



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Michelle Machado Rigo

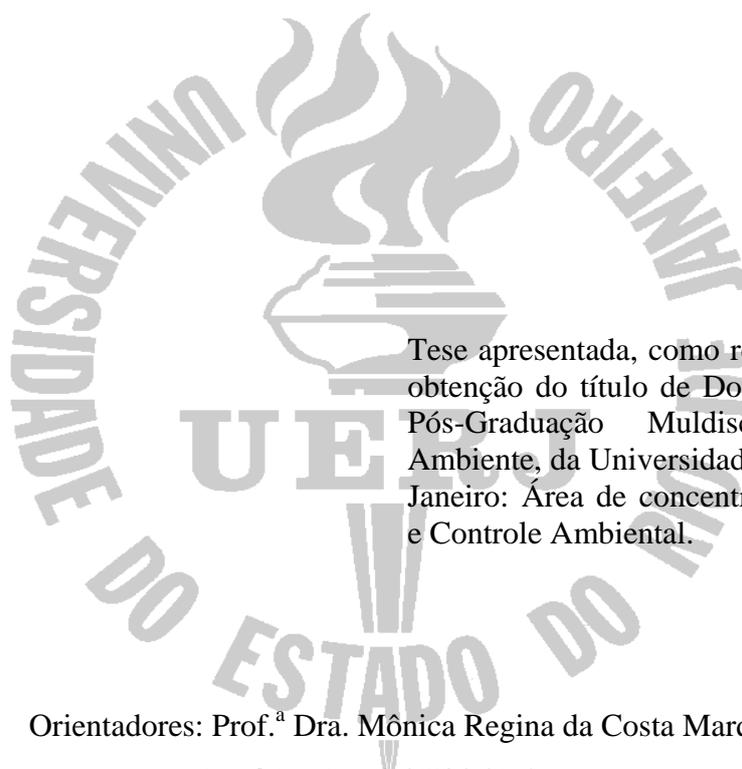
**Viabilidade do aproveitamento agrícola de lixiviado de aterro sanitário na
cultura de girassol**

Rio de Janeiro-RJ

2016

Michelle Machado Rigo

Viabilidade do aproveitamento agrícola de lixiviado de aterro sanitário na cultura de girassol



Tese apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora 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

2016

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

R572 Rigo, Michelle Machado.
Viabilidade do aproveitamento agrícola de lixiviado de aterro sanitário na cultura de girassol / Michelle Machado Rigo. - 2016.
152 f.

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

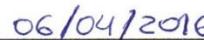
1. Águas residuais - Aspectos ambientais - Teses. 2. Girassol - Teses. 3. Lixiviação - Teses. 4. Aterro sanitário - Tratamento - Teses. I. Marques, Mônica Regina da Costa. II. Pérez, Daniel Vidal. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. IV. Título

CDU 628.1

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



Assinatura



Data

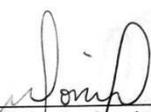
Michelle Machado Rigo

Viabilidade do aproveitamento agrícola de lixiviado de aterro sanitário na cultura de girassol

Tese apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor, ao Programa de Pós-graduação Multidisciplinar em Meio Ambiente, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em 08 de março de 2016.

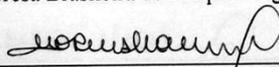
Banca Examinadora



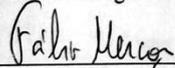
Prof.ª Dra. Mônica Regina da Costa Marques (Orientadora)
Instituto de Química - UERJ



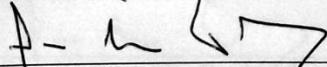
Prof. Dr. Daniel Vidal Pérez (Coorientador)
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária



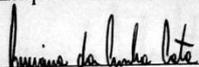
Prof.ª Dra. Norma Albarello
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes - UERJ



Prof. Dr. Fábio Merçon
Instituto de Química - UERJ



Prof. Dr. Wenceslau Geraldes Teixeira
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária



Prof.ª Dra. Luciana Cunha
Fundação Centro Universitário Estadual da Zona Oeste

Rio de Janeiro

2016

DEDICATÓRIA

Dedico aos meus pais Marlece e Elimar Rigo que sempre incentivaram meus estudos, ao meu irmão e cunhada pelo apoio e ao meu marido Daniel Feitosa pelo apoio imprescindível.

