4.7	Conceitos e aplicações dos ensaios em coluna de lixiviação ..	65
5	METODOLOGIA	68
5.1	Coleta e Caracterização do Lixiviado de aterro sanitário	69
5.2	Avaliação ecotoxicológica do uso de lixiviado de aterro sanitário	71
5.2.1.1	Ensaio de impacto direto sobre germinação e desenvolvimento de raízes de <i>Senna macranthera</i>	71

5.2.1.2	Ensaio de impacto indireto sobre germinação e desenvolvimento de raízes de <i>Senna macranthera</i>	73
5.2.2	<u>Avaliação da toxicidade do lixiviado de aterro sanitário sobre organismos aquáticos</u>	75
5.2.3	<u>Avaliação da contaminação do substrato pelo uso do lixiviado de aterro sanitário – teste de avoidance com <i>Eisenia fetida</i></u>	76
5.3	Ensaio em colunas de lixiviação e avaliação ecotoxicológica do lixiviado de coluna	80
5.4	Efeito da irrigação com lixiviado de aterro na produção de mudas de <i>Senna macranthera</i>	83
6	RESULTADOS E DISCUSSÕES	86
6.1	Caracterização do lixiviado de aterro sanitário	86
6.2	Caracterização química dos substratos	86
6.3	Avaliação de fitotoxicidade em sementes de <i>Senna macranthera</i>	89
6.3.1	<u>Avaliação do impacto direto do lixiviado sobre sementes</u>	89
6.3.2	<u>Avaliação do impacto indireto do lixiviado sobre sementes</u>	95
6.4	Determinação da CL₅₀ para lixiviado de aterro sanitário em organismos aquáticos	100
6.5	Avaliação da contaminação dos substratos de cultivo	104
6.5.1	<u>Avaliação do Substrato Comercial</u>	104
6.5.2	<u>Avaliação do Substrato Orgânico</u>	105
6.5.3	<u>Avaliação do Substrato Convencional</u>	106
6.6	Efeito físico-químico do lixiviado de aterro sobre os substratos de cultivo pós-ensaio em colunas de lixiviação	110
6.7	Caracterização Físico-química do lixiviado gerado nas colunas de lixiviação	127
6.8	Avaliação Ecotoxicológica do Lixiviado Pós-coluna	135
6.9	Efeito do lixiviado de aterro sanitário sobre a morfometria de mudas de <i>Senna macranthera</i>	139
	CONCLUSÕES	143
	PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS	144
	REFERÊNCIAS	145

ANEXO A - Análise de variância (ANOVA) para os parâmetros físico-químicos estudados em ambos os substratos	177
ANEXO B - Certificado da Comissão de Ética no Uso de Animais: CEUA – IFRJ, referente aos ensaios de ecotoxicidade com <i>Brachydanio rerio</i>	178
ANEXO C - Comprovante de aceite de artigo para publicação	179
APÊNDICE A - Produção Acadêmica do Autor durante o programa de Doutorado	180

INTRODUÇÃO

A exploração dos recursos naturais ao longo da história desconsiderou os impactos causados sobre a sua continuidade de atendimento às necessidades humanas. O crescimento populacional e econômico são os agentes de maior ação sobre esse processo, com a expansão desordenada das cidades, atividades agrícolas, industriais e comerciais. Ressalta-se ainda que com o aumento populacional agravou-se também a poluição doméstica e industrial criando condições ambientais inadequadas propiciando o desenvolvimento de doenças de veiculação hídrica (BROWN *et al.*, 1976; TUCCI, 2000).

As atividades humanas intensificadas contribuíram para o empobrecimento dos recursos naturais e os problemas ambientais que atualmente se apresentam no mundo. Entre esses se destacam a deterioração da camada de ozônio, as mudanças climáticas, a contaminação marinha, entre outros, que são reflexo dos impactos negativos causados pelo homem, têm representado mudanças dramáticas no Planeta e que gradualmente vem destruindo sua biodiversidade e colocando em risco a saúde humana. Dentre os recursos naturais disponíveis para as atividades humanas, a água é aquele que apresenta maior preocupação a nível mundial (BIO, 1997; AMPARO RODRÍGUEZ, 2007).

Associado a essa expansão, consta o aumento exponencial na geração de resíduos sólidos que é influenciado também pela obsolescência programada. Esses resíduos constituem grande preocupação no que tange a disposição inadequada no ambiente e, esta por sua vez atua como agravante na poluição e degradação dos solos e cursos d'água, devido à geração de chorume proveniente da decomposição dos materiais, além de contribuir para a poluição do ar, proliferação de vetores de importância sanitária e potencializador de enchentes (BESEN *et al.*, 2010).

Com vistas à prevenção de impactos ambientais negativos sobre os recursos naturais, no Brasil, a Lei 12.305/2010, Política Nacional de Resíduos Sólidos, baliza a disposição final ambientalmente correta de rejeitos, métodos, processos, tecnologias de gestão, reciclagem, reutilização e tratamento de resíduos (BRASIL, 2010).

Quanto à destinação final o uso do aterro sanitário é considerado a forma ambientalmente correta. Trata-se da técnica de disposição de resíduos sólidos no

solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública, minimizando os impactos ambientais. Para tal utilizam-se princípios de engenharia para confinar resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume possível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão da jornada de trabalho ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992; IPT, 1995).

Contudo, mesmo esse, apresenta seu passivo ambiental, a geração de um líquido comumente chamado de lixiviado, proveniente da percolação da água da chuva e da umidade dos resíduos, ocasionando a decomposição daqueles ali depositados. Esse lixiviado apresenta elevado potencial poluidor devido a sua constituição variável (matéria orgânica - biodegradável e não biodegradável -, nitrogênio amoniacal, metais pesados e sais clorados orgânicos e inorgânicos), e tem sido alvo de estudos para o tratamento e reutilização em diversas atividades produtivas, dentre elas, a agricultura (MEDEIROS et al., 2008; MOHAJERI et al., 2010).

Esse enfoque sistêmico sobre a agricultura ocorre principalmente devido à importância da atividade e dos impactos causados. Como aponta Lindoso (2009), o modelo de desenvolvimento agropecuário existente no Brasil pode se tornar insustentável no longo prazo devido aos impactos que produz sobre o meio ambiente. E, como a economia do país depende fortemente da agropecuária – setor responsável por cerca de 30% do PIB - os prejuízos sociais e ambientais podem repercutir para toda a sociedade (MAPA, 2014).

A agricultura é considerada a base para o sustento da humanidade. O Brasil lidera a produção e a exportação de diversos produtos agropecuários. É o primeiro produtor e exportador de café, açúcar, etanol de cana-de-açúcar e suco de laranja. Além disso, lidera o ranking das vendas externas do complexo-soja (farelo, óleo e grão). Nos últimos dez anos a produção de hortaliças (folhas, raízes, flores, brotos comestíveis) no país aumentou mais de 30% e a produtividade 38% (MELO, 2008; MAPA, 2014).

Além das culturas com fins alimentícios, existem ainda, aquelas com fins não alimentícios e florestais (silvicultura e extrativismo vegetal) de grande importância para a economia e com potencial para expansão. O Brasil é o terceiro maior exportador de celulose, ocupa a 9ª posição no ranking internacional de madeira serrada de coníferas e o 2º lugar na produção de folhosas, enquanto a indústria de compensados é a 6ª maior do mundo (ABIMCI, 2012).

Dentre os insumos utilizados na agricultura e suas subdivisões produtivas, a água é o fator limitante para o desenvolvimento vegetal, entretanto o volume utilizado na atividade se contrapõe a ótica ambiental e torna-se necessário a adoção de métodos e técnicas que visem à redução da exploração ou o reuso de águas oriundas de outras atividades. Estudos realizados em diversos países têm demonstrado a eficiência do uso das águas residuárias e efluentes na fertirrigação de culturas agrícolas com a obtenção de excelentes resultados, visto que são ricas em nutrientes (BASTOS, 1999; CUNHA, 2008).

O recurso água, não caminha sozinho nesse contexto, ao passo que a degradação ao longo dos anos não ficou restrita a esse. A expansão das áreas de ocupação humana para suas atividades promoveu o avanço descontrolado sobre a vegetação de proteção do solo, principalmente a cobertura arbórea (SHIVA, 2000).

Contudo, hoje, é de amplo conhecimento que a ausência da proteção do solo, influencia diretamente na qualidade e quantidade da água, atrelado a isso, está a baixa presença de espécies arbóreas que reduzem a energia da água sobre os solos minimizando seu poder erosivo e facilitando o processo de infiltração. Esta é extremamente importante, principalmente em áreas de maior vulnerabilidade ou de maior importância sob a ótica da preservação dos recursos hídricos, como a vegetação de Área de Preservação Permanente (RODRIGUES, 2004).

Associando a temática da água aos efeitos advindos da supressão indiscriminada e ausência da vegetação arbórea, torna-se necessário o desenvolvimento de métodos e técnicas que visem à recuperação das áreas devastadas/degradadas e/ou monitoramento das condições predominantes hoje para diagnosticar possíveis mudanças com vistas à preocupação com a quantidade e qualidade da água disponível no Planeta (QUEIROZ et al., 2010; MEDEIROS; PINTO; MIGUEL, 2013).

Face isso, os projetos de reflorestamento tem apresentado resultado satisfatório na recuperação dessas áreas, porém em toda a fase produtiva dessa cadeia, os estudos e técnicas que visem à adoção de reuso são ínfimos. Desse modo, os efluentes advindos tanto das áreas urbanas quanto da atividade agropecuária, apresentam-se como fonte potencial de nutrientes e reaproveitamento de água (RESENDE, 2002).

Segundo Cunha (2008) desenvolver técnicas para reutilização de água torna-se evidente quando avaliado o desperdício, ou o uso inadequado e o alto custo da

água utilizada no setor agropecuário. Entretanto, essas não devem ser desenvolvidas somente com foco na resposta agrônômica, mas também sobre a ótica ambiental e nessa direção, a ecotoxicologia apresenta-se como ferramenta para tal caracterização (COSTA et al., 2008).

Nessa vertente, a utilização do lixiviado de aterro na atividade florestal, pode contribuir na redução da exploração dos recursos hídricos, fortalecer a atividade e atender as legislações vigentes. Desse modo, o presente trabalho pretende contribuir com estudos relacionados ao reuso de efluentes com enfoque sistêmico sobre os efeitos no substrato e nas plantas. As avaliações ambientais, foram realizadas através de ensaios ecotoxicológicos utilizando como organismos teste, *Brachydanio rerio* e *Eisenia fetida*, além de avaliações agrônômicas, com caracterização química do substrato, via teste de coluna de lixiviação, como também a caracterização química e morfológica de *Senna macranthera*, espécie florestal nativa, na fase de produção das mudas.

Portanto, esse trabalho consiste na avaliação do efeito agroambiental da aplicação de lixiviado de aterro sanitário na irrigação da produção de mudas de *Senna macranthera*.

1 JUSTIFICATIVA

A atividade agrícola é altamente dependente de insumos, dentre eles a água apresenta maior preocupação, pois trata-se da atividade produtiva que apresenta o maior consumo no mundo. A produção de mudas florestais não é diferente e essa problemática influencia diretamente o processo produtivo. Desse modo, faz-se necessário o desenvolvimento de pesquisas com foco na obtenção de insumos alternativos. Nesse sentido, o estudo sobre o reuso de lixiviado de aterro sanitário como fonte de água para irrigação na produção de mudas de espécies florestais, apresenta-se como alternativa (CUNHA, 2008).

Adicionalmente aos fatores agronômicos, surge a necessidade de concretizar trabalhos que relacionem essa área do conhecimento, à temática ambiental, nesse caso especificamente aos testes de ecotoxicidade, haja vista, que não existe normatização para ensaios de germinação de sementes no Brasil e que os procedimentos aqui adotados se baseiam em órgãos internacionais, os quais não privilegiam as espécies florestais, no hall de espécies potenciais indicadoras de risco ambiental, com esses testes (OECD, 2003).

Sob a ótica da legislação, entende-se que essa proposta pode atuar como ferramenta de apoio a aplicação da Lei 12305 de 02 de Agosto de 2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) - que descreve, no seu capítulo III, artigo 8º, inciso VI, que trata dos instrumentos da PNRS para aplicação e cumprimento do que rege a legislação em questão: a cooperação técnica e financeira entre os setores público e privado para o desenvolvimento de pesquisas de novos produtos, métodos, processos e tecnologias de gestão, reciclagem, reutilização, tratamento de resíduos e disposição final ambientalmente adequada de rejeitos (BRASIL, 2010).

Ainda, na seara legal, essa proposta poderá servir de apoio ao produtor rural no cumprimento as exigências do novo código Florestal brasileiro (BRASIL, 2012), quanto à necessidade de recompor áreas de vegetação nativa, servindo esse como ferramenta que contribuirá para produção das mudas de espécies arbóreas florestais.

2 HIPÓTESE

A partir da Política Nacional de Resíduos Sólidos, obteve-se um ganho expressivo em relação ao tema "lixo", contudo essa política impulsionou a geração e/ou acúmulo de lixiviado intensificando esse sério problema ambiental, que precisa de soluções para sua destinação. Desse modo, carece de estudos relacionados ao tratamento e/ou reuso do mesmo. Face isso: a atividade de produção de mudas florestais pode servir como alternativa para o reuso de lixiviado de aterro sanitário?

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo Geral

- Avaliar o efeito agroambiental da aplicação de lixiviado de aterro sanitário na irrigação da produção de mudas de *Senna macranthera*.

3.2 Objetivos Específicos

- Identificar o potencial ecotoxicológico do lixiviado em relação à germinação de *Senna macranthera* (DC. Ex Collad) H.S. Irwin e Barneby;
- Caracterizar o potencial ecotoxicológico do lixiviado sobre organismos aquáticos (*Brachydanio rerio*);
- Determinar o potencial de contaminação do substrato de cultivo a partir do uso de lixiviado de aterro em organismos terrestres (*Eisenia fetida*);
- Avaliar alterações químicas do substrato de cultivo irrigado com lixiviado de aterro;
- Definir o potencial ecotoxicológico do lixiviado pós-coluna sobre *Brachydanio rerio* e *Eisenia fetida*;
- Analisar o desenvolvimento morfológico das plantas a partir da aplicação de lixiviado de aterro sanitário.

4 REVISÃO DA LITERATURA

4.1 Importância das Florestas

A assembleia da Organização das Nações Unidas (ONU) elegeu o ano de 2011, como o ano internacional das Florestas, para que dessa forma, maiores atenções fossem dadas a questão, por parte dos governantes no Mundo. As florestas desempenham importantes funções e papéis no ecossistema, dentre eles, pode-se destacar: consumo de CO₂, serviços ecossistêmicos, habitat para diversas espécies, proteção do solo, fonte de renda, alimentos e produtos florestais, além de representarem a fonte de biodiversidade mais importante. No Brasil destaque especial é dado para a Floresta Amazônica, que apesar dos constantes avanços de desmatamento ainda é considerada a maior floresta tropical do Mundo (FAO, 2011).

Quanto à escala de desmatamento, a Mata Atlântica sofreu os maiores impactos desde a chegada dos descobridores em 1500. Esse fato se deve entre outros, à localização da mesma ao longo da costa do país, que favoreceu a retirada de madeira e ao longo do desenvolvimento do mesmo, cedeu lugar para que prosperasse o atendimento as necessidades humanas. Nesse histórico, o que se percebeu foi que além da remoção da vegetação e dos fatores intrínsecos a esse, como a perda e/ou diminuição da biodiversidade, está o fato de grande parte localizar-se em áreas de interesse, para a preservação dos solos e da água, conhecidas como APP, área de preservação permanente, instituídas por força de lei (SHIVA, 2000; WWF, 2015).

Área de Preservação Permanente - APP: área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012)

Dentre as diversas funções ambientais das APP's, destaque especial é dado à proteção do solo e dos recursos hídricos, como fatores que se interatuam.

As práticas humanas, agrícolas ou desenvolvimentistas urbanas, industriais, mineração, dentre outras, impulsionaram a remoção da vegetação de APP. No que

tange a agricultura do Brasil, os ciclos econômicos da história do país, contribuíram grandemente com esse processo, como enuncia a World Wide Found for Nature - WWF:

Durante 500 anos a Mata Atlântica propiciou lucro fácil ao homem. Ainda no século XVI, houve a extração predatória do pau-brasil, utilizado para tintura de tecidos e construção. A segunda grande investida foi o ciclo da cana-de-açúcar. Grandes áreas de Mata Atlântica foram destruídas, não apenas para abrir espaço para os canaviais, mas também para alimentar as construções dos engenhos e as fornalhas da indústria do açúcar. O descaso ambiental era tão grande que, até o final do século XIX, ao invés de alimentar as caldeiras dos engenhos com o próprio bagaço da cana, prática rotineira no Caribe, optava-se por queimar árvores para servir de lenha. No século XVIII, foram as jazidas de ouro que atraíram para o interior um grande número de portugueses. A imigração levou a novos desmatamentos, que se estenderam até os limites com o Cerrado, para a implantação de agricultura e pecuária. No século seguinte foi a vez do café, que exerceu um grande impacto sobre a Mata Atlântica. As florestas que cobriam o Vale do Paraíba, centro da produção cafeeira, foram destruídas com total falta de cuidado. O café, espécie de origem africana, acostumado a crescer em áreas sombreadas, foi cultivado no Brasil em espaços abertos e desflorestados. As queimadas, feitas de forma descuidada, espalhavam-se pelas fazendas (WWF, 2015).

As práticas agrícolas, realizadas sem qualquer preocupação com a conservação dos solos (práticas conservacionistas de solo), apresentam mais recentemente como resultados catastróficos, as perdas de solo (BALSAN, 2006).

Essas perdas são acentuadas devido à ação dos agentes de intemperismo/erosivos água e vento, sobre o solo, que causam o desgaste, o transporte e deposição de sedimentos da parte mais alta da paisagem, para a parte mais baixa, processo conhecido como erosão. No Brasil perde-se por erosão hídrica laminar, cerca de 500 milhões de toneladas de terra anualmente. As perdas de solo, não constituem apenas a remoção de partículas desse, mas também, nutrientes, matéria orgânica, alterações na textura e estrutura, levando a um completo depauperamento que provoca danos econômicos aos produtores (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1995).

Além dos danos já citados, outro fator de grande relevância relacionado às

perdas de solo, trata-se dos recursos hídricos. A erosão hídrica é a maior responsável pelo desgaste das margens de rios, contribuindo com o processo de assoreamento. Todavia, cabe ressaltar que o assoreamento ocorre também devido ao transporte de sedimentos ao longo da paisagem. Toda essa dinâmica de desgaste dos solos e comprometimento dos cursos d'água está intimamente relacionado com a remoção da vegetação natural de proteção do solo das APP's. Fato é que devido à ausência dessas, atrelado às mudanças climáticas, ocorre o comprometimento da quantidade e qualidade da água disponível no planeta (COSTA et al., 2007).

Corroborando com essa percepção a FAO apresenta sua preocupação com relação ao esgotamento dos recursos naturais, afirmando que 25% dos solos do planeta estão degradados e que esse desgaste afetará a produção mundial de alimentos. Ainda no mesmo relato, aponta que cerca de 40% dos solos degradados no mundo encontra-se em áreas com elevadas taxas de pobreza. Além disso, num sinal de que a degradação é um risco em todos os níveis de rendimento, 30% dos solos degradados do mundo encontram-se em áreas com níveis moderados de pobreza, enquanto 20% estão em áreas com baixos índices (FAO, 2011).

No Brasil, o Novo Código Florestal, apresentou uma nova vertente, visando promover a preservação e a recuperação dessas importantes áreas. Dentre as novidades, destaca-se o cadastro ambiental rural (CAR), que visa obter informações atualizadas das áreas em exploração e as condições das áreas de APP's nas propriedades rurais; e a regra da "escadinha", método desenvolvido para estimular a recuperação florestal principalmente por pequenos produtores rurais, baseado no tamanho da propriedade (BRASIL, 2012).

A partir do entendimento das variáveis que influenciam a dinâmica da paisagem e da abrangência da legislação brasileira, visando o estímulo à recuperação florestal, acredita-se que deve ser dada atenção especial ao processo que envolve a questão produtiva das espécies que podem ser utilizadas.

Face isso, existe uma grande preocupação quanto ao desmatamento das florestas nativas. Segundo a FAO (2010) a taxa de desmatamento, permanece alarmante, embora tivesse diminuindo e apresentando grande disparidade nos continentes.

A preservação e a recuperação desse importante recurso devem ser observadas sistematicamente, visando à continuidade e a manutenção das funções.

Desse modo, devem ser estimulados estudos que viabilizem o uso de tecnologias de baixo custo, como forma de estimular a recuperação florestal. Pensando na reutilização futura de efluentes, a atividade florestal, por suas peculiaridades, apresenta-se como uma alternativa promissora, principalmente por não envolver produção de alimentos para consumo e nem riscos diretos à saúde (BREGA FILHO; MANCUSO, 2003).

A baixa oferta de mudas nativas e os elevados custos de produção inibem as iniciativas de projetos de restauração ambiental, que podem ser popularizadas com o conhecimento sobre a maneira adequada de se produzir mudas de essências florestais (germinação, repicagem ou semeadura direta, embalagem, substrato, luminosidade) e sobre a redução desse custo (JESUS; ROLIM, 2005).

4.2 Propagação de plantas

Um cultivo de espécies vegetais pode ser iniciado de duas formas distintas, a partir da deposição das sementes em covas e/ou sulcos de plantio (semeadura direta) ou através da produção de mudas (semeadura indireta). A semeadura direta realizada em local definitivo de plantio causa preocupações, como exemplo: característica do solo, umidade e compactação, que devem permitir o desenvolvimento das primeiras raízes ainda muito tenras e sensíveis, assim como a presença de plantas competidoras “invasoras”, dentre outras (FRANCO, 2016).

A propagação consiste na multiplicação de plantas, podendo ser realizada por dois métodos: o sexuado ou propagação sexuada, onde o principal insumo é a semente e o assexuado ou propagação assexuada, que utiliza partes da planta para a multiplicação de indivíduos (ALMEIDA et al., 2010).

No contexto da restauração florestal e da necessidade de se recuperar áreas degradadas, ambos os métodos, apresentam-se com potencial para o desenvolvimento da prática. No entanto é mais utilizada a produção das mudas em “viveiros” como forma de favorecer o manejo produtivo desde a semente ou parte propagativa, até a planta adulta. Além disso, a produção de mudas apresenta as seguintes vantagens: permite melhor controle fitossanitário e nutricional; facilita o

transporte para o local definitivo de plantio; homogeneíza os campos produtivos; reduz a necessidade de replantio. Adicionalmente, é preciso esclarecer que a produção de mudas exige conhecimentos prévios dos métodos e técnicas, que muitas vezes são exclusivos para determinada espécie (FRANCO, 2016).

No Brasil, a atividade de produção de mudas, possui amparo legal, através da Lei Nº 10.711, de 05 de Agosto de 2003, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Sementes e Mudas, o qual tem como objetivo garantir a identidade e a qualidade do material de multiplicação e de reprodução vegetal, produzido, comercializado e utilizado em todo o território nacional (BRASIL, 2003).

Dentre as exigências da legislação está à necessidade do cadastramento de produtores de sementes e mudas no RENASEM – Registro Nacional de Sementes e Mudas. Desde a promulgação da lei, o cadastramento tem sido feito sistematicamente, entretanto é possível observar que os dados ainda não são representativos quanto à realidade nacional (Quadro 1).

Quadro 1 - Relação de produtores de mudas por Estado da Federação, cadastrados no RENASEM.

Estado	Produtores Cadastrados	Estado	Produtores Cadastrados
Acre	15	Paraíba	34
Alagoas	15	Paraná	365
Amazonas	58	Pernambuco	56
Amapá	3	Piauí	33
Bahia	230	Rio de Janeiro	45
Ceará	143	Rio Grande do Norte	43
Brasília	18	Rio Grande do Sul	33
Espírito Santo	525	Rondônia	87
Goiás	112	Roraima	7
Maranhão	11	Santa Catarina	371
Mato Grosso	48	São Paulo	99
Mato Grosso do Sul	46	Sergipe	39
Minas Gerais	1325	Tocantins	33
Pará	101	Total	3895

Fonte: MAPA, 2016.

De acordo com o quadro 1, observa-se que o estado com maior número de registros é Minas Gerais, contudo, muitos produtores ainda não realizaram seu cadastramento ou não o farão por motivos diversos. Isso torna a organização e a

obtenção de indicadores da atividade uma tarefa dispendiosa. Analisando a conjuntura que envolve a nova legislação florestal do Brasil, pode-se observar que existirá uma movimentação de crescimento de demanda de produção de mudas nativas ao longo dos anos. Essa observação permite afirmar que serão necessários maiores estudos e maior dedicação a respeito da temática (IPEA, 2015).

4.2.1 Produção de Mudas Florestais

A produção das mudas engloba a necessidade do conhecimento de fisiologia vegetal, principalmente relacionada às sementes e suas minúcias. Entretanto, a utilização dos insumos ainda é o fator mais limitante para a atividade, dando-se destaque especial aos fertilizantes devido ao seu alto custo e a água haja vista a situação atual de escassez e/ou redução de sua qualidade e ao substrato de cultivo dado sua importância para o estabelecimento da cultura (GARCIA et al., 2006).

Mudas de espécies florestais nativas são produzidas em viveiros, para diversos fins entre eles a recuperação de áreas degradadas, reflorestamento e soluções ambientais. Logo, a produção de mudas com o intuito de recuperar áreas impactadas possui extrema importância, em razão da intensa devastação das florestas nativas (DELARMELINA et al., 2014)

O processo de produção de mudas florestais apresenta-se como ótima oportunidade de investimento, entretanto, a ausência de conhecimento a respeito dos métodos e técnicas de cultivo, pode tornar a atividade dispendiosa. Esse dispêndio está relacionado às sementes e ao substrato de cultivo.

4.2.1.1 **Morfofisiologia de sementes e a produção de mudas florestais.**

O processo reprodutivo dos vegetais superiores acontece a partir do encontro entre os gametas masculino e feminino quando ocorre a fecundação do óvulo da flor que dará origem a fruto e sementes. As sementes têm sua origem a partir do cruzamento entre os gametas masculino e feminino da flor. Para isso é necessária à

ação de agentes polinizadores, os quais podem ser: o vento, os insetos e a gravidade. Todavia é importante que os aparelhos reprodutivos estejam desenvolvidos, ou seja, aptos à reprodução, para que quando transportado o grão de pólen, esse possa ser alocado na flor feminina de forma a fecundar o óvulo (BESPALHOK; GUERRA; OLIVEIRA, 2016).

A semente é o veículo que leva ao agricultor todo o potencial genético de uma cultivar com características superiores. Essa possui atributos de qualidade genética, física, fisiológica e sanitária que lhe confere a garantia de um bom desempenho agrônômico (BRASIL, 2003; FRANCO, 2016).

Desse modo é fundamental para estudos de ecotoxicidade, o conhecimento sobre a morfofisiologia de sementes, principalmente germinação e vigor haja vista que o objetivo do ensaio é expor o organismo teste a contato direto com um potencial contaminante e a partir disso avaliar sua influência (SOBRERO; RONCO, 2004; MARCOS FILHO, 2005).

Quanto à morfologia, a semente, de maneira geral, pode ser dividida em parte externa e interna (BÓREM; MIRANDA, 2013).

A parte externa da semente é composta das seguintes partes:

- Tegumento: corresponde a porção externa máxima e/ou a capa externa da semente onde se localizam os pigmentos que são responsáveis pela cor do grão.
- Hilo: trata-se da cicatriz deixada pelo funículo que conecta a semente com a placenta.
- Halo: estrutura que circunda o hilo da semente.
- Micrópila: abertura próxima ao hilo através da qual se realiza a absorção de água durante o processo de embebição para a germinação.

A parte interna trata-se do embrião constituído das seguintes partes:

- Hipocótilo: é o ponto de transição entre a plúmula e a radícula. Durante a germinação essa região se expande levando os cotilédones até a superfície.
- Plúmula: consiste numa pequena gema a partir da qual tem-se o caule e as folhas da planta. É formada por um meristema apical e por duas folhas pouco desenvolvidas, as folhas primárias e/ou simples.
- Radícula: raiz do embrião que origina o sistema radicular.
- Cotilédone: folha seminal ou embrionária que contém as reservas necessárias à germinação e ao desenvolvimento inicial da plântula.

No que concerne às características agrônômicas, algumas informações se

fazem extremamente importantes para a aquisição da semente, com especial destaque para: pureza, germinação e vigor (SANTARÉM; ÁQUILA, 1995; BÓREM; MIRANDA, 2013).

A pureza (%) estima a fração do lote, em peso, constituída por sementes maduras ou imaturas da espécie ou variedade em questão, caracterizando a porcentagem de sementes chochas, de outras sementes, de terra, de pedaços de folhas e talos, que constituem a fração de impurezas.

A germinação (%) é uma sequência ordenada de atividades metabólicas divididas em fases, que resulta na formação de uma plântula. Pode ser definido também como o rompimento do tegumento da semente pela radícula do embrião. Essa por sua vez é definida como o ponto de origem do sistema radicular de uma planta. Há casos, onde as raízes não se originam da radícula, essas são denominadas de raízes adventícias (BEWLEY; BLACK, 1994).

A germinação pode ser classificada em dois tipos em relação ao comprimento do hipocótilo, de tal forma essa pode ser: Germinação *Epígea*, quando os cotilédones se elevam acima do solo, devido ao maior alongamento do hipocótilo e; Germinação *Hipógea*, quando os cotilédones permanecem no solo, devido ao menor alongamento do hipocótilo (VAZQUEZ et al., 2011).

O Vigor pode ser descrito como aquela propriedade das sementes que determina a sua emergência sob condições desfavoráveis. Segundo a International Seed Testing Association (ISTA), o vigor é um índice do grau de deterioração fisiológica e/ou integridade mecânica de um lote de sementes de alta germinação, representando sua ampla habilidade de estabelecimento no ambiente. Ainda, segundo a Association of Official Seed Analysts (AOSA) o vigor de sementes é tido como “aquela propriedade das sementes que determina o potencial para uma emergência rápida e uniforme e para o desenvolvimento de plântulas normais sob uma ampla faixa de condições de campo” (AOSA, 1983; HAMPTON; TEKRONY, 1995).

Tais características, pureza, germinação e vigor, tornam-se difíceis de serem mensuradas quando o assunto é espécie florestal, dada à variabilidade existente entre as matrizes. Entretanto, para espécies e culturas comerciais tais informações devem estar presentes no rótulo visando proporcionar ao comprador as garantias de qualidade do produto (MAPA, 2013).

De maneira geral, as sementes necessitam de condições ótimas para que

possam dar origem a uma nova planta com estrutura completa, raiz e parte aérea (CASTRO et al., 2004; LIMA et al., 2006; PASSOS et al., 2008).

O sucesso do processo produtivo depende diretamente da compreensão dos mecanismos envolvidos na germinação (FIGLIOLIA; OLIVEIRA; PIÑA-RODRIGUES, 1993).

- Embrião viável: o embrião é a representação do ser vivo responsável pela formação do novo indivíduo, contudo, o mesmo pode não estar maduro o suficiente para desempenhar esse papel, ocasionando a não-germinação da semente (BEWLEY; BLACK, 1994).

- Água: A água é requerida em quantidade adequada até que a semente germine. É o ativador dos processos bioquímicos e fisiológicos da germinação das sementes. Deve-se observar o teor de água da semente, bem como do solo ou substrato ao qual a mesma será acondicionada no momento do plantio, pois a falta de água/umidade pode levar ao “ressecamento” da semente, ocasionando a morte do embrião; caso ocorra excesso de umidade, o embrião pode morrer devido a falta de oxigênio para as trocas gasosas (SCHUPP; FUENTES, 1995; GHERSA *et al.*, 1992; BASKIN; BASKIN, 1998).

- Luz: A presença de luz tem influência direta sobre a germinação. As sementes podem ser: fotoblásticas positiva (necessitam da incidência de luz diretamente sobre a semente para que possa estimular a germinação) ou fotoblástica negativa (não necessitam da luz direta para germinar). A maioria das culturas agrícolas são fotoblásticas negativa, contudo, é extremamente necessária a luz para germinação, pois ao invés de quantidade, algumas espécies podem requerer qualidade de luz (BORGES; RENA, 1993).

- Temperatura: Geralmente temperaturas na faixa de 25 °C a 35 °C são consideradas como ótimo para a maioria das espécies (COPELAND; MCDONALD, 1995).

- Oxigênio: É requerido para a respiração celular a qual aumenta drasticamente com a germinação. Se um ambiente anaeróbico for mantido (por exemplo, sementes mergulhadas permanentemente em água, ou em solo encharcado) a respiração é inibida e a germinação não se processa (POPINIGIS, 1985; MARCOS FILHO, 2005).

- Dormência: O termo dormência de sementes aplica-se à condição das sementes viáveis que não germinam apesar de lhes serem fornecidas as condições

ambientais adequadas (ex. água e temperatura). O fenômeno de dormência nas sementes provém da adaptação das espécies às condições ambientais em que se reproduzem. É, portanto, um recurso utilizado pelas plantas para germinarem na época apropriada ao seu desenvolvimento, e que visa à perpetuação da espécie (ALVES et al., 2000; CARVALHO; NAKAGAWA, 2000).

As sementes florestais possuem características que lhes conferem peculiaridades, como é o caso da dormência, a qual pode ser fisiológica, momentânea ou permanente, que ocorre por fatores intrínsecos (imaturidade do embrião ou pela morte do mesmo, embrião dormente e substâncias inibidoras), ou física causada por impedimentos externos (impermeabilidade do tegumento, condições ambientais adversas). Para o produtor de mudas, a dormência apresenta-se como uma barreira a ser superada, enquanto para a espécie significa a probabilidade de superar uma adversidade e garantir a perpetuação da mesma (IPEF, 1997; IMATOMI; PEREZ; FERREIRA, 2009).

Quanto à dormência, diversos estudos são realizados a fim de desenvolver técnicas de superação, dentre essas tem destaque: a escarificação química e mecânica, estratificação, choque de temperatura e água quente (ALVES et al., 2000; BORGES et al., 2004; KISSMANN et al., 2007). Para algumas espécies arbóreas nativas, esses procedimentos são detalhados nas Instruções para Análise de Sementes de Espécies Florestais (MAPA, 2013).

No que concerne às avaliações sobre o comportamento de determinada espécie, diversos estudos sobre as condições ideais de germinação de sementes são geralmente realizados, dentre outros objetivos, para ampliar os conhecimentos fisiológicos, bem como as respostas de germinação aos fatores ambientais iniciando-se assim o processo de domesticação da mesma (GARCIA; DINIZ, 2003; PASSOS et al., 2008). Um dos aspectos mais pesquisados nos últimos anos tem sido a qualidade fisiológica das sementes, em decorrência de estarem sujeitas a uma série de mudanças degenerativas de origem bioquímica, fisiológica e física após a sua maturidade, as quais estão associadas com a redução do vigor (ALIZAGA et al., 1990).

As sementes, em geral, apresentam um desempenho variável, quanto à germinação, em diferentes temperaturas e substratos, que são componentes básicos do teste de germinação; assim, o conhecimento da influência desses componentes na germinação de cada espécie é de importância fundamental

(MONDO et al., 2008).

Apesar do padrão de germinação e o crescimento de sementes serem programados geneticamente, a expressão desse é modificada pelas condições do ambiente às quais as sementes são expostas, sendo a presença ou ausência de uma substância qualquer potencialmente tóxica, algo determinante (SANTOS et al., 1992).

Dentre as diversas substâncias, aquelas com elevada salinidade, dificultam a absorção de água e, ao mesmo tempo, facilitam a entrada de íons em níveis tóxicos, nas sementes embebidas. A absorção de água é inibida devido ao aumento da pressão osmótica, que inclusive pode levar a distúrbios nutricionais, resultando em clorose e necrose nas folhas ou morte da planta jovem. Para, além disso, pode provocar mudanças de mobilização de reservas armazenadas (ENÉAS FILHO et al., 1995; DOOD; DONOVAN, 1999).

O substrato influencia diretamente na germinação, pois em função de sua capacidade de retenção de água, estrutura e aeração, afeta o fornecimento de água e de oxigênio para as sementes e oferece suporte físico para o desenvolvimento da plântula (FIGLIOLIA et al., 1993). Segundo os mesmos autores, na escolha do material para substrato, deve ser considerado o tamanho da semente, sua exigência com relação à água, sensibilidade ou não à luz e a facilidade que este oferece para o desenvolvimento e a avaliação das plântulas (MONDO et al., 2008).

4.2.1.2 Características agronômicas e importância do substrato de cultivo

Entende-se por substrato o material ou mistura de materiais que são empregados para o desenvolvimento de mudas, podendo ser de origem animal, vegetal ou mineral, cujas funções consistem na sustentação da planta, retenção de água e fornecimento de nutrientes. Podendo ser definido ainda como, o meio em que as raízes crescem e tem o fornecimento de água, oxigênio e nutrientes para a planta (STURION, 1981; CARNEIRO, 1995).

A produção de mudas de qualidade depende de diversos fatores, sendo a composição dos substratos de grande importância, haja vista que a germinação de sementes, a iniciação radicular e o enraizamento estão diretamente ligados às

características químicas, físicas e biológicas desse. Apresenta-se ainda como o principal insumo ao lado da água, para a produção de mudas florestais, uma vez que a boa formação do sistema radicular e da parte aérea das mudas depende da qualidade deste insumo, fator esse que irá garantir um bom “pegamento” das mudas em campo (CALDEIRA et al., 2008).

Segundo Gomes et al. (1991), os substratos podem ser obtidos a partir de diversos materiais, que poderão ser utilizados puros ou em misturas, como exemplo, a vermiculita, o composto orgânico, a terra de subsolo, o esterco bovino, a moinha de carvão, a areia, a casca de árvores, o composto de lixo, a serragem, o bagaço de cana, a acícula de Pinus dentre outros.

Quanto à formulação, um substrato misto com matéria orgânica é vantajoso devido à grande influência positiva nas propriedades físicas, químicas e biológicas, na disponibilidade de nutrientes para os microorganismos que fazem a decomposição, ajudando a transformar em solúvel os componentes minerais da terra e também pelo fato dos nutrientes assimiláveis serem liberados gradualmente para o aproveitamento das plantas. Um substrato preparado adequadamente deve trazer, além de todos os benefícios citados, a economia na mão de obra, menores perdas, respeitar e preservar o meio ambiente (MALAVOLTA, 1989; ANTUNES et al., 2002).

Em relação às propriedades químicas dos substratos os principais parâmetros são: o potencial hidrogeniônico (pH), a capacidade de troca de cátions (CTC), a matéria orgânica e a salinidade, esses recebem atenção especial pois podem modificar a disponibilidade dos nutrientes (KÄMPF, 2005).

Quanto às características químicas, podem ser classificados como ativos ou inativos. Os ativos são aqueles que permitem as trocas de nutrientes entre o substrato e a solução. Os substratos inativos são aqueles que apresentam trocas nulas ou muito reduzidas entre a fase sólida e líquida. Dentre os atributos químicos, a salinidade de um substrato pode afetar negativamente o cultivo, sendo que a condutividade elétrica acima de $3,5 \text{ dS m}^{-1}$ é considerada excessiva para a maioria das plantas (MARTINEZ, 2002).

Quanto às propriedades físicas, a granulometria, a porosidade, a densidade e a capacidade de retenção de água são características que devem ser avaliadas para composição do substrato. Dentre as propriedades físicas de um substrato, atenção particular deve ser dada à granulometria ou tamanho das partículas, e à porosidade,

que pode ser dividida em fase líquida, que trata da capacidade de retenção de água, e fase gasosa que trata da aeração do substrato (ANSORENA MINER,1994; KÄMPF, 2005).

A porosidade, capacidade de armazenar e suprir água e ar para as plantas deve buscar o equilíbrio na aeração, evitando impedimentos ao desenvolvimento das raízes. Somando-se às propriedades físicas de um substrato, a densidade encerra a qualidade do mesmo, pois a sua correta avaliação garante que não ocorra compactação da mistura dentro do recipiente de cultivo, o que levaria ao acúmulo de água e/ou dificuldade de penetração e crescimento das raízes (KÄMPF, 2005).

Trazzi et al. (2013) avaliaram substratos alternativos para a produção de mudas de Teca (*Tectona grandis* Linn. F.) a partir da composição de substratos com esterco bovino, cama de frango e/ou esterco de codorna associado a terra de subsolo e 25% de substrato comercial. Os autores identificaram que a composição com cama de frango apresentou os melhores resultados. Afirmam ainda que substratos cuja composição é obtida de fontes renováveis contribuem para a melhoria das propriedades químicas do mesmo.

No contexto da gestão de resíduos, Delarmelina et al. (2014) avaliaram composições de substratos com lodo de esgoto, para produção de mudas de *Sesbania virgata*, identificando que a proporção 60% de lodo de esgoto + 40% de vermiculita, proporcionou o melhor desenvolvimento das características morfológicas da espécie. Esses resultados corroboram com Trigueiro e Guerrini (2003) que utilizaram o biossólido na composição de substratos para mudas de Eucalipto.

Cunha et al. (2006) introduziram lodo de esgoto na composição de substratos para mudas de *Acacia* sp e observaram que essas acumularam mais N e Ca, principalmente quando inoculadas.

Ainda nesse contexto, Nóbrega et al. (2007) constataram incremento da fertilidade, aumento nos teores de P, K, Ca, Mg, soma de bases, CTC, matéria orgânica e teores de micronutrientes, além de metais pesados abaixo dos níveis estabelecidos pela CETESB, para substratos compostos por biossólido.

Para garantir o pleno crescimento vegetal é indispensável que não ocorra limitação de água, o que exige irrigações frequentes, aumentando o risco de lixiviação de nutrientes e a probabilidade de ocorrer encharcamento temporário, o que provoca inevitavelmente, estresse às plantas.

4.2.1.3 A importância da irrigação na produção de mudas.

A irrigação era tratada como o fornecimento de água para a cultura, visando suprir a falta ou má distribuição da precipitação. Num conceito mais atual e atrelado ao entendimento da propriedade como empresa agrícola, a irrigação é uma estratégia para aumento da rentabilidade pelo aumento da produção e da produtividade, de forma sustentável, preservando o meio ambiente e com maior geração de emprego e renda, dando enfoque para as cadeias produtivas (MANTOVANI, BERNARDO; PALARTTI, 2006).

Para cultivos em casa de vegetação, como a produção de mudas, a irrigação possui papel fundamental, haja vista que não existe interferência do meio externo, sendo essa responsável por suprir a demanda integral de água pelas culturas a serem desenvolvidas (PURQUERIO; TIVELLI, 2006).

Os principais métodos de irrigação praticados na agricultura são: superfície, aspersão e localizada. Dentre esses, adaptam-se à produção de mudas em recipientes, apenas a irrigação por aspersão e localizada (MANTOVANI et al., 2006).

A irrigação por aspersão tem como premissa, simular a distribuição da precipitação, ao aplicar água “em forma de chuva”. Tal método apresenta como vantagem o custo de implantação inferior quando comparado à irrigação localizada e possui eficiência de aplicação média de 85%. Sua eficiência é comprometida principalmente devido a fatores climáticos como vento, umidade relativa do ar e temperatura (BISCARO, 2009; SILVA et al., 2012).

Quanto à irrigação localizada, a principal desvantagem comparativa em relação à irrigação por aspersão está no custo de implantação elevado, todavia, apresenta vantagens satisfatórias como: menor consumo de água, maior eficiência de aplicação com média de 95% e a possibilidade de realizar a adubação junto com a água de irrigação, técnica denominada fertirrigação. Essa técnica também pode ser realizada pela irrigação por aspersão, contudo existe o risco de desenvolver problemas de sanidade na parte aérea da planta quando se utiliza água salina ou de má qualidade (BERNARDO, 2002).

Face isso, a escolha do método de irrigação deve ser realizada principalmente pela característica do cultivo a ser implantado, das condições

técnico-econômicas e da qualidade da água (MANTOVANI et al., 2006; ALBUQUERQUE; DURÃES, 2008).

O fator primordial para o bom funcionamento e desenvolvimento da agricultura irrigada está relacionado intimamente com a qualidade da água para irrigação que é definida principalmente pela quantidade total de sais dissolvidos e sua composição iônica. Os principais sais dissolvidos na água de irrigação são os de sódio, cálcio e magnésio em forma de cloretos, sulfatos e bicarbonatos. Normalmente, o potássio e o carbonato estão presentes em proporções relativamente baixas (SILVA et al., 2011).

A qualidade da água para irrigação é avaliada não apenas pelo seu conteúdo total de sais, mas, também, pela composição individual dos íons presentes. Alguns cátions e ânions, quando em excesso, podem trazer prejuízos ao solo (pelo efeito direto na sodificação) e às plantas cultivadas, dependendo do grau de tolerância destas aos sais (AYERS; WESTCOT, 1991; ALBUQUERQUE; DURÃES, 2008).

A agricultura irrigada depende tanto da quantidade como da qualidade da água, porém o aspecto qualidade tem sido desprezado devido ao fato de que no passado as fontes de recursos hídricos eram abundantes e de melhor qualidade, além da utilização fácil. Desta forma para minimizar os problemas da utilização de água é necessário que exista planejamento e monitoramento adequados para atestar sua qualidade e para que problemas futuros possam vir a serem evitados (SILVA et al., 2011).

Nesse contexto, as águas residuárias e os efluentes, despontam como realidade ou promissores da irrigação para o futuro, em face da necessidade do desenvolvimento de alternativas para os recursos hídricos já depauperados. A literatura apresenta uma série de estudos utilizando fontes diversas de águas residuárias e efluentes, tratados ou brutos, visando à utilização na irrigação de culturas agrícolas com ou sem finalidade alimentícia, sendo os resultados animadores. Contudo, ainda são incipientes os estudos relacionados ao impacto ambiental dessas práticas (CHENG; CHU, 2007; NOBRE et al., 2010).

Erthal et al. (2010) afirmam que se bem planejada, a disposição de águas residuárias no sistema solo-planta poderá trazer benefícios, tais como fonte de nutrientes e água para as plantas, redução do uso de fertilizantes e de seu potencial poluidor. Os autores avaliaram o efeito da água residuária de bovinocultura (ARB) e identificaram que valores de pH, CTC, saturação por bases e concentrações de P, K, Ca e Mg, aumentaram com acréscimos nas taxas de aplicação da ARB, nas camadas superficiais do solo. Foi observado também que não ocorreu salinização

do solo embora a porcentagem de argila dispersa em água tenha aumentado, indicando que a aplicação permanente da ARB pode propiciar riscos de redução da permeabilidade do solo.

Oliveira et al. (2004) avaliaram a influência de aplicações sucessivas de águas residuárias de suinocultura (ARS), com diferentes concentrações de sólidos totais sobre a capacidade de infiltração de um solo Podzólico Vermelho-Amarelo, concluindo que o aumento da concentração de sólidos totais de ARS provocou redução na capacidade de infiltração do solo, intensificada com aplicações sucessivas.

Quanto à adaptação das plantas ao fator qualidade da água de irrigação, Matos et al. (2013), observaram que mudas de pinhão-manso (*Jatropha curcas* L.) irrigadas com água de condutividade elétrica menor que $8,0 \text{ dS m}^{-1}$, não apresentaram redução do crescimento vegetativo.

Adicionalmente, Augusto et al. (2007) estudaram a viabilidade do uso de águas residuárias provenientes de um sistema biológico de tratamento de esgotos domésticos como alternativa à fertirrigação convencional de viveiros florestais e identificaram que a água residuária pode ser utilizada na fertirrigação de Eucalipto (*Eucalyptus grandis* Hill. ex. maiden), Capixingui (*Croton floribundus* Spreng.) e Copaíba (*Copaifera langsdorffii* Desf), pois todas as plantas cresceram, sem deficiência ou toxidez aparente.

Diversos são os estudos sobre irrigação com águas residuárias e sobre composições de um substrato, em sua grande maioria utilizando materiais alternativos visando à redução dos custos de produção e com foco na característica química, física e/ou biológica e os efeitos agrônômicos sobre as plantas. Entretanto, ainda são inexistentes nesses estudos as avaliações de impacto ambiental (FONSECA et al., 2007).

4.2.1.4 ***Senna macranthera* (DC. Ex Collad) H.S. Irwin e Barneby**

Espécie pertencente à família Leguminosae, no Brasil é denominada popularmente como fedegoso, pau fava, aleluia, cabo-verde, mamangá, ibixuna e tararaçu. Ocorre do Estado do Ceará até São Paulo e Minas Gerais, em floresta

semidecídua de altitude (LORENZI, 2002).