AGRADECIMENTOS

A Deus pela vida e saúde e por ele ser fiel.

À Universidade do Estado do Rio de Janeiro pela oportunidade de realizar este curso.

Aos Professores e técnicos administrativos do PPGMA pelo aprendizado e eficiência no atendimento.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo.

À professora Dr. Mônica Regina da Costa Marques, pela orientação, confiança, por acreditar na minha capacidade em realizar este trabalho e atenção sempre disponível.

Ao Dr. Daniel Vidal Pérez, por suas orientações, confiança e por ter disponibilizado a estrutura da Embrapa-Solos para concretização desta tese.

À Embrapa-Solos, por disponibilizar suas instalações, equipamentos, coleta e as análises de solo e foliar. À Embrapa-Soja pelo fornecimento das sementes de girassol BRS 321.

À Maria Dolores Ferreira, à Maria Elena Arcanjo, ao Eduardo Castello Branco pelo auxílio, sugestões, orientações, conselhos, aprendizado e amizade.

Aos colegas de pesquisa Alexandre Cerqueira, Paulo Sérgio Souza, Rafael Couto e Julieta Paiva pelas sugestões no decorrer da tese. Às estagiárias: Camila dos Anjos e Ana Carla Ferreira pela ajuda com as análises.

Aos meus tios João e Iracema por terem me acolhido como filha e cuidado durante todo o período de moradia no Rio de Janeiro. À minha prima Dirlene Muniz e seu filho Alexander pelo acolhimento no Rio de Janeiro.

Aos meus pais Marlece e Elimar Rigo, pela educação que me deram; foram alicerces para alcançar essa conquista. Ao meu irmão Flávio Rigo e cunhada Elsiane Rigo por todo apoio nessa jornada acadêmica.

Ao meu esposo Daniel Feitosa que sempre me incentivou e acredita no meu sucesso profissional.

À família Cordeiro que desde sempre incentivou meus sonhos e principalmente meus desejos profissionais.

Aos amigos de vida Bárbara Salamon, Jacqueline Tonetto, Cássia Maraga, Marcela Batista, Luciana Lustoza, Olívia Couto, Daniele Albernaz, Ivo Zution por todas as conversas, descontração, compreensão e ajuda constante.

A todas as pessoas que de forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste trabalho.

“A mente que se abre a uma nova idéia jamais voltará ao seu tamanho original”.

Albert Einstein

RESUMO

RIGO, Michelle Machado. *Viabilidade do aproveitamento agrícola de lixiviado de aterro sanitário na cultura de girassol*. 2016. 152f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

O lixiviado proveniente de aterro sanitário tornou-se um desafio dos grandes centros urbanos, uma vez que possui uma alta complexidade em sua composição dificultando seu tratamento. Considerando, o fato de que um aterro desativado continua a produzir por, pelo menos, 50 anos esse efluente, a pesquisa sobre um destino mais eficiente para esse lixiviado torna-se importante. Nesse contexto, é sabido ainda que esse tipo de efluente seja fonte de nutrientes para às plantas, pois possui nitrogênio e potássio em grande quantidade. Dessa forma, a agricultura pode ser considerada como um destino mais nobre ao reúso dessas águas residuárias, desde que haja um manejo adequado e que não cause fitotoxicidade. O presente trabalho avaliou: a viabilidade do aproveitamento agrícola de lixiviado bruto (LB) advindo do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho- RJ e de duas tecnologias de tratamento para esse lixiviado, sendo: tratamento por eletro-Fenton (LTEF) e por destilação (LTD1 e LTD2) no processo germinativo de sementes de girassol. Avaliou ainda, o uso lixiviado bruto no crescimento, nutrição e atributos do solo no cultivo de mudas de girassol e as propriedades do solo e da solução do solo em experimento com colunas de solo. Dos resultados obtidos, o tratamento por destilação foi mais eficiente na remoção de DQO e demais parâmetros, podendo ser uma alternativa de tratamento do LB. O LTD2 apresentou melhores rendimentos na germinabilidade das sementes, mas o LB apresentou bons rendimentos até a dose 25%, o que merece ser destacado, pois representa uma economia com possíveis tratamentos. Com O LB utilizado no experimento com mudas de girassol demonstrou ser um subproduto de interesse agrônômico, pois apresenta nutrientes para plantas (N e K), e possibilidades reais de uso no cultivo agrícola de girassol. A preocupação maior com o uso do LB não foram os metais, mas a salinidade e cloreto, pois percolam junto com a solução do solo. Entre alternativas de destinação racional, analisar o uso do LB bruto e tratado como fonte de nutrientes ou para demanda hídrica em culturas agrícolas demonstrou o poder de integralizar o reúso de água residuária e redução de insumos agrícolas, porém com planejamento e manejo adequado para que não cause toxicidade no solo e planta.

Palavras-chave: Reúso. *Helianthus annuus* L. Solução do solo. Percolado. Meio ambiente.

Redução de impactos. Água residuária. Chorume.

ABSTRACT

RIGO, Michelle Machado. *Viability of the use of leachate from landfills in agriculture in the sunflower crop*. 2016. 152 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

The leachate from landfill has become a challenge in large urban centers, since it has a high complexity in its composition that makes the treatment more difficult. Considering the fact that a disabled landfill continues to produce this effluent at least for 50 years, the research on more efficient destination for this leachate is important. In this context, it is also known that this type of effluent is a source of nutrients to plants, such as nitrogen and potassium. Thus, the agriculture can be considered as a noblest destination to reuse these wastewaters, through a proper management and that does not cause phytotoxicity. The present study evaluated: the viability of the agricultural use of raw leachate (LB) coming from the landfill Metropolitan Garden of Gramacho - RJ and leachate treated by electro-Fenton (LTEF) and distillation (LTD1 and LTD2) on the germination of sunflower seeds; the LB use in growth, nutrition and soil attributes in sunflower seedling cultivation and dynamics and effect of LB in soil columns, evaluating the properties of the soil and its solution. From the results obtained on this research, the distillation treatment was more efficient in the DQO removal and others parameters like an alternative of LB treatment. The LTD2 showed best yields in germinability, but the LB showed good yield up to the dose of 25%, which deserves to be highlighted, because it represents an economy with possible treatments. The LB used in the experiment with sunflower seedlings demonstrated to be a by-product of agronomic interest because it presents nutrients to plants (N and K), and had real possibilities for use in sunflower crop cultivation. The greatest concern with the LB use was not the metals, but the salinity and the chloride, because they percolate combined with the solo solution. Among rational destination alternatives, analyzing the raw and treated LB use as source of nutrients or to the hydro needs in agricultural crops demonstrated the power to guarantee the water reuse and the agricultural inputs reduction, but with the proper planning and management that do not cause toxicity into the soil and into the plant.

Keywords: Reuse. *Helianthus annuus* L. Soil solution. Percolated. Environment. Reduction impacts. wastewater. Slurry.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-	Inter-relação da solução do solo com outros componentes do sistema.....	43
Figura 2-	Foto aérea do Aterro Sanitário de Jardim Gramacho, Rio de Janeiro – RJ...	56
Figura 3-	Unidade piloto de eletrofloculação com corrente alternada de frequência variável.....	60
Figura 4-	Equipamento utilizado para evaporação do lixiviado bruto.....	61
Figura 5-	Teste de germinação de girassol BRS 321.....	64
Figura 6-	Morfologia e Crescimento das Plântulas.....	65
Figura 7-	Localização da casa de vegetação do laboratório de tecnologia ambiental (LABTAM-UERJ).....	66
Figura 8-	Vista do experimento com todas as unidades experimentais.....	68
Figura 9-	Procedimentos de finalização do experimento em casa de vegetação.....	70
Figura 10-	Procedimento inicial para análise foliar de nutrientes.....	70
Figura 11-	Coleta, Secagem e preparo do solo para análise físico-químico ao final do experimento.....	71
Figura 12-	Montagem inicial das colunas de solo.....	72
Figura 13-	Colunas de solo instaladas para coleta da solução do solo.....	73
Figura 14-	Preparo das amostras de solo das colunas para análise laboratorial.....	74
Figura 15-	Tratamento do lixiviado bruto em laboratório.....	77
Figura 16-	Efeito das concentrações das diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação ao percentual de germinação de sementes de girassol BRS 321.	83
Figura 17-	Sementes mortas no tratamento por LTD1.....	85
Figura 18-	Índice de velocidade de germinação (IVG) com diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação às concentrações de mistura aplicadas.	86