Suas principais informações ecológicas a classificam como uma planta semicaducifólia e/ou caducifólia durante o inverno, heliófita, pioneira. Desse modo apresenta-se como uma planta rústica de crescimento rápido, sendo ideal para plantios mistos em áreas degradadas, além disso, é indiferente às características do solo de cultivo. Quanto à morfologia, a planta pode atingir de 6-8 metros de altura, apresenta madeira leve, macia e de baixa durabilidade, com aplicação em ambientes internos, caixotaria, brinquedos e lenha (LEMOS FILHO et al., 1997; LORENZI, 2002).

Soma-se a isso, a ocorrência exuberante de floração em longo período do ano (dezembro a abril), fornecendo néctar que atraem abelhas Irapuá (*Trigona spinipes*). A maturação dos frutos ocorre de julho a agosto (DURIGAN et al., 2004).

As sementes de *Senna macranthera* apresentam dormência que pode ser superada com o uso de escarificação mecânica ou química em ácido sulfúrico (LEMOS FILHO et al., 1997).

Borges et al. (1997) apresentam que a temperatura ideal para que ocorra a germinação da espécie está em torno de 25°C e que o estresse hídrico não influencia o processo. Além disso, de acordo com Lopes, Barbosa e Capucho (2012) a viabilidade e a germinação de sementes não sofre influência do tempo de armazenamento de 12 meses, corroborando com Santarém e Aquila (1995) que avaliaram os mesmos parâmetros pelo período de 2 anos.

Para a produção de mudas, especial atenção deve ser dada a saturação de bases, haja vista que a resposta da planta ocorre com diferenças significativas entre 60 e 70% para Argissolo Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho-Amarelo respectivamente, carecendo maiores estudos para outros solos (SOUZA et al., 2010). Quanto à carência de nutrientes, mudas de *Senna macranthera* apresentam ótima resposta à adubação potássica com incrementos significativos na produção de matéria seca total (SILVA et al., 1997).

A espécie tem seu potencial explorado na pesquisa científica para outras utilidades indicando o potencial da planta para além da recuperação florestal e serviços ambientais. Andrade et al. (2015) avaliaram o efeito antibacteriano de sabonete confeccionado com extrato de *Senna macranthera* e observaram efeitos semelhantes a outros compostos comumente testados.

4.3 Resíduos sólidos urbanos

Os resíduos sólidos urbanos tiveram grande aumento de produção ao longo do desenvolvimento das atividades humanas (MUCELIN; BELLINI, 2008).

Por definição tem-se que resíduos sólidos são:

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004, p. 1).

A gestão e a destinação final desses, comumente denominados de lixo, tem se tornado um dos grandes problemas da humanidade. De acordo com Carvalho et al. (2006), no Brasil isso é potencializado frente ao volume gerado, cerca de 259.547 toneladas, coletados diariamente nos municípios brasileiros, totalizando 1,26 kg de resíduo *per capita* (IBGE, 2008). Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, a média *per capita* em relação à população urbana de resíduos sólidos domiciliares e públicos é de 1,05 kg/dia, a média por região é apontada no quadro 2 (BRASIL, 2014).

Quadro 2 – Média percapita da Massa coletada (resíduos sólidos domiciliares + públicos), região geográfica.

Região	Total de municípios	Massa coletada (Kg)
Norte	240	1,09
Nordeste	896	1,21
Sudeste	1277	1,02
Sul	948	0,83
Centro-oeste	275	1,26
Total - 2014	3636	1,05

Fonte: Adaptado de SNIS - Brasil, 2014.

De acordo com o quadro 2, os maiores geradores de resíduos domiciliar-público (RDO-P) em média foram encontrados na região centro-oeste, seguido das

regiões Nordeste, Norte, Sudeste e Sul.

Ainda nesse contexto, para a região Sudeste, tem destaque em ordem decrescente de geração de RDO-P, os estados do Rio de Janeiro, São Paulo, Espírito Santo e Minas Gerais com respectivas médias *per capita* de 1,28%, 1,00%, 0,91% e 0,83%. Comparando o ano de 2013 com 2014, os referidos estados apresentaram variação crescente de 9,1%, 8,8% 2,8% e 2,6% (BRASIL, 2014).

Adicionalmente às questões de volume de resíduo gerado, o Estado do Rio de Janeiro, com uma população de 13 milhões de habitantes, distribuída em 92 municípios e com somente 10% desses possuindo sistema de disposição de resíduos sólidos apropriados, carece de especial atenção quanto à problemática (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011).

Tais preocupações quanto ao tema, se fazem necessário haja vista o grande volume de material residual e também a falta de locais apropriados para descarte. Soma-se a isso, hábitos culturais incorretos quando a disposição final praticados pela população e observar que tal situação provoca alterações ambientais e impactos significativos no ecossistema urbano. Essa situação é compreendida como crise e sugere uma reforma ecológica (MUCELIN; BELLINI, 2008).

Corroborando, Fernandez (2004) aponta que as alterações ambientais ocorrem por inumeráveis causas, muitas denominadas naturais e outras oriundas de intervenções antropológicas, consideradas não naturais.

Além disso, a significância do impacto dos resíduos sólidos depende também da composição desses que pode se alterar de acordo com condições ambientais, de urbanização e pelo nível socioeconômico da região geradora, além do tipo de gerenciamento dos resíduos (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011).

Os resíduos urbanos são caracterizados por uma mistura de materiais complexa e de natureza diversa, sendo constituídos: matéria orgânica; materiais de difícil decomposição (papel, papelão, galhos de madeira) e materiais inertes (plásticos, vidros, metal etc.) (CARVALHO et al., 2009).

Em função dessa constituição diversa, no Brasil, a norma NBR 10.004, da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004) classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, para que possam ser gerenciados adequadamente, dividindo-os em duas classes e duas subclasses:

Classe I - Perigosos: resíduos sólidos ou misturas de resíduos que, em

função de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade, podem apresentar riscos à saúde pública, provocando ou contribuindo para um aumento de mortalidade ou incidência de doenças e/ou apresentando efeitos adversos ao ambiente, quando manuseados ou dispostos de forma inadequada.

Classe II – Não perigosos:

Classe II A - Não inertes: resíduos sólidos ou mistura de resíduos sólidos que não se enquadram na Classe I (perigosos) ou na classe IIB (inertes). Estes resíduos podem ter propriedades tais como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água.

Classe II B - Inertes: resíduos sólidos ou mistura de resíduos que, ao serem submetidos a testes de solubilização não tenham nenhum de seus constituintes solubilizados, em concentrações superiores aos padrões de potabilidade de águas, excetuando-se os padrões: aspecto, turbidez e sabor.

4.3.1 Aterro Sanitário / Lixiviado de aterro

A partir da promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, a prevenção e a redução na geração de resíduos passaram a ser ferramenta de discussão constante entre geradores e receptores de resíduos. A referida lei instituiu a responsabilidade compartilhada na produção e pós consumo de produtos. Essa, ainda visou permitir o avanço necessário ao País no enfrentamento dos principais problemas ambientais, sociais e econômicos decorrentes do manejo inadequado dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

É a partir dos princípios da prevenção e da redução bem como da obrigatoriedade e da responsabilidade compartilhada, que os aterros sanitários, ganham espaço como ferramenta ambientalmente correta na disposição de resíduos.

Os aterros sanitários são definidos como:

Técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais (ABNT, 1992).

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS, o número total de aterros sanitários cadastrados no Brasil é de 707 unidades. Entretanto esse número está muito aquém em relação a outras unidades de processamento de resíduos sólidos¹. A região Sudeste apresenta o maior número de aterros sanitários cadastrados, seguida das regiões Sul, Nordeste, Centro-oeste e Norte (Quadro 3) (BRASIL, 2014).

Quadro 3 - Relação de quantidade e tipos de unidades de processamento por região geográfica cadastrada no SNIS em 2014.

Tipo de Unidade de Processamento ¹	Quantidade de unidades de processamento cadastradas por região					Total de Unidades
	Região Norte	Região Nordeste	Região Sudeste	Região Sul	Região Centro-oeste	
	Unidade					
Lixão	188	751	123	42	193	1297
Aterro controlado	39	58	478	86	40	701
Aterro sanitário	18	70	381	203	35	707
Unidade de triagem (galpão ou usina)	2	27	268	153	22	472
Unidade de compostagem (pátio ou usina)	1	2	56	9	4	72
Unidade de transbordo (RDO+RPU) ²	0	4	52	36	8	100
Unidade de tratamento por incineração	0	5	7	3	2	17
Unidade de manejo de galhadas	1	4	10	11	0	26
Vala específica de RSS ³	6	8	7	0	2	23
Unidade de tratamento por microondas ou autoclave	1	2	12	8	0	23

¹ Unidade de processamento de resíduos sólidos (toda e qualquer instalação dotada ou não de equipamentos eletromecânicos em que quaisquer tipos de resíduos sólidos urbanos sejam submetidos a alguma modalidade de processamento) (BRASIL, 2014)

Queima em forno de qualquer tipo	2	0	0	0	0	2
Aterro industrial	0	0	3	1	0	4
Área de transbordo e triagem de RCC ⁴ e volumosos	0	5	12	23	1	41
Área de reciclagem de RCC (antiga estação de reciclagem de entulho)	0	0	21	4	1	26
Aterro de RCC (antigo aterro de inertes)	1	4	31	7	3	46
Outro	2	9	122	22	1	156
Total - 2014	261	949	1583	608	312	3713

¹Classificação segundo informação dos municípios; ²Resíduo domiciliar e resíduo público; ³Resíduo de serviço de saúde; ⁴Resíduo da construção civil
Fonte: Adaptado de SNIS - Brasil, 2014.

Para o funcionamento de um aterro sanitário são utilizados princípios de engenharia visando confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992, p. 1).

De modo geral um aterro sanitário apresenta a seguinte configuração: setor de preparação, setor de execução e setor concluído (IPT, 1995).

O setor de preparação constitui o local que deve ser preparado para receber o resíduo, para isso o mesmo deve ser impermeabilizado, nivelado e também serem realizadas obras de drenagem para coleta e condução do percolato (chorume) para tratamento.

No setor de execução os resíduos são depositados, em camadas denominadas células, após serem separados de acordo com suas características, devendo os mesmos serem pesados em balanças rodoviárias, visando o acompanhamento da capacidade de suporte do aterro.

Atingida a capacidade de suporte total ou de uma parte do aterro, o mesmo é considerado como setor concluído que deve ser revegetado e passar a ser objeto de

contínuo e permanente monitoramento da estrutura e eficiência dos trabalhos executados ao longo do tempo.

A geração de percolado nos setores de execução e concluído ocorre devido à degradação dos resíduos sólidos pela presença de microrganismos, em sua grande maioria bactérias atuantes no metabolismo aeróbio ou anaeróbio, caracterizados pela existência e pela ausência de oxigênio, respectivamente; além desses, as condições do meio, característica dos resíduos e precipitação contribuem para um maior ou menor volume de percolado (IPT, 1995).

Segundo a NBR 8419 (ABNT, 1992), percolado é nome dado ao líquido que passou através de um meio poroso; ainda de acordo com essa, o termo lixiviação refere-se ao deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos. Adicionalmente é estabelecida a definição para sumeiro ou chorume como sendo o líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos, que tem como características a cor escura, o mau cheiro e a elevada DBO (demanda bioquímica de oxigênio).

A preocupação com a definição desses termos está relacionada à característica que apresentam após o processo de decomposição e maturação do aterro. Segundo Reisdöfer (2011) é importante conhecer cada uma das fases de decomposição, pois ajuda a entender o processo de estabilização dos resíduos e a formação do chorume. Ainda, segundo o autor, o chorume é o resultado da combinação das fases que estiverem ocorrendo no interior da célula do aterro sanitário.

Desse modo, o entendimento quanto às fases de um aterro é diverso, existindo vários modelos para explicá-las. Pohland e Harper (1986), propuseram um modelo composto de cinco fases. Mcbean, Rovers e Farquhar (1995) discutiram o modelo com três fases: aeróbia, acidogênica e metanogênica. Para Reichert (1999) a estabilização apresenta três fases: fase ácida, fase metanogênica e fase de maturação. Kjeldsen et al. (2002) interpretaram o período de estabilização do aterro em quatro fases distintas: fase aeróbia, fase anaeróbia, fase metanogênica inicial e fase de estabilização metanogênica.

Para condução do presente estudo adotou-se a teoria proposta por Christensen et al. (2001) que é dividida em quatro fases: aeróbia, anaeróbia, metanogênica e maturação final (Quadro 4).

Quadro 4 - Resumo das características do aterro em função das fases da estabilização.

Fase	Características
Aeróbia	- Produção de grande quantidade de (CO ₂) e Hidrogênio (H ₂)
Anaeróbia	- Produção de CO ₂ , H ₂ , Metano (CH ₄), Água (H ₂ O); - Chorume (pH 5,0 - 6,0) e componentes inorgânicos
Metanogênica	- Altas concentrações de N; - Grandes quantidades de Sulfeto (S ²⁻); - Produção de gás CH ₄ e CO ₂ ; - Pequenas quantidades de Amônia (NH ₃) e Sulfeto de Hidrogênio (H ₂ S); - pH (acima de 7,0); - Precipitação de metais pesados
Maturação final	- Estabilização da atividade biológica; - Paralisação da produção de Metano; - Aparecimento de O ₂ ; - Conversão do material orgânico resistente aos microorganismos em substâncias húmicas.

Fonte: adaptado de Christensen et al., 2001.

De posse dessas informações é possível caracterizar e monitorar o lixiviado/chorume e os gases produzidos no aterro durante toda sua vida útil e após cessar o seu funcionamento (SILVA, 2002).

Especial atenção deve ser dada ao lixiviado, pois esse apresenta-se como um líquido potencialmente poluidor que pode acometer os recursos naturais nas proximidades, caso não seja tratado e descartado ao meio de maneira cuidadosa e controlada (SALEM et al., 2008)

Essa necessidade torna-se latente haja vista a grande variação de característica química dos lixiviados, que dentre outros, depende também da idade do aterro sanitário. Nesse sentido, Kulikowska e Klimiuk (2008) apresentam que a análise de lixiviados, coletados durante a fase ácida da decomposição, mostram altos valores de DQO, DBO₅, nutrientes e metais pesados, além de baixos valores de pH. Ainda, segundo os autores, lixiviados coletados durante a fase metanogênica,

apresentam valores de pH que podem estar na faixa de 6,5 a 7,5 e valores de DQO, DBO₅ além de nutrientes significativamente menores do que na fase anterior. Além desses, as concentrações de metais pesados também são bem menores, porque a maioria dos metais são menos solúveis em pH aproximadamente neutro.

Corroborando com essa percepção, segundo Christensen et al. (2001) esse lixiviado pode conter matéria orgânica dissolvida ou solubilizada, nutrientes, produtos intermediários da digestão anaeróbia dos resíduos, como ácidos orgânicos voláteis e substâncias químicas oriundos do descarte de inseticidas e agrotóxicos, além de microrganismos. Os autores estabelecem que esses podem conter também cinco grupos de poluentes:

- Matéria orgânica dissolvida (MOD) expressa pela Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO) ou pelo Carbono Orgânico Total (COT), incluindo ácidos fúlvicos e húmicos;
- Macropoluentes inorgânicos Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} , SO_4^{2-} e CO_3^{2-} ;
- Elementos traços: Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn;
- Compostos orgânicos presentes em baixas concentrações, incluindo hidrocarbonetos aromáticos, fenóis, e compostos clorados, e;
- Outros componentes como boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio e cobalto, que são encontrados em baixíssimas concentrações.

A caracterização do lixiviado é muito complexa, pois sua composição varia em função da idade do aterro e do tipo de resíduo depositado, esse por sua vez depende dos hábitos de consumo da população (KULIKOWSKA; KLIMIUK, 2008) (Quadro 5).

Quadro 5 - Características de lixiviados em função da idade do aterro sanitário.

Características	Tipos de lixiviados		
	Novo	Intermediário	Estável
Idade (anos)	<5	05 - 10	>10
pH	<6,5	6,5-7,5	>7,5
DQO (mg/L)	>10,000	4,000-10,000	< 4000
DBO ₅ /DQO	0,5-1,0	0,1-0,5	<0,1
Compostos orgânicos	80% VFA**	5-30% VFA**	Ácidos Húmicos
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	<400	-	>400
(COT) / (COD)*	<0,3	0,3-0,5	>0,5
Nitrogênio de Kjeldahl (g L ⁻¹)	0,1-0,2	-	-
Metais traços (mg L ⁻¹)	Baixo a médio	Baixo	Baixo
Biodegradabilidade	Representativa	Médio	Baixo

Fonte: Adaptado de Kulikowska; Klimiuk, 2008. *Carbono orgânico total/ Carbono orgânico dissolvido.
**Ácidos Graxos Voláteis.

Além das características químicas e físicas importantes no lixiviado, o volume gerado também remete a necessidade de se discutir formas de tratamento e/ou reuso. Esse varia em função das condições climáticas da região e do sistema de drenagem local, sofrendo influência da temperatura, do índice de precipitação pluviométrica, da evapotranspiração, da existência de material de cobertura para as células, da permeabilidade do material de cobertura utilizado, da cobertura vegetal da área do aterro entre outros. Para a determinação da vazão de chorume gerado pode ser utilizada a medição direta/real ou para fins de projeto o uso de métodos empíricos: Método Suíço, Método Racional, Método da Capacidade de Campo e Método do Balanço Hídrico a (LIN; CHANG, 2000; CHRISTENSEN et al., 2001; IM et al., 2001; LINS et al., 2005).

O impacto negativo produzido pelo lixiviado de aterro no meio ambiente é elevado. Estudos demonstram que efeitos adversos podem ser observados no solo, tanto na característica químico-física, quanto sobre a biota mesmo a distâncias superiores a 100m do aterro, assim como alterações na biota aquática,

principalmente nas imediações da descarga (BAUN et al., 2003).

4.4 Conceitos e aspectos legais sobre reuso de efluentes no Brasil

No tocante a disposição de efluentes no solo e/ou cultivos, os princípios da prevenção e da precaução devem ser norteadores da atividade, pois o potencial de contaminação é elevado, sendo fundamental para a prática, o entendimento sobre as formas de reutilização de efluentes.

Desse modo, segundo Costa e Barros Júnior (2005), a aplicação de efluentes ocorre por meio de reutilização direta ou indireta, decorrente de ações planejadas ou não, assim as formas de uso são:

- Reuso indireto não-planejado da água: Acontece quando a água utilizada é descarregada no meio ambiente e novamente aproveitada, em sua forma diluída, de maneira não intencional e não controlada.
- Reuso indireto planejado da água: Processo que descarrega os efluentes de forma planejada nos corpos de águas superficiais ou subterrâneas, que por sua vez são utilizadas de maneira controlada, no atendimento de alguma necessidade.
- Reuso direto planejado das águas: É aquele cujos efluentes, depois de tratados, são encaminhados diretamente de seu ponto de descarga até o local do reuso. Esse método já está sendo praticado por algumas indústrias e em irrigações.
- Reciclagem de água: Reuso interno da água, antes de sua descarga em um sistema geral de tratamento ou outro local de disposição. Funciona como uma fonte suplementar de abastecimento do uso original. A reciclagem da água é um caso particular do reuso direto planejado.

De acordo com Erthal et al. (2010), a disposição de águas residuárias no sistema solo-planta, quando feita sem critérios agronômicos e ambientais, pode causar problemas de contaminação do solo, das águas superficiais e subterrâneas, e toxicidade às plantas; por outro lado, se bem planejada, esta aplicação pode trazer benefícios, tais como fornecimento de nutrientes e água para as plantas, redução do uso de fertilizantes e de seu potencial poluidor.

Klauck et al. (2015) avaliaram a fitotoxicidade de lixiviado de aterro sanitário antes e após tratamento biológico com capim vetiver, na germinação e crescimento

radicular de alface (*Lactuca sativa* L.) e, crescimento radicular em cebola (*Allium cepa* L.), os resultados mostraram que as espécies estudadas são diferentes em suas respostas e que o chorume apresentou toxicidade mesmo após o tratamento.

Essas observações respaldam a necessidade de se estabelecer uma legislação aplicada envolvendo as diferentes vertentes que possam ser afetadas pelo uso de efluentes. No Brasil, o embasamento legal para a prática de reúso é apoiado em resoluções visando garantir a integridade do ambiente e da população. Entre essas, a Resolução nº 430/2011, dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, alterando parcialmente e complementando a Resolução nº 357/2005. Em seu artigo 2º enuncia que a disposição de efluentes no solo, mesmo tratados, não está sujeita aos parâmetros e padrões de lançamento dispostos nesta Resolução, não podendo, todavia, causar poluição ou contaminação das águas superficiais e subterrâneas (CONAMA, 2011).

A disposição final ambientalmente correta de rejeitos, métodos, processos e tecnologias de gestão, reciclagem, reutilização, tratamento de resíduos é regida no país pela Lei 12.305/2010 - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL, 2010).

A Resolução CONAMA 460/2013, dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo e águas subterrâneas quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas (CONAMA, 2013).

A CETESB (2014), também apresenta orientações para a disposição de substâncias no solo através dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo.

Adicionalmente, a Política Nacional de Recursos Hídricos, Lei nº 9.433/1997, enfatiza que a água é um bem de domínio público, um recurso natural limitado, dotado de valor econômico, e que em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais e aborda que a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas (BRASIL, 1997).

4.5 Efluentes como insumos para a agricultura

A agricultura é uma atividade essencial para a produção de alimentos e materiais, cuja escassez foi prevista em 1786 por Malthus. Trata-se do sistema produtivo responsável pelo maior consumo de água, 70% do consumo total de água a nível mundial e 87% dos usos consultivos, tal demanda é influenciada pelo crescente aumento da população e da necessidade de abastecer o mercado mundial (MAZOYER; ROUDART, 1998).

Tanto a água quanto os insumos agrícolas, dentre eles os fertilizantes, são responsáveis pela manutenção do crescimento da atividade, ou seja, para que as plantas possam expressar seu máximo potencial produtivo. Os fertilizantes são fontes de nutrientes, elementos sem os quais as plantas não completam seu ciclo e morrem (MAZOYER; ROUDART, 1998; PINTO; ASSAD, 2008; TERACINES, 2011).

Desse modo, a continuidade e o desenvolvimento dos setores produtivos como, por exemplo a agricultura, depende diretamente de estudos relacionados à sua cadeia produtiva, os quais requerem avaliações das operações técnicas e econômicas das várias etapas percorridas no processo de produção e consumo, considerando os segmentos de fornecimento de insumos, produção de matéria-prima, industrialização e comercialização. Além disso, devem-se considerar os ambientes organizacional, institucional, tecnológico e competitivo relacionados à cadeia produtiva, pois são fundamentais no desenvolvimento de vantagens competitivas (THODE-FILHO; CALDAS, 2008a; 2008b).

Nota-se que as constantes alterações climáticas, principalmente a irregularidade das precipitações tem influenciado a produtividade das culturas. Logo, em regiões nas quais as precipitações não atendem as necessidades hídricas das culturas, deve-se buscar atender a falta ou a má distribuição dessas, via água de irrigação, para garantir a manutenção e desenvolvimento da atividade. No Brasil, a demanda de água para irrigação é de $15,96 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$, superior a aproximadamente duas vezes a necessidade industrial que é de $7,8 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$, sendo os estados do Rio Grande do Sul e de São Paulo os maiores demandantes com $6,32$ e $1,81 \text{ km}^3 \text{ ano}^{-1}$, respectivamente (TUNDISI, 2005).

Entretanto a qualidade e a quantidade de água potável estão cada vez mais comprometidas, o que pode inviabilizar tal prática. Segundo Mantovani et al (2006) a

qualidade da água é um aspecto fundamental para o êxito da utilização de sistemas irrigados. Desse modo, deve ser dada atenção especial ao reuso da água, pois reduz a demanda sobre os mananciais hídricos devido à substituição da água potável por uma água de qualidade inferior (BRASIL, 1997).

A origem das águas residuárias, é diversa, entre os exemplos mais comuns está àquela oriunda da criação de animais, lixiviados de aterro sanitário e esgotos sanitários. A irrigação com esgoto sanitário tratado é praticada tanto em países industrializados quanto em países em desenvolvimento. Em vários países, essa prática é regulamentada em legislação específica e faz parte de programas governamentais de irrigação e gestão de recursos hídricos, como é o caso de Israel e do México (FLORENCIO et al., 2006).

Testezlaf et al. (2002) mostraram que a irrigação, sendo um fator que contribui para o aumento da produção agrícola, precisa ser operada de forma eficiente e adequada sob o ponto de vista ambiental por todos os agentes que se relacionam à técnica, como irrigantes, projetistas, fabricantes, pesquisadores, para não se tornar um elemento gerador de problemas oriundos da produção intensiva. É necessário reconhecer a possibilidade de ocorrência de impactos do uso da técnica, avaliando-os e desenvolvendo soluções tecnológicas que permitam melhorias, fazendo da agricultura irrigada uma atividade sustentável, ecologicamente correta e capaz de gerar importantes benefícios socioeconômicos.

O uso da água residuária na agricultura visa promover a sustentabilidade da agricultura irrigada, pois economiza as águas superficiais não poluídas, mantendo a qualidade ambiental e servindo como fonte nutritiva às plantas. Estudos comprovam a importância da irrigação com efluentes para suprir, em parte, as quantidades dos elementos, principalmente nitrogênio, fósforo e potássio, requeridos pelas culturas, chegando a aumentar a produtividade agrícola (KOURAA et al., 2002; HESPANHOL, 2008; NOBRE et al., 2010).

Contudo, essas práticas não podem ser consideradas um mero acaso, pois, muitas vezes, são frutos de imposições, como escassez de água, a restrição econômica e a necessidade de subsistência de pequenos agricultores, os quais, cientes do potencial fertilizante dos esgotos sanitários, não guardam reservas quanto à sua utilização diante das óbvias vantagens (COSTA; BARROS JÚNIOR, 2005).

Para lixiviados de aterro sanitário, já foram estudados diversos métodos de

tratamento, Omar e Rohani (2015) discutiram uma vasta revisão sobre o assunto, apresentando metodologia, vantagens e desvantagens. Segundo os autores, existe a necessidade de expansão do conhecimento em todos os aspectos sobre aterros sanitários.

Neto et al. (2009) observaram que o uso do efluente da indústria de refino de óleo vegetal, favoreceu o desenvolvimento do *Eucalyptus grandis*, além da elevação dos teores de fósforo, cálcio e magnésio no solo.

Estudos relacionados ao tema - reuso de água - se concentram em grande parte sobre plantas cultivadas para fins alimentícios, sendo a principal cultura explorada a alface (*Lactuca sativa* L.), e o sistema de irrigação localizada via gotejamento aquele que apresenta melhor resposta para as culturas e menor impacto sobre o solo (LUDWIG; PUTTI; BRITO, 2012).

As aplicações mais comuns do uso de efluentes ou reuso, visam obter influência direta ou indireta sobre o desenvolvimento das plantas, principalmente relacionado à correção de deficiências nutricionais via adubação total ou parcial, através da água de irrigação, denominado fertirrigação (NOBRE et al., 2010).

Cheng e Chu (2007) encontraram elevados teores de Nitrogênio foliar em espécies arbóreas cultivadas sobre fertirrigação com lixiviado gerado em aterros que apresentavam suas atividades encerradas.

As principais alterações descritas para os solos fertirrigados com águas residuárias se resumem aos efeitos sobre o carbono e nitrogênio totais, atividade microbiana e N-mineral, cálcio e magnésio trocáveis, salinidade, sodicidade e dispersão de argilas (FONSECA et al., 2007; ERTHAL et al., 2010).

4.6 Ecotoxicidade

As alterações contínuas no estilo de vida, o crescimento industrial e comercial em muitos países do mundo nas últimas décadas tem sido acompanhados por aumentos rápidos na produção de resíduos urbanos e industriais. Essa evolução representou aumento de renda e qualidade de vida, entretanto, culminou com uma crescente elevação de elementos e componentes tóxicos, que interferem

diretamente sobre a qualidade e potencialidade dos recursos naturais (RENOU et al., 2008).

A caracterização química e física desses elementos aponta seu potencial contaminante, todavia, torna-se fundamental avaliar suas implicações biológicas e as possíveis interações. Enquanto as análises químicas identificam e quantificam as concentrações das substâncias tóxicas, os testes de toxicidade avaliam o efeito dessas substâncias sobre sistemas biológicos e nessa vertente atua a toxicologia (COSTA et al., 2008; KALCIKOVA et al., 2011).

A toxicologia estuda os efeitos nocivos causados por substâncias químicas sobre organismos vivos. Ainda, apresenta como principais objetivos identificar os riscos associados a uma substância e determinar em quais condições de exposição esses riscos são induzidos. A toxicologia, enquanto ciência serve tanto para à proteção dos seres vivos e do ambiente em relação aos efeitos deletérios causados pelas substâncias tóxicas, quanto para facilitar o desenvolvimento de agentes químicos nocivos mais seletivos, tais como drogas clínicas e pesticidas (ZAKRZEWSKI, 1994; JAMES, et al., 2000; HODGSON, 2004).

Desse modo, a toxicologia compreende os seguintes ramos:

- clínica: estuda o efeito das drogas sobre os seres humanos;
- forense: tem como objetivo detectar a presença de agentes tóxicos (utilizada para fins judiciais);
- ambiental: atua na destinação dos agentes tóxicos, seus metabólitos e produtos de degradação no ambiente e nas cadeias alimentares e também com efeito desses contaminantes sobre os organismos e as populações (ZAKRZEWSKI, 1994; HODGSON, 2004; COSTA et al., 2008).

A toxicologia ambiental considera a interrelação entre a sobrevivência humana, o bem estar de outras espécies e a disponibilidade de ar, água, solo e alimentos limpos, além disso, considera que as atividades antropogênicas e principalmente as substâncias químicas, podem causar efeitos degradantes aos organismos vivos e aos processos biológicos (COSTA et al., 2008).

Apesar de a definição de toxicologia ambiental incluir substâncias químicas tóxicas naturalmente encontradas no ambiente, como venenos animais e toxinas microbianas e vegetais, a toxicologia ambiental é tipicamente associada com o estudo de agentes químicos de origem antropogênica (HODGSON, 2004; YU, 2005).

A ecotoxicologia é uma área especializada da toxicologia ambiental a qual foi definida por Truhaut (1977) como o ramo da toxicologia que estuda os efeitos tóxicos das substâncias, naturais e artificiais, sobre os organismos vivos, animais ou vegetais, aquáticos ou terrestres, que constituem a biosfera.

Para a análise dos efeitos tóxicos das substâncias ou misturas, descartadas/dispostas e/ou que venham a ser utilizadas nas atividades humanas, devem ser realizados testes de toxicidade ou bioensaios que visam prever o impacto potencial de um xenobiótico (agente tóxico) ao ambiente (FLOHR et al., 2005).

Esses são ensaios laboratoriais realizados sob condições experimentais específicas e controladas, visando estimar a toxicidade de substâncias, efluentes agrícolas, industriais e domésticos, medicamentos, produtos químicos em geral e amostras ambientais (águas ou sedimentos), além de avaliar a resultante de seus efeitos sinérgicos e antagônicos (COSTA, et al., 2008).

A propósito, segundo Magalhães e Ferrão Filho (2008), os bioensaios podem ser de efeito agudo e crônico, diferindo em função do tempo de exposição do organismo ao contaminante e a forma como os resultados finais são avaliados.

O efeito agudo avalia em curto prazo a ocorrência de efeitos rápidos e adversos, mortalidade e/ou imobilidade de 50% dos organismos teste expostos aos potenciais contaminantes (YU, 2005; ARAGÃO; ARAÚJO, 2008).

Os resultados obtidos nesse teste são expressos por meio de valores de CI50 e CE50/CL50, ou seja, a concentração capaz de causar a inibição e a concentração efetiva/letal capaz de causar efeito em 50% dos organismos expostos, respectivamente (ARAGÃO; ARAÚJO, 2008; COSTA et al., 2008).

O efeito crônico avalia os efeitos subletais, de uma substância, em longo período ou em uma fase considerável do ciclo de vida do organismo, em concentrações que permitam sua sobrevivência, contudo sendo capaz de alterar algumas funções como, a reprodução, o crescimento, o comportamento entre outros. Os resultados são expressos pela concentração de efeito não observado (CENO), que corresponde à maior concentração/dose de agente tóxico que não causa efeito deletério estatisticamente significativo nos organismos no tempo e nas condições do teste; e pela concentração de efeito observado (CEO), que corresponde a menor concentração/dose de agente tóxico que causa efeito deletério estatisticamente significativo nos organismos no tempo de exposição e nas condições do teste

(ADAMS et al., 2002; RONCO; BAEZ; GRANADOS, 2004; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

4.6.1 Organismos teste

Os testes de ecotoxicidade ou bioensaios são realizados utilizando indivíduos, denominados como organismos-teste. Esses, devido à sua característica de pequeno limite de tolerância ecológica, a determinadas substâncias químicas apresentam efeitos adversos, os quais são observados e quantificados, desde alterações genéticas, imobilidade, deformidades até letalidade (MARSCHNER, 1999; LOMBARDI, 2004; COSTA, et al., 2008; MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008; PIMENTEL et al., 2011).

A intensidade dos efeitos depende da concentração, propriedades químicas das substâncias, sensibilidade do organismo teste e tempo de exposição. Desse modo, é recomendado que o efeito tóxico de uma substância seja avaliado com testes de toxicidade realizado em organismos de espécies e níveis tróficos diferentes (COSTA et al., 2008).

O uso de bioensaios, em nível de organismo, é uma aplicação metodológica que se situa no meio da escala hierárquica de resposta a estressores, integrando os níveis bioquímico, celular e fisiológico. De tal forma, que testes a esse nível, fornecem uma boa avaliação do risco de extinção local de alguns organismos susceptíveis, antes que esses efeitos atinjam o nível de populações e comunidades (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

Dadas essas especificidades, é fundamental que se conheça previamente a fisiologia, genética e o comportamento dos organismos, visando à acuidade na interpretação dos resultados (DOMINGUES; BERTOLETTI, 2008).

Os organismos teste são representados por diversas espécies e sua utilização varia em função da substância a ser avaliada (Quadro 6).

Quadro 6 - Indicação de organismos teste e tipo de ensaio em função da amostra a ser analisada.

Tipo de Amostra	Tipo de Ensaio	Organismo Teste
Água Continental	Aguda/Crônica	Bactérias, <i>Daphnia</i> , <i>C. dubia</i> e/ou peixes
Efluentes Líquidos	Aguda/Crônica	Algas, Ouriços, <i>Daphnia</i> e/ou <i>C. dubia</i>
Solo	Aguda/Crônica	<i>Eisenia fetida</i> (minhoca)
Lixiviado Artificial do Solo	Aguda/Crônica	Testes exploratórios*
Chorume	Aguda/Crônica	Algas, <i>Daphnia</i> , Peixes e/ou <i>C. dubia</i>
Lixiviado de Resíduos Sólidos	Aguda/Crônica	Testes exploratórios*

*com diferentes organismos
 Fonte: Aragão e Araújo, 2008.

No Brasil, os bioensaios, para monitoramento de contaminação em ambientes aquáticos, foram padronizados tanto pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), quanto pela Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo, de acordo com os organismos teste (Quadro 7)

Quadro 7 - Normas brasileiras para testes de ecotoxicologia aquática em função da instituição padronizadora.

Instituição	Norma	Identificação
CETESB	L5.018	Teste de toxicidade aguda com <i>Daphnia similis</i> Claus, 1879 (Cladocera, Crustacea)
	L5.019	Teste de toxicidade aguda com peixes. Parte I - Sistema Estático. Parte II Sistema Semi-estático. Parte III - Sistema com fluxo contínuo.
	L5.020	Teste de toxicidade com <i>Chlorella vulgaris</i> (Chlorophyceae)
	L5.022	Avaliação de toxicidade crônica, utilizando <i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894 (Cladocera, Crustacea)
	L5.227	Bioensaio de ecotoxicidade aguda com <i>Photobacterium phosphoreum</i> (Sistema Microtox)
	L5.228	Teste de toxicidade aguda utilizando <i>Spirillum volutans</i>
	L5.250	Água do mar - Teste de toxicidade aguda com <i>Mysiodopsis juniae</i> Silva, 1979 (Mysidacea, Crustacea)
ABNT	NBR 12713	Ensaio de toxicidade aguda com <i>Daphnia similis</i> Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea)
	NBR 12714	Ensaio de toxicidade aguda com peixes - Parte I - Sistema estático
	NBR 12715	Ensaio de toxicidade aguda com peixes - Parte II - Sistema semi-estático
	NBR 12716	Ensaio de toxicidade aguda com peixes - Parte III - Sistema de fluxo contínuo
	NBR 12648	Ensaio de toxicidade com <i>Chlorella vulgaris</i> (Chlorophyceae)

Fonte: Adaptado de Magalhães e Ferrão Filho, 2008.

Essas avaliações tornam-se ferramenta primordial para a classificação de produtos que visam à aplicação no ambiente independente da atividade fim. Desse modo, a autorização de registro e venda de produtos com fins agrícolas, defensivos agrícolas, no Brasil, por exemplo, deve apresentar sua classificação toxicológica e de periculosidade ambiental (BRASIL, 2002). Logo, fazendo uma analogia com o uso de defensivos agrícolas, esses podem ser classificados em categorias de acordo com o potencial de dano para a saúde humana em função da Dose Letal à

50% dos organismos expostos (DL_{50})(Quadro 6) e quanto a periculosidade ambiental (Quadro 8).

Quadro 8 - Classificação toxicológica para defensivos agrícolas.

Classe toxicológica	Descrição	Dose Letal (DL_{50})	Faixa indicativa de cor
I	Extremamente tóxico	50 mg kg^{-1} de peso vivo	Vermelho vivo
II	Muito tóxico	50 a 500 mg kg^{-1} de peso vivo	Amarelo intenso
III	Moderadamente tóxico	500 a 5000 mg kg^{-1} de peso vivo	Azul intenso
IV	Pouco tóxico	> 5000 mg kg^{-1} de peso vivo	Verde intenso

Fonte: Adaptado de Brasil, 2002.

Quadro 9 - Classificação de periculosidade ambiental para defensivos agrícolas.

Classe Ecotoxicológica	Descrição	Faixa indicativa de cor
I	Altamente perigoso	Vermelho
II	Muito perigoso	Amarelo
III	Perigoso	Azul
IV	Pouco perigoso	Verde

Fonte: Adaptado de Brasil, 2002.

Essas classificações visam garantir a minimização de impactos sobre o meio ambiente e sobre os organismos, permitindo assim a utilização segura de produtos sejam eles defensivos ou outros.

4.6.1.1 Ensaios de germinação e desenvolvimento de radículas de plantas

Considerando a necessidade de se realizar bioensaios em diferentes organismos e níveis tróficos, os ensaios de germinação e desenvolvimento de raízes de plântulas vêm sendo utilizados para avaliar e quantificar a toxicidade de compostos solúveis em água e também para misturas de substâncias complexas,

como por exemplo, efluentes de indústrias, águas residuárias e residuais, lixiviados de solos, sedimentos dentre outras (BOWERS, et al., 1997).

As espécies vegetais são utilizadas em testes ecotoxicológicos, tendo em vista que durante o período de germinação e os primeiros dias de desenvolvimento da plântula ocorrem numerosos processos fisiológicos, que na presença de uma substância tóxica pode interferir na sobrevivência e no crescimento, sendo uma etapa de grande sensibilidade frente a fatores externos adversos. Assim os testes ecotoxicológicos utilizam-se dessa sensibilidade para avaliar o potencial tóxico do contaminante. Como parâmetros para a avaliação dos efeitos fitotóxicos determina-se a inibição da germinação e inibição do alongamento da raiz e hipocótilo (SOBRERO; RONCO, 2004).

A avaliação do efeito sobre o alongamento da raiz e do hipocótilo das plântulas pode refletir a toxicidade dos compostos solúveis presentes em níveis de concentração tão baixos, que não são suficientes para inibir a germinação, mas podem atrasar ou inibir o processo de alongamento da raiz ou do hipocótilo, dependendo do modo e local de ação dos compostos. Assim, a inibição do alongamento da raiz e do hipocótilo são sensíveis indicadores subletais para avaliar efeitos biológicos nas plantas (SOBRERO; RONCO, 2004; TAMADA et al., 2012).

Siddiqui et al. (2001) analisaram a inibição da germinação de um tipo de grama em solo contaminado por óleo diesel, para demonstrar a alta toxicidade deste óleo. O desenvolvimento da raiz e a germinação de alface e aveia foram escolhidos por Meier et al. (1997) para complementar os resultados das análises químicas e assim avaliar a eficiência do processo de remediação de um solo contaminado.

Dentre os parâmetros utilizados para realização de bioensaios com plantas, não há um consenso acerca do melhor bioindicador. Para Fuentes et al. (2004) o crescimento radicular é o método mais sensível para avaliações fitotóxicas. Os resultados de Araújo e Monteiro (2005) determinam o crescimento da raiz mais sensível quando comparado à germinação.

No Brasil, esse tipo de ensaio não é padronizado, porém órgãos ambientais internacionais, USEPA, OECD, adotam esse procedimento na rotina de avaliações de impacto ambiental. Trata-se de um ensaio de baixo custo e curta duração. Além disso, esses ensaios uma vez realizados com sementes de plantas superiores apresentam como vantagem, quando comparadas a testes com algas e plantas aquáticas, o fato de não necessitar de qualquer pré-tratamento das amostras, como

por exemplo, a filtração para retirada de material particulado em suspensão, desse modo, as amostras líquidas são preservadas na íntegra, não sendo necessários ajustes de dureza e pH (USEPA, 1996; OECD, 2003; SOBRERO; RONCO, 2004).

A OECD, Organization for Economic Cooperation and Development (2003), apresenta um documento orientador para realização dos ensaios de germinação, com uma lista das espécies comumente utilizadas nesses experimentos (Quadro 10), com destaque para aquelas pertencente à família Brassicaceae (sete espécies), Gramineae (oito espécies) e Leguminosae (sete espécies). Além dessas, constam também aquelas potencialmente utilizáveis.

Quadro 10 - Espécies utilizadas em ensaios de germinação.

Dicotiledônea			
Família	Espécie	Família	Espécie
Apiaceae	<i>Daucus carota</i> Carrot	Cucurbitaceae	<i>Cucumis sativa</i>
Asteraceae	<i>Lactuca sativa</i> L	Leguminosae	<i>Glycine Max</i>
Brassicaceae	<i>Sinapsis alba</i>	Leguminosae	<i>Phaseolus aureus</i>
Brassicaceae	<i>Brassica chinensis</i>	Leguminosae	<i>Pisum sativum</i>
Brassicaceae	<i>Brassica oleracea</i> <i>var. capitata</i>	Leguminosae	<i>Trigonella foenum-graecum</i>
Brassicaceae	<i>Brassica nappus</i>	Leguminosae	<i>Lotus corniculatus</i>
Brassicaceae	<i>Brassica rapa</i>	Leguminosae	<i>Trifolium pratense</i>
Brassicaceae	<i>Lepidium sativum</i>	Leguminosae	<i>Vicia sativa</i>
Brassicaceae	<i>Raphanus sativus</i>	Solanaceae	<i>Lycopersicon esculentum</i>
Chenopodiaceae	<i>Beta vulgaris</i>		
Monocotiledônea			
Família	Espécie	Família	Espécie
Gramineae	<i>Avena sativa</i>	Gramineae	<i>Sorghum vulgare</i>
Gramineae	<i>Hordeum vulgare</i>	Gramineae	<i>Triticum aestivum</i>
Gramineae	<i>Lolium perenne</i>	Gramineae	<i>Zea mays</i>
Gramineae	<i>Oryza sativa</i>	Liliaceae	<i>Allium cepa</i>
Gramineae	<i>Secale cereale</i>		

Fonte: Adaptado de OECD, 2003.

A espécie Alface (*Lactuca sativa* L.) tem destaque nesse tipo de ensaio, por apresentar ciclo curto e apelo comercial (FERREIRA, 2007).

Adicionalmente, pode-se incluir o substrato como um dos fatores que interfere na germinação tendo como principal função dar sustentação, tanto do ponto de vista físico e químico quanto do biológico. Por isso, em ensaios ecotoxicológicos com germinação de sementes, a utilização de substratos como solo sintético, papel ou agentes gelificantes, por exemplo, podem atenuar seletivamente os contaminantes em estudo, por estes apresentarem diferentes afinidades eletrostáticas ou hidrofóbicas com o material de suporte utilizado (QUEIROZ; ADDAD, 2014).

Grande parte dos estudos ecotoxicológicos em solo contaminado é feito a partir do extrato do solo. No entanto, Gyuricza et al. (2010) realizaram testes ecotoxicológicos em solo contaminado com metais e concluíram que a inibição do crescimento de plântulas de pepino e trigo utilizando extrato do solo resultou em um potencial tóxico subestimado quando comparado com o mesmo solo nos testes de contato direto. Além disso, quando se trata de 19 contaminantes hidrofóbicos como o petróleo e seus derivados, esta metodologia pode não ser interessante, pois parte da substância fica adsorvido no solo e poucos compostos ficam disponíveis em solução, tornando subestimados os resultados dos ensaios (ALEXANDER, 1999; VAN GESTEL et al., 2001).

Nesse aspecto o teste com sementes é totalmente viável, pois as sementes são organismos que podem ser testados diretamente em contato com o solo e/ou outros substratos. Nos estudos de Hubálek et al. (2007) os resultados demonstraram claramente maior sensibilidade nos testes utilizando diretamente o solo contaminado ao invés do extrato desse solo, o chamado elutriato, para realização dos testes ecotoxicológicos. Esses autores levantam a questão de que os óleos são extremamente hidrofóbicos e muito pouco dele é extraído no elutriato, por este motivo quando o organismo é exposto diretamente ao solo apresentam maior sensibilidade.

Os testes químicos por si só não podem mostrar os efeitos nocivos das substâncias aos organismos vivos. Desta forma os testes ecotoxicológicos surgem como ferramenta muito importante para avaliar o potencial tóxico de um contaminante.

4.6.1.2 Organismos terrestres como indicadores de toxicidade

Os bioensaios contribuem para a caracterização de compostos quanto a sua toxicidade e para tal diversos organismos são utilizados. No que concerne à avaliação de toxicidade para solos, os organismos teste de uso comum são os invertebrados que engloba o grupo animal com maior diversidade de espécies descritas. Esses são cosmopolitas, o que é atribuído às características estruturais e fisiológicas que possibilitam sua adaptação a condições ambientais bastante distintas. Tais animais são sensíveis e produzem inúmeras gerações em pouco tempo, respondendo às perturbações e as mudanças na estrutura e função dos ecossistemas, sendo importantes na indicação da qualidade ambiental (SILVA, 2009).

Dentre os organismos terrestres, bioindicadores, tem destaque os seguintes: Oligochaeta, Enchytraeidae e Collembola.

Para o presente trabalho, atenção especial será dada aos Oligochaeta. Esses são minhocas, organismos visíveis a olho nu, saprófagos que se alimentam de detritos orgânicos em diferentes estádios de decomposição. De tal forma, estão associados a solos ricos em matéria orgânica ou que possuam ao menos uma camada superficial de húmus e para sua sobrevivência necessitam de certo teor de umidade (MEINICKE, 1983; BARNES, 1984).

Sua fisiologia digestiva aponta que de todo material ingerido e preparado no intestino, menos de 10% é assimilado e o restante fica disponível nas fezes, em diferentes níveis de processamento. O material digerido, enquanto estiver em trânsito intestinal, tem aumento exponencial no número de bactérias e actinomicetos. Devido aos seus dejetos, excretas, secreções e cadáveres, as minhocas interferem diretamente sobre as características químicas do solo e indiretamente pelo incremento da atividade de microorganismos (EDWARDS et al., 1995).

Quanto à classificação, as espécies de Oligochaetas edáficos, são divididos em cinco grupos de acordo com o ambiente (CHAN, 2001):

Epigêicas – possuem tamanho reduzido (< que 15cm), são aquelas que habitam o horizonte orgânico do solo ou área com alto teor de matéria orgânica, como a serrapilheira. Geralmente, não constroem túneis (vida na liteira). Ex: *Eisenia fetida*;

Anécicas – apresentam tamanho maior que 15 cm, se alimentam de resíduos orgânicos, constroem longos túneis verticais, e contribuem para as trocas gasosas e

fluxo de água do solo;

Endogêicas polihúmicas – caracterizam-se por tamanho menor que 15 cm, alimentam-se de solo com alto teor de matéria orgânica, habitam o horizonte A e constroem túneis horizontais;

Endogêicas mesohúmicas – seu tamanho varia entre 10 e 20 cm, alimentam-se de partículas orgânicas e minerais nos horizontes A e B dos solos;

Endogêicas oligohúmicas – possuem tamanho superior a 20 cm, alimentam-se em camadas de menor teor de matéria orgânica, habitando os horizontes B e C, sendo responsáveis pela construção de longos túneis horizontais.

Sua utilização em ensaios de toxicidade no solo ocorre devido a serem diretamente afetadas, uma vez que dependem de boa qualidade desse ambiente. São organismos de fácil cultivo e reprodução em laboratório. Além disso, correspondem a maior parte de biomassa do solo e seu tecido de preenchimento (celoma) possui elevado potencial de acumulação de metais pesados. Adicionalmente, é um importante elo na cadeia alimentar terrestre e aquática, servindo de recurso alimentar para uma grande variedade de animais terrestres e aquáticos (LIU et al., 2005; NAHMANI et al., 2007).

Muitos estudos avaliam o efeito do uso de defensivos agrícolas, sobre o meio ambiente e para a fertilidade do solo. No que tange ao meio ambiente, essas avaliações são direcionadas para o potencial tóxico desses produtos, sendo o uso da minhoca *Eisenia fetida* como organismo teste, a técnica mais difundida haja vista a sensibilidade a diversos produtos químicos (PAPINI; ANDRÉA, 2004; DAS GUPTA, CHAKRAVORTY; KAVIRAJ, 2011; WANG et al., 2012).

Kobeticova, Hofman e Holubek (2010) avaliando diferentes organismos *Enchytraeus albidus*, *Enchytraeus crypticus* e *Eisenia fetida* para teste de ecotoxicidade, quanto à toxicidade de resíduos sólidos, identificaram que o organismo teste *Eisenia fetida* é viável para esse fim.

Sivakumar e Subbhuraam (2005) avaliaram a toxicidade de Cromo (III) e Cromo (IV) em *Eisenia fetida* em solos e substrato orgânico, os autores identificaram uma CL₅₀ de 1635 e 219 mg/kg para Cr (III) e Cr (IV) respectivamente para o substrato.

Em suma, Kalcikova et al. (2015) reforçam a importância dos bioensaios para a seleção de tratamentos mais adequados para a redução de componentes orgânicos e inorgânicos tóxicos encontrados em lixiviados de aterro.

4.6.1.3 Organismos aquáticos como indicadores de toxicidade

Os diversos organismos teste prestam-se a uma gama de avaliações de impacto ambiental sobre o solo, as plantas e a água. Esses são selecionados em função da sua sensibilidade aos produtos ou compostos químicos. Desse modo, organismos aquáticos são utilizados para avaliação de impacto sobre corpos hídricos e/ou receptores (SCHVARTSMAN, 1991).

A ecotoxicologia aquática surgiu para dar suporte quanto aos problemas enfrentados pela contaminação dos corpos d'água por compostos tóxicos. Atua de maneira preditiva visando responder à toxicidade de compostos químicos, sinalizando os potenciais ecotoxicológicos e seus mecanismos de ação em organismos vivos, a partir da obtenção de curvas de concentração-efeito e concentração-reposta (MAGALHÃES; FERRÃO FILHO, 2008).

O risco de contaminação dos recursos hídricos, superficiais ou subterrâneos pelos lixiviados, dada sua complexa composição, é considerado um dos impactos mais significantes da deposição de resíduos em aterros sanitários (KJELDSEN; CHRISTOPHERSEN, 2001; SILVA; DEZOTTI; SANT'ANNA, 2004).

A avaliação desses riscos é caracterizada por diversos testes de ecotoxicidade, com a utilização de *Vibrio fisheri*, *Daphnia similis*, *Artemia salina*, *Brachydanio rerio* entre outros, como organismos teste (SISINNO et al., 2000; RENO et al., 2008). Esses confirmam a necessidade de tratamento do lixiviado para adequá-los aos padrões exigidos para lançamento em corpos receptores (MARTINS et al., 2010).

4.7 Conceitos e aplicações dos ensaios em coluna de lixiviação

O aumento do uso e ocupação das terras com o intuito de reforçar os setores da economia, trouxe grande preocupação no que diz respeito aos impactos causados sobre o meio. Em relação à atividade agrícola principalmente pela contaminação por agrotóxicos, pesticidas e fertilizantes nas águas subterrâneas, devido à lixiviação da solução do solo. E quanto aos resíduos sólidos urbanos, pela

formação de lixiviado oriundo da decomposição (RENOU et al., 2008; SANTOS et al., 2010; KALCIKOVA et al., 2011).

A lixiviação é um fenômeno que descreve a taxa que os constituintes perigosos ou indesejáveis são removidos de um resíduo por um fluxo de água. Todavia, esta taxa é usualmente medida e expressa em termos da concentração de um ou mais constituintes no lixiviado. Esta concentração determina o efeito do constituinte na vida dos organismos vivos, especialmente dos seres humanos, embora ela não prediga o efeito cumulativo provocado por uma exposição em um longo intervalo de tempo. A concentração é a base primária dos padrões de qualidade de água, especialmente os padrões de água potável e estes normalmente são a base dos padrões de lixiviação (CHAMIE, 1994).

O processo de deslocamento dos íons no solo pode interferir na sua disponibilidade aos vegetais e na dinâmica de lixiviação. O transporte de nutrientes para as camadas mais profundas do solo torna-os indisponíveis para as culturas, comprometendo a produção agrícola e, o uso excessivo de fertilizantes, pesticidas e outras substâncias químicas no solo podem poluir as águas subterrâneas (CARMO et al., 2010; SAMPAIO et al., 2010).

A aplicação da técnica, colunas de lixiviação, é muito comum na identificação do potencial de contaminação de diferentes solos causados por defensivos agrícolas bem como diferentes fontes alternativas de nutrientes como rochas, biossólidos e efluentes (SILVA et al., 2012; ZHU et al., 2013; ZHAN et al., 2014).

Os testes de lixiviação são empregados para simular cenários de campo ou para avaliar as propriedades específicas de um material, como a liberação de constituintes. Os resultados podem ser relevantes para a classificação de resíduos ou a avaliação de contaminação ou derramamento que poderia ocasionar problemas ao meio ambiente, reais e potenciais (NEDER, 1998; PIOVESAN, 2006).

Independente do objetivo estabelecido, a realização de um ensaio de lixiviação deveria permitir a obtenção das seguintes informações (VERON, 1986):

- Identificação de poluentes lixiviáveis;
- Concentração máxima de cada elemento poluente no lixiviado, o que corresponde à quantidade potencialmente mobilizável no resíduo;
- Identificação dos fatores que controlam esta concentração (cinética e evolução biológica);
- Evolução da composição do lixiviado ao longo do tempo sob efeito

conjugado da atenuação de processos físico-químicos e da evolução biológica do resíduo podendo provocar novas reações.

Dentre os testes de lixiviação, especial destaque tem sido dado aos ensaios em colunas de lixiviação. Esses permitem o entendimento da distribuição da água e soluto ao longo do perfil do solo, bem como identificação da característica do líquido lixiviado, sendo fundamental para prevenir um desequilíbrio de nutrientes, evitando assim, possível contaminação no lençol freático (COSTA, 2009).

Quanto à avaliação de defensivos agrícolas, Alves et al. (2012) utilizaram o método da coluna de lixiviação e identificaram que herbicidas auxínicos apresentam diferentes comportamentos de persistência no solo. Mesmo comportamento identificado por Gomes et al. (2006) ao avaliarem o movimento do herbicida Tebutiuron em dois solos representativos das áreas de recarga do aquífero Guarani.

No que concerne à caracterização do comportamento de diferentes elementos, Donagemma et al. (2008) avaliaram a distribuição do Amônio, Nitrato, Potássio e Fósforo em colunas de Latossolos fertirrigadas concluindo que a mobilidade desses varia em função do tipo de solo. Adicionalmente, Mahmood-ul-hassan, Akhtar e Nabi (2008) avaliaram a lixiviação de Boro e Zinco em colunas de solo, identificando que a estrutura do solo tem implicações no transporte dos elementos o que pode favorecer o planejamento de manejo desses em campo.

Em relação ao uso de efluentes, Zhu et al. (2013) avaliaram com o uso de colunas de lixiviação, a variação de ecotoxicidade nos solos em função da penetração de lixiviado de aterro ao longo do perfil, demonstrando a importância da técnica.

Em suma, as condições nas quais os testes de lixiviação são executados são determinadas procurando atender os objetivos especificados. Operacionalmente, os modos gerais de contato especificam uma relação ideal que será estabelecida entre a natureza da solução de lixiviação, a relação massa líquida/ amostra sólida, contato resíduo/solução (VERON, 1986; CARMO et al., 2010).

5 METODOLOGIA

Para alcançar os objetivos desse trabalho, adotou-se duas vertentes de investigação, Avaliação Ambiental (1ª e 2ª Fase) e Avaliação Agronômica.

Avaliação Ambiental ecotoxicológica do uso de lixiviado de aterro sanitário bruto – 1ª Fase:

A – determinação da dose de lixiviado, capaz de causar inibição na germinação em sementes de *Senna macranthera*;

B – identificação da dose de lixiviado capaz de causar toxidez, através de testes ecotoxicológicos (CL₅₀), com *Brachydanio rerio* e *Eisenia fetida*;

C – avaliação em colunas de lixiviação dos efeitos do lixiviado de aterro sanitário sobre o substrato de cultivo;

Avaliação Ambiental ecotoxicológica, pós-ensaio de lixiviação, com uso de lixiviado gerado no ensaio de coluna de lixiviação doravante denominado Lixiviado de Coluna (2ª Fase):

D - identificação da concentração de lixiviado capaz de causar toxidez, através de testes ecotoxicológicos (CL₅₀), com *Brachydanio rerio* e *Eisenia fetida*;

Avaliação Agronômica do uso de lixiviado de aterro sanitário para a produção de mudas de *Senna macranthera*:

E – caracterização dos efeitos químicos e morfológicos do lixiviado de aterro sobre a espécie *Senna macranthera*.

A implantação dos experimentos ocorreu nas instalações do Campus Nilo Peçanha-IFRJ: Laboratório Multidisciplinar de Tecnologia Agroambiental (LAMTAA-IFRJ), localizado no município de Pinheiral-RJ. As análises químicas e físicas necessárias as diferentes etapas foram realizadas no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LABTAM) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) e no LAM-IFRJ.

As sementes de *Senna macranthera* foram obtidas a partir de fornecedor credenciado junto ao Registro Nacional de Sementes e Mudas – RENASEM. De acordo com a ficha de georeferenciamento de matrizes, as sementes foram coletadas diretamente da árvore matriz com altura de 8 metros em área de mata, na

cidade de Cruzília-MG.

O lixiviado de aterro sanitário utilizado ao longo do estudo foi fornecido pela empresa Haztec Tecnologia e Planejamento Ambiental S.A, gestora do Centro de Tratamento de Resíduos (CTR) localizada na Estrada RJ 157 nº 6570 no município de Barra Mansa – RJ, coordenadas geográficas 22°35'11.52"S e 44°12'54.31"W.

Segundo informações da gestora, o CTR teve sua atividade iniciada em 19/04/2012 completando em 19/04/2016, 4 anos de funcionamento, numa área de 60000 m², compreendendo a área de operação e as lagoas de estabilização de lixiviado (Figura 1).

Figura 1 - Área de operação (A) e lagoa de estabilização ponto de coleta (B).



Fonte: o autor, 2016.

Atualmente recebe 800 toneladas/dia de resíduos sendo 400 toneladas de resíduos sólidos urbanos e 400 toneladas de resíduos industriais advindos da cidade de Barra Mansa e das circunvizinhas Volta Redonda, Barra do Pirai, Quatis, Porto Real, Rio Claro todas localizadas no estado do Rio de Janeiro, além de Bananal e Arapeí localizadas no estado de São Paulo. Quanto ao volume de lixiviado, são gerados em média 90m³ dia⁻¹ nos períodos do ano com baixa precipitação (Abril a Setembro) e 130m³ dia⁻¹ durante o período chuvoso (Outubro a Março).

5.1 Coleta e Caracterização do Lixiviado de aterro sanitário.

Todo planejamento, coleta e conservação do lixiviado foram realizados de acordo com a NBR 9897 (ABNT, 1987) e a caracterização físico-química, segundo a metodologia da American Public Health Association - APHA (2005), quanto à presença e concentração de metais pesados e sais. O lixiviado foi armazenado em recipiente plástico com capacidade de 50 litros e teve seu conteúdo renovado mensalmente em 25% do volume total. Os procedimentos analíticos foram realizados sempre que se fizeram necessárias novas etapas ao longo desse trabalho.

As análises físico-químicas estabelecidas por APHA (2005), compreenderam a determinação dos seguintes parâmetros: condutividade elétrica (CE), pH, salinidade e sólidos totais dissolvidos (STD), através de leitura direta em um medidor multiparâmetros marca Waterproof – PCS Test r 35; e demanda química de oxigênio (DQO) usando-se o método colorimétrico de refluxo fechado com a digestão das amostras feita em bloco digestor TECNAL - TE - 021 – DRY BLOCH, seguida da leitura das amostras em espectrofotômetro HACH - DR5000. A determinação dos cátions e ânions foi realizada por cromatografia de íons utilizando o equipamento DIONEX – Modelo: ICS 3000 – CHROMELEON 6.8.

Para a determinação das concentrações dos metais (Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn), as amostras foram digeridas segundo o procedimento EPA-3051A: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soil sand Oils (USEPA, 1998): 20 mL da amostra e 10 mL de ácido nítrico (HNO_3) P.A foram colocados num frasco de teflon, que posteriormente foi fechado e aquecido em um forno de micro-ondas (Fabricante: Milestone, modelo Start E), com uma potência de 600W, durante 20 min (aquecimento até 170 °C por 10 min e manutenção a 170 °C por 10 min). O produto obtido foi filtrado em papel de filtro e avolumado para 100 mL em balões volumétricos de fundo chato. As amostras foram lidas, em duplicatas, em um espectrômetro de absorção atômica de chama – FAAS (sigla em inglês - Flame Atomic Absorption Spectrometer) da Variam, modelo: ASA 240. As condições operacionais utilizadas no FAAS foram: Modo de amostragem manual, Modo de medida: integração, Tempo de exposição (S) 5, Tipo de chama: Ar/acetileno, Fluxo de ar (L min^{-1}): 10, Fluxo de acetileno (L min^{-1})

As análises das médias obtidas ao longo do trabalho foram submetidas aos testes de Lilliefors, para verificação da normalidade, e de Cochram-Bartlet para verificação da homogeneidade. Feito isso, os dados foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA) e ao teste de média Scott-Knott (1974) ao nível de probabilidade de 5%.

5.2 Avaliação ecotoxicológica do uso de lixiviado de aterro sanitário.

5.2.1.1 Ensaio de impacto direto sobre germinação e desenvolvimento de raízes de *Senna macranthera*.

O lixiviado de aterro sanitário foi submetido a ensaios de toxicidade via germinação e desenvolvimento de raízes, visando avaliar tanto os efeitos letais por meio da não-germinação das sementes quanto os efeitos subletais (CENO e CEO) via desenvolvimento das raízes através do contato direto com o poluente.

Para esses ensaios, foram utilizadas como organismos testes, sementes de Manduirana (*Senna macranthera*). Para a realização de ensaios de germinação, a Regra de Análises de Sementes Florestais - RASF (MAPA, 2013), recomenda procedimentos para evitar contaminação e realizar a superação da dormência nas sementes. Utilizou-se a técnica da imersão em solução de hipoclorito de sódio (NaClO) a 2% da solução comercial com 2,5% de princípio ativo por 5 minutos, seguido de três enxágues em água corrente. Posteriormente procedeu-se à imersão das sementes em ácido sulfúrico concentrado, por 30 minutos e, em seguida, essas foram lavadas abundantemente com água corrente (BORGES; BORGES; PAULA, 1997).

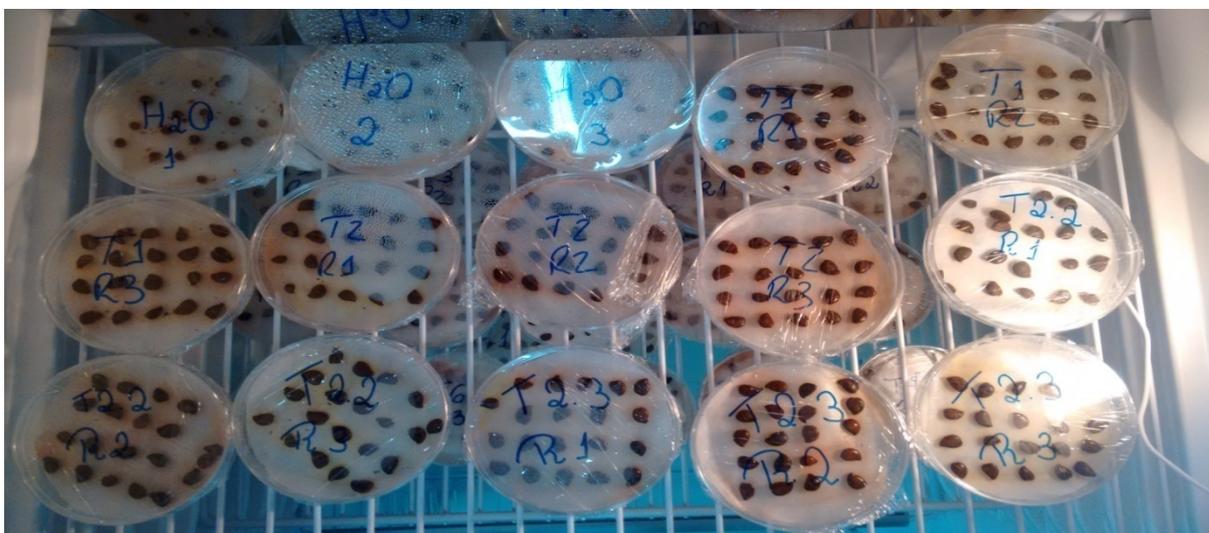
O ensaio de germinação é caracterizado como do tipo estático. A dinâmica experimental foi desenvolvida em dois grupos: teste e controle. Para o grupo teste, foram adotados 6 tratamentos (doses) de lixiviado de aterro sanitário e para o grupo controle, utilizou-se água deionizada (controle negativo). Para ambos os casos foram utilizadas 3 repetições com delineamento inteiramente casualizado.

A nomenclatura experimental seguiu o proposto:

- TC: controle com água deionizada (controle negativo);
T1: 3,125% lixiviado de aterro + 96,875% água deionizada;
T2: 6,25% lixiviado de aterro + 93,75% água deionizada;
T3: 12,5% lixiviado de aterro + 87,5% água deionizada;
T4: 25% lixiviado de aterro + 75% água deionizada;
T5: 50% lixiviado de aterro + 50% água deionizada;
T6: 100% lixiviado de aterro.

Na condução do estudo, 20 sementes de *Senna macranthera* foram alocadas em Placa de Petri (9,5cm de diâmetro), tendo como substrato papel de filtro qualitativo (porosidade 14 μ m) e umedecidas com 4,0 ml das amostras testadas de acordo com os tratamentos (Figura 2). A condição ambiente para o teste foi: temperatura (25 \pm 2°C) (MAPA, 2013); fotoperíodo (16 horas de luz/8 horas de escuro) e tempo total de ensaio 120h (LINDER et al., 1989). Para se obter as condições necessárias ao estudo, as placas de Petri foram dispostas em câmara de germinação do Tipo BOD com fotoperíodo da marca Thelga modelo TF 34.

Figura 2 - Distribuição de sementes de *Senna macranthera* em placas de Petri.



Fonte: o autor, 2016.

Ao final do período experimental, avaliou-se os seguintes parâmetros: número de sementes germinadas, bem como o comprimento das raízes (USEPA, 1996; OECD, 2003). O comprimento das raízes foi determinado com auxílio de paquímetro digital marca Stainless Hardened digital Caliper.

Para analisar a significância das doses entre as repetições foi utilizado o teste de SCOTT-KNOTT à 5% de probabilidade (COSTA NETO, 1977). Para determinar a

correlação entre a germinação, desenvolvimento de radículas e concentração do poluente (lixiviado de aterro sanitário), empregou-se o coeficiente de correlação de Pearson, com determinação do índice de correlação (r_s), teste t e nível e significância do p-valor inferior a 0,05.

As análises foram realizadas com auxílio do programa o programa AgroEstat - Sistema para Análises Estatísticas de Ensaio Agrônomicos, Versão 1.0 (BARBOSA; MALDONADO, 2014) e os gráficos construídos utilizando o Qtiplot 2017.

5.2.1.2 Ensaio de impacto indireto sobre germinação e desenvolvimento de raízes de *Senna macranthera*.

Avaliou-se o efeito do uso de lixiviado de aterro em ensaios de toxicidade aguda via germinação e desenvolvimento de raízes, a fim de identificar tanto os efeitos letais por meio da não-germinação (CL_{50}) das sementes quanto os efeitos subletais (CENO e CEO) via desenvolvimento das raízes através do contato indireto do poluente com as sementes, a partir da aplicação do poluente no substrato de produção de mudas.

A avaliação da toxicidade das amostras foi realizada empregando a metodologia proposta por Lopes et al. (2014) utilizando como organismo teste sementes de *Senna macranthera*.

Foram utilizados 3 tipos de substrato: comercial (SCM), convencional (SCV) e orgânico (SOR). O delineamento experimental foi inteiramente casualizado dividido em dois grupos: teste e controle, com 3 réplicas, totalizando 21 unidades experimentais para cada substrato. Inicialmente trabalhou-se em caráter exploratório devido ao tipo de poluente (ARAGÃO; ARAÚJO, 2008). Para o grupo teste, foram utilizadas doses crescentes na razão de 50%, de lixiviado de aterro sanitário “in natura”, ou seja, 3,125%; 6,25; 12,5%; 25%; 50% e 100% diluídos em água deionizada. O grupo controle foi definido com 0% lixiviado e 100% água deionizada.

A nomenclatura experimental seguiu o proposto:

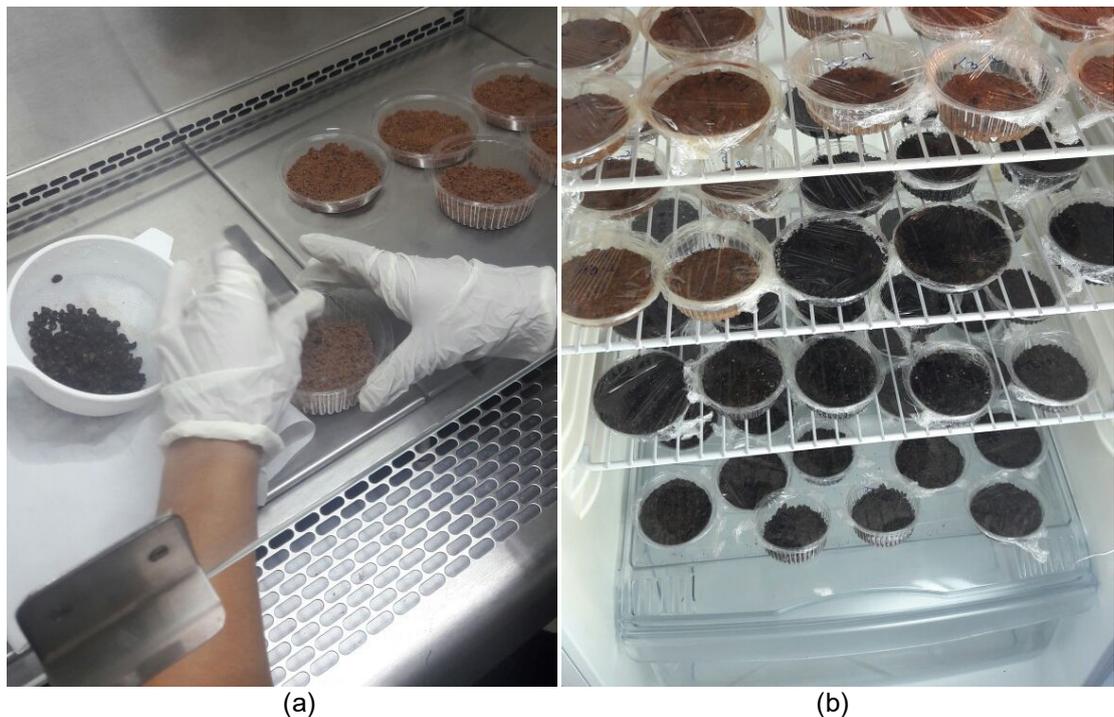
TC: controle com água deionizada (controle negativo);

T1: 3,125% lixiviado de aterro + 96,875% água deionizada;

- T2: 6,25% lixiviado de aterro + 93,75% água deionizada;
T3: 12,5% lixiviado de aterro + 87,5% água deionizada;
T4: 25% lixiviado de aterro + 75% água deionizada;
T5: 50% lixiviado de aterro + 50% água deionizada;
T6: 100% lixiviado de aterro.

O ensaio foi realizado utilizando recipientes plásticos de 50 mL. Cada recipiente foi preenchido com 25 g de substrato (comercial, convencional e orgânico) umedecido com 15,0; 10,0 e 13,0 mL (respectivamente) de solução contendo lixiviado de aterro sanitário e água deionizada. Posteriormente procedeu-se à semeadura onde foram alocadas 10 (dez) sementes de *Senna macranthera* sobre o substrato. Depois de semeados, os recipientes foram cobertos com parafilme, visando minimizar possíveis perdas de umidade, feito isso, foram incubados em câmara climatizada, do tipo BOD, durante 120 h a aproximadamente, $25^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$, com fotoperíodo de 16 horas de luz e 8 horas de escuro. Todo o procedimento de semeadura ocorreu em câmara de fluxo laminar visando minimizar riscos de contaminação (Figura 3).

Figura 3 – Procedimento de semeadura (a) e alocação dos recipientes em câmara de germinação (b).



Fonte: o autor, 2017.

Ao fim do período de ensaio, os recipientes foram retirados da câmara climatizada, e procedeu-se à contagem de sementes germinadas e o comprimento de raiz, realizado com auxílio de um paquímetro digital. Foram consideradas germinadas as sementes que apresentaram protrusão da radícula.

Após a avaliação física foram obtidas as médias das variáveis e utilizou-se o Teste de Scott-Knott para avaliar a significância a 0,05 (5% de probabilidade) entre as mesmas (COSTA NETO, 1977).

Para determinar a existência de uma possível correlação entre o comprimento da raiz e a dosagem do lixiviado de aterro, empregou-se o coeficiente de correlação de Pearson, com determinação do índice de correlação (r) (ACHEN, 1977; ALDRICH, 1995).

As análises foram realizadas com auxílio do programa o programa AgroEstat - Sistema para Análises Estatísticas de Ensaio Agrônômicos, Versão 1.0 (BARBOSA; MALDONADO, 2014) e os gráficos construídos utilizando o programa Qtiplot 2017.

5.2.2 Avaliação da toxicidade do lixiviado de aterro sanitário sobre organismos aquáticos.

Visando avaliar a toxicidade do lixiviado de aterro sanitário, através da determinação do valor de concentração letal média ($CL_{50-48\text{horas}}$), foi proposto um bioensaio, utilizando uma espécie de peixe exótica ornamental, conhecida como “paulistinha” ou “peixe-zebra” (*Brachydanio rerio*), comum em testes toxicológicos de pesticidas, padrão para esse tipo de experimento (MURTY, 1988; PATRICIO, et al., 2002).

Os bioensaios de concentração letal (CL_{50}) consistem na exposição do organismo em contato direto com o agente nocivo pelo período de 48horas. Esse procedimento é caracterizado como do tipo estático, pois não há substituição de água e nem retirada de detritos durante o período de exposição NBR 15088/2011 (ABNT, 2011).

Os ensaios foram realizados no Laboratório Multidisciplinar de Tecnologia Agroambiental – LAMTAA/IFRJ. O acondicionamento dos peixes ocorreu em recipientes previamente preparados com volume total de $0,0010\text{ m}^3$, a água de

preenchimento foi mantida sob temperatura em torno de 20 ± 5 °C, sem cloração, pH 7,0 e OD 8 mg L⁻¹ (ABNT, 2011).

Cada recipiente recebeu dez peixes com peso individual variando entre 80 e 100 mg, respeitando-se a densidade máxima de 1,0 g L⁻¹, conforme descrito por ABNT (2011).

Os ensaios foram realizados em caráter exploratório devido ao tipo de poluente (ARAGÃO; ARAÚJO, 2008) utilizando-se doses decrescentes na razão de 50%, que tiveram como partida a dosagem de 100% de lixiviado de aterro sanitário, ou seja, 100; 50; 25; 12,5; 6,25 e 3,125%, diluídos em água deionizada. Entretanto, os resultados, causaram mortalidade instantânea dos organismos teste, fazendo-se necessária avaliação posterior com nova série de doses T0 (água deionizada), T1.1 (1,8%), T2.1 (2,0%), T3.1 (2,5%), T4.1 (2,7%), T5.1 (2,8%) ambos com três réplicas.

As avaliações ocorreram pela contagem e retirada diária de animais mortos no período de 48 horas. O resultado final da toxicidade aguda foi obtido mediante método gráfico através da curva de dose-resposta para determinação da CL_{50(48h)} (ABNT, 2011).

Feito isso, procedeu-se a análise da significância das concentrações entre as triplicatas pelo teste de SCOTT-KNOTT à 5% de probabilidade. A correlação entre as doses do poluente e a mortalidade de indivíduos, foi efetuada com emprego do coeficiente de correlação de Pearson, com determinação do índice de correlação (rs), teste t e nível de significância do p-valor inferior a 0,05 (COSTA NETO, 1977).

As análises foram realizadas com auxílio do programa o programa AgroEstat - Sistema para Análises Estatísticas de Ensaio Agrônomicos, Versão 1.0 (BARBOSA; MALDONADO, 2014) e os gráficos construídos utilizando o programa Qtiplot 2017.

5.2.3 Avaliação da contaminação do substrato pelo uso do lixiviado de aterro sanitário – teste de avoidance com *Eisenia fetida*

Visando avaliar o potencial de contaminação do lixiviado de aterro sanitário, aplicado em substratos para produção de mudas, foram realizados testes de toxicidade no LAMTAA-IFRJ, utilizando como organismo-teste minhocas (*Eisenia fetida*). Adotou-se para a execução deste, os procedimentos descritos na norma

NBR 17512-1 (ABNT, 2011).

Foram utilizados três substratos, para produção de mudas florestais: Comercial (BIOPLANT Plus Prata), Convencional e Orgânico, onde foram adicionadas as doses de lixiviado de aterro.

Para a composição dos substratos, convencional (SCV) e orgânico (SOR), foram adotadas as seguintes relações em volume (v:v). No SCV = terra de barranco + areia média lavada (3:2). Para o SOR = composto orgânico + terra de barranco + peneirado de carvão (3:1:1) (Figura 4). O peneirado de carvão foi obtido ao triturar o carvão de madeira de eucalipto, sendo esse passado através de duas peneiras com malhas de 1 e 5 mm, eliminando-se o pó e os grânulos maiores, foi utilizado o material retido na peneira de 1 mm.

Figura 4 - Preparo dos substratos. (A) – substrato convencional. (B) – substrato orgânico.



Fonte: o autor, 2016.

Os ensaios de fuga foram realizados inicialmente com doses decrescentes na razão de 50%, que tiveram como partida a dosagem de 100% de lixiviado de aterro sanitário, ou seja, 100; 50; 25; 12,5; 6,25 e 3,125%, diluídos em água deionizada. Entretanto, após os resultados desses, foram necessárias avaliações com nova série de doses, que variaram de acordo com substrato, os quais serão discutidos no item resultados. Foi adotado o delineamento inteiramente casualizado com três repetições, para cada dose utilizada.

Os testes foram realizados em caixas plásticas transparentes (28,8 cm x 10,8 cm x 4,2 cm) com aproximadamente 500 g de peso seco (250 g de substrato com adição de lixiviado e 250g de substrato sem lixiviado em cada metade).

A montagem das caixas ocorreu com o auxílio de uma tira de papelão, colocada transversalmente no meio da caixa, posteriormente uma das metades foi preenchida com substrato controle, sem adição do lixiviado, e a outra metade

preenchida com adição de lixiviado, ao substrato (Figura 5).

Figura 5 - Montagem e preenchimento das caixas plásticas para teste de fuga.



Fonte: o autor, 2016.

O volume de lixiviado aplicado foi de 231,75 ml; 55,21 ml e 94,29 ml, para os substratos SCM, SCV e SOR, respectivamente, que correspondem a $\frac{1}{4}$ da umidade na capacidade de campo. Na sequência, a tira de papelão foi removida e introduziu-se 10 animais adultos (*Eisenia fetida*) com clitelo desenvolvido e peso médio maior ou igual a 300 mg (Figura 6).

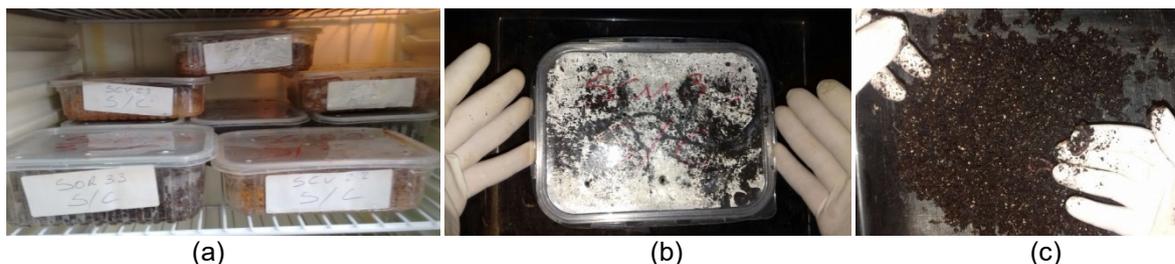
Figura 6 - Sequência de aplicação do lixiviado com posterior introdução dos organismos teste.



Fonte: o autor, 2016.

As caixas foram fechadas e dispostas em câmara de germinação do Tipo BOD, com temperatura controlada de 20 ± 5 °C e fotoperíodo de 12 horas. Apesar das minhocas não necessitarem de luz para sua sobrevivência, optou-se em fornecer condições de luminosidade para induzir, mais rapidamente, as mesmas a escavarem o substrato. Os animais não foram alimentados durante os testes. Após o término do ensaio, tempo total de 48 horas, verificou-se o número de minhocas presentes no substrato-teste e no substrato-controle (Figura 7).

Figura 7 - Alojamento das caixas em estufa BOD (a), detalhe da bandeja (b) e contagem dos organismos após o ensaio (c).



Fonte: o autor, 2016.

A resposta dos ensaios com os três tipos de substrato contendo lixiviado de aterro sanitário foi calculada em termos de porcentagem de fuga por dose. Essa foi obtida com base na seguinte fórmula: $A = [(C - T) / N] \times 100$, onde C é o número de animais encontrados no substrato controle, T é o número de animais encontrados no substrato teste, e N é o número total de animais utilizados por repetição (ABNT, 2011).

O resultado é considerado positivo, ou seja, indicativo de fuga, quando não ocorrer atração pelo substrato teste. De acordo com o anexo E do protocolo da ISO 17512/2007 quando há atração dos animais pela substância química avaliada, em determinada concentração, deve-se considerar 0% de fuga. O substrato é considerado tóxico quando mais de 80% dos organismos expostos preferirem o substrato controle (fuga > 60%) (ABNT, 2011).

Para analisar a significância das concentrações entre as triplicatas foi utilizado o teste de SCOTT-KNOTT a 5% de probabilidade. O mesmo foi utilizado para testar se há diferenças significativas entre os resultados das triplicatas. Além disso, também analisou-se a diferença no comportamento das minhocas diante das diferentes concentrações de lixiviado no substrato. Para determinar a correlação entre a taxa de fuga e a concentração do poluente, empregou-se o coeficiente de correlação de Pearson, com determinação do índice de correlação (r_s), teste t e nível e significância do p-valor inferior a 0,05 (COSTA NETO, 1977).

As análises foram realizadas com auxílio do programa o programa AgroEstat - Sistema para Análises Estatísticas de Ensaio Agrônomicos, Versão 1.0 (BARBOSA; MALDONADO, 2014). Os gráficos construídos utilizando o programa Qtiplot 2017.

5.3 Ensaio em colunas de lixiviação e avaliação ecotoxicológica do lixiviado de coluna.

Visando avaliar o potencial de contaminação do lixiviado sobre os substratos de cultivo, foi realizado um ensaio em colunas de lixiviação.

A determinação das doses a serem aplicadas nas colunas ocorreu a partir da interpretação dos dados obtidos nos ensaios de germinação, considerando os valores de efeito letal (CL_{50}) e subletal, como aqueles potencialmente limitantes ao desenvolvimento do cultivo.

O arranjo experimental foi constituído de dois grupos, controle (água deionizada) e teste, doses de lixiviado 12,5%, 25% e 50% com 3 repetições, totalizando 12 unidades experimentais, para cada substrato em estudo: Comercial, Convencional e Orgânico, os quais foram caracterizados química e fisicamente (EMBRAPA, 1997) (Tabela 4). Cada dose de lixiviado foi caracterizada, quimicamente, previamente aos ensaios, denominado posteriormente de lixiviado pré-ensaio em colunas de lixiviação, conforme a metodologia APHA (2005) e USEPA (1998), os resultados foram comparados em delineamento inteiramente casualizado pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade (Tabela 6).

Para a composição dos substratos convencional e orgânico, foram adotadas as seguintes relações em volume (v:v) como procedido para o ensaio de fuga com minhocas. No convencional = terra de barranco + areia média lavada (3:2). Para o substrato orgânico = composto orgânico + terra de barranco + peneirado de carvão (3:1:1) (Figura 4).

Foram construídas colunas em tubos de PVC, com 0,075 m de diâmetro e 0,20 m de altura, seccionadas em anéis de 0,10 m de comprimento. No anel inferior acoplou-se um CAP "tampão" de PVC com dez furos de 2 mm. As colunas foram dispostas individualmente sobre um funil para facilitar a coleta do lixiviado (Figura 8).

Figura 8 - Sequência de montagem e preenchimento da coluna de lixiviação.



Fonte: o autor, 2017.

Essas foram preenchidas com substrato seco ao ar, peneirado em malha de 2,00 mm, exceto para o anel superior que foi preenchido com lã de vidro para melhorar a distribuição do lixiviado no momento da aplicação. Além disso, a coluna foi levemente compactada, deixando-a cair na vertical de uma altura de 0,5 cm do solo por três vezes, garantindo dessa forma o volume de substrato desejado e minimizando o fluxo preferencial na parede da coluna. Finalizado o preenchimento, essas foram deixadas em repouso por 30 dias para permitir a acomodação das partículas (Figura 9).

Figura 9. Colunas posicionadas para acomodação das partículas.



Fonte: o autor, 2017.

Após esse período, as colunas foram colocadas em recipientes plásticos do tipo "PET", posteriormente preencheu-se os mesmos com água destilada até 2/3 da altura das colunas e deixadas em repouso por 36 horas (Figura 10).

Figura 10. Aplicação de água em 2/3 da altura da coluna.



Fonte: o autor, 2017.

Após isso os recipientes com água foram retirados e deixaram-se as colunas drenando por 72 horas visando reduzir o excesso de água e desse modo se obter umidade próxima à capacidade de campo (DONAGEMMA et al., 2008; SANTOS, 2008).

Feito isso, procedeu-se a aplicação do lixiviado de aterro semanalmente em volume equivalente a duas vezes a umidade na capacidade de campo (370,0 ml; 240,0 ml e 256,0 ml), por período de 90 dias para os substratos Comercial, Convencional e Orgânico, respectivamente. O lixiviado foi coletado semanalmente, 2 dias após cada aplicação dos tratamentos. As amostras dos lixiviados coletados foram acidificadas e armazenadas em vidro âmbar em câmara fria, para posterior caracterização (APHA, 1995).

Ao término do ensaio, as colunas foram desmontadas e retiradas amostra de substrato do centro dos anéis, para caracterização físico-química e, identificação do comportamento dos parâmetros no perfil (EMBRAPA, 1997).

O lixiviado gerado nas colunas de lixiviação (lixiviado de coluna) foi submetido à avaliação de ecotoxicidade, visando avaliar o potencial de impacto sobre os recursos naturais utilizando como organismos-testes, *Brachydanio rerio* e *Eisenia fetida* (conforme metodologia descrita nos itens 5.1.2 e 5.1.3 deste trabalho).

Para a realização do ensaio de fuga será adota a metodologia do item 5.1.3., para tal, o solo artificial tropical - SAT será utilizado como solo-teste para aplicação do lixiviado e introdução dos organismos. De acordo com a NBR 17512-1 (ABNT, 2011) o SAT é composto por fibra de coco (5%), caulim (22,5%) e areia (72,5%).

Em ambas as avaliações foram adotados 3 tratamentos (doses do lixiviado de coluna) com 3 repetições em delineamento inteiramente casualizado.

As médias observadas foram comparadas por meio do teste SCOTT-KNOTT à 5% de probabilidade, sendo utilizado o programa o programa AgroEstat - Sistema para Análises Estatísticas de Ensaio Agrônomicos (BARBOSA; MALDONADO, 2014) e para confecção dos gráficos foi adotado o programa Qtiplot 2017.

5.4 Efeito da irrigação com lixiviado de aterro na produção de mudas de *Senna macranthera*

Foi realizada a semeadura de *Senna macranthera*, para produção de mudas, nos três substratos, SCM, SCV e SOR, acondicionados em recipientes do tipo tubetes cônicos de plástico rígido, de 290 cm³ de volume, conduzido em casa de vegetação no LEPM-IFRJ. As análises químicas para determinação da fertilidade dos substratos seguiram a metodologia EMBRAPA (1997). A semeadura foi efetuada, alocando-se em média cinco sementes de *Senna macranthera* por tubete. Aos 30 dias após a semeadura foi efetuado o raleio, eliminando-se as mudas excedentes em cada tubete, deixando apenas uma, sendo esta a melhor e a mais centralizada (GOMES et al., 2002; ELOY et al., 2013).

Foram utilizados cinco tratamentos, doses de lixiviado de aterro sanitário, definidas a partir da análise dos resultados de CENO e CEO no ensaio de germinação em substratos de cultivo. Os tratamentos seguiram a seguinte nomenclatura: TC – tratamento controle (sem aplicação de lixiviado); T1 – dose 3,125% de lixiviado; T2 – dose 6,25% de lixiviado; T3 – dose 12.5% de lixiviado e T4 – dose 25% de lixiviado. Adotou-se o delineamento em blocos casualizados com três repetições (Figura 11). Cada repetição foi composta de quatro mudas (DELARMELINA et al., 2014). Totalizando 60 mudas por substrato.

Determinou-se a umidade na capacidade de campo pelo método gravimétrico (EMBRAPA, 1997). Foi realizada irrigação localizada dos tubetes, visando manter a umidade próxima à capacidade de campo.

Figura 11. Layout com distribuição dos tratamentos por substrato de cultivo (a) comercial, (b) convencional (c) orgânico.

Repetições	Tratamentos				
	T2	T3	T1	TC	T4
	T4	T1	TC	T2	T3
	TC	T2	T4	T1	T3

(a)

Repetições	Tratamentos				
	TC	T1	T3	T4	T2
	T2	T4	T3	TC	T1
	TC	T1	T2	T4	T3

(b)

Repetições	Tratamentos				
	TC	T1	T4	T3	T2
	TC	T1	T2	T3	T4
	T2	T3	T4	T1	TC

(c)

Aos 30 e 60 dias após o plantio, foi realizada adubação de cobertura, via foliar, visando suprir possíveis deficiências nutricionais, de acordo com a recomendação preconizada por Gonçalves e Benedetti (2000).

A colheita das plantas e análise destrutiva ocorreu aos 90 dias após o plantio, quando essas foram divididas em parte aérea e raiz e lavadas com água destilada. Posteriormente o material foi pesado em balança analítica, para determinação do peso da matéria fresca da parte aérea e raiz. Adicionalmente foram colocados em sacos de papel kraft e levados à secagem em estufa com circulação de ar forçada a 65 °C por 72 horas. Realizada a secagem, o material foi pesado em balança analítica, para determinação das características: peso de matéria seca da parte

aérea (PMSPA) e peso de matéria seca das raízes (PMSR).

Na determinação da qualidade das mudas avaliou-se, além das características mencionadas anteriormente, os seguintes parâmetros:

- altura da parte aérea (H): determinada a partir do nível do substrato até a ponta da última folha medida com régua graduada em milímetros;
- comprimento do sistema radicular (RA) – obtido a partir da região do coleto em direção à extremidade da raiz predominantemente maior, medido com régua graduada em milímetros;
- diâmetro do colo (DC): determinado ao nível do substrato - o que corresponde de maneira aproximada a zona de transição entre parte aérea e raiz - utilizando paquímetro digital com precisão em milímetros.
- peso de matéria seca total (PMST);
- relações entre a altura da parte aérea e o diâmetro do coleto (H/DC);
- altura da parte aérea e o peso de matéria seca da parte aérea (H/PMSPA);
- peso de matéria seca da parte aérea e o peso de matéria seca das raízes (PMSPA/PMSR) e;
- índice de qualidade de Dickson-IQD (DICKSON et al., 1960), em que
$$IQD = PMST / (H/DC + PMSPA/PMSR).$$

As médias das variáveis foram comparadas por meio do Teste de SCOTT-KNOTT a 5% de probabilidade utilizando o programa AgroEstat - Sistema para Análises Estatísticas de Ensaio Agrônomico, Versão 1.0 (BARBOSA e MALDONADO, 2014) e os gráficos gerados a partir do programa Qtiplot 2017.

6 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.1 Caracterização do lixiviado de aterro sanitário

De acordo com os parâmetros físico-químicos apresentados na tabela 1 é possível classificar o lixiviado de aterro sanitário como um lixiviado jovem (KURNIAWAN; WAI-HUNG; CHAN, 2006).

Os parâmetros - nitrato, amônio, DQO, lítio, cloreto, sulfato - apresentam níveis muito elevados (no mínimo três vezes superiores) em relação àqueles orientadores previstos na resolução CONAMA 430/2011. Dadas essas características, fica impedido por força de Lei o lançamento deste lixiviado em corpo receptor. Sendo obrigado seu tratamento. Não foram detectados níveis acima da resolução CONAMA de metais pesados, como cádmio, chumbo e níquel. É possível inferir ainda (Tabela 1), que o lixiviado possui elevada salinidade e, a partir da classificação apresentada por Richards (1980) com base na condutividade elétrica enquadrá-lo como água de salinidade muito alta ($CEa > 2.25 \text{ dS m}^{-1}$), segundo a Resolução CONAMA.

Observa-se também que quando se comparam os parâmetros físico-químicos do lixiviado com o padrão de qualidade para água doce classe 3 previsto no CONAMA 430/2011, que são águas que podem ser destinadas, dentre outros usos, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras (Tabela 1), esse lixiviado não pode ser utilizado diretamente na irrigação destas espécies, como enunciado pela referida resolução.

Tabela 1 - Caracterização física e química do lixiviado do CTR de Barra Mansa-RJ.

Parâmetros avaliados	Unidade	Valores observados	Referência CONAMA 430 ¹	Referência CONAMA 430 ²
pH	-----	9,0	5,0 - 9,0	6,0 - 9,0
Condutividade	mS cm ⁻¹	33,3	N.D.	N.D.
DQO	mg L ⁻¹	5592	120	N.D.
Sólidos totais dissolvidos	mg L ⁻¹	23600	N.D.	500
Salinidade	mg L ⁻¹	16900	N.D.	N.D.
Amônio**	mg L ⁻¹	595,27	20,0	N.D.
Cádmio*	mg L ⁻¹	0,025	0,2	0,01
Cálcio**	mg L ⁻¹	95,38	N.D.	N.D.
Chumbo*	mg L ⁻¹	0,37	0,5	0,03
Cloreto**	mg L ⁻¹	857,50	250	250
Cobre*	mg L ⁻¹	0,17	1,0	0,013
Cromo*	mg L ⁻¹	N.D.	0,1	0,05
Ferro*	mg L ⁻¹	13,66	15,0	5,0
Fosfato**	mg L ⁻¹	N.D.	0,02	N.D.
Lítio**	mg L ⁻¹	15,22	2,5	2,5
Magnésio**	mg L ⁻¹	15,37	N.D.	N.D.
Manganês*	mg L ⁻¹	0,31	1,0	0,5
Níquel*	mg L ⁻¹	0,5	2,0	0,03
Nitrato**	mg L ⁻¹	496,8	10	10
Nitrito**	mg L ⁻¹	N.D.	1,0	1,0
Potássio**	mg L ⁻¹	694,5	N.D.	N.D.
Sódio**	mg L ⁻¹	1172,5	N.D.	N.D.
Sulfato**	mg L ⁻¹	846,00	250	250
Zinco*	mg L ⁻¹	1,13	5,0	5,0

Legenda: pH – potencial hidrogeniônico; DQO – Demanda Química de Oxigênio; *Leitura via absorção atômica; ** Leitura via cromatógrafo de íons; N.D. – não detectado; ¹Padrão para lançamento de efluentes em corpos receptores; ²Padrão para água doce classe 3.