Figura 19-	Percentual de plântulas normais com diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação às concentrações de mistura aplicadas. alíquota.....	87
Figura 20-	Observação do desenvolvimento das plântulas.....	88
Figura 21-	Comprimento de raiz das plântulas com diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação às concentrações de misturas aplicadas.....	89
Figura 22-	Comprimento da parte aérea das plântulas com diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação às concentrações de misturas aplicadas.....	90
Figura 23-	Índice da velocidade de emergência de plântulas (IVE) sob tratamento com qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação às concentrações de misturas aplicadas. Alíquota.....	91
Figura 24-	Efeito da qualidade dos lixiviados para cada concentração da mistura aplicada.....	93
Figura 25-	Comprimento de raiz e parte aérea do girassol BRS 321 cultivado em casa de vegetação.....	95
Figura 26-	Massa verde e Massa seca da raiz do girassol BRS321 cultivado em casa de vegetação.....	96
Figura 27-	Massa verde e Massa seca da parte aérea do girassol BRS321 cultivado em casa de vegetação.....	97
Figura 28	Demonstração dos problemas encontrados no experimento com uso na lixiviado de aterro na irrigação.....	97
Figura 29-	Macronutrientes na parte aérea das plantas de girassol cultivadas em casa de vegetação e irrigadas com lixiviado de aterro em diferentes concentrações.....	99
Figura 30-	Micronutrientes na parte aérea das plantas de girassol cultivadas em casa de vegetação e irrigadas com lixiviado de aterro em diferentes concentrações.....	100
Quadro 1-	Parâmetros estipulados pela USEPA (2004) para reúso de água na agricultura.....	82

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Classificação de lixiviados de aterro de acordo com as mudanças em sua composição.....	29
Tabela 2-	Diretrizes recomendadas pela OMS sobre a qualidade microbiológica de águas que recebem esgoto sanitário empregado na agricultura.....	34
Tabela 3-	Padrões de lançamento de efluente.....	45
Tabela 4-	Características botânicas e agrônômicas do girassol.....	50
Tabela 5-	Procedimento das doses aplicadas em cada qualidade de lixiviado utilizado durante os testes de germinação em Girassol BRS 321.....	63
Tabela 6-	Caracterização Física- química do solo utilizado no Experimento em casa de vegetação.....	67
Tabela 7-	Parâmetros Físico-químicos avaliados das amostras de lixiviado bruto do aterro de Jardim Gramacho- RJ e dos lixiviados tratados por eletrólise-Fenton (LTEF) e Destilação 1ª alíquota (LTD1) e 2ª alíquota (LTD2) e da água de destilação (testemunha).....	78
Tabela 8-	Classificação do lixiviado de aterro em relação à idade.....	79
Tabela 9-	Resumo da análise de variância para o processo de germinação de sementes de girassol BRS 321 submetidos a diferentes concentrações da mistura de LB, LTEF, LTD1 e LTD2.....	83
Tabela 10-	Resumo da análise de variância para as variáveis de crescimento e biomassa após 45 dias, de plantio em casa de vegetação.....	94
Tabela 11-	Resumo da análise de variância para as variáveis de macro e micronutrientes foliares após 45 dias, em casa de vegetação.....	98
Tabela 12-	Resumo da análise de variância para as variáveis do solo após 45 dias de cultivo do girassol em casa de vegetação.....	101
Tabela 13-	Fertilidade do solo antes e depois da aplicação do lixiviado de aterro sanitário.....	103
Tabela 14-	Resumo da análise de variância para a fertilidade do solo após 45 dias de cultivo do girassol em casa de vegetação.....	104
Tabela 15-	Teor de metais no solo antes e após o tratamento com lixiviado de aterro.....	105

Tabela 16-	Valores de metais pesados orientadores para manutenção da qualidade do solo.....	106
Tabela 17-	Resumo da análise de variância dos atributos químicos do solo ao final do experimento em colunas de solo.....	107
Tabela 18-	Teores de nutrientes no solo, na profundidade de 0-10cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	109
Tabela 19-	Teores de nutrientes no solo, na profundidade de 10-20cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	109
Tabela 20-	Teores de nutrientes no solo, na profundidade de 20-30cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	109
Tabela 21-	Teores de nutrientes no solo, na profundidade de 30-40cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	110
Tabela 22-	Nutrientes no solo dentro de cada dose ao final do experimento em colunas de solo (n=2).....	110
Tabela 23-	Nutrientes no solo dentro de cada profundidade ao final do experimento em colunas de solo (n=2).....	111
Tabela 24-	pH em água e pH em KCl do solo, nas profundidades após o aplicação das diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	112
Tabela 25-	Efeito do pH em água e pH em KCl no solo, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	112
Tabela 26-	Efeito da profundidade no pH em água e pH em KCl no solo, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	112
Tabela 27-	Resumo da análise de variância dos metais no solo em colunas de solo.....	113
Tabela 28-	Teores de metais no solo, na profundidade de 10-20 cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	114

Tabela 29-	Teores de metais no solo, na profundidade de 20-30 cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	115
Tabela 30-	Teores de metais no solo, na profundidade de 30-40 cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	115
Tabela 31-	Efeito das dose para os metais no solo, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	116
Tabela 32-	Efeito da profundidade para os metais no solo, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	116
Tabela 33-	Resumo da análise de variância dos parâmetros físicos da solução do solo ao final do experimento em colunas de solo.....	117
Tabela 34-	Resumo da análise de variância do Cl ⁻ , NO ³⁻ , NO ²⁻ e NH ⁴⁺ na solução do solo ao final do experimento em colunas de solo.....	117
Tabela 35-	Resumo da análise de variância dos metais na solução do solo ao final do experimento em colunas de solo.....	117
Tabela 36-	Resumo da análise de variância de cátions na solução do solo após o tratamento com lixiviado de aterro em colunas de solo.....	118
Tabela 37-	Parâmetros físicos das doses x semanas, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo na 1ª semana (n=2).....	119
Tabela 38-	Parâmetros físicos das doses x semanas, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo 2ª semana (n=2).....	120
Tabela 39-	Parâmetros físicos das doses x semanas, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo 3ª semana (n=2).....	120
Tabela 40-	Parâmetros físicos das doses x semanas, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo 4ª semana (n=2).....	120
Tabela 41-	Parâmetros físicos da solução do solo coletada ao final do experimento em colunas de solo (n=2).....	121
Tabela 42	Parâmetros físicos das semanas, da solução do solo coletada ao final do experimento em colunas de solo (n=2).....	121
Tabela 43-	Teores de metais na solução do solo coletada na 1ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	122

Tabela 44-	Teores de metais na solução do solo coletada na 2ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	122
Tabela 45-	Teores de metais na solução do solo coletada 3ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	122
Tabela 46-	Teores de metais na solução do solo coletada 4ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	123
Tabela 47-	Teores de metais na solução do solo coletada ao final do experimento de colunas de solo, após a aplicação das doses.....	123
Tabela 48-	Teores de metais na solução do solo após o tratamento com lixiviado de aterro para cada semana.....	124
Tabela 49-	Teores de Ca ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ e Al ³⁺ na solução do solo coletada na 1ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	125
Tabela 50-	Teores de Ca ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ e Al ³⁺ na solução do solo coletada 2ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	125
Tabela 51-	Teores de Ca ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ e Al ³⁺ na solução do solo coletada 3ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	125
Tabela 52-	Teores de Ca ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ e Al ³⁺ na solução do solo coletada 4ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2).....	126
Tabela 53-	Teores de Ca ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺ e Al ³⁺ na solução do solo coletada após a aplicação das concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2) dentro das doses.....	126

Tabela 54-	Teores de Ca^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+} na solução do solo coletada após a aplicação das concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2) dentro das semana.....	127
Tabela 55-	Comportamento de Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo 1ª semana (n=2).....	128
Tabela 56-	Comportamento de Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo 2ª semana (n=2).....	128
Tabela 57-	Comportamento de Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo 3ª semana (n=2).....	129
Tabela 58-	Comportamento de Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo 4ª semana (n=2).....	129