Percebe-se ainda (Tabela 1) que o lixiviado apresenta teores de Cálcio (Ca), Magnésio (Mg) e Potássio (K), considerados como macronutrientes essenciais ao crescimento de plantas (MALAVOLTA, 1980). Essa constatação permite direcionar estudos visando avaliar a possibilidade de reuso do poluente tanto sob a ótica ambiental, redução do consumo de recursos hídricos, quanto pela agrônômica, pela

disponibilização de nutrientes. Sendo assim, reforça-se que é necessário o tratamento e/ou aplicar-se formas de reuso. Nesse sentido é o que pretende discorrer o presente estudo.

6.2 Caracterização química dos substratos

A fim de definir as características dos substratos, comercial, convencional e orgânico utilizados nos experimentos, realizou-se a caracterização física e química dos mesmos (Tabela 2).

Tabela 2 - Caracterização física e química dos substratos em estudo.

Substrato	pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	S	Al ³⁺	H ⁺ +Al ³⁺	T	P	V	C.org.
		cmol _c dm ⁻³						mg dm ⁻³		%		
SCM	5.3	5.8	2.6	0.6	0,5	9.6	0.0	10.1	19.6	36.0	49	24.3
SCV	5.2	2.7	1.2	0.1	0,1	4.1	0.0	1.3	5.4	44.0	76	0.5
SOR	6.6	4.0	3.6	1.5	0,3	9.5	0.0	1.0	10.4	50.0	91.4	4.3

Legenda: S – soma de bases (S=Ca+Mg+K+Na+Al); H⁺+Al³⁺ - Acidez potencial; T – Valor T (T = S + (H+Al)); V% - Saturação de bases (V (%) = (SB x 100) / T); C. Org. = Carbono orgânico. pH – potencial hidrogeniônico em água.

Os substratos, comercial e orgânico apresentaram valores elevados para o parâmetro S, que indica a soma de todas as bases: 9,6 e 9,5 cmol_c dm⁻³, respectivamente. Contudo, observa-se também que a saturação de bases (V%) foi menor para o SCM (49%), devido à elevada acidez potencial (H⁺+Al³⁺). Entretanto, o elemento Al³⁺, que pode causar toxidez para plantas, não foi identificado para nenhum dos substratos. O sódio mostrou-se presente em todos os substratos, contudo os maiores valores foram obtidos para o substrato comercial, seguido do orgânico, devido sua composição possuir resíduos de vegetais (casca de arroz, casca de pinus e pó de coco) e enriquecido com fertilizantes (PIMENTEL et al., 2009; MONTEMURRO et al., 2010; PARIZOTTO; PANDOLFO, 2009; CARDOSO et al., 2011). Abad e Noguera (1998) descrevem teores de sódio em fibra da casca de coco variando de 25 - 240 mg L⁻¹. Segundo os autores, a causa de níveis elevados

de sódio na fibra da casca de coco, deve-se ao manejo da cultura do coqueiro, pois esse é considerado elemento benéfico e, comumente é utilizado em cultivos comerciais, que após absorvido pela planta é acumulado. Portanto, está presente nas partes da planta e, em alguns casos, em níveis tóxicos, como relatado por Carrijo et al. (2002). Tal relato confirma que o teor de sódio em SCM pode estar relacionado também a presença do pó de coco.

Oliveira et al. (2006) estudando diferentes teores de esterco bovino e níveis de salinidade no crescimento inicial da mamoneira (*Ricinus communis* L.), identificaram elevação nos teores de sódio de 0,11 para 1,27 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$ após a introdução de esterco bovino na proporção (1:1) solo + esterco. Esse resultado permite inferir que a identificação de sódio no SOR tem relação direta dentre outros, com a presença de esterco bovino dentre os resíduos utilizados para confecção do composto orgânico utilizado na formulação do presente substrato.

O parâmetro carbono orgânico apresentou-se aproximadamente 6 vezes superior no SCM comparado ao SOR e SCV. Esse corresponde a 58% da matéria orgânica presente no solo; a presença da matéria orgânica tem relação direta com a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo, permitindo maior adsorção de nutrientes à superfície do colóide (FRANCHINI et al., 1999). Observa-se que o valor T (CTC) do SCM é superior aos demais, seguido do SOR e do SCV. O maior valor de SOR comparado ao SCV está relacionado à presença de matéria orgânica na sua composição.

6.3 Avaliação de fitotoxicidade em sementes de *Senna macranthera*.

6.3.1 Avaliação do impacto direto do lixiviado sobre sementes

Realizou-se os ensaios com sementes de *Senna macranthera*, conforme a metodologia descrita no item 5.1.1.2. Os resultados foram descritos em sequência para as variáveis, germinação e crescimento de radícula em função das doses de lixiviado de aterro.

Os testes praticados foram considerados válidos, pois a germinação no

controle (água deionizada) foi igual a 90% (Tabela 3). Considerou-se como semente germinada aquela que apresentou protrusão da raiz (SOBRERO; RONCO, 2004) (Figura 12).

Figura 12 - Detalhe de semente de *Senna macranthera* com protrusão da raiz.



Fonte: o autor, 2018.

No teste de germinação com o lixiviado de aterro sanitário, avaliou-se o efeito letal por meio da inibição na germinação das sementes (Tabela 3).

Tabela 3 - Comparação das médias percentuais de germinação de sementes de *Senna macranthera* nos tratamentos com lixiviado de aterro sanitário.

	Tratamentos						
	TC	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Germinação (%)	90,0A	73,3A	50,0B	38,3B	8,3C	0,0C	0,0C

Legenda: Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha, não diferem entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. TC = controle água deionizada; T1 = lixiviado de aterro 3,125%; T2 = lixiviado de aterro 6,25%; T3 = lixiviado de aterro 12,5%; T4 = lixiviado de aterro 25%; T5 = lixiviado de aterro 50% e T6 = lixiviado de aterro 100%.

De acordo com a tabela 3, não foi observada diferença significativa entre o tratamento controle e o tratamento 3,125% (T1). Entretanto, ocorreu uma diminuição no percentual de germinação quando se aumentou a concentração do lixiviado. A partir da dose com 6,25% (T2) a taxa de germinação foi de 50% (CL₅₀),

concentração/dose capaz de causar inibição de germinação em 50% das sementes.

O valor de CL_{50} (6,25%) encontrado no referido ensaio corrobora com aquele encontrado por Cheng e Chu (2007), que ao avaliarem a ecotoxicidade em *Brassica chinensis* e *Lolium perene* quanto ao uso de lixiviado de um aterro fechado, identificaram que esse valor teve variação de 3% a 46% para lixiviados de quatro diferentes aterros.

A germinação tem relação direta dentre outros fatores, com a qualidade da água envolvida no processo. A água influi na germinação, atuando no tegumento, amolecendo-o, favorecendo a penetração do oxigênio, e permitindo a transferência de nutrientes solúveis para as diversas partes da semente. A absorção de água é maior em certas espécies, quando a temperatura é mais alta, podendo haver variações no tempo de embebição, de minutos a horas, ou até de vários dias (CHING, 1972; TOLEDO; MARCOS FILHO, 1977; SANTOS et al., 1992).

As condições encontradas em um meio para que as sementes germinem nem sempre são ideais. Dentre os diversos fatores ambientais capazes de influenciar a germinação, a disponibilidade de água é um dos fatores mais importantes. Além da água, a salinidade do meio influencia significativamente a resposta germinativa das espécies porque provoca uma redução do potencial hídrico do meio (SANTOS et al., 1992). O potencial osmótico de soluções salinas do meio externo apresenta valores mais negativos do que o apresentado pelas células do embrião gerando menor capacidade de absorção de água pelas sementes, o que resulta em uma seca fisiológica. Além disso, a elevada concentração de íons no embrião pode elevar-se a níveis tóxicos (PRISCO, 1980; SANTOS et al., 1992; VARNERO et al., 2007; VWIOKO; FASHEMI, 2005; NJOKU et al. 2009). O impacto da salinidade nas plantas pode ser consequência de efeitos osmóticos baixos, provocando déficit hídrico e, ou de efeitos específicos de íons que podem acarretar toxidez ou desordens nutricionais, chamada de toxicidade específica. O efeito, neste caso, é específico, tendo origem químico-biológico, mais do que física. (MUNNS, 2002; LACERDA et al., 2003).

Como o lixiviado de aterro possui elevada salinidade (Tabela 1), os efeitos deletérios encontrados podem ser devido ao aumento da concentração dos sais que deve prejudicar a germinação e o crescimento inicial. Semelhante resultado do efeito salinidade, também foi observado por Nunes et al. (2009) além de Botelho e Perez (2001) em estudos com a crotalária (*Crotalaria juncea*) e canafístula (*Peltophorum*

dubium Taub.). Ainda nesse contexto, observa-se que os ânions nitrato, cloreto e sulfato (Tabela 1), que estão presentes no lixiviado de aterro com valores elevados, são muito tóxicos e que durante o processo de germinação podem ser facilmente absorvidos pelas sementes, ocasionando distúrbios fisiológicos e decréscimo no potencial de germinação (LIMA et al., 2001). Para Santos et al. (2009) os efeitos prejudiciais da salinidade em feijoeiros, por exemplo, são mais evidentes para o sódio que o potássio e, dentre os ânions, a ordem de importância prejudicial responde à sequência bicarbonato > cloreto > nitrato.

A germinação constitui-se na fase mais importante para a avaliação do comportamento de determinada cultura à salinidade. Diversos autores apontam que a fitotoxicidade nessa fase pode ser atribuída principalmente à quantidade excessiva de Amônio (NH_4^+) e a condutividade elétrica (CE) que inibem a absorção de água em plantas sensíveis à sal (BEWLEY; BLACK, 1994; DUECK; VAN DER EERDEN, 2000).

A correlação negativa altamente significativa de -0.9194 para os diferentes tratamentos confirma a toxicidade do lixiviado de aterros sobre o percentual de germinação das sementes de *Senna macranthera*. Isto é, 92% da inibição na germinação das sementes está associado ao poluente e 8% a fatores aleatórios, podendo ser, o vigor das sementes e oscilação no potencial germinativo, principalmente devido ao uso de espécie florestal, haja vista que não existe controle de produção de sementes para esse setor produtivo.

Esse resultado demonstra o potencial contaminante do lixiviado (impacto direto) não expressando, porém os efeitos antagônicos e/ou sinérgicos que podem ocorrer na germinação em ambiente natural.

No teste de germinação com a espécie, avaliou-se também os efeitos subletais via desenvolvimento das raízes quanto ao uso de lixiviado de aterro (Tabela 4).

Tabela 4 - Média do comprimento das radículas de *Senna macranthera* em função da aplicação de lixiviado de aterro.

	Tratamentos						
	TC	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Comprimento Radícula (mm)	12,7A	15,5A	8,0B	5,7C	0,8D	0,0D	0,0D

Legenda: Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha, não diferem entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. TC = controle água deionizada; T1 = lixiviado de aterro 3,125%; T2 = lixiviado de aterro 6,25%; T3 = lixiviado de aterro 12,5%; T4 = lixiviado de aterro 25%; T5 = lixiviado de aterro 50% e T6 = lixiviado de aterro 100%.

Em relação ao parâmetro comprimento das raízes (Tabela 4), não foi observada diferença significativa entre o tratamento controle (TC) e o tratamento 3,125% (T1), em relação ao comprimento da raiz. Contudo, o mesmo não ocorreu com os demais tratamentos. O grupo controle apresentou um comprimento de raiz de 12,7 mm, comparando com o comprimento atingido no tratamento com 6,25% (T2), a presença dessa dose de lixiviado representou uma redução no crescimento de 37%.

Da absorção de água pelas sementes, resulta a reidratação dos tecidos, com a conseqüente intensificação da respiração e de todas as demais atividades metabólicas que culminam com o fornecimento de energia e de nutrientes necessários para a retomada do crescimento do eixo embrionário (CARVALHO; NAKAGAWA, 2000). A salinidade por provocar potenciais hídricos muito negativos, influenciando a absorção de água e pode inviabilizar a sequência dos eventos relacionados ao processo germinativo das sementes (BANSAL et al., 1980). Guedes et al. (2011) verificaram que o comprimento de raiz foi afetado a medida em que houve aumento nos níveis de salinidade em sementes de *Chorisia glaziovii*.

A determinação de CENO é estabelecida no tratamento 3,125% de lixiviado, como a maior dose que não causa efeito significativo no comprimento das raízes de *Senna macranthera* e, CEO fica estabelecido no tratamento 6.25% confirmando que a partir dessa dosagem, os efeitos subletais tornam-se perceptíveis através da inibição no desenvolvimento da raiz. Brito et al. (200) analisaram a ecotoxicidade de lixiviado de aterro após tratamento por filtração lenta e identificaram o valor de CEO para sementes de alface (*Lactuca sativa* L.) após uma diluição de 16%. No presente

ensaio, o valor de CEO apresenta-se mais restritivo porque está sendo obtido a partir da utilização do lixiviado bruto apenas diluído.

Verificou-se uma correlação negativa significativa de -0.6547, isto é, 65% da inibição do crescimento das raízes está associado ao poluente e 35% a fatores aleatórios ao sistema. Desse modo, quanto maior a dose do poluente (lixiviado) introduzido, menor será o crescimento das raízes, principalmente devido à elevada salinidade do efluente. Os valores de correlação na germinação e no comprimento da raiz apresentam diferenças significativas, porque uma planta possui comportamento diferente em relação à salinidade em função do seu estágio de desenvolvimento (TESTER; DAVENPORT, 2003). O acúmulo de sais na zona radicular em concentrações elevadas é suficiente para restringir a absorção de água pela planta. Isso pode provocar estado de deficiência hídrica, e causar sintomas muito semelhantes aos provocados pela falta de água (AYERS; WESTCOT, 1991). Além disso, a avaliação do efeito sobre o alongamento da raiz das plântulas pode refletir a toxicidade dos compostos solúveis presentes em níveis de concentração tão baixos, que não são suficientes para inibir a germinação, mas podem atrasar ou inibir o processo de alongamento da raiz, dependendo do modo e local de ação dos compostos (SOBRERO; RONCO, 2004; TAMADA et al., 2012).

Verificou-se uma correlação negativa significativa de -0,6547, isto é, 65% da inibição do crescimento das raízes está associado ao poluente e 35% a fatores aleatórios ao sistema. Desse modo, quanto maior a dose do poluente (lixiviado) introduzido, menor será o crescimento das raízes, principalmente devido à presença de sais solúveis no poluente.

A avaliação do efeito sobre o alongamento da raiz das plântulas pode refletir a toxicidade dos compostos solúveis presentes em níveis de concentração tão baixos, que não são suficientes para inibir a germinação, mas podem atrasar ou inibir o processo de alongamento da raiz, dependendo do modo e local de ação dos compostos (SOBRERO; RONCO, 2004; TAMADA et al., 2012).

Em relação ao poluente lixiviado de aterro, Kalcikova et al. (2012) identificaram que concentrações superiores a 100 ml L⁻¹ (10%) exibiram toxicidade grave, resultando em morte da planta e/ou redução do crescimento da raiz, corroborando com os resultados aqui discutidos.

Os resultados tem respaldo na fisiologia dos vegetais haja vista que as plantas estão sujeitas a condições de múltiplos estresses que limitam seu

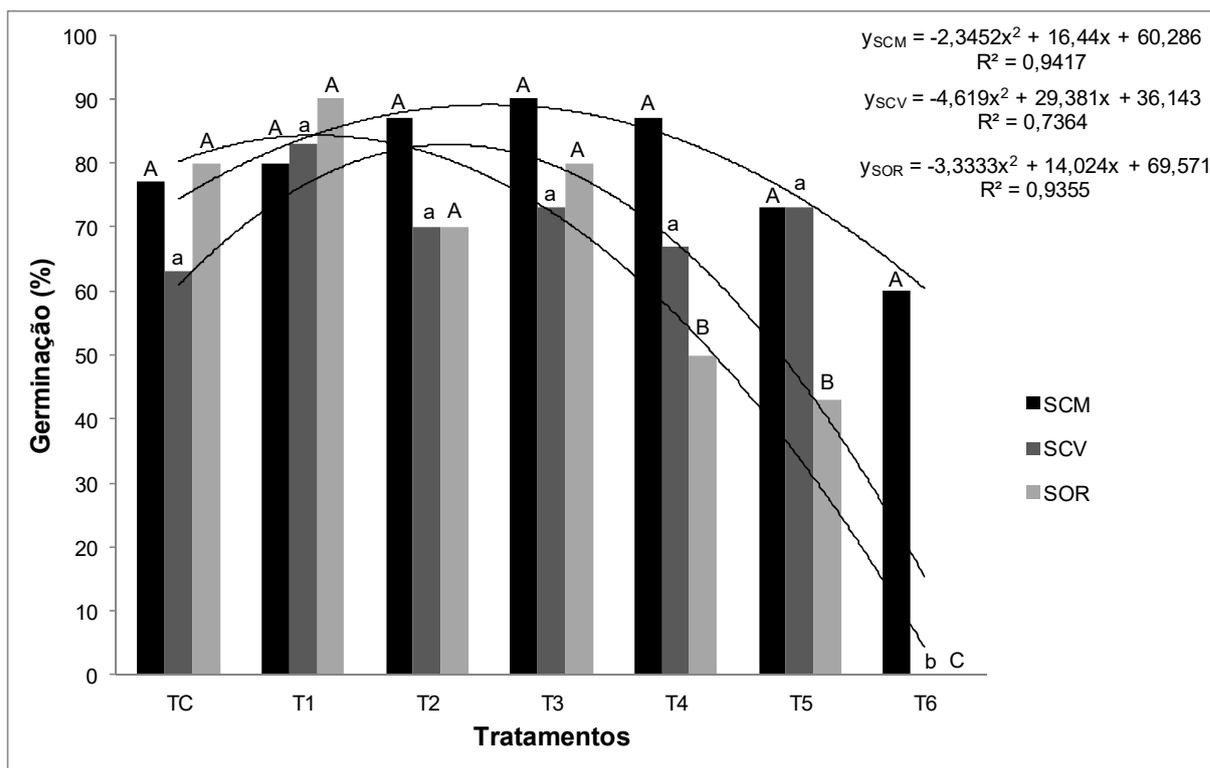
desenvolvimento e suas chances de sobrevivência dependendo dos locais onde se encontram (LARCHER, 2000). Dentre os estresses, a salinidade apresenta efeitos de característica marcante sobre as plantas os quais podem ser resumidos em: seca fisiológica, redução do crescimento inicial e desequilíbrio nutricional devido à elevada concentração iônica (CHINNUSAMY; ZHU, 2004).

O aumento da concentração de sais no meio radicular provoca redução no potencial hídrico das raízes. De acordo com Larcher (2000) a primeira e mais sensível resposta à deficiência hídrica é a diminuição da turgescência e, associada a esse evento, a diminuição do processo de crescimento (particularmente o crescimento em extensão).

6.3.2 Avaliação do impacto indireto do lixiviado sobre sementes

Os valores médios de germinação de *Senna macranthera* em função da introdução do lixiviado de aterro sanitário para os diferentes substratos encontram-se no gráfico 1. Observa-se que a germinação ocorreu mesmo com elevadas doses de lixiviado.

Gráfico 1 – Média de porcentagem de germinação em teste de ecotoxicidade com sementes de *Senna macranthera* submetidas a lixiviado de aterro aplicado em substratos para cultivo.



Legenda: Médias seguidas de mesma letra maiúscula e/ou minúscula nas colunas específicas não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. TC = controle (água deionizada); T1 = 3,125% de lixiviado de aterro; T2 = 6,25% de lixiviado de aterro; T3 = 12,5% de lixiviado de aterro; T4 = 25% de lixiviado de aterro; T5 = 50% de lixiviado de aterro e T6 = 100% de lixiviado de aterro.

Fonte: O autor, 2018.

De acordo com o gráfico 1, verifica-se que não houve diferença significativa entre as dosagens de lixiviado para o SCM, sendo assim, não foi possível obter a CL_{50} para este substrato, ou seja, não foi observado nenhum efeito deletério indireto do uso de lixiviado de aterros na germinação em substrato comercial. Esse resultado sugere que o teor de carbono orgânico de 24,3% (Tabela 2) presente no substrato SCM pode contribuir com a adsorção de sódio do efluente, bem como da salinidade como um todo (FREIRE; FREIRE, 2007). Alguns autores afirmam ainda que o uso de biofertilizantes (ricos em matéria orgânica) em ambientes salinos pode atenuar parcialmente, devido ao potencial de tamponamento da matéria orgânica, os efeitos da salinidade no solo e conseqüentemente sobre o crescimento das plantas (LANDGRAF et al., 1999; BEZERRA et al., 2010; CAVALCANTE et al., 2010; OULD AHMED; MORITANI, 2010; ANDRADE et al., 2012).

Nesse contexto, segundo Baldotto e Baldotto (2014) a matéria orgânica humificada do solo, por exemplo, desempenha papel fundamental no tamponamento das concentrações de prótons e cátions metálicos. Complexos de superfície, como a

troca iônica, constituem a base química para essa capacidade tampão, o que pode ter contribuído para a redução do potencial tóxico do lixiviado de aterro utilizado no presente estudo, seja pela redução da salinidade ou, pelo tamponamento das concentrações de íons. Os ácidos húmicos, constituintes da matéria orgânica, podem reagir com várias substâncias presentes nos solos, como os agrotóxicos ou pesticidas. O húmus, tanto na forma de colóides individualizados, como na forma de recobrimento de superfícies minerais, pode reagir com esses compostos e, em alguns casos, detoxificá-los de modo considerável (SCHWARZENBACH et al., 1990; MARTIN-NETO et al., 1994). Outras pesquisas apontam também o potencial dos ácidos húmicos na diminuição dos efeitos nocivos nas plantas do estresse salino (BATISTA et al., 2012).

Analisando a germinação em SCV (Gráfico 1), foram observadas diferenças significativas somente no tratamento T6 (100% de lixiviado) onde ocorreu a inibição total da germinação. Não foi possível identificar a CL_{50} para o SCV a partir das doses testadas, assim fez-se o cálculo de probabilidade dose-resposta utilizando a análise Probit (BLISS, 1934a, 1934b), o qual revelou que a CL_{50} ocorre na dosagem 66% de lixiviado de aterro sanitário.

Os resultados de germinação para o SOR demonstram não existir diferença entre os tratamentos controle, T1, T2 e T3. No entanto, em dosagens maiores que 25%, observa-se uma redução na taxa de germinação. Definiu-se essa dose como aquela correspondente a CL_{50} , ressaltando-se, porém que não existe diferença estatística significativa entre a dose 25% e 50%.

Assim, pode-se concluir que o lixiviado de aterro associado ao SCM não apresenta toxicidade às sementes, enquanto que para os substratos SCV e SOR, a CL_{50} foi respectivamente 66% e 25%. As doses correspondentes ao CL_{50} encontrados no presente estudo corroboram com aquele de Cheng e Chu (2007), em *Brassica chinensis* e *Lolium perene* quanto ao uso de lixiviado de aterros, onde os autores identificaram que esse valor teve variação de 3% a 46% para lixiviados de quatro diferentes aterros.

Comparando os resultados da germinação em SCV e SOR observa-se que estes dois substratos apresentaram um comportamento similar entre si, porém muito diferente do substrato SCM. O baixo teor de carbono orgânico em SCV e SOR (Tabela 2) pode ter contribuído para a redução da capacidade dos substratos em adsorver íons em solução, aumentando os efeitos deletérios causados pela

salinidade do efluente (FREIRE; FREIRE, 2007; BEZERRA et al., 2010; CAVALCANTE et al., 2010; OULD AHMED; MORITANI, 2010).

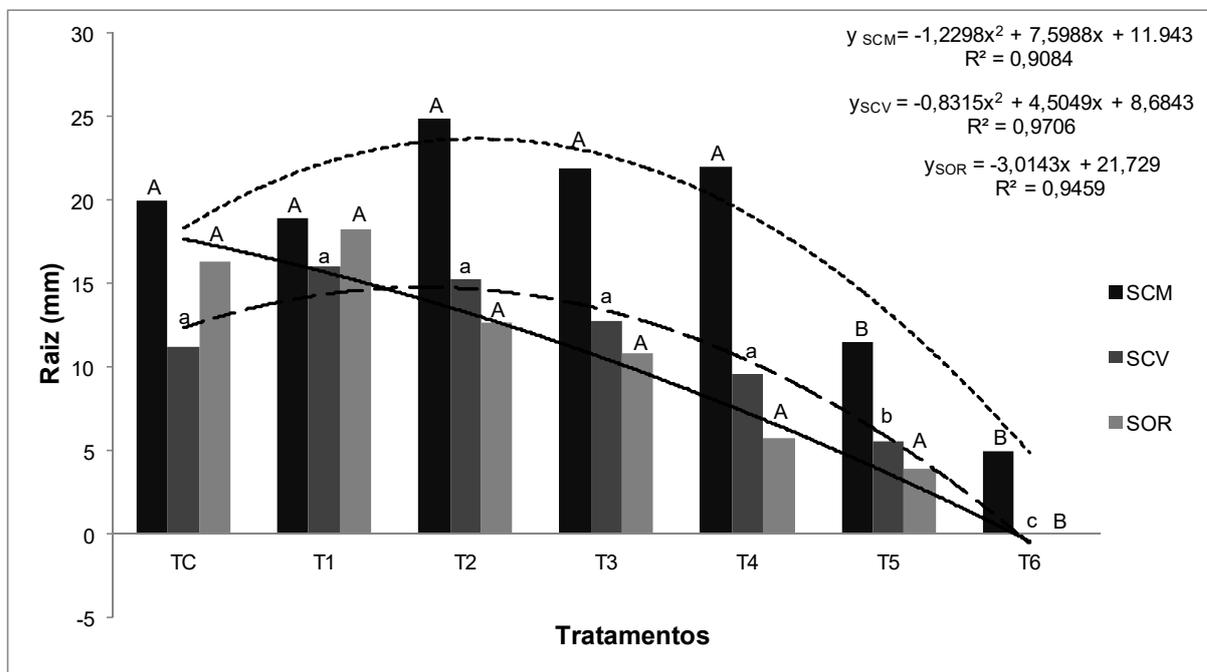
O excesso de sais solúveis provoca uma redução do potencial hídrico do meio. O potencial osmótico de soluções salinas apresenta valores mais negativos do que o apresentado pelas células do embrião gerando menor capacidade de absorção de água pelas sementes, o que resulta em uma seca fisiológica. Além disso, a concentração de íons no embrião pode elevar-se a níveis tóxicos (PRISCO, 1980; SANTOS et al., 1992).

A salinidade afeta a germinação, não só dificultando a cinética da absorção de água, mas também facilitando a entrada de íons em quantidade tóxica nas sementes em embebição (SANTOS et al., 1992).

Estudos de toxicidade com sementes mostram que a presença de elementos como, por exemplo, amônia, ácidos orgânicos voláteis, óleos, metais pesados e a presença de sais podem causar efeitos nocivos sobre o desenvolvimento da planta, inibir a germinação e o crescimento da raiz (VARNERO *et al.*, 2007; VWIOKO; FASHEMI, 2005; NJOKU et al., 2009).

Os resultados encontrados para o comprimento da raiz com diferentes tratamentos com lixiviado, encontram-se no gráfico 2. Cálculos estatísticos entre os grupos controle e teste, pelo Teste de Scott-Knott ($p < 0.05$) foram realizados. Foi observada diferença significativa a partir da dose 50% (T5) para os substratos SCM e SCV, enquanto para o substrato SOR essa ocorre na dose 100% (T6).

Gráfico 2 – Média de comprimento de raiz de *Senna macranthera* em teste de ecotoxicidade submetidos ao lixiviado de aterro aplicado em substratos de cultivo.



Legenda: Médias seguidas de mesma letra maiúscula e/ou minúscula nas colunas específicas não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. TC = controle (água deionizada); T1 = 3,125% de lixiviado de aterro; T2 = 6,25% de lixiviado de aterro; T3 = 12,5% de lixiviado de aterro; T4 = 25% de lixiviado de aterro; T5 = 50% de lixiviado de aterro e T6 = 100% de lixiviado de aterro.

Fonte: O autor, 2018.

Os valores de CENO e CEO para os substratos SCM e SCV foram observados nos tratamentos 25% e 50% respectivamente, enquanto para o substrato SOR ocorre nos tratamentos 50% e 100%. Indicando que os efeitos subletais (CEO) ocorrem em altas dosagens 50% e 100%.

Os valores de comprimento de raiz também sofrem influência da salinidade do lixiviado, uma vez que a redução na absorção de água causada por essa às sementes atua minimizando a velocidade dos processos fisiológicos básicos e bioquímicos e, com isso as plântulas resultantes desse meio, com umidade reduzida, possuem menor desenvolvimento (SILVA et al., 2007). Ainda, de acordo com os autores está bem estabelecido que a salinidade reduz o crescimento e muitos processos fisiológicos como consequência de alterações metabólicas induzidas pelos sais.

Para ambos os parâmetros (Gráfico 1 e 2) discutidos ao longo do ensaio de impacto indireto observa-se que o comportamento das mesmas segue um perfil

quadrático com elevação inicial das médias do parâmetro e posteriormente redução observada a partir de altas dosagens. Tal comportamento é explicitado por Fonseca e Perez (2001) que apontam que a tolerância ao estresse salino pode ocorrer em função do controle, da aquisição e da alocação de sais na planta, do reajustamento osmótico e de outros processos fisiológicos do vegetal, cujos resultados são manifestados principalmente na porcentagem e na velocidade de germinação (OLIVEIRA et al., 1998; SIVRITEPE; SIVRITEPE; ERIS, 2003).

Comparando as diferentes metodologias de ensaios de ecotoxicidade via germinação, observa-se que a germinação e o comprimento da raiz, tiveram comportamentos distintos. O ensaio em placa de Petri apresentou-se mais restritivo, sob a ótica ecotoxicológica e de reuso haja vista que nesse houve inibição em 50% das sementes, bem como redução drástica do comprimento da raiz com a utilização de uma dose de 6,25% de lixiviado. O ensaio em substrato de cultivo permite o uso de 50% de lixiviado, analisando tanto germinação quanto comprimento de raiz. Sendo assim, o volume de lixiviado que pode ser reutilizado considerando a dose de 50% é oito vezes superior quando comparado à dose 6,25% do ensaio em placa de Petri.

6.4 Determinação da CL₅₀ para lixiviado de aterro sanitário em organismos aquáticos.

Foi realizado ensaio de ecotoxicidade sobre organismos aquáticos no Laboratório de Controle Alternativo de Pragas do Campus Nilo Peçanha-IFRJ (LCAP-IFRJ). As condições de ensaio seguiram a determinação da norma NBR 15088 (ABNT, 2011), o organismo teste utilizado foi o *Brachydanio rerio*, popularmente conhecido como “paulistinha” ou “peixe zebra”.

Fizeram-se necessários ensaios preliminares objetivando testar as doses do lixiviado como descrito do item 5.1.2. da metodologia. Observou-se mortalidade instantânea dos peixes em todas as doses do grupo teste. Sendo assim, procedeu-se novo ensaio preliminar com a utilização de doses variando entre 1,8 e 2,8%, formando nova relação de tratamentos T0 (água deionizada), T1.1 (1,8%), T2.1 (2,0%), T3.1 (2,5%), T4.1 (2,7%), T5.1 (2,8%) ambos com três réplicas. Ao final do

período de 48h, foi realizado levantamento referente à mortalidade de organismos nos tratamentos.

As médias foram comparadas por meio do Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. Os resultados (Tabela 5) demonstram que as doses de lixiviado testadas diferem estatisticamente entre si e o controle (T0).

Tabela 5 - Mortalidade de *Brachydanio rerio* em função de doses de lixiviado de aterro sanitário.

	Tratamentos					
	T0	T1.1	T2.1	T3.1	T4.1	T5.1
Mortalidade (%)	0,00A	3,33B	6,67B	93,33A	93,33A	100A

Legenda: Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha, não diferem entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. T0 = controle água deionizada; T1.1 = lixiviado de aterro 1,8%; T2.1 = lixiviado de aterro 2,0%; T3.1 = lixiviado de aterro 2,5%; T4.1 = lixiviado de aterro 2,7%; T5.1 = lixiviado de aterro 2,8%.

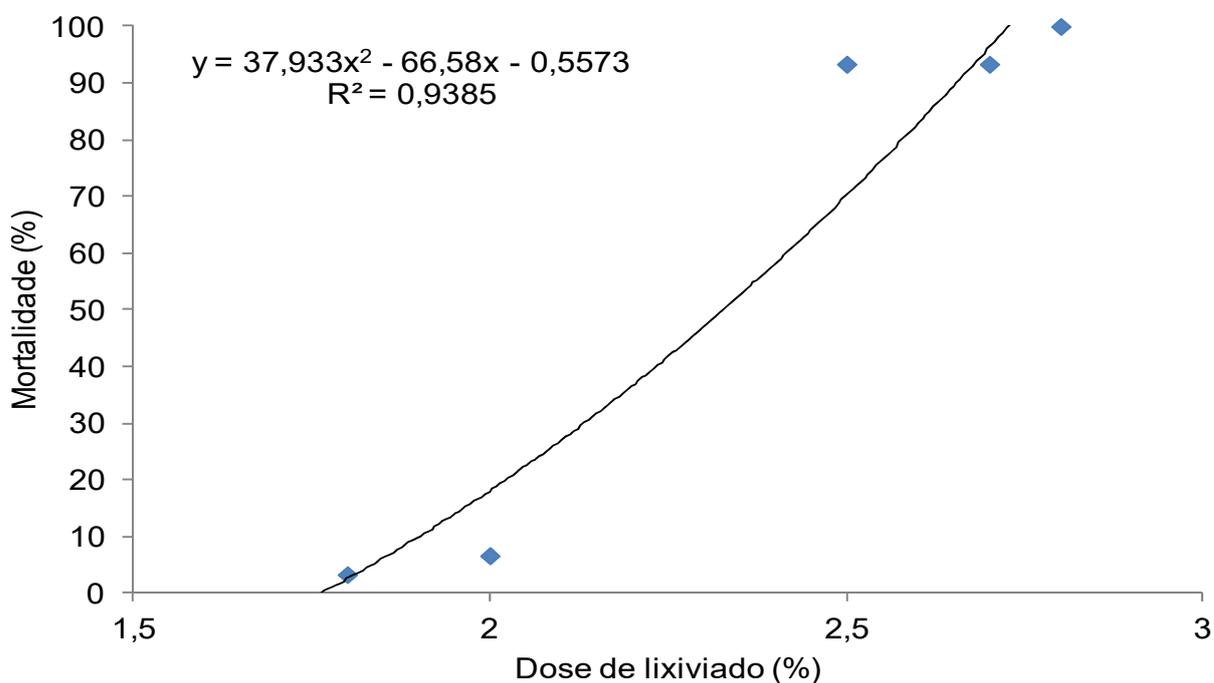
O comportamento da variável mortalidade, no ensaio demonstra que o tratamento controle não apresentou mortalidade e que essa se fez presente a partir da inserção do poluente. Os tratamentos, 1,8% e 2,0% apresentaram os menores valores para a variável não havendo, porém diferença significativa entre esses. A mortalidade acentuada ocorreu a partir do tratamento 2,5%.

Desse modo, visando confirmar tal análise, avaliou-se a correlação existente entre as diferentes doses de lixiviado e a média de mortalidade causada pela inserção deste. Para isso utilizou-se a correlação de Pearson, que apresentou valor igual a 0,9016, confirmando a relação entre as variáveis, ou seja, quanto maior a dose de poluente, maior a mortalidade do organismo teste.

Em seguida, procedeu-se o cálculo para determinação da CL₅₀ do teste de ecotoxicidade com *Brachydanio rerio*, onde foi inicialmente determinada a média dos tratamentos e posteriormente elaborado o gráfico de dispersão o qual foi analisado.

Adicionalmente, verificou-se que o gráfico sugere uma curva pertencente à função polinomial do 2º grau. Após realizar a regressão com a utilização do Microsoft Excel 2013, encontrou-se a função descrita por $y = 37,933x^2 - 66,58x - 0,5573$ com $R^2 = 0,9385$ (Gráfico 3).

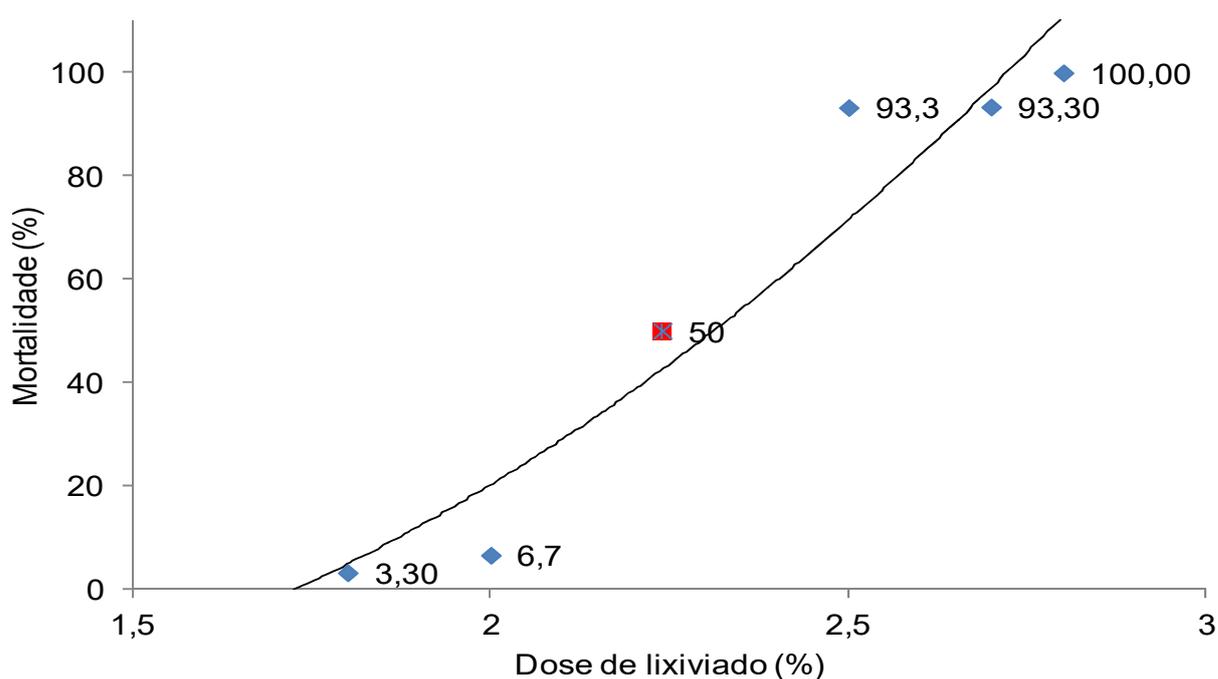
Gráfico 3 - Distribuição da mortalidade média de *Brachydanio rerio* em função das doses de lixiviado.



Fonte: O autor, 2018.

Utilizando essa função e substituindo y por 50, encontrou-se o valor de 2,24% como sendo a dose de lixiviado (CL₅₀) capaz de causar letalidade em 50% dos organismos testes (Gráfico 4).

Gráfico 4 - Distribuição dos dados obtidos pela média de mortalidade em função dos tratamentos, com a inclusão do valor da CL₅₀.



Fonte: O autor, 2018.

Nota-se que ao longo do ensaio, partindo da concentração 100% de lixiviado testada preliminarmente, o potencial da substância é altamente tóxico, haja vista que o valor de CL_{50} encontra-se muito abaixo em relação ao primeiro valor testado.

Silva et al. (2003) avaliaram a sensibilidade de *Brachydanio rerio* e *Poecilia vivipara* (Pisces) ao chorume bruto do aterro de Gramacho/RJ, identificando a dose de 2,24% como a CL_{50} para *Danio rerio*, corroborando assim com o presente estudo.

Ainda quanto à toxicidade de lixiviado de aterro sobre organismos aquáticos, Daflon, Giordano e Filho (2012) determinaram a CL_{50} para *Danio rerio* com dose de 0,45% e mesmo após tratamento por clarificação consideraram o poluente com grande toxicidade dada a CL_{50} igual a 4,47% para o mesmo organismo teste.

Outros autores ao estudarem o efeito agudo de defensivos agrícolas como o Parathion metil sobre *Danio rerio*, encontraram valores para CL_{50} de 1,9 mg L⁻¹ (ROEX et al., 2002), 5,6 mg L⁻¹ (BELLAVERE; GORBI, 1984) e 14,1 mg L⁻¹ (QUARESMA; GARCIA; GARCIA, 2008).

O ensaio de efeito agudo é definido como sendo uma resposta severa e rápida dos organismos aquáticos a um estímulo que pode se manifestar num curto período de até 48 horas, causando quase sempre a letalidade (CETESB, 1990). Normalmente, estes efeitos são observados quando efluentes são despejados ao corpo hídrico sem passar por tratamento, causando letalidade a organismos pertencentes a diferentes níveis tróficos (BASSOI; NIETO; TREMAROLI, 1990).

Estes testes são aplicados também para avaliar a sensibilidade relativa de organismos aquáticos para um determinado agente tóxico, para determinar a qualidade de água e as concentrações seguras de agentes químicos para preservação da vida aquática, além de avaliar a fertilidade potencial das águas e a eficiência de diferentes métodos de tratamento para efluentes industriais em termos toxicológicos (METCALF; EDDY, 2003).

De tal modo, o resultado de 2,24% de lixiviado para a CL_{50} encontrada no presente trabalho, reforça a necessidade do tratamento e/ou reuso como forma de minimizar os possíveis impactos ao meio. Ainda nesse contexto, pode-se avaliar que o resultado aqui encontrado, segue de acordo com aqueles apresentados na literatura avaliando o efeito de diferentes substâncias sobre *Brachydanio rerio*, confirmando a qualidade do ensaio.

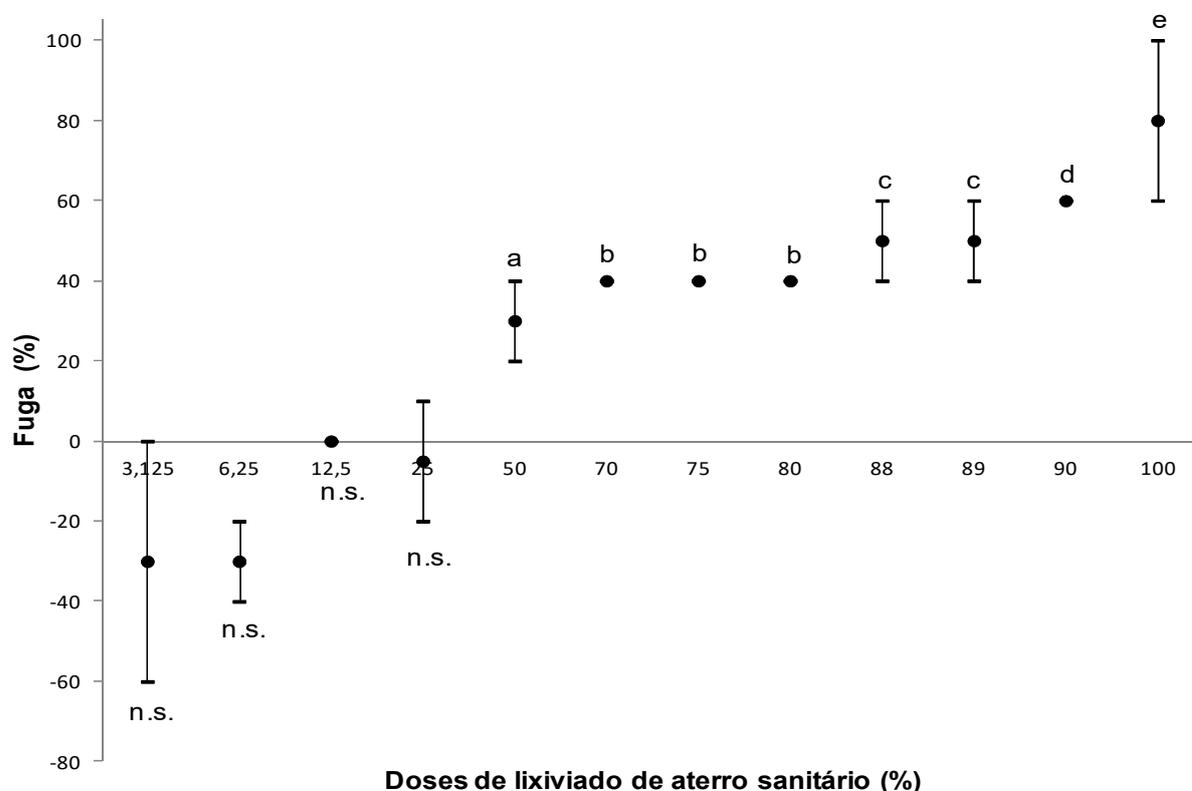
6.5 Avaliação da contaminação dos substratos de cultivo

A avaliação da contaminação dos substratos ocorreu via teste de toxicidade através da metodologia de fuga utilizando *Eisenia fetida* como organismo teste. Os ensaios de fuga para os diferentes substratos presentes nesse trabalho foram realizados inicialmente com doses decrescentes na razão de 50%, que tiveram como partida a dosagem de 100% de lixiviado de aterro sanitário, ou seja, 100, 50, 25, 12,5, 6,25 e 3,125%, diluídos em água deionizada. Entretanto, após os resultados desses, foram necessárias avaliações com nova série de doses, que variaram de acordo com substrato.

6.5.1 Avaliação do Substrato Comercial

Para o substrato comercial, foi identificado que as doses até 25% não causaram quaisquer efeitos tóxicos (Fuga 0%) sobre os organismos teste. Entretanto, observa-se que existiu um comportamento de fuga, não tóxico (<60%) a partir da dose 50% e que a fuga maior que 60% (toxicidade) ocorreu somente com a dose de 100%. Face isso, avaliou-se dosagens intermediárias entre 50 e 100%, iniciando em valores decrescentes, a fim de identificar a concentração mediana, capaz de causar fuga maior que 60%. Desse modo, adotou-se, as doses de 70, 75, 80, 88, 89 e 90% de lixiviado ambas com 3 repetições. De acordo com o gráfico 5, verifica-se que a toxicidade foi identificada a partir da dose de 90%, estabelecendo assim para o substrato comercial, a concentração/dose efetiva capaz de provocar fuga maior que 60%, ou seja, causar toxidez.

Gráfico 5 - Resposta de fuga para a espécie *Eisenia fetida* em substrato comercial, contaminado com diferentes doses de lixiviado de aterro sanitário.



Legenda: Médias seguidas da mesma letra minúscula não diferem entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. n.s. = não-significativo. As barras apresentam os valores máximos e mínimos obtidos nos estudos.

Fonte: O autor, 2018.

O p-valor encontrado para os tratamentos foi menor que 0,0001. Como é um valor menor que 0,05, é significativa a diferença no comportamento de *Eisenia fetida*, em relação às diferentes dosagens de lixiviado.