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ANOVA	Análise de Variância
BV/BSPA	Biomassa Verde/Biomassa Seca de Parte Aérea
BV/BSR	Biomassa Verde/ Biomassa Seca de Raiz
C.R.	Comprimento de Raiz
C.V.	Coeficiente de Variação
CA/CA	Corrente Alternada para Corrente Alternada
CE	Condutividade Elétrica
CECA	Comissão Estadual de Controle Ambiental
CI	Cromatógrafo de Íons
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CPA	Comprimento de Parte Aérea
CTC	Troca catiônica
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio (5 ^a dia)
DQO	Demanda Química de Oxigênio
Ds	Densidade do solo
ETC	Estação de Tratamento de Chorume
FAO	<i>Food and Agriculture Organization</i> (Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura)
G.L	Grau de Liberdade
Germ.	Germinação
INEA	Instituto Estadual do Meio Ambiente do RJ
IVE	Índice de Velocidade de Emergência de Plântulas
IVG	Índice de Velocidade de Germinação
L.D	Limite de Detecção
LB	Lixiviado Bruto
Lixi.	Lixiviado
LTD	Lixiviado tratado por Destilação
LTD1	Lixiviado Tratado por Destilação – 1 ^a alíquota

LTD2	Lixiviado Tratado por Destilação – 2ª alíquota
LTEF	Lixiviado Tratado por eletro-Fenton
MOD	Matéria Orgânica Dissolvida
MSPA	Massa Seca de Parte Aérea
MSR	Massa Seca de Raiz
MVPA	Massa Verde de Parte Aérea
MVR	Massa Verde de Raiz
NBR	Norma Brasileira
OMS	Organização Mundial da Saúde
pH	Potencial hidrogeniônico
PNPB	Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel
PNRS ¹	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNRS ²	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
POAs	Processo Oxidativos Avançados
Prof.	Profundidade
RAS	Razão de Absorção de sódio
SAS	Statistical Analysis System
USDA	United Departamento f Agriculture
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
V _p	Volume de poros
PLN	Plântulas = Embrião vegetal que começa a desenvolver-se pelo ato da germinação.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	22
1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	24
1.1 Resíduos sólidos urbanos	24
1.2 Aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos.....	25
1.3 Tratamento do lixiviado de aterro	29
1.3.1 <u>Processo biológico</u>	30
1.3.2 <u>Processos Físico-químicos</u>	30
1.3.3 <u>Processos oxidativos avançados (POAs)</u>	31
1.3.4 <u>Evaporação do lixiviado</u>	33
1.4 Qualidade de água na irrigação	33
1.4.1 <u>Salinidade</u>	34
1.4.2 <u>Infiltração de água no solo</u>	35
1.4.3 <u>Íons Tóxicos</u>	36
1.4.4 <u>Outros problemas</u>	36
1.5 Água residuária na agricultura	36
1.6 Dinâmica da água no solo	39
1.6.1 <u>Dinâmica do nitrogênio no solo</u>	41
1.6.2 <u>Dinâmica do potássio no solo</u>	42
1.6.3 <u>Solução do solo</u>	42
1.7 Legislação para reúso de água residuária	44
1.8 <i>Helianthus annuus L.</i>	47
1.8.1 <u>Aspectos botânicos do girassol</u>	48
1.8.2 <u>Processo de germinação</u>	51
1.8.3 <u>Importância econômica e potencialidades do uso do girassol</u>	52
2. OBJETIVOS	54
2.1 Objetivo geral	54
2.2 Objetivos específicos	54
3. METODOLOGIA	55
3.1 Coleta e armazenamento das amostras do lixiviado de aterro sanitário	55
3.2 Caracterização do lixiviado bruto de aterro	56