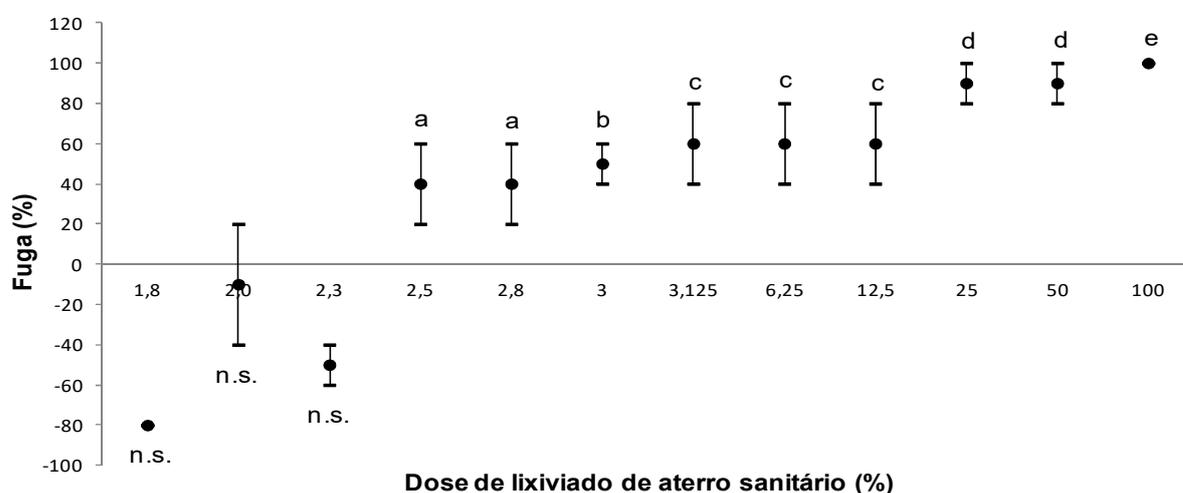
Verifica-se uma correlação altamente significativa para toxicidade do substrato comercial (0,9824) em função da presença do poluente. A fuga das minhocas se deve 98,24% pelo fator poluente e 1,76% por outros fatores. Isto significa que, quanto mais poluente (lixiviado) é introduzido no substrato, mais tóxico ele tende a se tornar causando comportamento de fuga no organismo teste.

6.5.2 Avaliação do Substrato Orgânico

Após as avaliações prévias, identificou-se que tomando como partida as

dosagens descritas no item metodologia, 100, 50, 25, 12,5, 6,25 e 3,125% de lixiviado, o substrato orgânico foi considerado tóxico a partir da menor dosagem testada, ou seja, 3,125% de lixiviado. Desse modo, procedeu-se nova avaliação de dosagens com valores inferiores, sendo eles as doses de 3; 2,8; 2,5; 2,3; 2,0 e 1,8% de lixiviado, ambas com 3 repetições. De acordo com o gráfico 6, verifica-se que a toxicidade foi confirmada a partir da dose de 3,125%. Definindo-se assim para o substrato orgânico essa como a concentração/dose efetiva capaz de causar toxidez e, por conseguinte representando fuga maior que 60%.

Gráfico 6 - Resposta de fuga para a espécie *Eisenia fetida* em substrato orgânico, contaminado com diferentes doses de lixiviado de aterro sanitário.



Legenda: Médias seguidas da mesma letra minúscula não diferem entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. n.s. = não significativo. As barras apresentam os valores máximos e mínimos obtidos nos estudos.

Fonte: O autor, 2018.

Verifica-se uma correlação altamente significativa para o substrato orgânico (0,9770). A fuga das minhocas se deve 97,7% pelo fator poluente, 2,3% por outros fatores. Isto significa que, quando se aumenta a dose do poluente (lixiviado) no substrato, mais tóxico ele tende a se tornar causando comportamento de fuga no organismo teste.

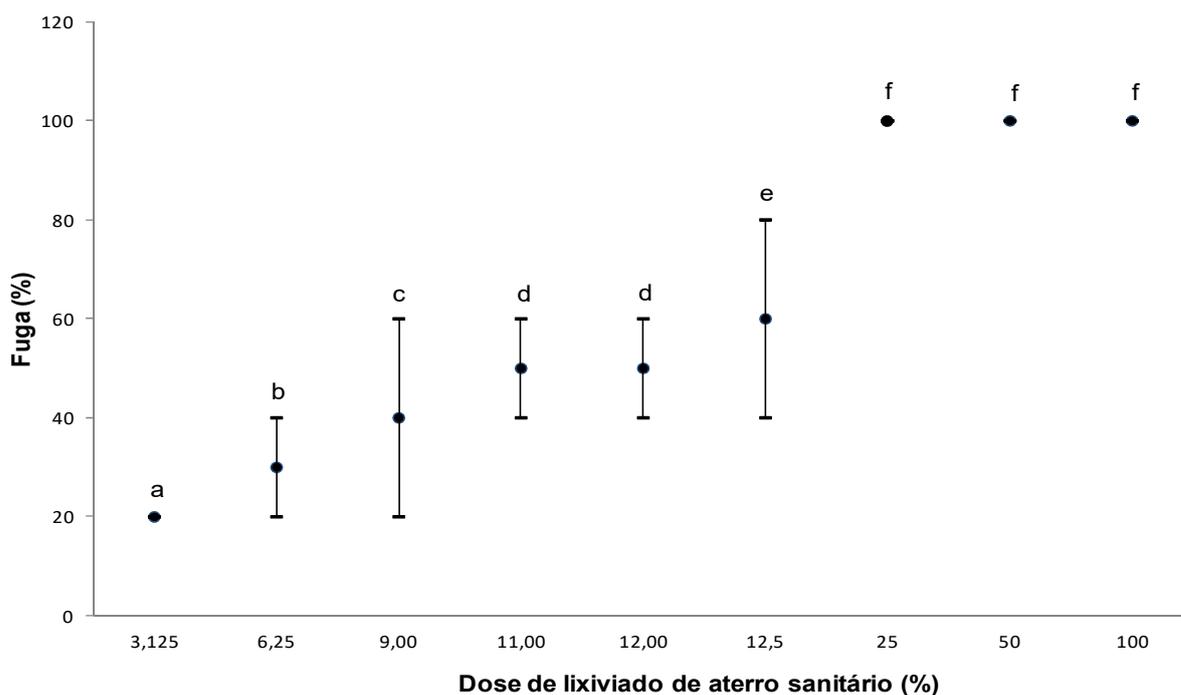
6.5.3 Avaliação do Substrato Convencional

O procedimento experimental para o substrato convencional seguiu o mesmo

critério adotado para os demais, após as avaliações prévias, com dosagens de 100, 50, 25, 12,5, 6,25 e 3,125% de lixiviado, o substrato convencional foi considerado tóxico a partir da dose 12,5% de lixiviado. Desse modo, procedeu-se nova avaliação de dosagens com valores intermediários entre 6,25 e 12,5%, contudo partiu-se de doses decrescentes sendo elas as doses de 12, 11 e 9% de lixiviado, com 3 repetições.

De acordo com o gráfico 7, verifica-se que a toxicidade foi confirmada a partir da dose de 12,5%, definindo-se assim para o substrato convencional essa como a concentração/dose efetiva capaz de provocar fuga maior que 60%, ou seja, causar toxidez ao organismo teste.

Gráfico 7 - Resposta de fuga para a espécie *Eisenia fetida* em substrato convencional, contaminado com diferentes doses de lixiviado de aterro sanitário.



Legenda: Médias seguidas da mesma letra minúscula não diferem entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade. n.s. = não significativo. As barras apresentam os valores máximos e mínimos obtidos nos estudos.

Fonte: O autor, 2018.

Verifica-se uma correlação altamente significativa para o substrato convencional (0,9702). A fuga das minhocas se deve 97,02% pelo fator poluente, 2,98% por outros fatores. Isto significa que, quanto mais poluente (lixiviado) é introduzido no substrato, mais tóxico ele tende a se tornar causando comportamento

de fuga no organismo teste.

Tomlin (1992) sugeriu que as características ecológicas de espécies de minhocas (epigêicas, anécicas ou endogêicas) podem afetar sua susceptibilidade aos contaminantes do solo e as variabilidades do mesmo. *Eisenia fetida*, por ser caracterizada como uma espécie epigêica, e ter como habitat a serrapilheira, apresenta também maior mobilidade sobre a superfície do solo, quando comparada a outras espécies, acumulando-se em áreas com grandes quantidades de matéria orgânica em rápida decomposição, como os montes de composto e pilhas de estrume. Devido a essas características, *Eisenia fetida* deve experimentar uma gama de ambientes, nem todos os quais podem ser ótimos para o seu crescimento/desenvolvimento e deve apresentar rusticidade o suficiente para sobreviver a esta variabilidade (EDWARDS; BOHLEN, 1996).

A importância de realizar o teste de comportamento de evitação, ou fuga, nos trópicos surge a partir do fato de que a maioria dos países em desenvolvimento estão localizados em regiões tropicais e alguns deles são grandes usuários de agrotóxicos, como por exemplo o Brasil e Colômbia (CHRISMAN et al., 2009; GARCÍA-SANTOS et al., 2011).

Alguns estudos clássicos já apresentavam os solos como um meio mais difícil de trabalhar do que o ambiente aquático para testes de toxicidade. Tais dificuldades estão relacionadas à sua composição química e complexidade física. No entanto, os solos são mais propícios à utilização em testes de evitação porque as amostras de controle e tratamento são mais facilmente mantidas fisicamente separadas (JONES et al., 1956; LARRICK et al., 1978)

Poucos estudos têm investigado o papel das propriedades do solo em influenciar o comportamento de evitação das minhocas. Com isso, vários autores têm apontado à importância de considerar as propriedades do solo na interpretação desses resultados. Em um levantamento de solos impactados por várias perturbações antrópicas foi descoberto que em alguns casos a *Eisenia fetida* não evitou o solo contaminado, apesar das altas concentrações medidas de contaminantes (LOUREIRO et al. 2005; ALDAYA et al, 2006; AMORIM et al, 2008; SOUSA et al. 2008).

A propósito, Yeardley et al. (1996) avaliaram o comportamento de fuga em dois solos diferentes, identificando que tal variável não depende do pH, não sendo essa uma característica que influencia o comportamento de fuga da *Eisenia fetida*. A

Eisenia fetida é conhecida por tolerar valores de pH de solo que variam entre 4 a 9, encontrando o seu ótimo em pH 7 (EDWARDS, 2004).

Langdon et al. (2005) analisando o comportamento de três espécies de minhocas em solos submetidos ao Pb, identificaram que a mudança de pH não causou evitação e/ou fuga e sim o aumento das concentrações do elemento contaminante. Considerando essa afirmação com os valores de pH obtidos no presente estudo, para o lixiviado de aterro (Tabela 1) e para os diferentes substratos (Tabela 2), pode-se afirmar que o parâmetro não é responsável pelos resultados obtidos (Gráfico 6, 7 e 8).

Shoults-Wilson et al. (2011) apontam que estudos futuros investigando a evasão da minhoca devem levar em conta o teor de matéria orgânica do solo.

Os autores citados anteriormente afirmam a necessidade de se conhecer as características do solo para avaliações de ecotoxicidade com minhocas. Partindo-se do princípio da complexidade de constituição dos solos, essas afirmações podem ser direcionadas para os substratos de produção de mudas, os quais também apresentam característica complexa em relação aos mais variados componentes. Essas afirmações justificam os diferentes valores de CE_{50} encontrados (dose 90%, 3,125% e 12,5%) para os substratos comercial, orgânico e convencional, respectivamente, principalmente devida a sua constituição diversa.

Ainda, sobre a constituição dos substratos (Tabela 2) e o efeito sobre o comportamento das minhocas, observa-se que principalmente o teor de carbono orgânico é muito discrepante entre os diferentes meios. Além disso, os substratos convencional e orgânico apresentam em sua composição, “terra de barranco” obtida a partir de um latossolo. O maior valor de carbono orgânico tem relação direta com a capacidade de troca de cátions do solo, tal característica promove maior potencial de adsorção dos contaminantes presentes no lixiviado de aterro, tendendo a diminuir o aporte desses para a solução do solo.

Essa observação é de grande importância na interpretação dos mecanismos de biodisponibilidade de metais pesados para os oligoquetas, já que estes organismos absorvem o contaminante não somente via ingestão de solo, mas principalmente via cutânea, haja vista que a epiderme está constantemente exposta à contaminação (VIJVER et al., 2003).

Cesar et al. (2008) avaliaram o efeito do lodo de esgoto (LE) associado a um latossolo e um chernossolo e identificaram 96,43% dos organismos evitaram o

latossolo com LE, entretanto, somente 31% dos organismos testados evitaram o chernossolo acrescido de LE, sugerindo menor “limitação para função de habitat” em comparação ao latossolo. Os autores sugerem ainda que possivelmente as propriedades naturais dos solos estudados (fertilidade, matéria orgânica, mineralogia das argilas, entre outras) desempenharam papel fundamental no comportamento de fuga dos organismos.

Tais afirmações corroboram ao que foi observado no ensaio em discussão com dose elevada para CE50 no SCM cujo teor de matéria orgânica é elevado, enquanto os demais essa mesma dose foi menor.

6.6 Efeito físico-químico do lixiviado de aterro sobre os substratos de cultivo pós-ensaio em colunas de lixiviação

Para fins de comparação, foi realizada caracterização físico-química do lixiviado de aterro sanitário, pré-ensaio em colunas de lixiviação, os resultados encontram-se na tabela 6. Verifica-se, portanto, a presença de 6 elementos químicos nas amostras, são eles: Ca, Mg, K, Na, Fe e Zn.

Tabela 6 – Caracterização química das doses de lixiviado de aterro sanitário pré-ensaio em colunas de lixiviação.

Doses	Ca	Mg	K	Na	Fe	Zn
	----- mg L ⁻¹ -----					
12,5%	17,9 ± 6,6	12,4 ± 2,7	189,5 ± 6,7	408,3 ± 4,6	1,2 ± 0,4	0,2 ± 0,0
25%	40,9 ± 1,8	22,5 ± 6,1	336,3 ± 0,7	657,0 ± 2,6	2,3 ± 0,3	0,5 ± 0,1
50%	36,1 ± 5,5	33,2 ± 2,3	793,0 ± 1,7	1635,6 ± 3,0	3,9 ± 0,5	0,5 ± 0,1

Médias seguidas pelo desvio padrão.

De acordo com a tabela, os valores de Ca, Mg, K e Na, mostraram-se mais dispersos o que pode ter relação com a complexidade química do lixiviado bruto. Nota-se ainda que os teores de Fe e Zn, observados, apresentam-se muito baixos em comparação com os valores limites de referência da Resolução CONAMA 430 (CONAMA, 2011).

Após o período de ensaio, 90 dias, as colunas foram desmontadas e, realizada a análise físico-química dos substratos nas profundidades de 0 - 10 cm e 10 - 20 cm.

Foi realizada análise de variância (ANOVA) em todos os parâmetros físico-químicos estudados para ambos os substratos (Anexo A). A partir da observação dessa os resultados foram descritos em função dos parâmetros para os 3 substratos utilizados: Comercial, Convencional e, Orgânico.

A partir da observação dos dados (Anexo A), nota-se que os resultados do pH para o substrato comercial não apresentaram diferença significativa. Desse modo, foram discutidos os resultados do pH no substrato convencional (b) e, no orgânico (c) (Tabela 7).

Tabela 7 – Média do pH nos substratos, convencional (b) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação.

Tratamento	Profundidade				Média
	0 - 10	10 - 20	0 - 10	10 - 20	
TC	7,2Ba	6,1Cb	7,2	7,2	7,2A
T1	7,1Bb	8,1Ba	6,7	6,7	6,9B
T2	7,2Bb	8,4Ba	6,5	7,0	6,8B
T3	8,3Ab	9,0Aa	6,7	7,0	6,7B
Média			6,9a	6,8a	
CV	3,5		4,2		
	(b)		(c)		

Legenda: TC – tratamento controle; T1 – tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%.

De acordo com a Tabela 7, apenas o tratamento com 50% de lixiviado de aterro ocasionou efeito significativo em relação aos demais para o substrato convencional (b). As menores doses de lixiviado (12,0 e 25%) não diferiram do tratamento controle na profundidade de 0 - 10 cm. O lixiviado de aterro promoveu elevação no pH do substrato convencional, cujas maiores médias ocorreram no tratamento com 50% de lixiviado, de tal modo que esse tornou-se fortemente alcalino (pH > 8,3). Em ambos os tratamentos do grupo teste, observa-se uma tendência à alcalinidade do pH em maiores profundidades, 10 - 20 cm. Adicionalmente, pode-se observar que os valores de pH reduzem no tratamento controle em função da profundidade e, aumentam nos tratamentos do grupo teste.

Observa-se ainda que houve redução nos valores de pH no substrato orgânico (c) a partir da introdução do lixiviado de aterro sanitário, identifica-se porém, que dentro do grupo teste, não existe diferença significativa.

Entende-se que a variação no pH pode ter relação direta com a característica do lixiviado de aterro pois, segundo Bolan et al. (1991) e Friedel et al. (2000), alguns fatores, como: o pH do efluente, o aporte de reserva alcalina (cátions trocáveis e ânions) advindos do efluente e o aumento do processo de desnitrificação em solos irrigados com efluentes, contribuem para alterações significativas nos valores de pH.

Adicionalmente, Andrade Filho et al. (2013) avaliaram o efeito de água residuária de esgoto urbano, sobre atributos químicos de um Latossolo e, um Cambissolo. Os autores não encontram diferenças significativas para o pH de ambos os solos, contudo relatam a elevação dos valores que segundo os mesmos pode ser atribuído dentre outros fatores, ao pH básico do efluente, a adição de resíduos orgânicos ao solo seguidos de descarboxilação e desaminação, processos consumidores de prótons.

Segundo Barros et al. (2009), a alteração do pH pode ter influência da temperatura, bem como da composição e volume do efluente aplicado; ao mesmo tempo, temperaturas até 25 °C com maiores conteúdos de água no solo ocorre o decréscimo do pH.

Resultados semelhantes, quanto à elevação do pH após a aplicação de efluentes foram obtidos por Medeiros et al. (2005), que estudando os efeitos da aplicação de diferentes lâminas de água residuária doméstica nas características químicas do solo, constataram que, em comparação ao manejo convencional (calagem + irrigação com água de represa), o manejo com água residuária foi mais efetivo no aumento do pH do solo em todas as faixas de profundidade monitoradas. Adicionalmente, resultados semelhantes foram obtidos por Fonseca (2001) e Garcia et al. (2008), confirmando-se assim a capacidade de elevação de pH por efluentes secundários.

Porém, Caovilla et al. (2010), constataram que o pH não variou quanto às dosagens de água residuária e às profundidades do solo, contrariando, em parte, este experimento.

Observa-se que existe divergência de opiniões na literatura disponível quanto a uma explicação definitiva no que tange os valores de pH contudo, os resultados do presente estudo, mesmo ocorrendo variações no parâmetro, observou-se um

comportamento sem grandes oscilações e, manteve-se uma faixa ótima para cultivos, cujo menor valor obtido foi de 6,5. A manutenção do pH em valores próximos a 7,0, bem como a ausência de alumínio, garante um ambiente propício ao desenvolvimento de espécies vegetais, identificando potencial positivo da aplicação do lixiviado. Segundo Rios et al. (2008), o principal processo de retirada de nutrientes do perfil do solo é a lixiviação, através da água de percolação, que substitui as bases por hidrogênio e alumínio, intensificando a acidificação.

De maneira geral, os resultados de pH do presente estudo estão condizentes com o que é observado na literatura ou seja, de acordo com o solo e, ou ambiente de aplicação do efluente, nota-se comportamentos distintos. Para o substrato comercial, não foi observado diferença significativa. No substrato convencional, nota-se elevação nos valores atingindo o máximo de 8,3 e, no substrato orgânico tem-se redução do pH contudo o mesmo permanece em uma faixa aceitável sob a ótica agrônômica. Supõe-se que esses diferentes comportamentos são resultados da interação entre as características físico-químicas do lixiviado de aterro e, a composição de cada substrato.

A partir da observação dos dados (Anexo A), para ambos os substratos nota-se redução nos teores de Ca a partir da introdução do poluente nas duas profundidades (Tabela 8).

Tabela 8 – Teores de Ca nos substratos comercial (a), convencional (b) e orgânico (c), pós ensaio em colunas de lixiviação.

Tratamento	Profundidade (cm)					
	0 - 10 (g kg ⁻¹)		10 - 20 (cmol _c dm ⁻³)		0 - 10 (cmol _c dm ⁻³)	
TC	10880,0Aa	9460,0Ab	2,2Aa	1,8Ab	8,8Aa	8,5Aa
T1	7007,7Bb	8782,0Aa	0,9Ba	0,9Ba	7,2Bb	9,1Aa
T2	6331,7Cb	7573,3Ba	0,8Ba	0,8Ba	5,8Cb	7,5Ba
T3	5965,0Ca	6156,0Ca	0,7Ba	0,5Cb	4,1Db	5,8Ca
CV	6,17		10,5		8,2	
	(a)		(b)		(c)	

Legenda: TC – tratamento controle; T1 – tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%.

No substrato comercial (a) observa-se ainda (Tabela 8) que, ao comparar os teores nas profundidades para cada tratamento, ocorre redução nos valores, exceto

para T3 que se manteve igual estatisticamente.

Para o substrato convencional (b), nota-se (Tabela 8) que a presença do poluente foi responsável por reduzir, o teor de Ca, em aproximadamente 68% e 72% na profundidade de 0-10 e 10-20 cm respectivamente para o tratamento com 50% em relação aos demais.

No substrato orgânico (c), percebe-se (Tabela 8) elevação nos teores do grupo teste em função da profundidade, o que pode estar relacionado à lixiviação do elemento. Os valores do parâmetro Ca, reduziram significativamente em relação ao tratamento controle em aproximadamente 18, 34 e 53%, respectivamente nos tratamentos T1, T2 e T3 na profundidade de 0 – 10 cm. O acréscimo em profundidade é de aproximadamente 26, 29 e 41% em ambos os tratamentos do grupo teste à profundidade de 10 - 20 cm. Esses valores comprovam o elevado potencial de lixiviação do Ca, principalmente devido a dependência do nutriente em relação ao pH do solo.

De maneira geral, o comportamento do Ca em ambos os substratos é similar, ocorrendo redução nos teores a partir da introdução do poluente na porção superficial e acréscimo subsuperficial o que configura uma tendência de lixiviação. Essa tendência também ocorre dentro dos tratamentos, exceto no substrato convencional, para esse os resultados gerais representaram baixos teores, na faixa de 0 - 2,0 $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$ (Freire et al., 2013), que pode estar relacionado à sua baixa CTC.

De acordo com Mendonça e Rowell (1994), pequenas variações dos teores de Ca^{2+} no solo podem ocorrer em função da baixa concentração do elemento na água residuária ou pela maior retenção pela matéria orgânica. De acordo com Melo et al. (2012), 85% do Ca no solo, é perdido, principalmente por lixiviação. Essas observações podem justificar os resultados com baixos teores de Ca, obtidos no substrato convencional cuja composição é terra de “barranco” e areia, apresentando baixíssimo teor de matéria orgânica.

Corroborando com os resultados do presente estudo, Coelho et al. (2015) ao estudarem alterações químicas de um Argissolo irrigado com lixiviado de aterro sanitário, observaram que o teor de Ca aumentou em função da profundidade.

Adicionalmente sobre a lixiviação de Ca, King et al. (1985) advertem para o uso de altas taxas de aplicação de dejetos, por exemplo, haja vista que o Ca e o Mg podem ser deslocados dos sítios de troca pela competição de íons presentes nos

dejetos, como Na, K e NH_4^+ , e podem ser deslocados para camadas mais profundas por lixiviação.

Corroborando com essa percepção, Medeiros et al. (2005) afirmam que o aumento ou diminuição das concentrações de Ca no solo está diretamente relacionado à concentração deste elemento no efluente utilizado, à concentração absorvida pelas culturas e à lixiviação no perfil do solo. Sendo assim, pode-se afirmar que o lixiviado de aterro sanitário utilizado neste trabalho, influenciou diretamente os teores de cálcio devido a sua elevada presença no poluente.

Mendes et al., (2016) avaliaram o efeito de efluente tratado de esgoto, sobre solos com plantio de rabanete, identificando teores de Ca de aproximadamente $8,56 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente. Esse valor é inferior ao obtido na dose de 25% do lixiviado utilizado no presente estudo, $14,0 \text{ mg L}^{-1}$. Os autores observaram ainda redução nos teores de Ca no solo de 7,6 para $5,47 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$. Tais valores mostram-se menores do que aqueles obtidos nos substratos, comercial e, orgânico, porém superiores aqueles observados no substrato convencional.

Matos et al. (2007) afirmam que solos ácidos apresentam baixas concentrações de bases, especialmente cálcio e magnésio, apesar da ocorrência generalizada destes elementos em diversos materiais de origem do solo.

Rios et al. (2008) afirmam que para as plantas, a falta de cálcio, o aumento da acidez e o excesso de alumínio resultam em baixo crescimento do sistema radicular, com conseqüente exploração de pequenos volumes de solo, levando a baixa captação de nutrientes e água, tornando as culturas sujeitas as deficiências minerais e susceptíveis a déficits hídricos.

A partir da observação dos dados (Anexo A), nota-se que os resultados do Mg apresentaram diferença significativa apenas em relação à introdução do poluente, no substrato comercial. Para o substrato convencional, observa-se somente o efeito direto da profundidade sobre o parâmetro. Quanto ao substrato orgânico nota-se que tanto os tratamentos quanto a profundidade apresentaram efeito significativo sobre o teor de Mg. Ressalta-se, porém, que em nenhum dos substratos houve interação entre os tratamentos e a profundidade de amostragem. Os dados com a comparação das médias encontram-se na tabela 9.

Tabela 9 – Média dos teores de Mg nos substratos, comercial (a), convencional (b) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação.

Tratamento	Profundidade								
	(a)			(b)			(c)		
	0-10	10-20	Média	0-10	10-20	Média	0-10	10-20	Média
mg kg ⁻¹			cmol _c dm ⁻³			cmol _c dm ⁻³			
TC	9103,7	9494,0	9298,8B	0,8	0,8	0,8A	3,7	3,6	3,7A
T1	9457,0	9393,0	9425,0B	1,1	0,9	0,9A	2,4	1,5	1,9C
T2	9475,0	10393,3	9934,2A	0,9	0,7	0,8A	2,2	2,1	2,2C
T3	10111,7	10360,3	10236,0A	1,0	0,6	0,8A	2,8	2,4	2,6B
Média	9910,2a	9536,2a		0,9a	0,7b		2,8a	2,4b	
CV	6,17			19,1			16,5		

Legenda: TC – tratamento controle; T1 – tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%.

Existe um acréscimo de aproximadamente 8% no teor de Mg a partir do tratamento com 25% de lixiviado, no substrato comercial, que pode ter relação com os teores do elemento no poluente, principalmente no tratamento 50% (Tabela 6). E, observa-se redução em função dos tratamentos da ordem de 30% no substrato orgânico (Tabela 9). O comportamento do Mg indica um maior acúmulo do mesmo na porção superior dos substratos (0 - 10 cm).

Considerando que os teores de Mg no solo são dependentes do pH, isso pode torná-los altamente lixiviáveis quando o mesmo está ácido (MALAVOLTA, 1989). Todavia, foi observado no presente experimento que ocorreu elevação e/ou estabilização do pH, ao ponto de alcalinidade, em função dos tratamentos, para os substratos comercial e convencional e, uma ligeira acidificação para o substrato orgânico. Esse comportamento do pH de elevação/estabilização pode ter contribuído com os valores obtidos em profundidade para os substratos comercial e convencional e, com a redução dos teores do nutriente em profundidade no substrato orgânico.

Homem et al. (2014) identificaram que a aplicação de água residuária de suinocultura não conseguiu recuperar a fertilidade do solo e, provocou um decréscimo na concentração de fósforo, potássio, cálcio e magnésio. O que corrobora com os resultados obtidos para magnésio no substrato orgânico.

Assim como o cálcio, o magnésio apresenta-se dependente do pH do meio. De tal forma, verifica-se que a redução no teor do elemento, pode estar relacionada com a redução do pH no substrato.

Rezende et al. (2015) ao avaliarem os efeitos da aplicação de efluente doméstico no solo, observaram que os valores médios de Mg decresceram em função das doses aplicadas e a camada mais superficial do solo apresentou a maior concentração do elemento em relação às demais camadas. O que confirma a qualidade do resultado obtido no presente estudo.

Maior retenção do elemento Mg no solo foi observada por Melo et al. (2006), utilizando manipueira, onde os autores verificaram que em solos argilosos ocorreu maior retenção dos cátions K, Na, Ca e Mg influenciados pela textura do solo. Essa afirmação corrobora o resultado obtido no presente estudo, de tal modo, que a presença da matéria orgânica no substrato pode ter atuado na maior retenção dos íons Mg, reduzindo sua lixiviação para a camada inferior do substrato, o que explica a redução do teor em profundidade.

Os resultados obtidos no presente estudo são respaldados também por Santos et al. (2002), os autores afirmam que a lixiviação de íons varia com os atributos físicos do solo, como textura, estrutura, profundidade do perfil e, principalmente, porosidade. Entre os atributos químicos que afetam a lixiviação estão a capacidade de retenção de íons e o pH.

A partir da observação dos dados (Anexo A), nota-se que os resultados do teor de K apresentaram diferença significativa em ambos os substratos do ensaio em função dos tratamentos e, que não existe diferença nos teores nas profundidades analisadas. A comparação das médias dos teores de K segue apresentada na tabela 10.

Tabela 10 – Média dos teores de K nos substratos comercial (a), convencional (b) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação.

Tratamento	Profundidade								
	0-10			10-20			Média		
	0-10	10-20	Média	0-10	10-20	Média	0-10	10-20	Média
	g kg ⁻¹			cmol _c dm ⁻³			cmol _c dm ⁻³		
TC	1,1	1,4	1,3D	0,03	0,03	0,03D	0,1	0,1	0,1C
T1	3,5	3,2	3,3C	0,15	0,14	0,15C	0,2	0,2	0,2B
T2	5,3	4,9	5,1B	0,2	0,22	0,21B	0,3	0,3	0,3A
T3	7,1	6,9	7,0A	0,28	0,28	0,28A	0,3	0,3	0,3A
Média	4,3a	4,1a		0,17a	0,17a		0,2a	0,2a	
CV	5,67			9,8			16,0		
	(a)			(b)			(c)		

Legenda: TC – tratamento controle; T1 – tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%.

Observa-se (Tabela 10) que os tratamentos do grupo teste contribuíram para um aumento aproximado da ordem de 154%, 292% e 438% nos tratamentos T1, T2 e T3, respectivamente, no substrato comercial. Para o substrato convencional esses acréscimos foram de aproximadamente 400%, 600% e 833% enquanto para o orgânico obteve-se 100%, 200% e 200% para T1, T2 e T3, respectivamente. Entende-se que o aumento no teor de K nos substratos tem relação direta com o elevado teor do nutriente, no poluente (Tabela 6).

De acordo com Freire et al. (2013) os níveis de K no solo variam de “baixo à muito alto” (menor que 0,11 até maior que 0,34 cmol_c dm⁻³). Logo, os teores obtidos se enquadram como “médio” (0,12 – 0,23 cmol_c dm⁻³) nos tratamentos T1 e T2, “alto” (0,23 - 0,35 cmol_c dm⁻³) no tratamento T3 do substrato comercial e, para o substrato orgânico como “médio” no tratamento T1 e, “alto” nos tratamentos T2 e T3. Desse modo, a presença do poluente promoveu uma elevação do teor de K que o configura como potencial fonte do nutriente para plantas.

Brito et al. (2005) avaliaram os teores de potássio e sódio no lixiviado em solos após a aplicação de vinhaça, um efluente rico nesses elementos. Os autores identificaram que parte do K⁺ adicionado via fertirrigação, ficou retida no perfil, seja na fase trocável ou solúvel do solo. Resultados semelhantes foram obtidos por Camargo et al. (1983).

Al-Nakshabandi et al. (1997) observaram acréscimo de K no perfil do solo

após cinco meses de irrigação com efluente doméstico tratado por lagoas de estabilização no cultivo de berinjela. Aumentos nos teores de K trocável no solo foram constatados por Adekalu e Okunade (2002).

O movimento de solutos e nutrientes no solo depende de alguns fatores, dentre eles a sua característica mineralógica, conteúdo de matéria orgânica, concentração de nutrientes e, densidade de cargas elétricas no complexo de troca, teor de água e condições ambientais predominantes (HESTERBERG, 1998; QAFOKU; SUMNER, 2001; KABATA-PENDIAS, 2004).

Para o potássio, o movimento vertical no solo depende da capacidade de troca de cátions e, também de sua relação com outros íons adsorvidos especialmente Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4 e Na^+ . No entanto, em ambientes com acumulação de resíduos orgânicos, ocorre a liberação de grandes quantidades de vários ácidos orgânicos durante o processo de decomposição. Esses ácidos de baixo peso molecular interferem em processo de liberação e mobilização de cátions no solo (FRANCHINI et al., 2001; FRANCHINI et al., 2003; DIEHL; MIYASAWA; TAKAHASHI, 2008).

A partir disso, pode-se traçar um paralelo entre os resultados de modo que se identifica um comportamento padrão, haja vista que os menores valores de K, foram obtidos no substrato convencional que apresenta menor teor de carbono orgânico e, por conseguinte não apresenta material de origem orgânica na sua composição. Logo, os teores de K obtidos no presente estudo tem relação direta com a presença do mesmo no poluente, bem como a dinâmica nos substratos que permitiu maiores teores nos substratos cuja sua composição apresentam resíduos orgânicos.

De acordo com o Anexo A, nota-se que os resultados do teor de sódio (Na) apresentaram diferença significativa para ambos os substratos apenas em função dos tratamentos e, que não existe diferença nos teores nas profundidades analisadas.

O resultado das análises para o parâmetro Na encontram-se na tabela 11. Os teores sofreram influência apenas dos tratamentos.

Tabela 11 – Média dos teores de Na nos substratos, comercial (a) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação.

Tratamento	Profundidade								
	(a)			(b)			(c)		
	0-10	10-20	Média	0-10	10-20	Média	0-10	10-20	Média
	g kg ⁻¹			cmol _c dm ⁻³			cmol _c dm ⁻³		
TC	Nr	Nr	Nr	0,01	0,01	0,01D	0,04	0,00	0,02D
T1	Nr	Nr	Nr	0,20	0,21	0,20C	0,23	0,20	0,21C
T2	Nr	Nr	Nr	0,32	0,35	0,33B	0,40	0,40	0,40B
T3	Nr	Nr	Nr	0,51	0,51	0,51A	0,60	0,60	0,58A
Média	Nr	Nr		0,26a	0,27a		0,31a	0,30a	
CV	Nr			4,6			9,5		

Legenda: TC – tratamento controle; T1 – tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário. Nr – não realizado. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%.

A introdução do poluente (Tabela 11) promoveu acréscimo significativo no teor de Na. Para o substrato convencional, os teores de Na foram acrescidos em comparação com o controle em valores de aproximadamente 1900%, 3900% e 5900% para os tratamentos T1, T2 e T3. No substrato orgânico esses acréscimos foram de 950%, 1900% e 2800% para os respectivos tratamentos.

Segundo Holanda et al. (1998), os solos afetados por sais geralmente têm pH > 7, bases trocáveis em excesso, apresentam cátion dominante dispersante (Na) e os problemas são de natureza química e física, sendo de difícil manejo e correção. Desse modo, assim como a falta de bases trocáveis no solo causa deficiência de nutrientes para as plantas, o excesso de bases pode acarretar desequilíbrios nutricionais ou causar toxidez, constituindo também um sério problema.

A adição de sódio via efluentes e/ou águas residuárias nos solos é citada sistematicamente na literatura (FERREIRA et al., 2006; DANTAS et al., 2010; VARALO et al., 2010), relacionada aos altos teores nesses recursos para irrigação, que podem ocasionar problemas de ordem física aos solos.

De acordo com Santos et al. (2010) a adsorção dos íons de sódio às partículas do solo pode levar à dispersão coloidal, com conseqüente redução na porosidade do solo. No entanto, este efeito maléfico do sódio apenas ocorrerá, caso o teor de sódio seja bem superior aos de cálcio e magnésio e a condutividade elétrica do extrato de saturação do solo seja muito baixa.

Sendo assim, comparando-se os teores de Ca, Mg e Na no presente estudo, observa-se que os teores dos primeiros são muito superiores ao Na, inferindo-se assim que não foi observado efeito deletério acentuado do Na nessas condições. Os efeitos potenciais do Na são ligeiramente menores quando a relação Ca/Mg na água de irrigação é >1 . No presente estudo, essa razão é igual a 6,2 colaborando para que os efeitos do Na sejam minimizados (AYERS; WESTCOT, 1999).

A sodicidade é avaliada pela porcentagem de sódio trocável (PST) no completo de troca de cátions do solo, quando esse valor está de 15% caracterizam o mesmo como salino-sódico. O parâmetro PST é obtido pela fórmula, $PST (\%) = (100 \times Na) / CTC$, onde Na é o teor de sódio no solo e, CTC é a capacidade de troca de cátions do solo/substrato em estudo. Quando a PST é menor que 15%, o solo pode ser classificado como não-salino ($PST < 6\%$) e solódico ($6\% > PST < 15\%$). O caráter solódico ($PST > 15\%$) indica porcentagem de sódio que causa toxidez à maioria das plantas, afetando o crescimento destas. O caráter solódico define que tal porcentagem de sódio pode causar toxidez às plantas mais sensíveis à presença de sódio. A presença de sódio inibe a adsorção de cálcio e magnésio, elementos vitais ao desenvolvimento das plantas. Causa também a dispersão das argilas (SANTOS et al., 2014).

De acordo com Shaiberg e Oster (1978), as propriedades físicas dos solos, tais como, estrutura do solo, estabilidade dos agregados, dispersão das partículas, permeabilidade e infiltração, são muito influenciadas pelos tipos de cátions trocáveis presentes no solo. A acumulação de sais solúveis torna o solo floculado, friável e bem permeável, todavia, o aumento do sódio trocável poderá torná-lo adensado, compacto em condições secas, disperso e pegajoso em condições molhadas (GHEYI et al., 1997; DIAS; BLANCO, 2010).

Pedrotti et al. (2015) afirmam que geralmente, essas alterações na estrutura dos solos ocorrem quando a porcentagem de solo trocável (PST) é superior a 15% (RICHARDS, 1980), e segundo Albuquerque et al. (2002) solos com elevada PST são mais susceptíveis ao selamento superficial e erosão hídrica.

Associando os resultados de Na com a PST (Tabela 12) é possível realizar uma análise completa do efeito salino causado pelo lixiviado de aterro sanitário.

Tabela 12 – Valor de PST nos substratos, comercial (a), convencional (b) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação.

Tratamento	Profundidade								
	0-10	10-20	Média	0-10	10-20	0-10	10-20	Média	
	g kg ⁻¹			cmol _c dm ⁻³		cmol _c dm ⁻³			
TC	Nr	Nr	Nr	0,23Da	0,23Da	0,2	0,1	0,20D	
T1	Nr	Nr	Nr	4,53Ca	6,41Ca	1,9	1,7	1,81C	
T2	Nr	Nr	Nr	8,83Bb	12,81Ba	3,5	3,3	3,38B	
T3	Nr	Nr	Nr	15,23Ab	22,35Aa	5,3	4,9	5,12A	
Média	Nr	Nr				2,72a	2,53b		
CV	Nr			16,8		8,6			
	(a)			(b)		(c)			

Legenda: TC – tratamento controle; T1 – tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário. Nr – não realizado. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%.

Os menores valores de PST são obtidos no tratamento controle. Observa-se um acréscimo de aproximadamente 1900, 3800 e 6600 vezes para T1, T2 e T3 respectivamente na profundidade de 0 - 10 cm. E, 2600, 5470 e 9600 vezes para os mesmos tratamentos à profundidade de 10-20 cm.

A análise das médias permite caracterizar o tratamento controle e o tratamento T1 como um substrato não-salino (PST < 6%) na profundidade de 0 a 10 cm e, solódico (6% > PST < 15%) na profundidade de 10-20 cm; o tratamento T2 como substrato solódico e o tratamento T3 como um substrato sódico (PST > 15%).

Com a salinização do meio, ocorre o acúmulo de determinadas espécies iônicas, principalmente Na⁺ e Cl⁻. A predominância dessas espécies iônicas no meio, além de causar toxidez, quando se acumulam nos tecidos vegetais, pode acarretar mudanças na capacidade da planta em absorver, transportar e utilizar os íons essenciais ao seu crescimento (LACERDA et al., 2004).

Segundo Ribeiro (2010) o valor da PST pode variar em função da qualidade da irrigação, do tipo de mineral de argila predominante, e do grau de salinidade do solo. Tal afirmação confirma os resultados obtidos após a introdução do lixiviado de aterro, que foi utilizado para “irrigar” as colunas, onde sua caracterização revelou elevada salinidade.

Em suma, entende-se que a elevação na PST dos substratos desse estudo ocorreu em função da qualidade do efluente utilizado na irrigação e, em função das

características físicas dos mesmos.

A partir da observação dos dados (Anexo A), nota-se que os resultados do teor de fósforo (P) apresentaram diferença significativa para o substrato comercial em função dos tratamentos e, que não existe diferença nos teores nas profundidades analisadas. Não houve diferença significativa em nenhum das observações para o substrato convencional. Para o substrato orgânico observou-se diferença significativa tanto em função da introdução do poluente quanto para as profundidades analisadas com interação entre os fatores.

O resultado das análises para o parâmetro P encontram-se na tabela 13. Os teores sofreram influência apenas dos tratamentos.

Tabela 13 – Média dos teores de P nos substratos, comercial (a) e orgânico (c) pós ensaio em colunas de lixiviação.

Tratamento	Profundidade		Média	Profundidade	
	0 - 10 mg kg ⁻¹	10 - 20 mg kg ⁻¹		0 - 10 mg dm ⁻³	10 - 20 mg dm ⁻³
TC	2086,7	2035,0	2060,8A	369,1Aa	360,6Aa
T1	1766,0	2026,3	1896,2A	282,1Ba	278,3Aa
T2	1601,7	1963,7	1782,7B	265,6Bb	388,8Aa
T3	1617,0	1543,0	1580,0B	236,8Bb	332,0Aa
Média	1892,0a	1767,8a			
CV	10,0			13,4	
	(a)			(c)	

Legenda: TC – tratamento controle; T1 – tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%.

A introdução do poluente (Tabela 13) promoveu redução significativa no teor de P para o substrato comercial, a partir do Tratamento T2, nota-se que não existe diferença entre esse e, o T3. Observa-se também que os resultados obtidos no TC e, no T1, são estatisticamente iguais. A redução nos teores de P, observada nas doses maiores (T2 e T3) foi de aproximadamente 13% em relação ao tratamento controle.

Em relação ao substrato orgânico, observa-se redução significativa nos teores de P na primeira profundidade, todavia não existe diferença entre os tratamentos do grupo teste. Soma-se a isso que não foi observada diferença significativa na média

dos tratamentos na segunda profundidade. Identifica-se, porém que existe diferença significativa nas médias em função da profundidade para os tratamentos T2 e T3, com acréscimo nos teores para ambos os tratamentos, na segunda profundidade.

Os resultados demonstram que ocorre lixiviação do fósforo apenas em altas dosagens de lixiviado de aterro sanitário 25% e 50%.

Segundo Heathwaite et al. (2000) a mobilidade dos fosfatos é pequena, comparado ao nitrato, por exemplo, sendo assim as perdas pela movimentação vertical em solos agricultáveis são consideradas insignificantes. Todavia, Hesketh e Brookes (2000) mostram que sucessivas aplicações de lodo de esgoto e água residuária de suinocultura, em quantidades que excedem à demanda de determinada cultura, podem causar a movimentação de fósforo no perfil do solo, devido à diminuição da capacidade de adsorção do solo, na medida em que as moléculas orgânicas, ou mesmo o fosfato de aplicações anteriores, ocupam os sítios de adsorção. Além disso, há possibilidade da movimentação de fósforo ligado à matéria orgânica solúvel no perfil do solo (MOZAFFARI; SIMS, 1994).

O processo de adsorção dos fosfatos no solo depende da variação do pH. O aumento do pH torna o meio cada vez mais negativo, devido à presença de OH^- , que faz com que as cargas da superfície das partículas do solo também fiquem mais negativas. Isso aumenta a repulsão e conseqüentemente diminui o potencial de adsorção dos fosfatos pelo solo. Já com o meio mais ácido, as cargas H^+ predominam as superfícies dos colóides que ficam mais carregados positivamente, o que eleva o potencial eletrostático com os íons aniônicos presentes na solução (NOVAIS et al., 2007).

Mendes et al. (2016) avaliaram o efeito de efluente tratado de estação de tratamento de esgoto e, identificaram que o mesmo eleva o teor de P no solo. Barreto et al. (2013) observaram acréscimos no teor de fósforo no solo após a aplicação de efluente tratado.

Entretanto, Caovilla et al. (2010), ao aplicarem diferentes dosagens de água residuária de suinocultura, observaram diferenças significativas em função da profundidade do perfil do solo para o fósforo, demonstrando a possibilidade de lixiviação, mas o maior nível de concentração de fósforo ocorreu na camada superficial do solo o que contraria o resultado obtido no presente estudo, que identificou maiores teores na camada subsuperficial do substrato orgânico.

Cavallet et al. (2006) e Duarte et al. (2008) alegam que o acréscimo de

fósforo ao solo, pode ser decorrente da presença do nutriente nos efluentes na forma de fósforo orgânico e, também pela reação de solubilização das formas insolúveis de fósforo existente no próprio solo.

Prior et al., (2009) avaliaram o acúmulo e percolação de P no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho em Latossolo Vermelho distroférico. A aplicação de águas residuárias aumentou os níveis de P no solo, porém em pequenas quantidades. Esse fato provavelmente ocorreu devido à presença de matéria orgânica que ajuda a manter este nutriente disponível, na forma trocável.

Essas afirmações corroboram os diferentes resultados obtidos para o fósforo no presente estudo haja vista que a composição dos substratos é diversa e, que os volumes de lixiviado de aterro aplicado variaram em função da capacidade de campo de cada um. Logo, pode ter ocorrido um volume que superou a capacidade do substrato em adsorver o fósforo culminando, por exemplo, com a maior presença do nutriente, na profundidade de 10-20 cm no substrato orgânico. E, a redução nos teores disponíveis à medida que se introduziram doses maiores com os tratamentos.

De acordo com o Anexo A, nota-se que os resultados de nitrogênio (N) apresentaram diferença significativa nos teores em relação à introdução do poluente e à profundidade com interação entre os fatores. O resultado das análises para o parâmetro N encontram-se na tabela 14.

Tabela 14 – Média dos teores de N no substrato comercial pós ensaio em colunas de lixiviação.

Tratamentos	Profundidade	
	0-10	10-20
TC	5,8Da	5,2Ca
T1	6,8Ca	6,1Ba
T2	8,2Ba	6,7Bb
T3	10,2Aa	8,0Ab
CV	6,4	

Legenda: TC – tratamento controle; T1 – tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%.

Os teores de N (Tabela 14) aumentaram em função da elevação nas doses de lixiviado tanto na profundidade de 0 - 10 cm quanto 10 - 20 cm. Todavia quando se compara as duas profundidades, nota-se que não há diferença significativa entre as

mesmas para o TC e T1, porém nas maiores doses T2 e T3 obtêm-se redução nos teores na segunda profundidade na ordem de 18% para T2 e 22% para T3 aproximadamente.

O nitrogênio é um nutriente muito dinâmico no solo, estando sujeito a perdas por lixiviação, volatilização, imobilização, mobilização, nitrificação, desnitrificação e mineralização (RAMBO et al., 2004; SOUZA et al., 2008).

Entre os elementos químicos presentes em resíduos e efluentes, o nitrogênio é o que têm merecido maior atenção quanto à concentração e forma de aplicação no solo (ANDRADE; MATTIAZZO, 2000; RODRIGUES et al., 2011). A forma pela qual o nitrogênio é adicionado ao solo afeta sua distribuição espacial na superfície e no perfil. O amônio, por exemplo, é geralmente mais adsorvido aos colóides do solo, que apresentam, predominantemente, cargas negativas, tendo, assim, mobilidade inferior em relação à do nitrato (SILVA, 2004). Entretanto, havendo condições propícias no meio, o amônio é rapidamente transformado em nitrato pelos microorganismos (BAR-YOSEF, 1991). Isso é preocupante, porque o nitrato, dependendo das características do solo, apresenta alta mobilidade, podendo ser lixiviado com maior facilidade e, conseqüentemente, vir a contaminar águas subterrâneas (ANJOS; MATTIAZZO, 2000; CAPRA; SCICOLONE, 2004; SHEPHERD, 1996).

Nutrientes com alta mobilidade no solo, por exemplo, o N atingem o volume de solo explorado pelas raízes rapidamente, porém se perdem facilmente por lixiviação. A mobilidade vertical dos nutrientes no solo é afetada por fatores físicos e químicos. Os principais atributos físicos incluem a distribuição relativa do tamanho de poros e seus graus de saturação com água e a quantidade de água que percola no perfil, a qual depende da quantidade e intensidade das chuvas e da capacidade de retenção de água pelo solo. Os principais aspectos químicos são: a concentração da solução do solo, o pH, a capacidade de troca de cátions, as reações de dissolução/precipitação e as trocas iônicas entre os nutrientes que estão na solução com aqueles da fase sólida durante o processo de descida (PREVEDELLO, 1996).

Lund et al. (1981) verificaram que cerca de 51-76% do N aplicado via efluente foi lixiviado, num perfil de 0-6 m de profundidade. Os autores atribuíram que essa lixiviação foi devido à aplicação relativamente alta de efluente em relação a demanda evapotranspirativa da cultura (pastagem), à textura do solo (grosseira, permitindo alta condutividade hidráulica e facilitando a lixiviação) e ainda, ao baixo

potencial de desnitrificação do solo.

De acordo com Mato (1996), o nitrogênio presente em elevadas concentrações no solo, pode vir a ser uma fonte de poluição ambiental. Quando presente no solo na forma de nitrato torna-se disponível para a contaminação do lençol freático, por lixiviação.

Esse comportamento dinâmico pode explicar o resultado obtido em profundidade no tratamento T2 e T3, haja vista que o mesmo pode ter sido lixiviado quando foram utilizadas doses maiores do lixiviado de aterro.

6.7 Caracterização Físico-química do lixiviado gerado nas colunas de lixiviação

Finalizado o período de ensaio em colunas, procedeu-se a caracterização físicoquímica do lixiviado pós-coluna de acordo com os tratamentos (TC- controle; T1 - tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário) e, substratos (comercial, convencional e orgânico) utilizados. As médias estão apresentadas na tabela 15.

Tabela 15 - Comparação da média dos parâmetros analisados nos lixiviados oriundos dos substratos comercial (a), convencional (b) e orgânico (c). (continua)

Tratamentos	pH	Ca	Mg	K	Na	Cloreto	Nitrato	Sulfato	Amônio
		----- mg L ⁻¹ -----							
TC	8,3A	22,6B	18,2D	79,5C	58,9D	127,7D	63,0B	148,3A	0,0B
T1	7,4B	66,9A	26,6C	149,5C	262,9C	436,5C	281,2B	236,9A	0,0B
T2	7,2B	81,3A	37,8B	532,3B	546,4B	680,1B	646,4A	193,9A	0,0B
T3	7,2B	89,4A	56,3A	905,7A	975,6A	1257,5A	931,7A	129,5A	270,1A

(a)

Tratamentos	pH	Ca	Mg	K	Na	Cloreto	Nitrato	Sulfato	Amônio
		----- mg L ⁻¹ -----							
TC	8,1 ^a	12,6B	5,7C	10,3D	6,3C	86,3B	0,00A	116,6B	0,0B
T1	7,3 ^a	37,4B	20,5C	160,7C	265,2B	320,0B	207,7A	403,3A	0,0B
T2	7,1 ^a	100,3A	37,3B	438,9B	737,2A	646,0A	485,2A	401,9A	0,0B
T3	7,1 ^a	95,3A	75,1A	721,7A	1088,1A	1001,3A	366,9A	298,6A	631,4A

(b)

Tabela 15 - Comparação da média dos parâmetros analisados nos lixiviados oriundos dos substratos comercial (a), convencional (b) e orgânico (c). (conclusão)

Tratamentos	pH	Ca	Mg	K	Na	Cloreto	Nitrato	Sulfato	Amônio
		----- mg L ⁻¹ -----							
TC	8,2A	26,6C	12,1C	181,1B	14,2D	135,1D	6,7B	0,0A	0,0B
T1	7,9A	89,9B	42,2B	436,7B	257,8C	387,3C	291,1B	233,4A	0,0B
T2	7,6A	91,1B	61,1A	736,7A	453,9B	756,4B	698,7A	218,3A	0,0B
T3	7,4A	154,1A	79,4A	1034,7A	1091,1A	1366,0A	1160,4A	210,6A	34,5A

(c)

Legenda: TC – tratamento controle; T1 – tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula na coluna e minúscula na linha, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%.

Para o pH do lixiviado, observa-se comportamento distinto em função do substrato de origem. No lixiviado obtido nos substratos convencional e, orgânico, não foi observada diferença significativa entre os tratamentos, o mesmo não ocorre para o lixiviado do substrato comercial. Para esse, observa-se redução nos valores a partir da introdução do poluente quando comparado com o tratamento controle. Entretanto não existe diferença entre os diferentes tratamentos do grupo teste (doses de lixiviado de aterro sanitário). Mesmo observando redução nos valores do pH, verifica-se que esse permanece em uma faixa aceitável ($5,0 < \text{pH} > 9,0$) dentro dos padrões de lançamento de efluentes preconizado pela resolução CONAMA 430/2011. A oscilação do pH observada no lixiviado pós-coluna também foi identificada na análise dos substratos após o ensaio em coluna (Tabela 7) onde nota-se comportamento similar com manutenção dos valores em faixa aceitável.

A análise estatística revelou ainda diferença significativa com acréscimo nos teores de Ca, Mg, K e Na dos lixiviados obtidos nos diferentes substratos. Não foram observadas diferenças significativas para os teores de sulfato nos substratos comercial e orgânico e, para os teores de nitrato no substrato convencional.

Os valores de Ca demonstraram aumento significativo em maiores profundidades na coluna de lixiviação para o substrato comercial e orgânico (Tabela 8). Quando se compara com os valores no substrato convencional, nota-se que para esse, tem-se redução no teor a partir da introdução do lixiviado de aterro e, não se observa grandes diferenças em função da profundidade. Todavia, ao avaliar o teor no lixiviado pós-coluna, tem-se acréscimo acentuado e crescente a partir da introdução do efluente. Essa divergência pode estar relacionada com a introdução de uma concentração superior de Ca do que a capacidade de adsorção do mesmo pelos colóides presentes nos substratos. Segundo Melo et al, (2006) o cálcio pode estar envolvido numa série de reações químicas, incluindo troca iônica, precipitação e fixação.

Considerando que o teor de carbono orgânico tem relação direta com a matéria orgânica e, em razão, principalmente de sua configuração e profusão de grupos fenólicos e carboxílicos, a matéria orgânica apresenta grande afinidade por íons presentes no solo. Um elevado teor dessa é capaz de gerar sítios de adsorção, atuando via ligação iônica (troca de elétrons) e/ou como agente quelante na solução do solo (GARCIA-MINA, 2006).

Logo, como o teor de carbono orgânico nos substratos estudados é variável

(Tabela 2), sendo maior no comercial, orgânico e menor no convencional, tal fato pode embasar o aumento nos teores de Ca para as maiores doses, no lixiviado pós-coluna, principalmente devido à lixiviação dessa base a partir do substrato e, do teor presente na dose aplicada ou ainda, devido à dinâmica do parâmetro no solo. Isso significa que em menores doses, a matéria orgânica presente nos substratos é capaz de manter o Ca adsorvido, todavia quando se aumenta a dose, ocorre uma superação dessa capacidade, promovendo a lixiviação do elemento (CONTE et al., 2017). Reforça-se ainda que o Ca é altamente lixiviável de acordo com relatos da literatura descritos a seguir.

Segundo Melo et al. (2006) o cálcio pode estar envolvido em uma série de reações químicas, incluindo troca iônica, precipitação e fixação. E, de acordo com Maggi et. al. (2011) as concentrações de cálcio no percolado podem aumentar devido à decomposição de resíduos orgânicos que contribui para elevação do pH favorecendo a mineralização, aumentando a liberação de CO₂ e, conseqüentemente a lixiviação de Ca com a água.

Ainda com relação ao comportamento do cálcio no solo, Li-Xian et al. (2007), avaliando o potencial risco de salinização do solo através do uso intensivo de esterco de animal como adubação, determinaram que o Ca é facilmente lixiviável em condições de campo simulado. Este íon encontra-se no complexo de troca fracamente adsorvidos, podendo ser deslocado por outros cátions e, assim, ser lixiviado (LUCHESE et al., 2008).

Para os teores de Mg, observa-se que ocorre comportamento inverso ao obtido nos teores presentes no substrato. Enquanto no substrato, as maiores doses de lixiviado representaram menores teores de Mg, no lixiviado pós-coluna foram obtidos os maiores teores. A presença de Mg em maiores doses no lixiviado pós-coluna pode estar relacionado à uma maior lixiviação do mesmo. Diversos fatores podem contribuir com a dinâmica do Mg, o que de maneira direta ou indireta contribui com a mobilização e subsequente redução do magnésio, no solo. Primeiramente, a adição imediata da matéria orgânica decomponível ao solo facilita a redução de óxido de magnésio insolúvel a cátions bivalentes mais móveis. Em seguida, ligantes orgânicos podem formar complexos solúveis com magnésio bivalente (PAGANINI, 1997).

Foram observadas diferenças significativas em relação aos teores de K e Na de acordo com os tratamentos, corroborando com os teores encontrados no

substrato (Tabela 10). Em ambos os casos, observa-se elevação nos teores em função do aumento das doses de lixiviado de aterro.

Em relação ao K, esse é um elemento muito dinâmico, com grande mobilidade tanto no solo quanto nas plantas. Ao mesmo tempo em que ele pode deslocar o Na, em função da capacidade de troca de cátions, pode ser deslocado por outros cátions bivalentes (PAGANINI, 1997).

Segundo Ernani, Ribeiro e Bayer (2001), o aumento dos teores de K trocável varia em função do fluxo de líquido percolante e com a densidade do solo. A difusão do potássio nos solos aumenta proporcionalmente com o aumento de água, por exemplo, ocasionando um deslocamento de cátions bivalentes, favorecendo sua retenção no complexo de troca (MATOS et al., 2013).

A presença de altas concentrações de sódio na água de irrigação pode acarretar a perda de permeabilidade do solo pela adsorção dos íons de sódio às partículas do solo, levando à dispersão coloidal, com conseqüente bloqueio dos poros do solo.

Adicionalmente, Luchese et al. (2008), avaliando a lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos no solo, verificaram que aqueles que formam complexos de esfera externa e estão no complexo de troca fracamente adsorvidos (como é o caso do sódio), tiveram rápida lixiviação, podendo ser deslocados por outros cátions. Nesse sentido, as frequentes doses aplicadas de lixiviado de aterro, liberaram, inicialmente, maior concentração do íon sódio devido ao seu fraco potencial de competição com os demais cátions presentes na solução do solo.

Além disso, outro fator que pode ter contribuído para que houvesse aumento nos teores de Na, é a densidade do substrato que está diretamente relacionada com o tamanho dos poros. Mesmo não tendo sido analisado no presente estudo, pode-se afirmar que devido à composição de cada um dos substratos, o tamanho dos poros tende a ser maior no substrato comercial e no orgânico, frente ao convencional. Nesse interim, segundo Wang e Zhang (2011) o tamanho dos poros desempenha papel importante na existência ou não de fluxo preferencial. Quando a solução que atravessa o solo passa por um caminho preferencial, os processos de transporte vão agir exclusivamente naquele local, lixiviando somente os solutos que ali se encontravam.

A dinâmica da água no solo desloca os solutos ao longo do perfil, nesse movimento, parte dos solutos pode ser absorvida pelas plantas outra, perdida por

lixiviação profunda e, ainda pode ser perdida por precipitação. Adicionalmente, tem-se que o movimento dos solutos no solo depende de fatores relacionados às propriedades do meio poroso, das suas interações, das propriedades do líquido percolante e, ainda de condições ambientais. Destacam-se ainda fatores que influenciam o processo de migração e a retenção de substâncias químicas como: o tipo e mineralogia do solo, a capacidade de troca de cátions, espécies de cátions absorvidos, velocidade de percolação, teor de matéria orgânica, concentração e presença de outras substâncias no líquido percolante, bem como pH do meio (SANTOS et al., 2002; SANTOS et al., 2010). Todo esse envolvimento, reflete diretamente nas características dos percolados/lixiviados obtidos em diferentes ocasiões o que confere e, confirma as variações obtidas ao longo desse estudo, principalmente dada a complexidade físico-química do lixiviado de aterro sanitário.

Considerando que dentre os elementos utilizados, o Na é o mais preocupante do ponto de vista agrícola, optou-se pela adoção desse como parâmetro limitante para o desenvolvimento do trabalho e, na escolha das dosagens utilizadas para a produção de mudas de *Senna macranthera* que serão discutidas no próximo tópico.

Os parâmetros da resolução CONAMA nº 357 (CONAMA, 2005) utilizadas nesse trabalho (Tabela 3) não elencam valores limites para sódio tanto para água de irrigação quanto para lançamento em corpos receptores. Todavia, esse elemento possui grande variedade de efeitos adversos no solo: diminuição da disponibilidade de nutrientes e do potencial de água no solo; encrostamento e compactação do solo; aumento da resistência à penetração de raízes; toxicidade de íons específicos. E, dentre os efeitos adversos sobre as plantas, Schossler et al. (2012) destacam os seguintes: sais solúveis na solução do solo, principalmente o Na e o Cl, provocam redução do desenvolvimento vegetal, atribuído devido ao efeito osmótico, provocado pela redução do potencial osmótico; desbalanço nutricional em função da elevada concentração iônica e a inibição da absorção de outros cátions pelo sódio e o efeito tóxico dos íons de sódio e cloreto. A magnitude dos danos depende do tempo, concentração, tolerância da cultura e volume de água transpirado.

Nota-se que ocorreu um aumento nos teores de cloreto e nitrato nos substratos comercial e orgânico a partir da introdução do lixiviado de aterro sanitário, os maiores valores foram obtidos a partir do tratamento 25%.

No substrato convencional, observa-se elevação nos teores de cloreto e sulfato em função do aumento nas doses de lixiviado de aterro. Para os teores de

cloreto, tem-se elevação a partir da dose 25%. Para o teor de sulfato essa alteração é observada já a partir do tratamento 12,5%.

Os teores de amônio foram detectados apenas no tratamento 50% em ambos os substratos.

Em comparação a resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente do Brasil para qualidade da água, os teores de cloreto, nitrato e amônio encontram-se muito elevados não sendo possível enquadrar o lixiviado em nenhuma das classes. Em relação aos critérios e padrões orientadores para lançamento de efluentes líquidos (CONAMA, 2005), não existem valores de referência para os mesmos parâmetros. Definindo desse modo, que não existe impedimento para lançamento em corpos receptores a partir dos teores observados.

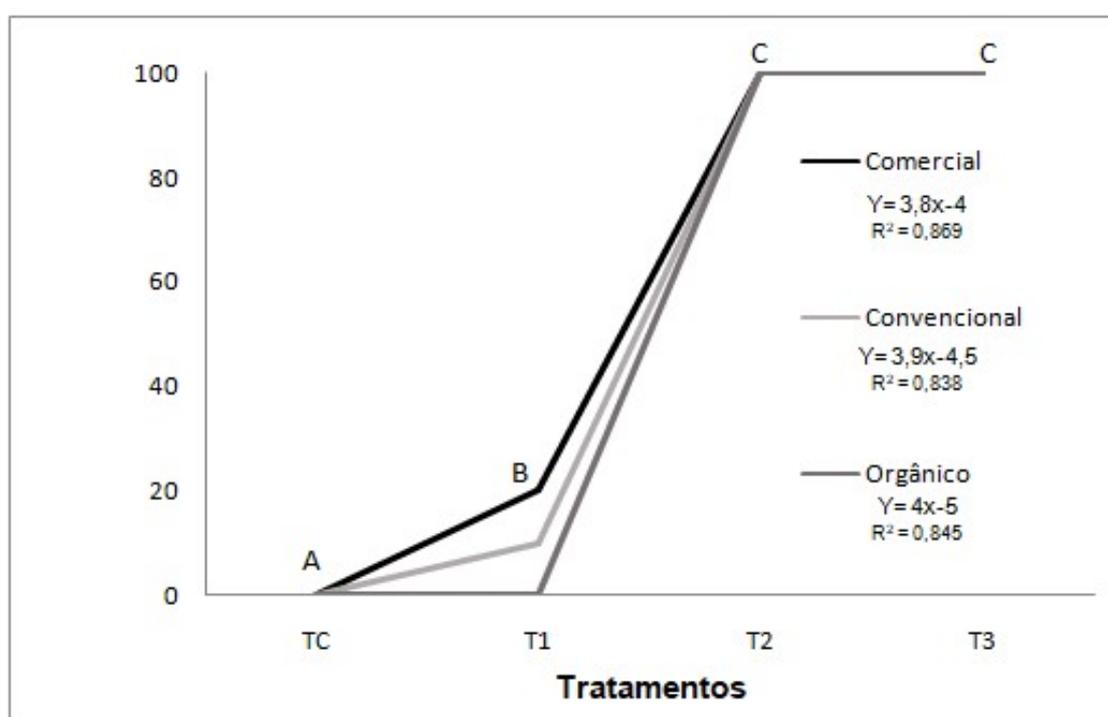
Os teores de sulfato obtido nos lixiviados de ambos os substratos (máximo de 485,2 mg L⁻¹ e mínimo de 193,9 mg L⁻¹) nos tratamentos do grupo teste, enquadraram-se na faixa de valores orientadores para água potável de acordo com Organização Mundial da Saúde (WHO, 2008), a qual afirma indica que o teor recomendável para a concentração de sulfato em água potável deve ser inferior a 500 mg L⁻¹. Já a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA, na sigla em inglês) determina um teor inferior a 250 mg L⁻¹ (USEPA, 2009). Assim, muitos países recomendam uma faixa entre 250 a 500 mg L⁻¹ de sulfato como limite máximo em efluentes e em águas para diversos usos, humanos e animais (INAP, 2003). No Brasil, essa concentração deve ser inferior a 250 mg L⁻¹ tanto para classe 1 quanto para classe 3 (CONAMA, 2005).

Um conjunto de fatores podem influenciar o processo lixiviação em solos, dentre eles pode-se destacar os climáticos, as condições edáficas e os métodos de irrigação, fazendo com que os sais dissolvidos na água possam se acumular no perfil do solo ou ser carregados para as águas subterrâneas. (BARTON et al., 2006; RODRIGUES et al., 2007). Dentre os íons lixiviados, o nitrato e o cloreto são os que ocorrem com maior frequência, havendo uma predominância do primeiro. Os íons nitrato e cloreto não são adsorvidos pelos componentes das frações do solo, razão pela qual se deslocam facilmente na solução do solo, podendo ser absorvidos pelas raízes e translocados às folhas, onde se acumulam pela transpiração, ou serem lixiviados aos mananciais subterrâneos (AYRES; WESTCOST, 1999; PHILLIPS; BURTON, 2005, CORREA et al., 2006).

6.8 Avaliação Ecotoxicológica do Lixiviado Pós-coluna

Durante o ensaio em colunas de lixiviação, procedeu-se a coleta do lixiviado semanalmente pelo período de 90 dias. Os lixiviados foram armazenados em um mesmo frasco âmbar sob refrigeração, visando a total homogeneização de todos os lixiviados. Com este lixiviado pós-coluna homogeneizado, realizou-se um ensaio de ecotoxicidade em organismo aquático *Brachydanio rerio* (Gráfico 8). Esses ensaios foram validados pelo comitê de ética no uso de animais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro – CEUA/IFRJ (ANEXO 2).

Gráfico 8 - Média de mortalidade de *Brachydanio rerio* submetidos à lixiviados de coluna com substrato comercial, convencional e orgânico.



Legenda: TC – tratamento controle; T1 – tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%.

Fonte: O autor, 2018.

Para o cálculo da $CL_{50-48\text{horas}}$ do bioensaio com o lixiviado pós coluna obtido no substrato comercial, utilizou-se a função linear descrita por $y = 3,8x - 4$ com $R^2 = 0,869$ (Figura 300). Com base nessa função e substituindo y por 50, encontrou-se o valor de 14,21% como sendo a dose de lixiviado ($CL_{50-48\text{horas}}$) capaz de causar

letalidade em 50% dos organismos teste no substrato comercial. Para o lixiviado obtido a partir do substrato convencional a $CL_{50-48\text{horas}}$ foi calculada com base na função linear $Y = 3,9X - 4,5$ com $R^2 = 0,838$, onde substituindo y por 50, encontrou-se o valor de 13,97% como sendo a dose de lixiviado ($CL_{50-48\text{horas}}$). No substrato orgânico o lixiviado obtido a partir do substrato convencional a $CL_{50-48\text{horas}}$ foi calculada com base na função linear $Y = 4,0X - 5,0$ com $R^2 = 0,845$, onde substituindo y por 50, encontrou-se o valor de 13,75% como sendo a dose de lixiviado ($CL_{50-48\text{horas}}$).

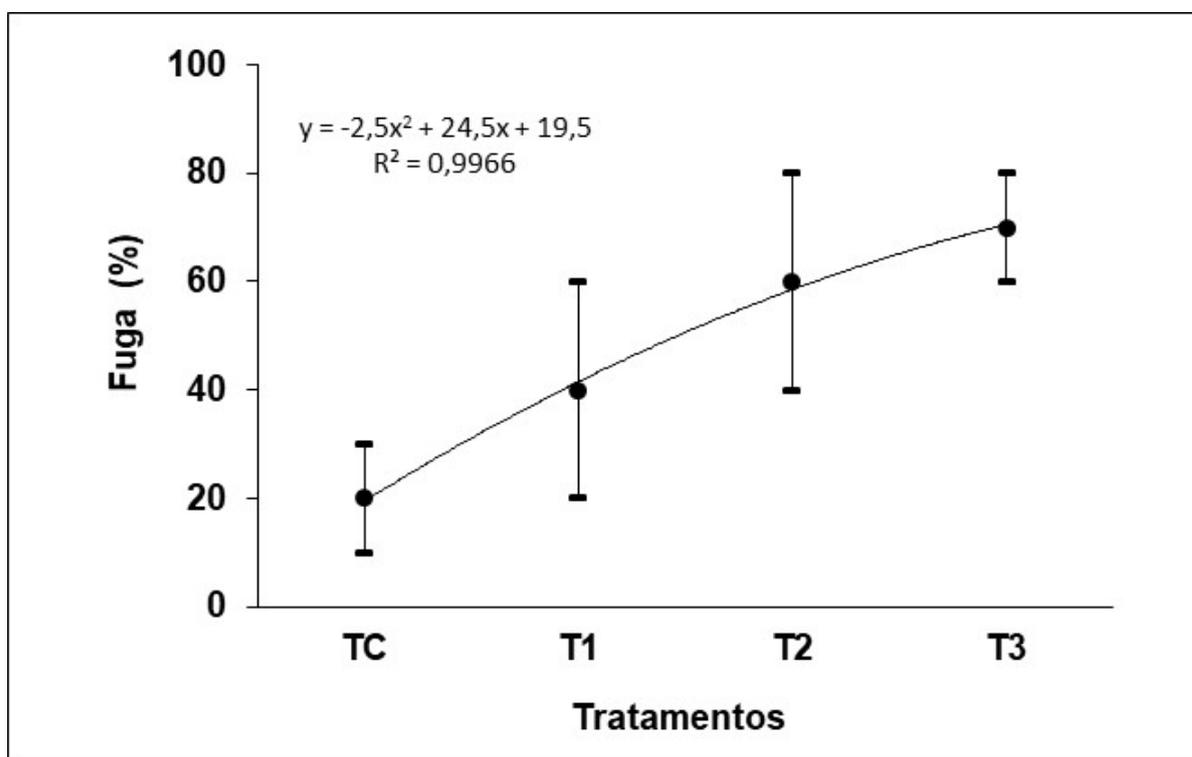
Avaliando o gráfico 8, nota-se que não ocorreu mortalidade no tratamento denominado controle independente do substrato de origem, esse tratamento foi constituído com o lixiviado obtido nas colunas do tratamento controle (ou seja, lixiviação com água deionizada). Alterações com ocorrência de mortalidade de 20% são observadas a partir do tratamento com 12,5% (T1). Entre o T1 e T2 ocorre elevação brusca na taxa de mortalidade culminando com 100% já em T2 permanecendo constante a partir desse. Tal comportamento mostrou-se padrão para todos os lixiviados testados, independente do substrato de origem.

Observa-se ainda, que a CL_{50} calculada ocorre nas doses de 13,75%, 13,97% e 14,21% no substrato orgânico, convencional e comercial respectivamente. Nota-se que existe uma diferença percentual muito pequena entre os lixiviados, independente do substrato de origem podendo-se definir como um valor padrão a dose de 13,75%.

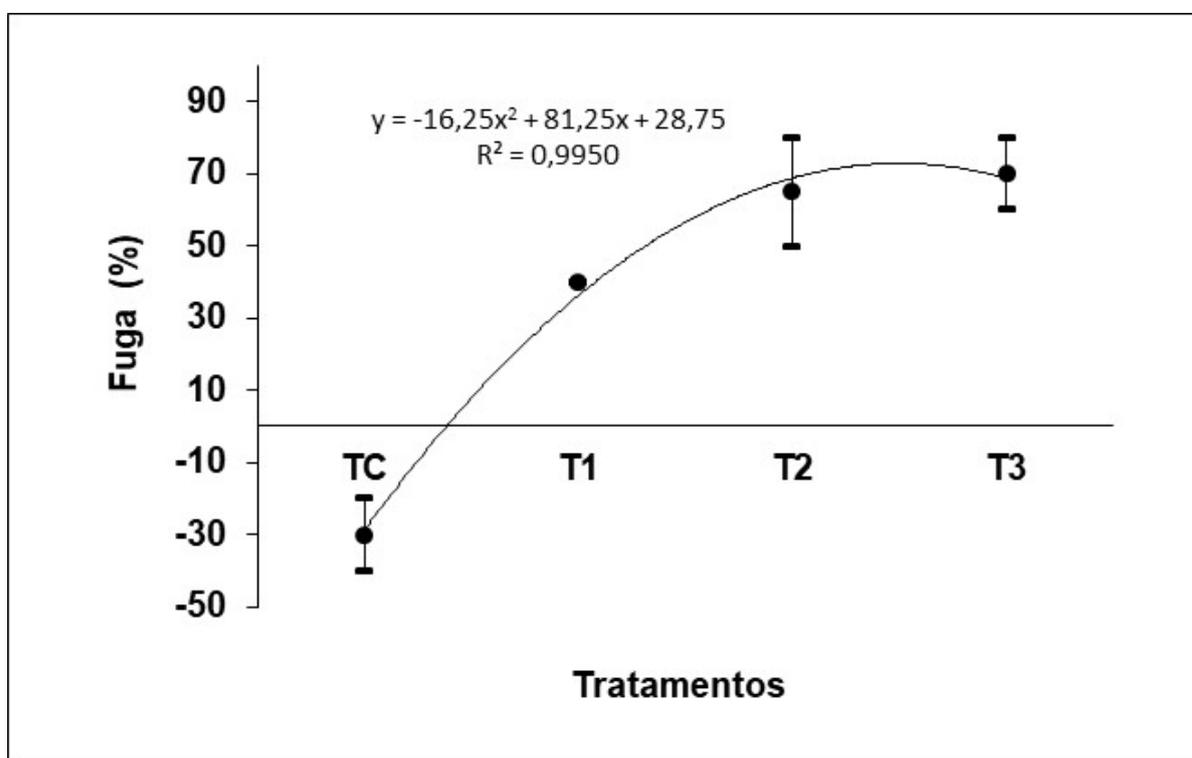
Comparando esses resultados com aqueles obtidos no lixiviado de aterro (Tabela 5) onde a CL_{50} calculada foi de 2,24%, observa-se que houve redução no potencial de impacto do lixiviado de aterro após a passagem pelo substrato de cultivo. A concentração letal pós-coluna foi obtida a partir de 13,75%, o que configura um aumento potencial para aplicação no reuso de 83,7%. Como essa não foi uma dose estudada, define-se que o tratamento com 12,5% representa a dose limite sem ônus sobre organismos aquáticos.

Realizou-se também um ensaio de toxicidade via comportamento de fuga com minhocas *Eisenia fetida* para definir o potencial de contaminação do solo para esses organismos. O gráfico 9 descreve esse comportamento a partir do contato com o solo artificial tropical – SAT (ISO 11268-1/2012) contaminado com diferentes doses de lixiviados de coluna.

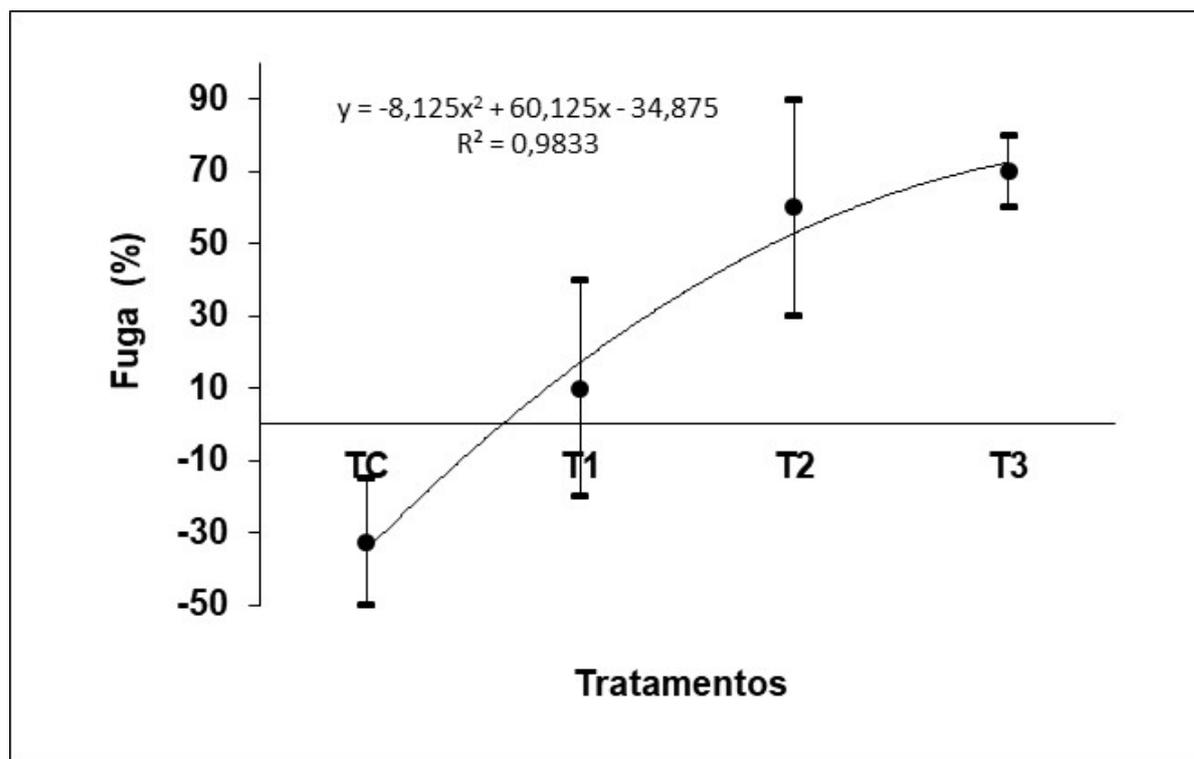
Gráfico 9 - Porcentagem de fuga de *Eisenia fetida* submetida à lixiviado de coluna de substrato comercial (a), convencional (b) e orgânico (c).



(a)



(b)



(c)

Legenda: TC – tratamento controle; T1 – tratamento 12,5% de lixiviado de aterro sanitário; T2 – tratamento 25% de lixiviado de aterro sanitário; T3 – tratamento 50% de lixiviado de aterro sanitário. Médias seguidas pela mesma letra maiúscula, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5%.

Fonte: O autor, 2018.

Observa-se (Gráfico 9) que os lixiviados avaliados, independente do substrato de origem, apresentaram comportamento semelhante com ocorrência de fuga maior que 60% apenas a partir do tratamento com dose de 25%, entende-se, porém que essa é a dose limite. Para o presente estudo, ficou definida a dose estudada de 12,5% como aquela que não causou efeito tóxico sobre os organismos teste.

Comparando os resultados do presente estudo com aqueles realizados com o lixiviado de aterro sanitário (Gráficos 5, 6 e 7), nota-se que as doses pós-coluna apresentaram resultados diferentes em relação àquela capaz de causar toxidez obtidas no primeiro estudo. No lixiviado de aterro, as doses limitantes máximas foram obtidas com 90%, 12,5% e 3,125% para os substratos comercial, convencional e orgânico, respectivamente. Todavia identifica-se que após a aplicação do lixiviado pós-coluna em SAT, a dose limite máxima para ambos ocorre a partir do tratamento com 12,5%.

Apesar da redução comparativa observada no substrato comercial, observa-se que o resultado final (dose 12,5%) garante um padrão comportamental para ambos os substratos o que facilita o entendimento de estudos futuros, ou seja, após

a passagem do poluente pelo substrato de cultivo é possível obter um produto lixiviado que torna-se menos agressivo ao solo sob a ótica da ecotoxicidade.

6.9 Efeito do lixiviado de aterro sanitário sobre a morfometria de mudas de *Senna macranthera*

Ao final do período experimental, 90 dias, realizou-se a colheita das plantas e avaliação das características físicas. Os resultados foram descritos em função dos substratos.

As médias dos valores das características físicas de mudas de *Senna macranthera*, em função da aplicação de doses de lixiviado de aterro sanitário em substrato Comercial, estão apresentadas na tabela 16.

Tabela 16 – Média dos parâmetros físicos de mudas de *Senna macranthera* em substrato comercial.

Tratamento	H (cm)	CR (cm)	PMSPA (g)	PMSRA (g)	PMST (g)	DC (mm)	IQD
TC	16,04A	10,58A	0,87A	0,98A	1,84A	1,41A	0,15A
T1	17,68A	13,83A	0,78A	0,53A	1,31A	1,66A	0,11A
T2	18,51A	14,87A	1,13A	1,29A	2,41A	1,72A	0,21A
T3	17,06A	12,50A	0,84A	0,96A	1,79A	1,43A	0,14A
T4	15,49A	12,36A	1,16A	0,92A	2,08A	1,47A	0,17A
CV (%)	21,53	17,09	25,19	47,04	34,24	21,69	36,58

Legenda: TC – tratamento controle (sem aplicação de lixiviado); T1 – dose 3,125% de lixiviado; T2 – dose 6,25% de lixiviado; T3 – dose 12,5% de lixiviado e T4 – dose 25% de lixiviado. H – altura da planta; CR – comprimento da raiz; PMSPA – peso matéria seca da parte aérea; PMSRA – peso matéria seca da raiz; PMST – peso matéria seca total; DC – diâmetro do colo; IQD – índice de qualidade de Dickson. Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

De acordo com a tabela 16, não foram obtidas diferenças estatísticas significativas em nenhum dos parâmetros estudados, confirmando que tais tratamentos não causaram influência sobre a espécie utilizada.

Procedeu-se também a verificação de significância entre as médias para o cultivo de *Senna macranthera* em substrato convencional sob diferentes doses de

lixiviado de aterro sanitário (Tabela 17).

Tabela 17 – Média dos parâmetros físicos de mudas de *Senna macranthera* em função de diferentes doses de lixiviado em substrato convencional.

Tratamento	H (cm)	CR (cm)	PMSPA (g)	PMSRA (g)	PMST (g)	DC (mm)	IQD
TC	22,53A	14,13A	1,76A	2,65A	4,41A	2,13A	0,38A
T1	23,36A	14,26A	1,74A	3,16A	4,91A	2,18A	0,43A
T2	24,88A	14,46A	2,08A	3,51A	5,59A	2,23A	0,49A
T3	24,68A	13,30A	2,07A	2,32A	4,39A	2,23A	0,38A
T4	23,99A	15,76A	1,98A	2,52A	4,51A	2,01A	0,36A
CV (%)	8,14	6,88	25,29	45,49	36,89	7,24	36,53

Legenda: TC – tratamento controle (sem aplicação de lixiviado); T1 – dose 3,125% de lixiviado; T2 – dose 6,25% de lixiviado; T3 – dose 12,5% de lixiviado e T4 – dose 25% de lixiviado. H – altura da planta; CR – comprimento da raiz; PMSPA – peso matéria seca da parte aérea; PMSRA – peso matéria seca da raiz; PMST – peso matéria seca total; DC – diâmetro do colo; IQD – índice de qualidade de Dickson. Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Avaliou-se também as médias dos parâmetros físicos de *Senna macranthera* em substrato orgânico, sob diferentes doses de lixiviado de aterro sanitário. Os resultados encontram-se na tabela 18.

Tabela 18 – Médias dos parâmetros físicos de *Senna macranthera* em substrato orgânico.

Tratamento	H (cm)	CR (cm)	PMSPA (g)	PMSRA (g)	PMST (g)	DC (mm)	IQD
TC	17,61A	12,73A	0,87A	0,97A	1,85A	1,87A	0,17A
T1	9,85A	9,84A	0,78A	0,52A	1,31A	1,00A	0,11A
T2	19,23A	13,25A	1,13A	1,28A	2,42A	1,72A	0,21A
T3	14,94A	12,45A	0,83A	0,95A	1,80A	1,46A	0,17A
T4	18,90A	13,06A	1,16A	0,92A	2,08A	1,64A	0,17A
CV (%)	20,31	21,02	25,18	47,04	34,23	22,36	36,21

Legenda: TC – tratamento controle (sem aplicação de lixiviado); T1 – dose 3,125% de lixiviado; T2 – dose 6,25% de lixiviado; T3 – dose 12,5% de lixiviado e T4 – dose 25% de lixiviado. H –

altura da planta; CR – comprimento da raiz; PMSPA – peso matéria seca da parte aérea; PMSRA – peso matéria seca da raiz; PMST – peso matéria seca total; DC – diâmetro do colo; IQD – índice de qualidade de Dickson. Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo Teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Assim como observado para os substratos comercial (Tabela 16) e convencional (Tabela 17), os diferentes tratamentos não influenciaram as características físicas estudadas na espécie para o substrato orgânico (Tabela 18). Verifica-se, portanto, que a espécie estudada apresentou um potencial elevado de tolerância em relação às doses testadas, demonstrando comportamento indiferente à presença do poluente. Neste sentido, percebe-se que o poluente em estudo pode ser utilizado de maneira diluída associado a água de irrigação.

Salvador et al. (2012), relatam que a altura da planta, por exemplo, é um importante parâmetro de análise, pois plantas com deficiência de nutrientes apresentam desenvolvimento insatisfatório, afetando diretamente o seu crescimento. Na literatura, encontra-se altura variando entre 11 e 25,4 cm, para espécies da família Leguminosae, pelo mesmo período de tempo adotado no presente estudo, o que corrobora a qualidade dos resultados obtidos nos diferentes substratos (FERRAZ; ENGEL, 2011). Uma visão geral dos resultados possibilita entender que o desenvolvimento da planta sob os diferentes tratamentos mostrou-se satisfatório.

Analisando a relação parte aérea e raiz (H/CR), em ambos os substratos, pode-se notar que existe um equilíbrio, nos valores o qual permite inferir que o poluente não interferiu no desenvolvimento da planta, principalmente em relação ao sistema radicular. Tal informação possibilita afirmar que essas plantas terão melhor condição de sobrevivência em local definitivo de plantio, não só pelo equilíbrio físico (sustentação da planta), mas, também pela maior capacidade de exploração do solo para absorção de água e melhor balanço entre a transpiração e a absorção (AUGUSTO et al., 2003)

Segundo Appezzato-da-Glória e Carmello-Guerreiro (2006), o caule é o órgão da planta que a sustenta, servindo de ponte das folhas e órgãos reprodutivos com a raiz, permitindo troca de fotoassimilados entre a parte aérea e a zona radicular. Desse modo, um caule espesso tende a possuir vasos condutores mais dilatados, realizando o transporte mais eficiente da seiva e, quanto mais espesso, maior tende a ser a sustentação da planta e resistência a fatores adversos. Face isso, a avaliação do diâmetro do colo evidencia o potencial de crescimento e resistência das plantas, de tal modo que, fatores que reduzam ou elevem esse parâmetro devem ser

considerados no processo de produção de mudas.

Augusto et al. (2003) avaliaram a utilização de esgotos domésticos tratados através de um sistema biológico na produção de mudas de Capixingui e Copaíba. Os resultados mostraram que não houve acréscimo de diâmetro do colo na Copaíba, o que corrobora com os resultados obtidos para *Senna macranthera*.

De acordo com Sandri et al. (2007), a matéria seca é representativa da produção de fitomassa, e através dela que são determinados os teores de nutrientes encontrados na planta. Analisando essa afirmação e comparando com os resultados da matéria seca de parte aérea e raiz, bem como com a matéria seca total, em ambos os substratos de cultivo, nota-se que o poluente não interferiu no parâmetro.

O índice de qualidade de Dickson-IQD (DICKSON et al. 1960) obtido no presente estudo, não apresentou diferença estatística significativa entre os tratamentos. Contudo, trata-se de um parâmetro extremamente importante por avaliar o padrão das mudas para a ocasião de plantio a campo. Rebouças et al. (2018) identificaram acréscimo significativo do uso de efluente doméstico sobre o IQD em mudas de Sabiá (*Mimosa caesalpinifolia* Benth), segundo os autores o efluente pode ser utilizado na produção de mudas da espécie uma vez que proporcionou maior crescimento e desenvolvimento das plantas. Divergindo dos resultados desses autores, verifica-se que a presença do lixiviado de aterro não contribui para o crescimento e desenvolvimento da espécie em estudo, todavia, também não foi observado efeito deletério.

A partir desses resultados, verifica-se a possibilidade de uma possível rota de reutilização do lixiviado de aterro sanitário via irrigação de mudas de *Senna macranthera* que não representou ganho para parâmetros agrônômicos, contudo pode contribuir com a minimização de potenciais impactos ambientais do poluente.

Esses demonstram também um potencial de uso do lixiviado de aterro na produção de mudas de *Senna macranthera*, apontam ainda que a espécie é tolerante à presença do poluente em dose máxima de 25%. Entretanto cabe ressaltar, que a dose 12,5% deve ser adotada, uma vez que essa foi comprovadamente menos impactante sobre o ambiente em organismos terrestres e aquáticos.

CONCLUSÕES

Foi observado efeito deletério do lixiviado de aterro em estudo sobre a germinação de sementes de *Senna macranthera* em diferentes substratos com elevada discrepância nos ensaios ecotoxicológicos realizados na caracterização do lixiviado de aterro sanitário. Para o ensaio em placa de Petri, foi observada uma inibição da germinação em 50% das sementes, bem como redução drástica do comprimento da raiz com a utilização de uma dose de 6,25% de lixiviado. Todavia no ensaio em substrato de cultivo isso ocorreu no tratamento 50%.

No âmbito da caracterização da toxicidade do lixiviado de aterro sanitário, sobre *Brachydanio rerio*, nota-se que a concentração letal capaz de causar 50% de mortalidade foi identificada em 2,24% de lixiviado. Caracterizando o mesmo como um efluente extremamente impactante sobre corpos receptores caso seja realizada a descarga direta sobre os mesmos.

Na avaliação da toxicidade direta sobre o meio de cultivo, identificou-se diferenças importantes para a concentração mediana capaz de causar fuga nos organismos teste em função do tipo de substrato. Afirma-se que doses superiores a 90%, 12,5% e 3,125%, utilizadas nos substratos, comercial, convencional e orgânico respectivamente, foram responsáveis por tornar o meio tóxico.

Nos ensaios em coluna de lixiviação, a aplicação do lixiviado de aterro sanitário promoveu alterações físico-químicas nos substratos, contudo essas não foram significativas para torná-los um meio impróprio para cultivo de espécies vegetais. Nota-se alterações no lixiviado gerado após as colunas, todavia, o mesmo mostrou-se menos tóxico aos organismos teste do que o lixiviado in natura com suas diluições.

Não foi observado efeito significativo das doses estudadas sobre as características morfológicas da espécie, demonstrando que a mesma apresenta-se como tolerante à presença do lixiviado de aterro sanitário.

Sob a ótica agrônômica e ambiental, pode-se sugerir a utilização do lixiviado de aterro sanitário na irrigação de mudas de *Senna macranthera*, até a dose máxima de 12,5%, servindo essa atividade como uma rota de reuso para esse poluente.

PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS

- Ampliar as pesquisas sobre o impacto do lixiviado de aterro sanitário em outras composições de substratos.
- Realizar pesquisas sobre o efeito da irrigação com lixiviado de aterro sanitário sobre outras espécies florestais.
- Avaliar a toxicidade sobre outros organismos terrestres e aquáticos.
- Avaliar os organismos terrestres para verificar o potencial de bioacumulação do material.
- Realizar estudos relacionados à logística, transporte, mistura, armazenamento e sistema de irrigação.
- Realizar estudos sobre os riscos do uso de lixiviado de aterro sanitário relacionados à saúde humana, principalmente dos produtores e colaboradores de unidades de produção de mudas

REFERÊNCIAS

ABAD M.; NOGUERA P. Substratos. In: Curso avanzado de produccion de rosas en cultivo sin suelo, IVIA. Resumos... Valencia: UPV, p. 141-154, 1998.

ABIMCI - Associação Brasileira da Indústria de Madeira Processada Mecanicamente. Base de dados 2012 – Ano Base 2012. Curitiba: 2012.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas.

_____. *NBR 8412: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos - Procedimento. NBR-8419/92.* São Paulo, 13p. 1992.

_____. *NBR 15088: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com peixes – Procedimento. NBR – 15088/2011.* São Paulo, 22p. 2011.

_____. *NBR 9897: Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores – Procedimento. NBR – 9897/87.* Rio de Janeiro, 22p. 1987.

_____. *NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação. NBR – 10004/2004.* Rio de Janeiro, 71p. 2004.

_____. *NBR ISO 17512: Qualidade do solo – Ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento. Parte 1: Ensaio com minhocas (*Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*).* Rio de Janeiro: ABNT, 26p., 2011.

ACHEN, C.H. "Measuring Representation: Perils of the Correlation Coefficient." **Am J of Political Sci**, 21: 4:.. 805-815, 1977.

ADAMS, W.J.; ROWLAND, C.D. Aquatic toxicology Test Methods. In HOFFMAN, D.J; RATTNER, B.A.; BURTON Jr, G.A.; CAIRNS Jr, J. (Editores) **Handbook of Ecotoxicology**, Washington, D.C.: Lewis Publishers. 2.ed. p. 32 – 58, 2002.

ADEKALU, K.O.; OKUNADE, D.A. Effects of pond water and sewage effluent treatments on yield an nutrient up take of maize. **Tropical Agriculture**, v.79, n.2, p.120-124, 2002.

ALBUQUERQUE, J.A.; ARGENTON, J.; FONTANA, E.C.; COSTA, F.S.; RECH, T.D. Propriedades físicas e químicas de solos Incubados com resíduo alcalino da indústria de celulose. **R. Bras. Ci. Solo**, v.26, n.4, p.1065-1073, 2002.

ALBUQUERQUE, P.E.P.D.; DURÃES, F.O.M. **Uso e manejo de irrigação**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 528 p, 2008.

ALDAYA, M. M.; LORS, C. L.; SALMON, S.; PONGE, J. F. Avoidance bio-assays may help to test the ecological significance of soil pollution. **Environmental Pollution** 140, 173-180. 2006.

ALDRICH, J.H. "Genuine and Spurious Correlations in Pearson and Yule." *Stat. Sci*,

10. 4: 364-376, 1995.

ALEXANDER, M. **Biodegradation and Bioremediation**. Academic Press, San Diego, 1999.

ALIGAZA, R. L.; MELLO, V. D. C.; SANTOS, D. S. B.; IRIGON, D. L. Avaliação de testes de vigor em sementes de feijão e suas relações com a emergência em campo. **Revista Brasileira de Sementes**, Brasília, v. 12, n. 2, p. 44-58, 1990.

ALMEIDA, M. S. de; MELO, B. de; SILVA, C. A. da; SANTANA, D. G. de; SILVA, C. J. da. Massa de sementes e profundidades de semeadura no desenvolvimento de mudas de tamarindeiro. **Revista Brasileira de Fruticultura**. Jaboticabal, v. 32, n. 2, p. 555-560, 2010.

AL-NAKSHABANDI, G.A.; SAQQAR, M.M.; SHATANAWI M.R.; FAYYAD, M.; AL-HORANI, H. Some environmental problems associated with the use of treated waste water for irrigation in Jordan. **Agricultural Water Management**, v.34, n.1, p.81-94, 1997.