3.3 Tratamento do lixiviado bruto de aterro	59
3.3.1 Tratamento por eletro-Fenton (LTEF).....	59
3.3.2 Tratamento por destilação (LTD).....	60
3.3.3 Análise das amostras dos ensaios de lixiviado de aterro tratado.....	61
3.4 Lixiviado bruto e tratado no processo de germinação	62
3.4.1 Tratamento pré-germinação.....	62
3.4.2 Qualidades do lixiviado utilizado no processo de germinação.....	62
3.4.3 Teste de germinação	63
3.4.4 Morfologia e crescimento das plântulas	65
3.5 Estudos do lixiviado bruto (LB) na nutrição foliar e nos atributos químicos do solo com cultivo inicial do girassol em casa de vegetação	66
3.5.1 Localização do experimento, coleta e caracterização do solo inicial.....	66
3.5.2 Montagem do experimento e delineamento experimental.....	67
3.5.3 Condução do experimento em casa de vegetação	68
3.5.4 Análise de crescimento das mudas de girassol.....	69
3.5.5 Análise foliar das mudas de girassol	69
3.5.6 Análise do solo ao final do experimento	71
3.6 Lixiviado bruto (LB) nos atributos químicos do solo em ensaio com colunas de PVC.....	71
3.6.1 Delineamento experimental.....	71
3.6.2 Montagem e instalação das colunas de solo.....	72
3.6.3 Tratamento das colunas de solo.....	73
3.6.4 Análise da solução do solo	75
3.7 Tratamentos estatísticos dos dados.....	76
4. RESULTADOS E DISCUSSÕES	77
4.1 Caracterização do lixiviado bruto (LB) e tratado por Eletro-Fenton (LTEF) e Destilação (LTD1 e LTD2).....	77
4.2 Efeito do lixiviado bruto e tratado na germinação e vigor de sementes de girassol BRS 321	82
4.3 Efeito das doses do lixiviado bruto no crescimento inicial, nutrição foliar e atributos químicos do girassol BRS 321 em casa de vegetação	94
4.4 Efeito do lixiviado bruto em colunas de solo.....	106
4.4.1 Efeito no solo após a aplicação de diferentes concentrações de LB em colunas de solo.....	106

4.4.2 <u>Solução do solo recolhida durante o experimento</u>	116
CONCLUSÃO	130
REFERÊNCIA	133
APÊNDICE A – Produção Acadêmica do autor	152

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, somado ao aumento do consumo e a crescente geração de resíduos sólidos, tornaram-se um desafio, a ser controlado, nos grandes centros urbanos. A disposição inadequada dos resíduos provoca a contaminação ambiental no solo, na água e até mesmo na saúde da população, podendo inclusive ser considerado como um problema socioambiental.

Os resíduos sólidos urbanos possuem características muito complexas, diante da diversidade de materiais que os compõem. De maneira geral, os componentes que participam da constituição do lixo urbano são: papéis, restos de alimentos, plásticos, metais, borrachas, líquidos residuais de embalagens de pesticidas e outros produtos químicos, tintas, baterias, agentes de limpeza, óleos, graxas, dentre outros (BERTAZZOLI e PELEGRINI, 2002).

A percolação da água da chuva na massa do resíduo e a umidade presente nos mesmos, sobretudo os orgânicos, geram um líquido comumente chamado de lixiviado. Este líquido apresenta uma grande variabilidade na sua composição, o que torna o seu tratamento complexo, uma vez que depende diretamente do tipo de resíduo que o origina. Este efluente é caracterizado pela grande quantidade de matéria orgânica (biodegradáveis e não biodegradáveis), de nitrogênio amoniacal, alguns metais pesados, sendo influenciado pela idade do aterro e os tipos de resíduos nele presentes (MOHAJERI *et al.*, 2010).

Entretanto, o lixiviado de aterros sanitários possui heterogeneidade em sua composição, o que dificulta os processos de tratamentos, tornando-os insuficientes e onerosos (SANTOS *et al.*, 2010). Muitos processos de tratamento demandam técnicas combinadas e consideram o estágio de decomposição do aterro, tempo de funcionamento e estrutura, gerando alto custo nas tecnologias de tratamento.

Para tanto, procura-se integrar pré ou pós-tratamentos aos processos biológicos, reconhecidamente mais econômicos, a sistema de pré-tratamento com maior poder de degradação para compostos recalcitrantes.

Os Processos Oxidativos Avançados (POAs) têm se mostrado eficientes no tratamento de contaminantes, sendo largamente empregados no tratamento de águas subterrâneas, de solos contaminados, efluentes industriais e também de lixiviados de aterros sanitários, por serem processos extremamente eficientes para destruir substâncias orgânicas de difícil degradação biológica.