ALVES, J. P. C.; ANDREANI JUNIOR, R.; PRUDENCIO, M. F.; GEROMINI, E.; BONIN, F. Utilização do método da coluna de lixiviação no comportamento das misturas de herbicidas auxínicos utilizados em pastagem. **XXVIII Congresso Brasileiro da Ciência das Plantas Daninhas**, 3 a 6 de setembro de 2012, Campo Grande, MS.

ALVES, M. da C. S.; MEDEIROS-FILHO, S.; ANDRADE-NETO, M.; TEÓFILO, E. M. Superação da dormência em sementes de *Bauhinia monandra* Brit. ou *Bauhinia unguolata* L. - Caesalpinoideae. **Revista Brasileira de Sementes**, v.22, n.2, p.139-144, 2000.

ALEXANDER, R.R.; CHUNG, N.; ALEXANDER, M. Solid-phase genotoxicity assay for organic compounds in soil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 18, p. 420-425, 1999.

AMORIM, M.J.B.; NOVAIS, S.; RÖMBKE, J.; SOARES, A.M.V.M. Avoidance test with *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae): effects of different exposure time and soil properties. **Environmental Pollution** 155, 112-116. 2008.

AMPARO RODRÍGUES, G. Conflictos ambientales amenazan la salud de la población y la biodiversidad del planeta. *Revista de Derecho* [online] 2007, (diciembre): [Date of reference: 23 / septiembre / 2015] Available in: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=85102813> ISSN 0121-8697.

ANDRADE, F.I.; PURGATO, G.A.; MAIA, T.F.; SIQUEIRA, R.P.; LIMA, S.; DIAZ, G.; DIAZ, M.A.N. Chemical Constituents and an Alternative Medicinal Veterinary Herbal Soap Made from *Senna macranthera*. **Evidence-Based Complementary and Alternative Medicine**, vol. 2015, Article ID 217598, 6 pages, 2015. doi:10.1155/2015/217598.

ANDRADE FILHO, J.; SOUSA NETO, O.N. de; DIAS, N. da S.; NASCIMENTO, I.B.

do; MEDEIROS, J.F. de; COSME, C.R. Atributos Químicos de Solo Fertirrigado com Água Residuária no Semiárido Brasileiro. **Irriga**, Botucatu, v. 18, n. 4, p. 661-674, outubro-dezembro, 2013.

ANDRADE, C.A.D.; MATTIAZZO, M.E. Nitratos e metais pesados no solo e nas árvores após aplicação de bio sólido (lodo de esgoto) em plantações florestais de *Eucalyptus grandis*. **Scientia Forestalis**, v. 1, n. 58, p. 59-72, 2000.

ANDRADE, T.P.; BARROS, D.L.; COELHO, E.F.; AZEVEDO, N.F.; COTRIM, R. Produção de bananeira brs tropical sob aplicação de ácidos húmicos via fertirrigação. **X Congresso Latinoamericano y del Caribe de Ingeniería Agrícola – CLIA**, 2012.

ANJOS, A.R.M.; MATTIAZZO, M.E. Lixiviação de íons inorgânicos em solos repetidamente tratados com bio sólido. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, n. 24, p. 927-938, 2000. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832000000400024>

ANTUNES, L.E.C.; DUARTE FILHO, J.; BUENO, S.C.S.; MINAMI, K. Tratamento de substratos na produção de mudas de plantas frutíferas. **Informe Agropecuário**. Belo Horizonte, v. 23, n. 216, p. 16-20, 2002.

ANSORENA MINER, J. Sustratos: Propiedades y caracterización. **Mundi-Prensa**, Madrid, España, 172 p, 1994.

AOSA - Association Of Official Seed Analysts. Seed vigor testing handbook. East Lansing: AOSA, 1983. 93p. (Contribution, 32).

APHA - American Public Health Association. **Standard methods for examination of water and wastewater**. Washington: American Water Works Association, 21th ed. 1.368 p. 2005.

APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B.; CARMELLO-GUERREIRO, S.M. **Anatomia vegetal**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2006. 438p.

ARAGÃO, M.A.; ARAÚJO, R.P.A. Métodos de ensaios de toxicidade com organismos aquáticos. In ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. (Editores). **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**, São Carlos, São Paulo: RIMA, 2008. P. 117 – 147.

ARAUJO, A.S.F.; MONTEIRO, R.T.R. Plant bioassays to assess toxicity of textile sludge compost. **Scientia Agricola**, v.62, p. 286-290, 2005.

AUGUSTO, D. C. C. GUERRINI, I.A.; ENGEL, V.L.; ROUSSEAU, G.X. Utilização de águas residuárias provenientes do tratamento biológico de esgotos domésticos na produção de mudas de *Eucalyptus grandis* Hill. ex. maiden. **Revista Árvore**. Sociedade de Investigações Florestais, v. 31, n. 4, p. 745-751, 2007. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/6195>>. Acesso: 05 maio 2016 às 21:48h.

AUGUSTO, D.C.C.; GUERRINI, I.A.; ENGEL, V.L.; ROUSSEAU, G.X. Utilização de esgotos domésticos tratados através de um sistema biológico na produção de

mudas de *Croton floribundus* Spreng (Capixingui) e, *Copaifera langsdorffii* Desf. (Copaíba). **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.27, n.3, p.335-342, 2003.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W.A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p. (Tradução)

BALDOTTO, M.A.; BALDOTTO, L.E.B. Ácidos húmicos. **J. CERES**, vol.61, p.856-881, 2014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-737X2014000700011&lng=en&nrm=iso. ISSN 0034-737X. <http://dx.doi.org/10.1590/0034-737x201461000011>.

BALSAN, R. Impactos decorrentes da modernização da agricultura brasileira. **CAMPO-TERRITÓRIO: revista de geografia agrária**, v. 1, n. 2, ago. 2006. p. 123-151.

BANSAL, R.P.; BHATI, P.R.; SEN, D.N. Differential specificity in water inhibition of Indian arid zone. **Biol. Plant.**, Praha, v.22, n.5, p.327-331, 1980.

BARBOSA, J.C.; MALDONADO JUNIOR, W. **Agrostat – Sistema para análises estatísticas de ensaios agrônômicos. Versão 1.0**. Jaboticabal: Departamento de Ciências Exatas, 2010.

BARNES, R.D. **Zoologia dos invertebrados**. 4ed. São Paulo: Rocca, 1179p., 1984.

BARTON, L.; WAN, G.G.Y.; COLMER, T.D. "Turfgrass (*Cynodon dactylon* L.) sod production on sandy soils: II. Effects of irrigation and fertiliser regimes on N leaching," **Plant and Soil**, 284, 147–164. 2006.

BARRETO, A.N.; NASCIMENTO, J.J.V.R.; MEDEIROS, E.P.; NÓBREGA, J.A.; BEZERRA, J.R.C. Changes in chemical attributes of a fluvent cultivated with castor bean and irrigated with wastewater. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.17, p.480-486, 2013.

BARROS, A.C.; COELHO, R.D.; MEDEIROS, P.R.F.; MELO, R.F.; BARBOSA Jr, C. R.A.; DIAS, C.T.S. Entupimento de gotejadores em função da aplicação de superfosfato simples e ácido nítrico. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n.1, p.62-71, 2009.

BAR-YOSEF, B. Fertilization under drip irrigation. In: PALGRAVE, D. A. (Ed.). Fluid fertilizer, science and technology. New York: Marcel Dekker, p. 285-325. v. 1, 1991.

BASKIN, C.C.; BASKIN, J.M. **Seeds: ecology, biogeography and evolution of dormancy and germination**. Acad. Press, San Diego. 1998.

BASSOI, L.J.; NIETO, R.; TREMAROLI, D. Implementação de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos. São Paulo: CETESB, 1990. p. 7.

BASTOS, R.K.X. Fertirrigação com águas residuárias. In : FOLEGATTI, M.V. (Coord.). **Fertirrigação : citrus, flores e hortaliças**. Guaíba, SP: Agropecuária,

1999. 279 p.

BATISTA, L.R.L.; GONZAGA, G.B.M.; FARIAS, J.J.A.; REIS, L.S.; SILVA J.S.; SILVA, R.F. Efeito do ácido húmico no desenvolvimento da cultura da alface (*Lactuca sativa*) irrigada com diferentes níveis de salinidade. In: VII CONNEPI - Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação, Palmas. Anais, IFTO. p.1-7, 2012.

BAUN, A.; REITZEL, L.A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T.H.; BJERG, P.L. Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark) **J. Contam. Hydrol.** v.2, p. 269-2910, 2003.

BELLAVERE, C.; GORBI G. Biological variability and acute toxicity of Parathion, Dichlobenil and TPBS to *Biomphalaria glabrata* and *Brachydanio rerio*. **Environ. Technol. Lett.**, v. 5, n. 9, p. 389-396, 1984.

BERNARDO, S. **Manual de irrigação**. 6. ed. Viçosa, MG: UFV, 665 p, 2002.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Editora Ícone, 1995. 356 p.

BESEN, G. R; GÜNTHER, W. M. R.; RODRIGUEZ, A. C.; BRASIL, A. L. Resíduos sólidos: vulnerabilidades e perspectivas. In: SALDIVA P. et al. **Meio Ambiente e Saúde: o desafio das metrópoles**. Editora Ex Libris, 200 p. São Paulo, 2010.

BESPALHOK F., J. C.; GUERRA, E. P.; OLIVEIRA, R. Melhoramento de Plantas. Disponível em < <http://www.bespa.agrarias.ufpr.br/paginas/livro/capitulo%208.pdf>> Acesso em 20 de dez. de 2016.

BEWLEY, J.D.; BLACK, M. **Seeds: Physiology of Development and Germination**. (second ed.) Plenum Press, New York, 1994.

BEZERRA, M.E.J.; LACERDA, C.F.; SOUSA, G.G.; GOMES, V.F.F.; MENDES FILHO, P.F. Biomassa, atividade microbiana e FMA em rotação cultural de milho/feijão-de-corda utilizando águas Salinas. **Revista Ciência Agronômica**, v.41, p.562-570, 2010.

BISCARO, G.A. **Sistemas de irrigação**. Editora da UFGD. 134p. 2009.

BIO. Água Potável: Esforço de Todos, **Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente**, Ano IX, nº07, p. 09-11: Julho/Setembro.

BLISS, C. I. The method of probits. **Sci.**, New York, v.79, n.2037, p.38-39, 1934a.

BLISS, C. I. The method of probits - a correction. **Sci.**, New York, v.79, n.2053, p.409-410, 1934b.

BOLAN, N. S; HEDLEY, M. J.; WHITE, R. E. Processes of soil acidification during nitrogen cycling with emphasis on legume based pastures. **Plant and Soil**, v.134, n.2, p.53-63, 1991.

BORÉM, A.; MIRANDA, G. V. **Melhoramento de Plantas**. 6 ed. Viçosa: Editora UFV, 2013, 523p.

BORGES, E.E. de L. e; BORGES, R.C.G.; PAULA, N.F. Efeito da temperatura e do estresse hídrico na germinação de sementes de fedegoso (*Senna macranthera* (Collad.) Irwin et Barn. e de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. **Revista Brasileira de Sementes**, vol. 19, nº 2, p. 155-158 – 1997.

BORGES, E. E. L.; JUNIOR, J. I. R.; REZENDE, S. T. de; PEREZ, S. C. J. G. A. Alterações fisiológicas em sementes de *Tachigalia multijuga* (Benth.) (mamoneira) relacionadas aos métodos para a superação da dormência. **Revista Árvore**, v.28, n.3, p.317-325, 2004.

BORGES, E.E.L.; RENA, A.B. Germinação de sementes. In: AGUIAR, I.B.; PINÃO-RODRIGUES, F.C.M.; FIGLIOLIA, M.B. (Coord.). **Sementes florestais tropicais**. Brasília: ABRATES, p.83-135, 1993.

BOTELHO, B.A.; PEREZ, S.C.J.G.A. Estresse hídrico e reguladores de crescimento na germinação de sementes de canafístula. **Ciência Agrícola**, Piracicaba, v. 58, n. 1, p. 43-49, 2001.

BOWERS, N.; PRATT, J. R.; BEESON, D.; LEWIS, M. Comparative evaluation of Soil toxicity using Lettuce Seeds and Soil ciliates. **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 16, n. 2, p. 207-213, 1997.

BRASIL. Código Florestal. Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2011-2014/2012/lei/12651.htm. Acesso em: 17 dez. 2015.

BRASIL. Decreto nº 4.074, de 4 de Janeiro de 2002. Regulamentação da Lei nº 7802, de 11 de Julho de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/D4074.htm#art98>. Acesso em: 27 mar. 2016.

BRASIL. Política Nacional de Recursos Hídricos. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm. Acesso em 27 mar. 2016.

BRASIL. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/12305.htm. Acesso em: 17 dez. 2015.

BRASIL. Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento. **Diagnóstico do manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2014**. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2014>. Acesso em: 05 abr. 2016.

BRASIL. Sistema Nacional de Sementes e Mudas. Lei nº 10.711, de 05 de agosto de 2003. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/2003/L10.711.htm. Acesso em: 24 fev. 2016.

BREGA FILHO, D.; MANCUSO, P. C. S. Conceito de Reúso de água. In: PHILIPPI JUNIOR, Arlindo et al (Coord). **Reúso de Água**. Barueri: Manole, 2003. P. 21-36.

BRITO, F.L.; ROLIM, M.M.; PEDROSA, E.M.R. Teores de potássio e sódio no lixiviado e em solos após a aplicação de vinhaça. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, (Suplemento), p.52-56, 2005.

BRITO, N.N; PATERNIANI, J.E.S.; BROTA, G.A.; PELEGRINI, R.T. Ensaio Biológicos com Sementes para Avaliar a Redução da Toxicidade do Chorume Tratado por Processo Fotoquímico. **MINERVA Pesquisa e Tecnologia**, v. 06, n. 03, p. 219-228, 2009.

BROWN. L. R.: McGRATH. P. I.. e STOKES. B. 1976. 'Twenty-Two Dimensions of the Population Problem. **Worldwatch Paper 5** Washington. D.C

CALDEIRA, M.V.W.; ROSA, G.N.; FENILLI, T.A.B.; HARBS, R.M.P. Composto orgânico na produção de mudas de aroeira vermelha. **Scientia Agraria**, 9(1): 27-33, 2008.

CAMARGO, O.A.; VALADARES, J.M.A.S.; GERALDI, R.N. Características químicas e físicas de solo que recebeu vinhaça por longo tempo. Campinas, Instituto Agrônomo de Campinas, 30p. 1983. Boletim Técnico 76.

CAOVILLA, F.A.; SAMPAIO, S.C.; SMANHOTTO, A. NÓBREGA, L.H.P.; QUEIROZ, L.M.F.; GOMES, B.M. Características químicas de solo cultivado com soja e irrigado com água residuária da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.14, n.7, p.692–697, 2010.

CAPRA, A.; SCICOLONE, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. **Agricultural Water Management**, v. 68, n. 2, p. 135-149, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2004.03.005>

CARDOSO, A. I. I.; FERREIRA, K. P.; VIEIRA JÚNIOR, R. M.; ALCARDE, C. Alterações em propriedades do solo adubado com composto orgânico e efeito na qualidade das sementes de alface. **Horticultura Brasileira**, v.29, p.594-599, 2011.

CARMO, A. I.; ANTONINO, A. C. D.; NETTO, A. M.; CORRÊA, M. M. Caracterização hidrodispersiva de dois solos da região irrigada do Vale do São Francisco. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, vol.14, n.7, 2010.

CARNEIRO, J. G. A. **Produção e controle de qualidade de mudas florestais**. Curitiba: UFPR / FUPEF / Campos: UENF, 1995, 451P.

CARRIJO, O.A.; LIZ, R.S.; MAKISHIMA, N. Fibra da casca de coco verde como substrato agrícola. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 20, n. 4 p. 533-535, 2002.

CARVALHO, A.L.; MATOS, A.T.; HAMAKAWA, P.J.; AZEVEDO, R.F. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. **Engenharia na Agricultura**, v.14,

n.2, p.131-138, 2006.

CARVALHO, E.A.; COELHO, G.; GOMES, G.D.; STREY, L.; GONÇALVES JR, A.C. *Avaliação dos metais pesados tóxicos e chorume coletado no aterro sanitário do município de Marechal Cândido Rondon, PR. Anais do I Seminário Internacional de Ciência, Tecnologia e Ambiente*, 2009. UNIOESTE, Cascavel – Paraná – Brasil. Disponível em http://cac-php.unioeste.br/eventos/ctsa/tr_completo/070.pdf. Acesso em: 05 abr. 2016.

CARVALHO, N.M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. 4ed. Jaboticabal: FUNEP, 2000, 588p.

CASTRO, R.D.; BRADFORD, K.J.; HILHOST, H.W.M. Embebição e Reativação do metabolismo. In FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F. (Ed.). **Germinação - do básico ao aplicado**. Porto Alegre: Artmed, p.149-162, 2004.

CAVALCANTE, L.F.; VIEIRA, M. da S.; SANTOS, A.F. dos; OLIVEIRA, W.M.; NASCIMENTO, J.A.M. do. Água salina e esterco bovino liquid na formação de mudas de goiabeira cultivar paluma. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v.32, n.1, p. 251-261, 2010.

CAVALLET, E.; LUCCHESI, A. C.; MORAES, A.; SCHIMIDT, E.; PERONDI, M.A.; FONSECA, R.A. Melhoria da fertilidade do solo decorrentes da adição de água residuária da indústria de enzima. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 10, n. 3, p. 724-729, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662006000300027>

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Valores Orientadores para Solos e Águas subterrâneas no Estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB, 2014. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/solo/wp-content/uploads/sites/34/2013/12/VO-2014.pdf>. Acesso em: 22 Jul. 2016.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. *Procedimentos para utilização de testes de toxicidade no controle de efluentes líquidos*. São Paulo: CETESB, 1990. p. 17.

CESAR, R.G.; EGLER, S.G.; ALAMINO, R. de C.J.; POLIVANOV, H.; SILVA, R.C. da; CASTILHOS, Z.C.; ARAUJO, P.C. Avaliação do Potencial Tóxico de Latossolos e Chernossolos Acrescidos de Lodo de Esgoto Utilizando Bioensaios com Oligoquetas da Espécie *Eisenia Andrei*. **Anuário do Instituto de Geociências**. v. 31(2). p.53-60, 2008.

CHAMIE, S. *Encapsulamento de resíduos de lamas galvânicas através da solidificação em matriz de cimento*. São Paulo, 1994. Dissertação Mestrado em Engenharia Hidráulica – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

CHAN, K. Y. An overview of some tillage impacts of earthworm population abundance and diversity implications for functioning in soils. **Soil and Tillage Research**, v. 57, n. 4, p. 179-191, 2001.

CHENG, C.Y.; CHU, L.M. Phytotoxicity data safeguard the performance of the recipient plants in leachate irrigation. **Environmental Pollution**, v. 145, p. 195-202, Issue 1, January, 2007.

CHING, T. M. Metabolism of germinating seeds. In: KOZLOWSKY, T. T. (Ed.). **Seed Biology**. New York: Academic Press, 1972, v. 3, p. 103 - 218.

CHINNUSAMY, V.; ZHU, J.K. Plant salt tolerance. In: Hirt, H.; Shinozaki, K. (eds.). *Plant Response to Abiotic Stress*. Series: Topics in Current Genetics. Publisher: Springer-Verlag Berlin Heidelberg. v. 4, cap. 9, p. 241-261, XIV, 2004.

CHRISMAN, J.D.R.; KOIFMAN, S.; de NOVAES SARCINELLI, P.; MOREIRA, J.C.; KOIFMAN, R.J.; MEYER, A. Pesticide sales and adult male cancer mortality in Brazil. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**. 212, 310–321. 2009.

CHRISTENSEN, T.; KJELDSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H.; HERON, G. *Biogeochemistry of landfill leachate plumes*. **Applied Geochemistry**. v. 16, p. 659-718, 2001.

COELHO, D. da C.L.; BATISTA, R.O.; OLIVEIRA, A. de F.M.; SILVA, K.B. da; Alterações químicas de Argissolo irrigado com percolado de aterro sanitário e água de abastecimento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.19, n.6, p.598–604, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n6p598-604>

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430/2011, de 13/05/2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em 10 set. 2015.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 460/2013, de 30/12/2013. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=702>. Acesso em 10 set. 2015.

CONTE, A.M.; MARQUES, R.D.; REIS, A.S.; VIECELI, T.H.A. COLUNAS DE Lixiviação com Solos de Texturas Arenosa e Argilosa e Aplicação de Biossólidos. **Sci. Agrar. Parana.**, v. 16, n. 3, jul./set., p. 302-307, 2017. <http://dx.doi.org/10.18188/1983-1471/sap.v16n3p302-307>

COPELAND, L.O.; McDONALD, M. **Principles of seeds science and technology**. New York: Chapman Hall, 1995. 409p.

CORREA, R.S.; WHITE, R.E.; WEATHERLEY, A.J. Risk of nitrate leaching from two soils amended with biosolids. **Water Resources**, 33:453- 462, 2006.

COSTA, C.R.; OLIVI, P.; BOTTA, C.M.; ESPINDOLA, E.L.G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Quim Nova**. 31 : 1820-1830, 2008.

COSTA, D.M.A. da; BARROS JÚNIOR, A.C. de. Avaliação da necessidade do reuso

de águas residuais. **Holos**, Ano 21, Setembro, 2005

COSTA, E.R.O.; RIZZI, N.E.; SILVA, H.D.; MAEDA, S.; LAVARONI, O.J. Alterações químicas do solo após aplicação de biossólidos de estação de tratamento de efluentes de fábrica de papel reciclado. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 1, p. 1-10, 2009.

COSTA NETO, P. L. O. **Estatística**. São Paulo: Edgard Blücher, 1977. 264p.

COSTA, T. C. C.; UZEDA, M. C.; FIDALGO, E. C. C.; LUMBRERAS, J. F.; ZARONI, M. J.; NAIME, U. J.; GUIMARÃES, S. P. Vulnerabilidade ambiental em sub-bacias hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro por meio de integração temática da perda de solo (USLE), variáveis morfométricas e o uso/cobertura da terra. **Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p. 2493-2500.

CUNHA, L. de M. V. da; *Potencial de reuso da água captada de sistema de criação de tilápias do Nilo (Oreochromis niloticus) e cultivo de alface (Lactuca sativa) /*Lize de Moraes Vieira da Cunha. Janaúba, MG: UNIMONTES, 2008. 94f.

CUNHA, A. M.; CUNHA, G. M.; SARMENTO, R. A.; CUNHA, G. M.; AMARAL, J. F. T. Efeito de diferentes substratos sobre o desenvolvimento de mudas de *Acacia* SP. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.30. n2, p.207-214, 2006.

DAFLON, S.D.A; GIORDANO, G.; FILHO, O.B. Avaliação da redução da toxicidade no tratamento do chorume de São Paulo com dois organismos-teste. **XII Congresso Brasileiro de Ecotoxicologia**. 25 a 28 de Setembro de 2012, Porto de Galinhas – PE.

DANTAS, L.V.B.; LIMA, V.L.A.; OLIVEIRA, F.A. de; SILVA, V.N.B.; SOFIATTI, V. Irrigação com água residuária e adubação com torta de mamona: Efeito sobre A salinidade. IN: Simpósio Brasileiro de Salinidade. Fortaleza, CE – BR. 12 a 15 de Outubro de 2010.

DAS GUPTA, R; CHAKRAVORTY, P. P.; KAVIRAJ, A. Susceptibility of epigeic earthworm *Eisenia fetida* to agricultural application of six insecticides. **Chemosphere**, vol. 84, p. 724–726, 2011.

DELARMELINA, W.M.; CALDEIRA, M.V.W.; FARIA, J.C.T.; GONÇALVES, E. de O.; ROCHA, R.L.F. Diferentes substratos para a produção de mudas de *Sesbania virgata*. **Floresta e Ambiente**. v. 21 (2): 224-233, 2014.

DIAS, N.S.; BLANCO, F.F. Efeitos dos sais no solo e na planta. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. (eds.). Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados. Fortaleza, INCTSal, p.129-141, 2010.

DICKSON, A; LEAF, A.L.; HOSNER, J.F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. **Forestry Chronicle** 1960; 36: 11-13.

DIEHL, R.C.; MIYASAWA, M.; TAKAHASHI, H.W. Compostos orgânicos hidrossolúveis de resíduos vegetais e seus efeitos nos atributos químicos do solo.

Revista Brasileira de Ciência do Solo. Suplemento Especial. Viçosa, MG, v. 32, p. 2653-2659, 2008.

DOMINGUES, D.F.; BERTOLETTI, E. Seleção, Manutenção e Cultivo de Organismos Aquáticos. In: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. (Editores) **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações**, São Carlos, São Paulo: Rima, 2008.

DONAGEMMA, G.K.; RUIZ, H. A.; ALVAREZ, V. H.; FERREIRA, P. A.; CANTARUTTI, R. B.; SILVA, A. T.; FIGUEIREDO, G. C. Distribuição de amônio, nitrato, potássio e fósforo e colunas de Latossolos fertirrigadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, vol. 32, p. 2493-2504, 2008.

DODD, G. L.; DONOVAN, L. A. Water Potential and ionic effects on germination and seedling growth of two cold desert shrubs. **American Journal of Botany**. 86: 1146-1153, 1999.

DUARTE, A.S.; AIROLDI, R.P.S.; FOLEGATTI, M.V.; BOTREL, T.A.; SOARES, T.M. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, matéria orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 12(3), 302-310, 2008. <https://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662008000300012>

DUECK, A.; VAN DER EERDEN, L.J. **Interactions between climate change and nitrogen deposition, with emphasis on ammonia**. S.N. Singh (Ed.), Trace Gas Emission and Plants, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, pp. 291–307, 2000.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M.F.; FRANCO, G.A.D.C.; CONTIERI, W.A. Uma flora arbustiva-arbustiva do Médio Paranapanema: Base para a restauração de ecossistemas naturais. Em: O. Vilas Bôas e G. Durigan (eds.) **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil / Japão**. São Paulo: Páginas e Letras. pp. 199-239, 2004.

EDWARDS, C.A. **Earthworm Ecology**, second ed. CRC Press, Boca Raton, Florida. 2004.

EDWARDS, C.A., BOHLEN, P.J. Biology and ecology of earthworms, third ed. Chapman & Hall, London. 1996.

EDWARDS, C. A.; BOHLEN, P. J.; LINDER, D. R.; SUBLER, S. Earthworms in agroecosystems. In: HENDRIX, P. F. (Ed). **Earthworm ecology and biogeography in North America**. Boca Raton: CRC, p. 185-213, 1995.

ELOY, E.; CARON, B.O.; SCHMIDT, D.; BEHLING, A.; SCHWERS, L.; ELLI, E.F. Avaliação da qualidade de mudas de *Eucalyptus grandis* utilizando parâmetros morfológicos. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 43, n. 3, p. 373 - 384, jul. / set. 2013.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos, 1997. 212p.

ENÉAS FILHO, J.; BRILHANTE, de O. N. O.; TARQUININIO P. J.; GOMES FILHO, E.; MONTEIRO, N. C. Effects of salinity in vivo and in vitro on cotyledonary galactosidases from *Vigna unguiculata* (L.) walp during seed germination and seedling establishment. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**.7:135-142, 1995.

ERNANI, P.R.; RIBEIRO, M.S.; BAYER, C. Modificações químicas em solos ácidos ocasionadas pelo método de aplicação de corretivos da acidez e de gesso agrícola. **Scientia Agrícola**, v.58, n.4, p.825-831, 2001. <https://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162001000400026>

ERTHAL, V.J.T.; FERREIRA, P.A.; MATOS, A.T.; PEREIRA, O.G. Alterações físicas e químicas de um Argissolo pela aplicação de água residuária de bovinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.14, n.5, p.467-477, 2010.

FAO - Food and Agriculture Organization of The United Nations. *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture* (SOLAW), 2011. Disponível em: <http://www.fao.org/news/story/en/item/95153/icode/>. Acesso: 30 Set. 2015.

FAO - Food and Agriculture Organization of The United Nations. 2010. CRITERIA AND INDICATORS FOR SUSTAINABLE WOODFUELS. FAO Forestry Paper No. 160. Disponível em: www.fao.org/docrep/012/i1673e/i1673e00.htm. Acesso em: 21 Jan. 2016.

FERNANDEZ, F. A. dos S. **O poema imperfeito: crônicas de Biologia, conservação da natureza, e seus heróis**. 2. ed. Curitiba: UFPR, 2004.

FERRAZ, A. de V.; ENGEL, V.L. Efeito do tamanho de tubetes na qualidade de mudas de Jatobá (*Hymenaea courbaril* L. var. *stilbocarpa* (hayne) lee et lang.), Ipê-amarelo (*Tabebuia chrysotricha* (MART. ex DC.) Sandl.) e Guaraucaia (*Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.3, p.413-423, 2011.

FERREIRA, P.A.; GARCIA, G. de .O.; MATOS, A.T. de; RUIZ, H.A.; JÚNIOR, J.C.F.B. Transporte no solo de solutos presentes na água residuária de café conilon. **Acta Sci. Agron**. Maringá, v. 28, n. 1, p. 29-35, Jan./March, 2006.

FIGLIOLIA, M. B.; OLIVEIRA, E. C.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Análise de sementes. In: AGUIAR, I. B.; PIÑARODRIGUES, F. C. M.; FIGLIOLIA, M. B. (Ed.). **Sementes Florestais Tropicais**. Brasília, DF: ABRATES, 1993. p.37- 74.

FLOHR, L.; BRENTANO, D.M.; CARVALHO-PINTO, C.R.S.; MACHADO, V.G. & MATIAS, W.G. Classificação de resíduos sólidos industriais com base em testes ecotoxicológicos utilizando *Daphnia magna*: Uma alternativa. **Biotemas**, 18:7-18, 2005.

FLORÊNCIO, L.; AISSE, M.M.; BASTOS, R.K.X.; PIVELI, R.P. Utilização de esgotos sanitários - Marcos conceituais e regulatórios. In: Florêncio, L.; Bastos, R. K. X.; Aisse, M. M. (ed.) **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. Cap. 1, p.1-15.

FONSECA, A.F.; HERPIN, U; PAULA, A.M.; VICTORIA, R.L.; MELFI, A.J. Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, n.2, p.194-209, 2007.

FONSECA, A.F. Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado. 2001. 110f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) –Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

FONSECA, S.L.C.; PEREZ, C.J.G.A. Germinação de sementes de olho-de-dragão (*Adenantha pavoniana* L.): ação de poliaminas na atenuação do estresse salino. **Revista Brasileira de Sementes**, Brasília, v. 23, n. 2, p. 14-20, 2001.

FRANCO, H.A. **Introdução à Fruticultura**. 1. ed. Curitiba: Livro Técnico, 180p. 2016. **ISBN**: 978-85-8409-071-6.

FRANCHINI, J.C.; HOFFMANN-CAMPO, C.B.; TORRES, E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Organic composition of green manure during growth and its effect on cation mobilization in an acid Oxisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 34, n. 13-14, p. 2045-2058, 2003.

FRANCHINI, J.C.; MEDA, A.R.; CASSIOLATO, M.E.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A. Potencial de extratos de resíduos vegetais na mobilização do calcário no solo por método biológico. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 58, n. 2, p. 357-360, 2001.

FRANCHINI, J.C.; MIYAZAWA, M.; PAVAN, M.A.; MALAVOLTA, E. Dinâmica de íons em solo ácido lixiviado com extratos de resíduos de adubos verdes e soluções puras de ácidos orgânicos. **Pesq. Agropec. Bras.**, 34:2267-2276, 1999.

FREIRE, L.R.; BALIEIRO, F. de C.; ZONTA, E.; ANJOS, L.H.C. dos; PEREIRA, M.G.; LIMA, E.; GUERRA, J.G.M.; FERREIRA, M.B.C.; LEAL, M.A. de A.; CAMPOS, D.V.B. de; POLIDORO, J.C. **Manual de Calagem e Adubação do Estado do Rio de Janeiro**. Brasília, DF:Embrapa; Seropédica, RJ : Editora Universidade Rural, 2013. 430p.

FREIRE, M.B.G.S.; FREIRE, F.J. Fertilidade do solo e seu manejo em solos afetados por sais. In: Novais, R. F.; Alvarez V., V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L. F.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L. (ed.). Fertilidade do solo. Viçosa: SBCS, 2007. cap.16, p.929-954.

FRIEDEL, J.K.; LANGER, T.; SIEBE, C.; STAHR, K. Effects of long-term wastewater irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. **Biology and Fertility of Soils**, v.31, p.414-421, 2000.

FUENTES, A.; LLORÉNS, M.; SÁEZ, J.; AGUILAR, M. I.; ORTUÑO, J. F.; MESEGUER, V. F. Phytotoxicity and heavy metals speciation of stabilised sewage sludges. **Journal of Hazardous Materials**, v. A108, p. 161- 169, 2004.

GARCIA, A.S.; BRANQUINHO, E.G.D.A.; MENUCHI, A.C.T.P.; ERLACHER, K.C.;

DOMINGUES, M.C.S. Efeito de reguladores vegetais na germinação e desenvolvimento da semente *Strelitzia reginae*. **Thesis São Paulo** ano III, 5: 161-176, 2006.

GARCIA, G.O.; FERREIRA, P.A.; MATOS, A.T.; RUIZ, H.A.; MARTINS FILHO, S. Alterações químicas em três solos decorrentes da aplicação de águas residuárias da lavagem e despulpa de frutos do cafeeiro conilon. **Engenharia na Agricultura**, v.16, p.416-427, 2008.

GARCIA-MINA, J.M. Stability, solubility and maximum metal binding capacity in metal–humic complexes involving humic substances extracted from peat and organic compost. **Organic Geochemistry**, v.37, n.12, p. 1960-1972, 2006

GARCIA, Q.S.; DINIZ, I.S.S. 2003. Comportamento germinativo de três espécies de *Vellozia* da Serra do Cipó, MG. **Acta Botânica Brasílica**. 17: 487-494.

GARCÍA-SANTOS, G.; SCHEIBEN, D.; BINDER, C.R. The weight method: a new screening method for estimating pesticide deposition from knapsack sprayers in developing countries. **Chemosphere** 82 (11), 1571–1577. 2011.

GHEYI, H.R.; QUEIROZ, J.E.; MEDEIROS, J.F. **Manejo e controle da salinidade na agricultura irrigada**. Campina Grande: UFPB/SBEA. 383p., 1997.

GHERSA, C.M.; BENECH ARNOLD, R.L.; MARTINEZ-GHERSA, M.A. The role of fluctuating temperatures in germination and establishment of *Sorghum hapelense*. Regulation of germination at increasing depths. **Functional Ecology** 6: 460-468, 1992.

GIORDANO, G.; BARBOSA FILHO, O.; CARVALHO, R. J. *Processos físico-químicos para tratamento do chorume de aterros de resíduos sólidos urbanos*. Rio de Janeiro: COAMB / FEN / UERJ, Série Temática: Tecnologias Ambientais - Volume 4, 178 p., 2011.

GOMES, J.M.; COUTO, L.; BORGES, R.C.G; FONSECA, E.P. Efeito de diferentes substratos na produção de mudas de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Madein, em “Win-strip”. **Revista Árvore**, v.15, n 1, p. 35-42, 1991.

GOMES, J.M.; COUTO, L.; LEITE, H.G.; XAVIER, A.; GARCIA, S.L.R. Parâmetros morfológicos na avaliação da qualidade de mudas de *Eucalyptus grandis*. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.26, n.6, p.655-664, 2002.

GOMES, M. A. F.; SPADOTTO, C. A.; PEREIRA, A. S.; MATALLO, M. B.; LUCHINI, L. C. Movimento do herbicida tebutiuron em dois solos representativos das áreas de recarga do aquífero Guarani. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.10, n.2, p.479-483, 2006.

GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba. IPEF, 2000. 427p.

GUEDES, R.S.; ALVES, E.U.; GALINDO, E.A.; BARROZO, L.M.. Estresse salino e

temperaturas na germinação e vigor de sementes de *Chorisia glaziovii* O.Kuntze. **Revista Brasileira de Sementes**, 33: 279-288, 2011.

GYURICZA, V.; FODOR, F.; SZIGETI, Z. Phytotoxic effects of heavy metal contaminated soil reveal limitations of extract-based ecotoxicological tests. **Water Air Soil Pollution**, v. 210, p. 113-122, 2010.

HAMPTON, J. G.; TEKRONY, D. M. **Handbook of vigour test methods**. 3 ed. Zürich: ISTA, 1995. 117p.

HEATHWAITE, L.; SHARPLEY, A.; GBUREK, W. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 29, n. 1, p. 158-166, 2000.

HESKETH, N.; BROOKES, P.C. Development of indicator risk of phosphorus leaching. **J. Environ. Qual.**, Madison, v.29, p.105-110, 2000.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil - agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. In: MANCUSO, C. S. A.; SANTOS, H. F. (Eds.). **Reúso de água**. Barueri: Manole. p.37-95, 2008.

HESTERBERG, D. Biogeochemical cycles and processes leading to changes in mobility of chemicals in soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 67, n. 2-3, p. 121-133, 1998.

HODGSON, E. **A Textbook of Modern Toxicology**; Hodgson, E., ed.; 3rd ed., John Wiley & Sons: New Jersey, 2004, cap. 1.

HOLANDA, J.S.; VITTI, G.C.; SALVIANO, A.A.C.; MEDEIROS, J.D.F.; AMORIM, J.R.A. Alterações nas propriedades químicas de um solo Aluvial Salino-Sódico decorrentes da subsolagem e do uso de condicionadores. **R. Bras. Ci. Solo**, 22:387-394, 1998.

HOMEM, B.G.C.; ALMEIDA NETO, O.B. de.; CONDÉ, M.S.; SILVA, M.D.; FERREIRA, I.M. Efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Científica**, Jaboticabal, v.42, n.3, p.299-309, 2014.

HUBÁLEK, T.; VOSÁHLOVÁ, S.; MATĚJŮ, V.; KOVÁČOVÁ, N.; NOVOTNÝ, C. Ecotoxicity monitoring of hydrocarbon-contaminated soil during bioremediation: a case study. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 52, p. 1-7, 2007.

IM, J.H.; WOO, H.J.; CHOI, M.W.; HAN, K.B.; KIM, C.W. Simultaneous Organic and Nitrogen Removal from Municipal Landfill Leachate Using an Anaerobic-Aerobic Sistem. **Water Research**. v. 35, n. 10, p. 2403 - 2410, 2001.

IMATOMI, M.; PEREZ, S.C.J.G.; FERREIRA, A.G. Caracterização e comportamento germinativo de sementes de *Caesaria sylvestris* Swartz (Salicaceae). **Revista Brasileira de Sementes**, v.31, n.2, p.36-47, 2009.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. 2008.

IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Diagnóstico da Produção de Mudanças Florestais Nativas do Brasil**. Relatório de Pesquisa. Brasília, 2015.

IPEF - Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais. Métodos de Quebra de Dormência de Sementes. Informativo Sementes IPEF. Novembro, 1997. Disponível em: <http://www.ipef.br/tecsementes/dormencia.asp>. Acesso em: 04 maio 2016 às 18:09h.

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. *Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado*. São Paulo: IPT/CEMPRE. 1995. 278p.

INAP - International Network for Acid Prevention [Internet]. *Treatment of sulphate in mine effluents*. International network for acid prevention. 129 p. 2003. Disponível em: http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Treatment_of_Sulphate_in_Mine_Effluents_-_Lorax_Report.pdf. Acesso em: 13/08/2018.

ISO - International Organization for Standardization. ISO 11268-1. Soil quality - Effects of pollutants on earthworms-- Part 1: Determination of acute toxicity to *Eisenia fetida/Eisenia andrei*. 2012.

JAMES, R. C.; ROBERTS, S. M.; WILLIAMS, P. L. **Em Principles of Toxicology: Environmental and Industrial Applications**; Williams, P. L.; James, R. C.; Roberts, S. M., eds.; 2nd ed., John Wiley & Sons: New York, 2000, cap. 1.

JESUS, R. M.; ROLIM, S. G. Experiências relevantes na restauração da Mata Atlântica. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Eds.). **Restauração Florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: EMBRAPA Florestas, 2005. p. 59-86.

JONES, B.F.; WARREN, C.E.; BOND, C.E.; DOUDOROFF, P. Avoidance reactions of salmonid fishes to pulp mill effluents. **Sewage Ind. Wastes** 28:1403–1413., 1956.

KABATA-PENDIAS, A. Soil-plant transfer of trace elements: an environmental issue. **Geoderma**, Amsterdam, v. 122, n. 2-4, p. 143-149, 2004.

KALCIKOVA, G.; ZAGORC-KONCAN, J.; GOTVAJN, A. Z. Evaluation of landfill leachate quality with battery of biotests. **Acta Environmentalica Universitatis Comenianae** (BRATISLAVA), Vol.19, Supplement, p. 145-150. 2011.

KALCIKOVA, G.; ZAGORC-KONCAN, J.; ZUPANCIC, M.; GOTVAJN, A. Z. Variation of landfill leachate phytotoxicity due to landfill ageing. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. Vol. 87, Issue 9, pages 1349–1353, September 2012.

KALCIKOVA, G.; ZUPANCIC, M.; LEVEI, E. A.; MICLEAN, M.; ENGLANDE, A. J.;

GOTVAJN, A. Z. Application of multiple toxicity tests in monitoring of landfill leachate treatment efficiency. **Environmental Monitoring and Assessment**, p. 187:489, 2015.

KÄMPF, A. N. **Produção comercial de plantas ornamentais**. 2. ed. Guaíba: Agrolivros, p. 45-72, 2005.

KING, L.D.; WESTERMAN, P.W.; CUMMINGS, G.A.; OVERCASH, M.R.; BURNS, J.C. Swine lagoon effluent applied to 'Coastal' Bermudagrass: II Effects on soil. **Journal of Environmental Quality**, v.14, p.14-21, 1985.

KISSMANN, C.; SCALON, S. P. Q.; SCALON FILHO, H.; RIBEIRO, N. Tratamentos para quebra de dormência, temperaturas e substratos na germinação de *Adenantha pavonina* L. **Ciência e Agrotecnologia**, v.32, n.2, p.668-674, 2007.

KJELDSEN, P.; CHRISTOPHERSEN, M. Composition of leachate from old landfills in Denmark. **Waste Management & Research**, v. 19, n. 3, p. 249-256, 2001.

KJELDSEN P. I., BARLAZ, M. A., ROOKER, A. P., BAUN, A., LEDIN, A., CHRISTENSEN, T. H. *Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review*. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.32, pp. 297-336, 2002.

KLAUCK, C. R.; RODRIGUES, M. A. S.; SILVA, L. B. Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment. **Braz. J. Biol.** vol. 75, no. 2 (suppl.), p. S57-S62, 2015.

KOBETICOVA, K.; HORMAN, J.; HOLOUBEK, I. Ecotoxicity of wastes in avoidance tests with *Enchytraeus albidus*, *Enchytraeus crypticus* and *Eisenia fetida*(*Oligochaeta*). **Waste Management**. Vol. 30, issue 4, p. 558-564. 2010.

KOURAA, A.; FETHI, F.; LAHLOU, A.; OUAZZANII, N. Reuse of urban wastewater by combined stabilization pond system en Benslimane (Marocco). **Urban Water**, v.4, p.373-378, 2002.

KULIKOWSKA, D., KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology**, ed. 99 p.5981–5985, 2008.

KURNIAWAN, T.A.; WAI-HUNG, L.; CHAN, G.S. Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials** 129: 80–100, 2006.

LACERDA, C.F.; CAMBRAIA, J.; CANO, M.A.O.; RUIZ, H.A.; PRISCO, J.T. During solute accumulation and distribution shoot and leaf development in two sorghum genotypes under salt stress. **Environ. and Exp. Bot.**, Amsterdam, v. 49, p.107-120, 2003.

LANDGRAF, M. D.; ALVES, M. R.; SILVA, S. C.; REZENDE, L. O. O. Caracterização de ácidos húmicos de vermicomposto de esterco bovino compostado durante 3 e 6 meses. **Química Nova**, vol. 22(4), 1999.

LANGDON, C.J.; HODSON, M.E.; ARNOLD, R.E.; BLACK, S. Survival, Pb-uptake and behaviour of three species of earthworm in Pb treated soils determined using an OECD-style toxicity test and a soil avoidance test. **Environmental Pollution**, v. 138, p. 368-375, 2005.

LARCHER, W. **Ecofisiologia Vegetal**. São Carlos, editora RIMA. São Paulo. 2000. 529p.

LARRICK, S.R.; DICKSON, K.L.; CHERRY, D.S.; CAIRNS, Jr.J. Determining fish avoidance of polluted water. **Hydrobiologia**, 61: 257–265. 1978.

LEMONS FILHO, J.P. de; GUERRA, S.T.M.; LOVATO, M.B.; SCOTTI, M.R.M.M.L. Germinação de sementes de *Senna macranthera*, *Senna multijuga* e *Stryphnodendron polyphyllum*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 32, n. 4, p. 357-361, abr. 1997.

LIMA, K.L.; CAVALCANTE, L.F.; FEITOSA FILHO, J.C. Efeitos de fontes e níveis de salinidade da água de irrigação sobre a germinação e o crescimento da pinheira. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 21, n. 2, p. 135-144, 2001.

LIMA, J.D.; ALMEIDA, C.C.; DANTAS, V.A.V.; SILVA, B.M.S.; MORAES, W.S. Efeito da temperatura e do substrato na germinação de sementes de *Caesalpinia ferrea* Mart. ex Tul. (Leguminosae, Caesalpinioideae). **Revista Árvore**, v.30, n.4, p.513-518, 2006.

LIN, S.H.; CHANG, C.C. Treatment of Landfill Leachate by Combined Electro-Fenton Oxidation and Sequencing Batch Reactor Method. **Water Research**. v. 34, n. 17, p. 4243 – 4249, 2000.

LINDER, G.; GREENE, J.; RATSCH, H.; NWOSU, J.; SMITH, S.; WILBORN, D. **SEED GERMINATION AND ROOT ELONGATION TOXICITY TESTS IN HAZARDOUS WASTE SITE EVALUATION: METHODS DEVELOPMENT AND APPLICATIONS**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/600/D-89/109 (NTIS PB90113184), 1989.

LINDOSO, Diego P.; “**Pegada climática**” do Uso da terra: Um diagnóstico do dilema entre o modelo de desenvolvimento agropecuário mato-grossense e as mudanças climáticas no período 2001-2007 / Diego Pereira Lindoso. Brasília, 2009. 219p.

LINS, E.A.M.; LINS, M.C.M.; LIMA, M.A.G.A.; ARAÚJO, J.M.; JUCÁ, J.F.T. “Monitoramento de lagoas de estabilização no tratamento de chorume – Aterro de Muribeca”. **Anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campo Grande – MS, 2005 (publicado em CD-ROM).

LIU, X.; CHENGXIAO, H.; ZHANG, S. Effects on earthworms activity on fertility and heavy metals bioavailability in sewage sludge. **Environment Internacional**, Amsterdam, v. 31, n. 6, p. 874-879, 2005.

LI-XIAN, Y.; GUO-LIANG, L.; SHI-HUA, T.; GAVIN, S.; ZHAO-HUAN, H. Salinity of animal manure and potential risk of secondary soil salinization through successive manure application. **Science of the Total Environment**. v. 383, p. 106–114, 2007.

LOMBARDI, J. V. **Fundamentos de toxicologia aquática**. Pp. 261 – 270 *In*: M. J. T. Ranzani – Paiva, R. M. Takemota & M. A. P. Lizama (Eds.), Sanidade de organismos aquáticos. Org. Livraria Varela, São Paulo, 426p. 2004.

LOPES, J. C; BARBOSA, L. G.; CAPUCHO, M. T.; Biometria, dormência e viabilidade de sementes de *Senna macranthera*. **Revista Nucleus**, v.9, n.2, out.2012.

LOPES, P.R.M. Biorremediação de solo contaminado com óleo lubrificante pela aplicação de diferentes soluções de surfactante químico e biosurfactante 58 produzido por *Pseudomonas aeruginosa* LBI. 2014. 185f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2014.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 2ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2002. v.2

LOUREIRO, S.; SOARES, A.M.V.M.; NOGUEIRA, A.J.A. Terrestrial avoidance behaviour tests as screening tool to assess soil contamination. **Environ. Pollut.** 138:121–131. 2005.

LUCHESE, A.V.; COSTA, A.C.S.; SOUZA-JUNIOR, I.G.. Lixiviação de íons após a aplicação de resíduos orgânicos de uma indústria farmoquímica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 2, p. 189 - 199, 2008.

LUDWIG, R.; PUTTI, F.F.; BRITO, R.R. de; Revisão sistemática sobre o uso de efluentes na agricultura. **Revista Fórum Ambiental da Alta Paulista**. Vol 8., nº 6, 2012.

LUND, L.J.; PAGE, A.L.; NELSON, C.O.; ELLIOTT, R.A. Nitrogen balances for an effluent irrigation area. **Journal of Environmental Quality**, v.10, p.349-352, 1981.

MAGALHÃES, D.P.; FERRÃO FILHO, A.S.A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras.**, 12 (3): 355 – 381, 2008.

MAGGI, C.F.; FREITAS, P.S.L.; SAMPAIO, S.C.; DIETER, J. Lixiviação de nutrientes em solo cultivado com a aplicação de água residuária de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.2, p.170–177, 2011.

MAHMOOD-UL-HASSAN, M.; AKHTAR, M. S.; NABI, G. Boron and Zinc Transport Through Intact Columns of Calcareous Soils. **Pedosphere**, v.18, 524-532, 2008.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. São Paulo, Ceres, 1980. 251p.

MALAVOLTA, E. **ABC da adubação**. São Paulo: Editora Agronômica Ceres Ltda, 4. ed, 1989. 255p.

MANTOVANI, E. C.; BERNARDO, S.; PALARTTI, L. F. **Irrigação: princípios e métodos**. Viçosa: UFV, 328 p, 2006.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. BRASIL. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/acessoainformacao/estatistica>. Acesso em: 07 set. 2014 às 15:54h.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. BRASIL. **Instruções para Análise de Sementes de Espécies Florestais**. Brasília, 2013.

MAPA - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. BRASIL. Registro Nacional de Sementes e Mudas – RENASEM. Disponível em: <http://sistemasweb.agricultura.gov.br/renasem/>. Acesso em: 04 maio 2016 às 14:55h.

MARCOS FILHO, J. **Fisiologia de sementes de plantas cultivadas**. FEALQ: Piracicaba, 2005. 495p.

MARSCHNER, A. Biologische Bodensanierung und ihre Erfolgskontrolle durch Biomonitoring. Pp. 568 – 576. *In*: J. Oehlmann & B. Markert (Eds.), Ökotoxikologie – Ökosystemare Ansätze und Methoden. **Ecomed**, Landsberg, 576p. 1999.

MARTIN-NETO, L.; ANDRIULO, A.E.; TRAGHETTA, D. Effects of cultivation on ESR spectra of organic matter from soil size fractions of a Mollisol. **Soil Sci.**, 157:365-372, 1994.

MARTÍNEZ, P. F. Manejo de substratos para horticultura. *IN*: FURLANI, A. M. C. et al. **Caracterização, manejo e qualidade de substratos para a produção de plantas**. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas, p. 53-76, 2002.

MARTINS, C. L.; JÚNIOR, A. B. C.; COSTA, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. vol.15 no.4 Rio de Janeiro Oct./Dec. 2010.

MATOS, A.T.; GARIGLIO, H.A.A.; MONACO, P.A.V. Deslocamento miscível de cátions provenientes da vinhaça em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.17, n.7, p.743–749, 2013.

MATOS, F.S.; ROCHA, E.C.; CRUVINEL, C.K.L.; RIBEIRO, R.A.; RIBEIRO, R.P.; TINOCO, C. F. Desenvolvimento de mudas de Pinhão-manso irrigadas com água salina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 37:947-954, 2013.

MATO, A. P. Determinação de nitratos, nitritos e prováveis fontes de contaminação em águas de poços e sua influência na metemoglobinemia infantil. São Paulo: Universidade Mackenzie, 1996. (Dissertação M.S.).

MATOS, T.S.; CIRQUEIRA, A.O.; DONAGEMMA, G.K.; POLIDORO, J.C. Lixiviação

de cálcio, magnésio e potássio em colunas de um Latossolo Vermelho Distrófico argiloso de Rio Verde - GO em resposta a doses de óxido de magnésio combinadas com gesso. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2007, Gramado, RS. Anais...Gramado, RS, 2007.

MAZOYER, M.; ROUDART, L. **Histoire des agricultures du monde: du néolithique à la crise contemporaine**. Paris: Seuil, 1998.

MCBEAN E.A., ROVERS F.A., FARQUHAR G.J. *Solid waste landfill engineering and design*. Englewood Cliffs, New Jersey, EUA: Prentice-Hall PTR.1995.

MEDEIROS, R.B.; PINTO, A.L.; MIGUEL, A.E.S. Implicações da vulnerabilidade ambiental na qualidade das águas superficiais da Bacia do Córrego das Antas, Tupi Paulista/SP. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**. 9(2): 34-50. 2013.

MEDEIROS, S.S.; SOARES, A.A.; FERREIRA, P.A.; MATOS, A.T.; SOUZA, J.A.A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, p.603-612, 2005. <<http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662005000400026>>

MEDEIROS, S. de S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C. L. e SOUZA, J. A. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo do estado nutricional do cafeeiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, PB, UAEAg/UFCG v.12, n.2, p.109–115, 2008.

MEIER J. R.; CHANG, L. W.; JACOBS, S.; TORSELLA, J.; MECKES, M. C.; SMITH, M. Use of plant and earthworm bioassays to evaluate remediation of soil from a site contaminated with polychlorinated biphenyls. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 16, n. 5, p. 928-938, 1997.

MEINICKE, A. C. **As minhocas**. Ponta Grossa: Copersul e Clube da Minhoca-PR, 134p. 1983.

MELO, M.R. da S.; MOURA, A. dos S.; FILHO, J.A.C de A.; CALDAS, A.M.; AMARAL, A.M do; PRADO, S.K. Lixiviação de Cálcio (Ca^{2+}), em Lisímetro de drenagem, na presença de um polímero hidroabsorvente submetidos a duas lâminas de irrigação. In: 64ª Reunião da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, 2012.

MELO, P.C.T. de. Panorama atual da cadeia brasileira de produção de hortaliças. In: **Congresso Brasileiro de Fruticultura**, 20. Palestras. Vitória: ENCAPER. p.cd-rom. 2008.

MELO, R.F.; FERREIRA, P.A.; MATOS, A.T.; RUIZ, H.A.; OLIVEIRA, L.B. Deslocamento miscível de cátions básicos provenientes da água residuária de mandioca em colunas de solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, p.456-465, 2006.

MENDES, P.E.F.; BASTOS, R.G.; SOUZA, C.F. Efluente tratado na agricultura:

Aspectos agronômicos e sanitários no cultivo do rabanete. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*. v.10, nº.1, p. 428 - 438, 2016. DOI: <https://dx.doi.org/10.7127/rbai.v10n100347>.

MENDONÇA, E.S.; ROWELL, D.L. Dinâmica do alumínio e de diferentes frações orgânicas de um Latossolo argiloso sobre cerrado e soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v.18, p.295-303, 1994.

METCALF, L.; EDDY, H.P. Wastewater engineering treatment in reuse. 4.ed. Mcgraw Hill: Boston, 2003.

MOHAJERI, S; AZIZ, H.A; ISA, M.H; ZAHED, M.A; ADLAN, M.N; Statistical optimization of process parameters for landfill leachate treatment using electro-Fenton technique. **Journal of Hazardous Materials**, v.176, p.749-758, 2010.

MONDO, V. H. V.; BRANCALION, P. H. S.; CICERO, S. M.; NOVEMBRE, A. D. L. C.; NETO, D. D. Teste de germinação de sementes de *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan (FABACEAE). **Revista Brasileira de Sementes**, vol. 30, nº 2, p.177-183, 2008.

MONTEMURRO, F.; FERRI, D.; TITTARELLI, F.; CANALI, S.; VITTI, C. Anaerobic digestate and on-farm compost application: Effects on lettuce (*Lactuca sativa* L.) crop production and soil properties. **Compost Science & Utilization**, v.18, p.184-193, 2010.

MOZAFFARI, M.; SIMS, T.S. Phosphorus availability and sorption in an Atlantic coastal plain watershed dominated by animal based agriculture. *Soil Sci.*, nº 157, p.97-107, 1994.

MUCELIN, C. A.; BELLINE, M. Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, 20 (1): 111-124, jun. 2008.

MUNNS, R. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant Cell and Environ.*, Logan, v.25, p.239-250, 2002.

MURTY, A. S. Toxicity of pesticide to fish. USA, CRC press, (1), 192p., 1988.

NAHMANI, J.; HODSON, M.E.; BLACK, S. A review of studies performed to assess metal uptake by earthworms. **Environmental Pollution**, Amsterdam, vol. 145, n. 2, p. 402-424, 2007.

NEDER, L. de T.C. Tratamento de Resíduos Industriais Perigosos: Tecnologia de Encapsulamento por complexos Argilominerais – CAMs. São Paulo, 1998. Tese Doutorado - Faculdade de Saúde Pública, Departamento de saúde Ambiental, Universidade de São Paulo.

NETO, P.F; ALMEIDA A.A.S; FORTES N.L.P; SILVA E.M.A.M. Característica química do solo e o crescimento do *Eucalyptus grandis* fertilizado com efluente da indústria de refino de óleo vegetal. In: **Anais II Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul: Recuperação de Áreas Degradadas, Serviços**

Ambientais e Sustentabilidade, Taubaté, Brasil, 09-11 dezembro 2009, IPABHi, p. 711-716.

NJOKU, K.L.; AKINOLA M.O.; TAIWO B.G. Effects of gasoline diesel fuel mixture on the germination and the growth of *Vigna unguiculata* (Cowpea) Afr. **J. Environ. Sci. and Tech.** vol. 3(12), pp. 466-471, 2009.

NOBRE, R.G.; GHEYI, H.R.; SOARES, F.A.L.; ANDRADE, L.O. de; NASCIMENTO, E.C.S. Produção do girassol sob diferentes lâminas com efluentes domésticos e adubação orgânica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 747-754, 2010. ISSN 1415-4366. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662010000700010&nrm=iso>. Acesso em: 25 Jul. 2016.

NÓBREGA, R.S.A.; VILAS BOAS, R.C.; NÓBREGA, J.C.A.; PAULA, A.M. de; MOREIRA, F.M. de S. Utilização de biossólido no crescimento inicial de mudas de Aroeira (*Schinus terebynthifolius* Raddi). **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.31, n.2, p. 239-246, 2007.

NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J.; NUNES, F.N. Fósforo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F. FONTES, R.L.; CANTARUTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (eds.) **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 471-550.

NUNES, A. da S.; LOURENÇÃO, A.L.F.; PEZARICO, C.R.; SCALON, S. de P.Q.; GONÇALVES, M.C. Fontes e níveis de salinidade na germinação de sementes de *Crotalaria juncea* L. **Ciência e Agrotecnologia**, 33(3), 753-757, 2009. <https://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542009000300013>

OECD - Organization For Economic Cooperation and Development– Terrestrial Plant Test: 208: **Seedling Emergence and Seedling Growth Test**. Guideline for the Testing of Chemicals Proposal for Updating Guideline 208, 2003.

OLIVEIRA, M. K. T.; OLIVEIRA, F. de A.; MEDEIROS, J. F.; LIMA, C. J. G. de S.; GUIMARÃES, I. P. Efeito de diferentes teores de esterco bovino e níveis de salinidade no crescimento inicial da mamoneira (*Ricinus communis* L.). **Revista Verde** (Mossoró – RN – Brasil), v.1, n.1, p.47-53 janeiro/junho de 2006.

OLIVEIRA, P. M.; BLANK, A. F.; PEREIRA, A. J.; LIMA, L. A. Efeito da salinidade da água sobre a germinação de cultivares de melão. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 2, n. 2, p. 235-238, 1998.

OLIVEIRA, R.A; FREITAS, W.S; GALVÃO, J.C.C; PINTO, F.A; CECON, P.R. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura nas características nutricionais do milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v.3, n.3, p.357-369, 2004.

OMAR, H.; ROHANI, S. Treatment of landfill waste, leachate and landfill gas: A review. **Front. Chem. Sci. Eng.** 9(1): 15–32, 2015.

ONU - United Nations Organization. Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e

Desenvolvimento. 1992. Disponível em: <http://www.onu.org.br/rio20/img/2012/01/rio92.pdf>. Acesso: 15 nov. 2015.

OULD AHMED, B. A.; MORITANI, M. I. S. Effect of saline water irrigation and manure application on the available water content, soil salinity, and growth of wheat. **Agric. Water Manag.**, v.97, p.165-170, 2010.

PAGANINI, W.S. **Disposição de esgotos no solo: (escoamento à superfície)**. São Paulo: fundo Editorial da AESA BESP. 1997.

PAPINI, S.; ANDRÉA, M.M. Ação de minhocas *Eisenia fetida* sobre a dissipação dos herbicidas simazina e paraquat aplicados no solo. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**. vol.28 n.1 Viçosa Jan./Feb. 2004.

PARIZOTTO, C.; PANDOLFO, C. M. Produção orgânica de alface e atributos de solo pela aplicação de composto de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v.4, p.195-199, 2009.

PASSOS, M.A.A.; SILVA, F.J.B.C.; SILVA, E.C.A.; PESSOA, M.M.L.; SANTOS, R.C. Luz, substrato e temperatura na germinação de sementes de cedro-vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, n.2, p.281-284, 2008.

PATRICIO, F.C.; RIGITANO, R.L.O.; GOUVÊA, A.V.; FRANCO, A.A. Toxicidade do inseticida-nematicida Aldicarbe às espécies de peixes *Brachydanio rerio* e *Orthospinus franciscensis*. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, (26) 2, 385-391, 2002.

PEDROTTI, A.; CHAGAS, R.M.; RAMOS, V.C.; PRATA, A.P. do N.; LUCAS, A.A.T.; SANTOS, P.B. Causas e consequências do processo de salinização dos solos. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. Santa Maria, v. 19, n. 2, mai-ago. p. 1308-1324, 2015.

PHILLIPS, I.; BURTON, E. Nutrient leaching in undisturbed cores of an acidic sandy Podosol following simultaneous potassium chloride and di-ammonium phosphate application. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v.73, p.1-14, 2005.

PIMENTEL, M. F.; SILVA JÚNIOR, F. C. G.; SANTAELLA, S. T. & LOTUFO, L. V. C. O uso de *Artemia sp.* como organismo-teste para avaliação da toxicidade das águas residuárias do beneficiamento da castanha de caju antes e após tratamento em reator biológico experimental. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 6, n. 1, p. 15-22, 2011.

PIMENTEL, M. S.; DE-POLLI, H.; LANA, Â. M. Q. Atributos químicos do solo utilizando composto orgânico em consórcio de alface-cenoura. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.39, p.225-232, 2009.

PINTO, H.S.; ASSAD, E. **Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil**. Embrapa. São Paulo, 2008. Disponível em: <http://www.embrapa.br/publicações/técnico/aquecimentoglobal.pdf>. Acesso em: 08 Ago. 2016.

PIOVESAN, R. P. Perdas de nutrientes via subsuperfície em colunas de solo sob

adubação mineral e orgânica. 2006. 73 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

PREVEDELLO, C.L. **Física do solo com problemas resolvidos**. Curitiba: Salesward-Discovery. 446 p., 1996.

PRISCO, J. T. Alguns aspectos da fisiologia do “stress” salino. **Revista Brasileira de Botânica**, v.3, p.85-94, 1980.

PRIOR, M. SMANHOTTO, A.; SAMPAIO, S.C.; NOBREGA, L.H.; OPAZO, M.A.U.; DIETER, J. Acúmulo e percolação de fósforo no solo devido à aplicação de água residuária de suinocultura na cultura do milho (*Zea mays* L.). **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**. v 2. n1. Jan.- Abr. 2009.

POHLAND, F.G., HARPER, S. R. Critical review and summary of leachate and gas production from landfills. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, U.S.A. 1986.

POPINIGIS, F. Fisiologia das sementes. Ministério da Agricultura – AGIPLAN, Brasília, 289p, 1985.

PURQUERIO, L. F. V.; TIVELLI, S. W. **Manejo do ambiente em cultivo protegido**. Manual técnico de orientação: projeto hortalimento. São Paulo: Codeagro, 2006. p. 15-29. Disponível em: <http://www.iac.sp.gov.br>. Acesso em: 14 mai. 2016.

QAFOKU, N.P.; SUMNER, M.E. Retention and transport of calcium nitrate in variable charge sub soils. **Soil Science**, Baltimore, v. 166, n. 5, p. 297-307, 2001.

QUARESMA, C. C.; GARCIA, M. V. B.; GARCIA, T. B. Toxicidade Aguda de Parathion Metil para *Danio rerio* (Teleostei, Cyprinidae), em condições Tropicais. **Anais da III Jornada de Iniciação Científica da Embrapa Amazônia Ocidental**. 2008.

QUEIROZ, M. M. F.; LOST, C.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. Vol. 5(4): 200-210. 2010.

QUEIROZ, T. R.; ADDAD, J. E. **Ensaio ecotoxicológicos com utilização de vegetais: germinação de *Lacuca sativa* – Alface e *Eruca sativa* – Rúcula**. XI Seminário PIBIC/UMESP de Pesquisa, Universidade Metodista de São Paulo. 2014.

RAMBO, L.; SILVA, P.R.F. da; ARGENTA, G.; SANGOI, L. Parâmetros de planta para aprimorar o manejo da adubação nitrogenada de cobertura em milho. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v.34, n.5, p.1637-1645, 2004.

REBOUÇAS, J.R.L.; NETO, M.F.; DIAS, N. da S.; GOMES, J.W.S.; GURGEL, G.C. de S.; QUEIROZ, I.S.R. de. Qualidade de mudas de Sabiá irrigadas com efluente doméstico. **FLORESTA**, Curitiba, PR, v. 48, n. 2, p. 173-182, abr/jun 2018.

REICHERT, G. A. *A vermicompostagem aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro*

sanitário. 1999. Dissertação (mestrado), IPH/PPERHSA/UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil.

REISDÖRFER, G. Avaliação do processo de lodo ativado operando um reator sequencial em batelada para tratamento de chorume em escala piloto. 2011. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação Mestrado em Ambiente e Desenvolvimento – UNIVATES, Lajeado.

RENOU, S.; GIVAUDAN, J.G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, 150, 468–493, 2008.

RESENDE, A. V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato**. Planaltina: Embrapa Cerrados; 2002.

REZENDE, G.S.; MIOTO, L.S.; MENDES, R.R.; TONELLO, A.P.; FREITAS, P.S.L. de; REZENDE, M.K.A. Efeitos da aplicação de efluente doméstico no solo: Magnésio. IN: Anais Eletrônico, IX EPCC – Encontro Internacional de Produção Científica UNICESUMAR. Maringá –PR: 03 a 06 de novembro de 2015.

RIBEIRO, M.R. Origem e Classificação dos Solos Afetados por Sais. In: GHEYI, H.R.; DIAS, N.S.; LACERDA, C.F. (Eds.). Manejo da Salinidade na Agricultura: Estudos Básicos e Aplicados. Fortaleza, INCTSal. p.11-19., 2010.

RICHARDS, L.A. **Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos**. México: Editorial Limusa, 1980. 172p.

RIOS, L.C.; MATOS, T.S. de; GIANERINI, Y.X.; DONAGEMMA, G.K.; BALIEIRO, F.C.; POLIDORO, J.C.; FREITAS, P.L. de; ANDRADE, C.C. Lixiviação de Cálcio, Magnésio e Potássio em Colunas de Um Latossolo Amarelo Distrófico Textura Média, de Luis Eduardo Magalhães - Ba, em Resposta As Doses de Óxido de Magnésio Combinadas com Gesso. In: Manejo e conservação da água no contexto e mudanças ambientais. XVII REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA. Rio de Janeiro:10 a 15 de agosto de 2008.

RODRIGUES, M.B.; VILAS BOAS, M.A.; SAMPAIO, S.C.; REIS, C.F.; GOMES, S.D. Efeitos de fertirrigações com águas residuárias de laticínio e frigorífico no solo e na produtividade da alface. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 8, n. 3, p. 173-182, 2011.

RODRIGUES, J.O.; ANDRADE, E.M. de; CRISÓSTOMO, L.A.; TEIXEIRA, A. dos S. Modelos da concentração iônica em águas subterrâneas no Distrito de Irrigação Baixo Acaraú. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v.38, n.4, p.360-365, out./dez., 2007.

RODRIGUES, V. A. **Morfometria e mata ciliar da microbacia hidrográfica**. In: Rodrigues VA, Starzynski R, organizadores. **Workshop em manejo de bacias hidrográficas**. Botucatu: FEPAF:FCA:DRN; 2004

ROEX, E. W. M.; VAN LANGEN, M. C. T.; VAN GESTEL, C. A. M. Acute toxicity of

two compounds with different modes of action to the zebrafish, *Danio rerio*. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 68, p. 269- 274, 2002.

RONCO, A., BÁEZ, M.C.D., GRANADOS, Y.P. Em **Ensayos Toxicológicos y Métodos de Evaluación de Calidad de Aguas - Estandarización, Intercalibración, Resultados y Aplicaciones**; Morales, G. C., ed.; Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo: Ottawa, 2004, cap. 1.

SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R. et al. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. **Desalination**, 220, p.108–114, 2008.

SALVADOR, M.A.; JOSÉ, J.V.; REZENDE, R.; OLIVEIRA, H. do V. de; GAVA, R. Aplicação de Efluente Líquido de Fecularia em Substratos e Solos para a Produção de Mudanças de Eucalipto. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente**, v.5, n. Edição Especial, p. 175-188, out. 2012.

SAMPAIO, S.C.; CAOVILO, F. A.; OPAZO, M.A.U.; NÓBREGA, L.H.P.; SUSZEK, M.; SMANHOTTO, A. Lixiviação de íons em colunas de solo deformado e indeformado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.1, p.150-159, jan./fev. 2010.

SANDRI, D.; MATSURA, E.E.; TESTEZLAF, R. Desenvolvimento da alface Elisa em diferentes sistemas de irrigação com água residuária. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.11, n.01, p.17-29, 2007.

SANTARÉM, E.R.; AQUILA, M.E.A. Influência de métodos de superação de dormência e do armazenamento na germinação de sementes de *Senna macranthera* (COLLADON) Irwin & Barney (Leguminosae). **Revista Brasileira de Sementes**, vol. 17, nº 2, p. 205-209, 1995.

SANTOS, H.G. dos; JACOMINE, P.K.T.; ANJOS, L.H.C. dos. OLIVEIRA, V.A. de; OLIVEIRA, J.B. de; COELHO, M.R.; LUMBRERAS, J.F.; CUNHA, T.J.F. (Ed.). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro, RJ: Embrapa Solos, 306 p. 2014.

SANTOS, A.B.; FAGERIA, N.K.; ZIMMERMANN, F.J.P. Atributos químicos do solo afetado pelo manejo da água e do fertilizante potássico na cultura de arroz irrigado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.1, p.12- 16, 2002.

SANTOS, J.S. dos; LIMA, V.L.A. de; BORGES JUNIOR, J.C.F.B.; SILVA, L.V.B.D.; AZEVEDO, C.A.V. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.14, n.11, p.1226–1233, 2010.

SANTOS, J.S. Deslocamento de solutos provenientes de águas residuária em coluna de solo. 2008. 92 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Campina Grande, Campina grande, 2008.

SANTOS, J.S. dos; LIMA, V.L.A. de; JUNIOR, J.C.F.B.; SILVA, L.V.B.D.; AZEVEDO, C.A.V. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14,

n.11, p.1226–1233, 2010.

SANTOS, P.R. dos; RUIZ, H.A.; NEVES, J.C.L.; ALMEIDA, E.F. de; FREIRE, M.B.G.S.; FREIRE, F.J. Germinação, vigor e crescimento de cultivares de feijoeiro em soluções salinas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, (Suplemento), p.882–889, 2009.

SANTOS, V.L.M.; CALIL, A.C.; RUIZ, H.A.; ALVARENGA, E.M.; SANTOS, C.M. Efeito do estresse salino e hídrico na germinação e vigor de sementes de soja. **Revista Brasileira de Sementes**, Pelotas, v. 14, n.2, p.189-194, 1992.

SCHOSSLER, T.R.; MACHADO, D.M.; ZUFFO, A.M.; ANDRADE, F.R.de; PIAUILINO, A.C. Salinidade: efeitos na fisiologia e na nutrição mineral de plantas. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v.8, n.15; p. 1563-1578, 2012.

SCHVARTSMAN, S. **Intoxicações agudas**. 4ed. Ed. Sarvier, São Paulo, 355p. 1991.

SCHUPP, E.W.; FUENTES, M. Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant populations ecology. **Ecoscience** 2(3): 267-275, 1995.

SCHWARZENBACH, R.P.; STIERLI R.; LANZ, K. & ZEYER J. Quinone and iron porphyrin mediated reduction of nitroaromatic compounds in homogeneous aqueous solution. **Environ. Sci. & Technol.**, 24:1566-1574, 1990.

SHAIBERG, I.; OSTER, J.D. 1978. **Quality of irrigation water**. Bet dagon: International Irrigation Center, 1978. 65p.

SHEPHERD, M.A. Factors affecting nitrate leaching from sewage sludges applied to a sandy soil in arable agriculture. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 58, n. 2-3, p. 171-185, 1996. [http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809\(96\)01018-3](http://dx.doi.org/10.1016/0167-8809(96)01018-3)

SHIVA, V. Tomorrow's Biodiversity. Cap. Having our Cake and Eating it Too. 2000.

SHOULTS-WILSON, W. A. et al. Evidence for avoidance of Ag nanoparticles by earthworms (*Eisenia fetida*). **Ecotoxicology**, v. 20, n. 2, p. 385-396, 2011.

SIDDIQUI, S.; ADAMS, W.A.; SCHOLLION, J. The phytotoxicity and degradation of diesel hydrocarbons in soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 164, p. 631-635, 2001.

SILVA, A.C.; BONECKER, A.C.T.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR., G.L. Avaliação da Sensibilidade de *Brachydanio rerio* e *Poecilia vivipara* (Pisces) ao chorume do aterro de Gramacho/RJ. **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 14 a 19 de Setembro de 2003, Joinville – Santa Catarina.

SILVA, A.C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA JR., G.L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. **Chemosphere**, v. 55, n. 2, p. 207-214, 2004.

SILVA, A.C. Tratamento de percolado de aterro sanitário e avaliação da toxicidade do efluente bruto e tratado. 2002. 111 p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002.

SILVA, A.T. Movimentação de amônio, nitrato, potássio e fósforo aplicados por fertirrigação em latossolos. 2004. 68 f. Tese (Doutorado)-Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

SILVA, D.G.; ESTEVES, B.S.; PAES, H.M.F.; SOUSA, E.F. **Irrigação por Aspersão**. Manual Técnico. Niterói: Programa Rio Rural, 23p. 2012.

SILVA, I.N.; FONTES, L.O.; TAVELLA, L.B.; OLIVEIRA, J.B.; OLIVEIRA, A.C. Qualidade de água na irrigação. **Agropecuária Científica no Semi-Árido**, v.07, p. 01-15, jul/set, 2011.

SILVA, I. R. da; FURTINI NETO, A. E.; CURI, N.; VALE, F. R. do. Crescimento inicial de quatorze espécies florestais nativas em resposta a adubação potássica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.32, n.2, p.205-212, fev. 1997.

SILVA, N.F. da; NETO, J.A.L.; TEIXEIRA, M.B.; CUNHA, F.N.; MIRANDA, J.H. de; COELHO, R.D. Distribuição de solutos em colunas de solo com vinhaça. **Irriga**, Botucatu, Edição Especial, p. 340 - 350, 2012.

SILVA, R.M. Uso de artrópodes como bioindicadores na análise da qualidade ambiental, 2009. Disponível em: <http://www.artigonal.com/biologia-artigos/uso-de-artropodes-como-bioindicadores-na-analise-da-qualidade-ambiental-1397325.html>. Acesso em: 17 mai. 2016.

SILVA, R.N.; LOPES, N.F.; MORAES, D.M; PEREIRA, A.L.; DUARTE, G.L. Physiological quality of barley seeds submitted to saline stress. **Revista Brasileira de Sementes**, v.29, n.1, p.40-44, 2007.

SISINNO, CLS, OLIVEIRA-FILHO, EC, DUFROYER, EMC. Toxicity evaluation of a municipal dump leachate using zebrafish acute tests. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. 64: 107–113, 2000.

SIVAKUMAR, S.; SUBBHURAAM, V.C. Toxicity of chromium(III) and chromium(VI) to the earthworm *Eisenia fétida*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. Vol. 62, issue 1, p. 93-98. 2005.

SIVRITEPE, N.; SIVRITEPE, H.O.; ERIS, A. The effect of NaCl priming on salt tolerance in melon seedling grown under saline conditions. **Sci. Hortic.**, Georgia, v. 97, n. 1, p. 229-237, 2003.

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L.). In: Morales, G. C. **Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: Estandarización, Intercalibración, resultados e ya aplicaciones**, IMTA, p. 63-72, 2004.

SOUSA, A; PEREIRA, R.; ANTUNES, S.C.; CACHADA, A.; PEREIRA, E.; DUARTE,

A.C.; GONÇALVES, F. Validation of avoidance assays for the screening assessment of soils under different anthropogenic disturbances. **Ecotoxicol. Environ. Saf.** 71:661–670. 2008.

SOUZA, G. B., BERNARDI, A. C. C.; MONTE, M. B. M.; PAIVA, P. R. P. Produtividade e qualidade da silagem de milho adubado com a mistura de uréia e zeólita. In.: Fertibio 2008. Resumos. Londrina, 2008.

SOUZA, P. H. de; PAIVA, H. N. de; NEVES, J. C. L.; GOMES, J. M.; MARQUES, L. S. Crescimento e qualidade de mudas de *Senna macranthera* (COLLAD.) Irwin et Barn. em resposta à calagem. **Revista Árvore**, Viçosa – MG, v. 34, n. 2, p. 233-240, 2010.

STURION, J. A. **Métodos de produção e técnicas de manejo que influenciam o padrão de qualidade de mudas florestais**. Curitiba: EMBRAPA, URPFC, 1981. 18p. (EMBRAPA. URPFC. Documentos, 3).

TAMADA, I. S.; MONTAGNOLLI, R. N.; LOPES, P. R. M.; BIDOIA, E. D. **Toxicological evaluation of vegetable oils and biodiesel in soil during the biodegradation process**. Brazilian Journal of Microbiology. p. 1576-1581, 2012.

TERACINES, E. B. **Impactos Econômicos do El Niño 97/98 na produção agrícola brasileira**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo, 2011. Disponível em: www.cbmet.com/cbm-files/12-f7ed5ed4db4e0d8bbe8d2c00c764726.pdf. Acesso em: 08 Ago. 2016.

TESTER, M.; DAVENPORT, R. Na⁺ tolerance and Na⁺ transport in higher plants. **Annals of Botany**, v.91, n.3, p.503-527, 2003.

TESTEZLAF, R; MATSURA, EE; CARDOSO, JL 2002. Importância da irrigação no desenvolvimento do agronegócio. CSEI/ABIMAQ FEAGRI, UNICAMP. Campinas, 2002. 41p

THODE-FILHO, S.; CALDAS, M.A.F. O uso da tecnologia da informação que integra a cadeia produtiva nas pequenas empresas do comércio varejista do município do Rio de Janeiro. In: **IV Congresso Nacional de Excelência em Gestão**, 2008a.

THODE-FILHO, S; CALDAS, M.A.F. O gerenciamento da informação nas micro e pequenas empresa. In: **Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia**, 2008b.

TOLEDO, F.F.; MARCOS FILHO, J. **Manual das sementes-tecnologia da produção**. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 1977. 224 p.

TOMLIN, A.D. Behaviour as a source of earthworm susceptibility to ecotoxicants. In: P.W. Greig-Smith, H. Becker, P.J. Edwards, F. Heimbach (Eds.), *Ecotoxicology of earthworms*. Intercept, Hants, p. 116-125, 1992

TRAZZI, P. A.; CALDEIRA, M. V. W.; PASSOS, R. R.; GONÇALVES, E. O. Substratos de origem orgânica para a produção de mudas de Teca (*Tectona grandis* Linn. F.). **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 3, p. 401-409, jul-set., 2013.

TRIGUEIRO, R. de M.; GUERRINI, I. A. Uso de biossólido como substrato para produção de mudas de eucalipto. **Scientia Forestalis**. N. 64, p. 150-162, dez. 2003.

TRUHAUT, R. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. **Ecotoxicol Environ Safety** 1 : 151–173, 1977.

TUCCI, C.E.M. **Desafios em Recursos Hídricos**. In: PHILIPPI Jr., A.; TUCCI, C.E.M.; HOGAN, D.J.; NAVEGANTES, R. Interdisciplinaridade em Ciências Ambientais. São Paulo: Signus Editora. p.254-265, 2000.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2ªEd. São Carlos, Rima, 2005, 248p.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **SW-846 EPA Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils and oils**. Test Methods for Evaluating Solid Waste. 3rd Update. Washington, DC, 1998.

USEPA - United States Environmental Protection Agency [Internet]. *2009 Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories Tables*. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC, 18p. 2009. (EPA/600/R-95/068). Disponível em: <<http://www.epa.gov/waterscience/criteria/drinking/dwstandards2009.pdf>>. Acesso em: 13/08/2018.

USEPA - United States Environmental Protection Agency– **Seed Germination/ Root Elongation Toxicity Tests**. Ecological Effects, Tests Guidelines, 1996.

VAN GESTEL, K.; MERGAERT, J.; SWINGS, J.; COOSEMANS, J.; RYCKEBORE, J. Bioremediation of diesel oil-contaminated soil by composting with biowaste. **Environ Pollut**. 2001.

VARALLO, A.C.T; CARVALHO, L.; SANTORO, B.L.; SOUZA, C.F. Alterações nos atributos de um Latossolo Vermelho-amarelo irrigado com água de reuso. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.14, n.4, p.372–377, 2010.

VARNERO, M.T.; ROJAS, C.; ORELLANA, R. Indices of phytotoxicity of organic residues during composting, **J. of Soil Sci. and Plant Nutrit.**, 7 (1), 28 – 37, 2007.

VAZQUEZ, G.H.; SOUZA, W.J.O. de; VANZELA, L.S.; ISA, K.M.; ASSIS, A.V. de. Interferência do tipo de germinação - hipógeo ou epígeo - no estabelecimento inicial de plântulas em diferentes profundidades de semeadura. **Revista BioEng**, Tupã, v.5 n.3, p. 158-169, Set/Dez., 2011.

VERON, J. **Etude Bibliographique sur les lixiviats produits par la mise en decharge des dechets industriels**. Ministère de L'Équipement, Du logement, de L'Aménagement du Territoire, et des Transports . Collection Recherche Environment n° 29, 1986.

VIJVER, M.G.; VINK, J.P.M.; MIERMANS, C.J.H.; GESTEL, C.A.M. Oral Sealing

Using Glue: a New Method to Distinguish between Intestinal and Dermal Uptake of Metals in Earthworms. **Soil Biology & Biochemistry**, 35: 125-132. 2003.

VWIOKO, D.E., FASHEMI, D.S. Growth response of *Ricinus cummunis* L. (castor oil) in spent lubricating oil polluted soil. **J. Applied Sci. Environ. Manage.** 9(2): 73-79, 2005.

WANG, K.; ZHANG, R. Heterogeneous soil water flow and macropores described with combined tracers of dye and iodine. **Journal of Hydrology**, v. 397, p. 105–117, 2011.

WANG, Y.; WU, S.; CHEN, L.; WU, C.; YU, R, WANG, Q.; ZHAO, X. Toxicity assessment of 45 pesticides to the epigeic earthworm *Eisenia fétida*. **Chemosphere**, vol. 88, p. 484–491, 2012.

WHO - World Health Organization [Internet]. *Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, 2008. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/fulltext.pdf>. Acesso em: 13/08/2018

WWF – World Wide Fund for Nature. Ameaças à Mata Atlântica. 2015. Disponível em: http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/questoes_ambientais/biomas/bioma_mata_atl/bioma_mata_atl_ameacas/. Acesso em: 15 Nov. 2015.

YEARLEY, R.B.; GAST, L.C.; LAZORCHAK, J.M. The potential of an earthworm avoidance test for evaluation of hazardous waste sites. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 15, n. 9, p. 1532-1537, 1996.

YU, M.-H.; *Environmental Toxicology: Biological and Health Effects of Pollutants*, 2nd ed., CRC Press: Boca Raton, 2005.

ZAKRZEWSKI, S. F.; **Principles of Environmental Toxicology**, American Chemical Society: Washington, 1994.

ZHAN, T. I. T; GUAN, C.; XIE, H. J.; CHEN, Y. M. Vertical migration of leachate pollutants in clayey soils beneath an uncontrolled landfill at Huainan, China: A field and theoretical investigation. **Science of the Total Environment**, 470-471, 2014.

ZHU, N.; KU, T.; LI, G; SANG, N. Evaluating biotoxicity variations of landfill leachate as penetrating through the soil column. **Waste Management**, 33. 1750-1757, 2013.

ANEXO A - Análise de variância (ANOVA) para os parâmetros físico-químicos estudados em ambos os substratos

Fonte de Variação	pH			Ca			Mg			K			Na			P			C.Org	PST		N
	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	a	b	c	c	b	c	a
Lixiviado	ns	**	*	**	**	**	*	ns	**	**	**	**	nr	**	**	**	ns	**	ns	**	**	**
Profundidade	ns	**	ns	*	**	**	ns	**	*	ns	ns	ns	nr	ns	ns	ns	ns	**	ns	**	*	**
Interação																						
Lixiviado X Profundidade	ns	**	ns	**	*	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	nr	ns	ns	ns	ns	*	ns	**	ns	**
CV	3,8/3,5/4,2			6,2/10,5/8,2			5,1/19,0/16,5			9,8/9,8/16,0			nr/4,6/9,5			10,0/12,8/13,4			12,0	16,6/8,6		6,4

** significância pelo teste F a 1%; *significância pelo teste F a 5%; ns - não significativo pelo teste F. a – substrato comercial; b – substrato convencional; c – substrato orgânico. nr – não realizado.

ANEXO B – Certificado da Comissão de Ética no Uso de Animais: CEUA – IFRJ,
referente aos ensaios de ecotoxicidade com *Brachydanio rerio*



COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS: CEUA-IFRJ

CERTIFICADO PARA ATIVIDADES DE PESQUISA CIENTÍFICA

Em consonância com a Orientação Técnica nº 8
de março de 2008, publicada no ROR nº 54

Certificamos que a proposta intitulada "Testes de ecotoxicidade de lixiviados de aterro sanitário utilizando peixe *Brachydanio rerio* como bioindicador", registrada com o nº 002/2016 interno da CEUA e nº 23276000685/2016-25 institucional, sob a responsabilidade de **Heider Alves Franco** - que envolve a produção, manutenção ou utilização de animais pertencentes ao filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto humanos), para fins de pesquisa científica - encontra-se de acordo com os preceitos da Lei nº 11.794, de 8 de outubro de 2008, do Decreto nº 6.899, de 15 de julho de 2009, e com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle de Experimentação Animal (CONCEA), e foi APROVADO pela COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS DO INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO RIO DE JANEIRO (CEUA-IFRJ), após correções solicitadas em reunião da CEUA em 30/11/2016.

Finalidade	() Ensino (X) Pesquisa Científica
Vigência da autorização	08/02/2017 até 07/02/2019
Espécie/linhagem/raça	<i>Brachydanio rerio</i>
Nº de animais	100
Peso/Idade	80-100mg/idade indiferente
Sexo	indiferente
Origem	Laboratório de Produção de Mudanças - Laboratório de Controle Alternativo de Pragas


 PRDDE LUÍZA DIONÉ BARBOSA DE MELO
 Comissão Ética no Uso de Animais (CEUA)
 Instituto Federal do Rio de Janeiro PRESIDENTE DA CEUA-IFRJ
 Presidente (CEUA) SIAPE: 1565452

ANEXO C - Comprovante de aceite de artigo para publicação



CARTA DE ACEITE

Temos a satisfação de informar que o Artigo intitulado "*Aspectos Associados à Degradação Ambiental e ao Uso de Efluentes na Agricultura do Brasil*", de autoria de Heider Alves Franco; Sérgio Thode Filho; Daniel Vidal Pérez; Monica Regina da Costa Maques, foi aceito para publicação na revista *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science* (ISSN: 2238-8869 / DOI: 10.21664/2238-8869), a ser publicada em formato digital no site < <http://revistas.unievangelica.edu.br/index.php/fronteiras> >.

Anápolis, 29 de Maio de 2018.



Pedro Vitor Lemos Cravo
Editor



Sandro Dutra e Silva
Editor

APÊNDICE A – Produção Acadêmica do Autor durante o programa de Doutorado.

Parte dos resultados obtidos no desenvolvimento da presente tese deu origem aos seguintes trabalhos:

- Publicações referentes ao projeto de tese (aceito para publicação, Anexo C.1):

- **FRANCO, H. A.**; THODE FILHO, SÉRGIO; PEREZ, D. V.; MARQUES, M. R. C. ASPECTOS ASSOCIADOS À DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E AO USO DE EFLUENTES NA AGRICULTURA DO BRASIL. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, 2018.

- Trabalhos publicados em anais de eventos (Resumo):

- **FRANCO, H. A.**; MARQUES, M. R. C.; PEREZ, D. V.; THODE FILHO, S. Efeito do Lixiviado de Aterro Sanitário Sobre a Germinação de *Senna macranthera* em Substratos de Cultivo. In: XXXVI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2017, Belém, Pará-BR.

- **FRANCO, H. A.**; PEREZ, D. V.; MARQUES, M. R. C. Aplicação de Lixiviado de Aterro Sanitário em Substrato para Produção de Mudas Florestais: Uma Abordagem Ecotoxicológica. In: IV Congresso Brasileiro de Reflorestamento Ambiental, 2016, Rio de Janeiro.

Millena Ferreira da Silveira (PIBIC-Jr), Sérgio Thode Filho (IFRJ/CDUC), Cintia Patrícia Santos da Paixão (IFRJ/CDUC), Fabíola da Silveira Maranhão (IFRJ/CDUC), **Heider Alves Franco** (IFRJ/CPIN). Avaliação do Impacto do Extrato Solubilizado da Borra de Café sobre a Germinação de Sementes de Alface (*Lactuca Sativa* L.). In: XI Jornada Interna de Iniciação Científica e Tecnológica, 2017, Nilópolis/RJ-BR.

Thiago Costa Lima Ferreira (PIBIC-Jr), Milena Bittencourt Ramos (PIBIC-Jr), Shaiene Costa Moreno (IFRJ/Campus Pinheiral), Sérgio Thode Filho (IFRJ/Campus Duque de Caxias), **Heider Alves Franco** (IFRJ/Campus Pinheiral). Avaliação do efeito de lixiviado de aterro sanitário sobre a germinação de sementes de Alface (*Lactuca sativa* L.) e Pepino (*Cucumis sativus* L.). In: XI Jornada Interna de Iniciação Científica e Tecnológica, 2017, Rio de Janeiro/RJ-BR.

Heider Alves Franco, Yasmin Laureano Mussel, Maria Eduarda Rocha Valente da Silva, Millena Ferreira da Silveira, Sérgio Thode Filho, Monica Regina da Costa Marques. Impacto do lixiviado de aterro sanitário sobre a germinação de Pepino

(*Cucumis sativus*). In: XVIII Jornada Jovens Talentos para a Ciência, 2017, Rio de Janeiro/RJ-BR.

- Outras Publicações (artigos):

- **FRANCO, H.A.** Editorial da edição especial do laboratório multidisciplinar de gerenciamento de resíduos – IFRJ *campus* duque de Caxias e do laboratório multidisciplinar em tecnologia agroambiental – IFRJ *campus* Pinheiral. **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**. v. 21, Ed. Especial Jul. 2017, p. 01. ISSN: 2236-1170

- **FRANCO, H.A.**; MARQUES, M.R.C.; MARTINS, G.M.O. ; MUSSEL, Y.L.; THODE FILHO, S. Ecotoxicological evaluation of the application of landfill leachate on the germination of cabbage (*Brassica oleracea* var. capitata). **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**. v. 21, p. 45-57, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/2236117029732>

- **FRANCO, H.A.**; MARQUES, M.R.C.; BRAGA, C.F.; IZIDORIO, A.S.; THODE FILHO, S. Effect of landfill leachate on germination of lettuce seeds (*Lactuca sativa* L.). **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**. v. 21, p. 67-77, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/2236117029734>

- **FRANCO, H.A.**; SILVA, M.E.R.V.; SILVEIRA, M.F.; MARQUES, M.R.C.; THODE FILHO, S. Impact of landfill leachate on the germination of Cucumber (*Cucumis sativus*). **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**. v. 21, p. 32-44, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/2236117029719>

- THODE FILHO, S.; JORGE, E.N.L.F.; OLIVEIRA, A.S.; MARQUES, M.R.C.; **FRANCO, H.A.** Study on the use of *Artemia salina* as bioindicator in the ecotoxicological evaluation of landfill leachate. **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**. v. 21, p. 24-31, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/2236117029718>

- THODE FILHO, S.; PAIVA, J.L. de; **FRANCO, H.A.**; PEREZ, D.V.; MARQUES, M.R. da C. Environmental Impacts Caused by Residual Vegetable Oil in the Soil-Plant System. **CIÊNCIA E NATURA**, v. 39, p. 748-757, 2017. <http://dx.doi.org/10.5902/2179460X27645>

- THODE FILHO, S.; JORGE, E.N.L.F.; SOUZA, L.C.; PEREIRA, M.L.R.S.; NASCIMENTO, R.A.M.; PEREIRA, R.S.; **FRANCO, H. A.** Evaluation of the impact of the leached and solubilized extracts on the germination of cabbage seeds (*Brassica oleracea* var. capitata). **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**, v. 21, p. 58, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/2236117029733>

- THODE FILHO, S.; SOUZA, L.C.; JORGE, E.N.L.F.; SILVA, M.L.M.; GUEDES, A.S. O.; **FRANCO, H.A.** Assessment of associated impacts the inappropriate disposal of coffee waste on the behavior escape of the earthworms. **Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**, v. 21, p. 16, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/2236117029716>

- **FRANCO, H.A.**; ROCHA, M.V. de C.; SILVA, E.L.L. da; MORENO, S.C.; THODE FILHO, S. Evaluation of the inappropriate disposal of refined soybean oil on the escape behavior of the earthworms (*Eisenia fetida*). **Eletronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)**, v. 21, p. 08, 2017. <http://dx.doi.org/10.5902/2236117029715>
- **FRANCO, H.A.**; MARTINS, G.M. de O.; MUSSEL, Y.L.; MORENO, S.C.; THODE FILHO, S.; MARQUES, M.R. da C. Ecotoxicidade de Lixiviado de Aterro Sanitário na Germinação de Sementes de Alface (*Lactuca sativa* L.) e PEPINO (*Cucumis sativus* L.). **REVISTA DE ESTUDOS AMBIENTAIS (ONLINE)**, v. 19, p. 36, 2017. <http://dx.doi.org/10.7867/1983-1501.2017v19n1p36-43>
- BALDANZA, V.A.R.; SOUZA, F.G.; FILHO, S.T.; **FRANCO, H.A.**; OLIVEIRA, G.E.; CAETANO, R.M.J.; HERNANDEZ, J.A.R.; FERREIRA LEITE, S.G.; FURTADO SOUSA, A.M.; NAZARETH SILVA, A.L. Controlled-release fertilizer based on poly(butylene succinate)/urea/clay and its effect on lettuce growth. **JOURNAL OF APPLIED POLYMER SCIENCE JCR**, v.2, p.e46858-10, 2018. <https://doi.org/10.1002/app.46858>
- **FRANCO, H.A.**; JORGE, E.N.L.F.; PEREIRA, W.M.; SAMPAIO, F.P.; THODE FILHO, S.; CARVALHO, M.D. Gestão de Resíduos Pós-Consumo: Avaliação de Recipientes para Produção de Alface (*Lactuca sativa* L.) EM HORTA URBANA. **Revista de Educação, Gestão e Sociedade**, v. 22, p. 1-8, 2016.
- THODE FILHO, S.; **FRANCO, H.A.** Avaliação Ecotoxicológica do Impacto do Lixiviado de Coco sobre *Artemia salina*. **Gaia Scientia**, 2018. (aceito para publicação)