Para o tratamento de lixiviados de aterros, a oxidação via reagente de Fenton, no qual a geração de radicais hidroxilas (OH^\cdot) ocorre através da degradação da água oxigenada catalisada por sais de Fe^{2+} tem sido mais eficiente quando o íon ferro é gerado *in situ* (processo eletrolítico). Nestas condições o ferro poderá atuar também como um agente floculante, o que auxilia na remoção da matéria orgânica. Esse processo é denominado de eletro-Fenton (MOHAJERI *et al.*, 2010).

Outro processo também eficiente é a evaporação do lixiviado. Nesse caso, o aquecimento do chorume reduz seu volume e o resíduo seria distribuído no aterro. Entretanto existem ainda muito poucos estudos sobre essa técnica (MARKS *et al.*, 1994; BAHÉ *et al.*, 2008).

Contudo, observa-se que o aproveitamento de águas residuárias ricas em material orgânico tem sido adotado com frequência (geralmente efluentes domésticos, agrícolas e industriais), como forma de disposição final de resíduos, concorrendo para obtenção de melhoria na qualidade do solo e possibilitando aumento na produtividade de muitas culturas agrícolas (MATOS *et al.*, 2003).

Entre alternativas de destinação racional, analisar o uso de lixiviado de aterro (chorume) tratado ou não, como fonte de nutrientes ou para suprir a demanda hídrica de culturas agrícolas poderá integralizar o reúso de água residuária, aproveitamento dos nutrientes neste efluente e redução de impactos ambientais, desde que adequadamente e rigorosamente gerenciado.

Segundo Ferreira (2013), que avaliou o crescimento de oleaginosas (girassol e mamona) e as alterações químicas em três solos de diferentes texturas após a aplicação crescente de chorume nas formas sólida e líquida em casa de vegetação, é importante que o reúso do lixiviado seja adequadamente manejado, para evitar os impactos ambientais negativos às águas e ao solo, pois possuem altas concentrações de nitrogênio (N), fósforo (P), sódio (Na), potássio (K), além de metais pesados, que possuem características cumulativas, sem contar que nos três solos avaliados houve alteração mineral.

Dessa maneira, este trabalho irá avaliar a viabilidade do uso de lixiviado de aterro na agricultura, tendo como cultura o girassol, pois é uma variedade relatada na literatura (Del Gatto *et al.*, 2015; Harris *et al.*, 2016) como matéria-prima para a produção de biocombustível. Além de constituir, uma importante opção para o produtor agrícola em sistemas envolvendo rotação ou sucessão de culturas (LOPES *et al.*, 2009), sendo ainda, uma cultura resistente e de ciclo curto, com grande adaptabilidade às condições edafoclimáticas o que facilita a sua expansão no Brasil (SOUZA *et al.*, 2004; SILVA *et al.*, 2007a).

1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.1 Resíduos Sólidos Urbanos

O potencial poluente de um aterro pode ser entendido considerando-se o processo de degradação dos resíduos, gerados em três fases: sólida (resíduo degradado), líquida (chorume) e gasosa (principalmente CH₄ e outros gases). Por isso, os riscos causados por aterros devem ser analisados e gerenciados com o objetivo de proteger o meio ambiente de produtos perigosos (BUTT; ODUYEMI, 2003).

A gestão e a destinação final dos resíduos sólidos urbanos, comumente denominados lixo, constituem grandes problemas a serem enfrentados pela humanidade. No Brasil, este é um problema de grande dimensão, frente ao enorme volume de resíduos gerados e a forma, na maioria das vezes inadequada, em que este é gerenciado e disposto (CARVALHO *et al.*, 2006).

De acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico realizada em 2008 pelo IBGE, coleta-se diariamente, nos 5.564 municípios brasileiros, cerca de 259.547 toneladas de resíduos sólidos. Mais de 50% dos municípios dispõem seus resíduos em locais a céu aberto, em cursos d'água ou em áreas ambientalmente protegidas, sendo 26,8% deles com a presença de catadores no local utilizado para disposição dos resíduos sólidos (IBGE, 2008).

No Estado do Rio de Janeiro, segundo parque industrial do país, a situação não é muito diferente, com uma população de 13 milhões de habitantes, distribuída em 92 distritos municipais e com somente 10% desses municípios possuindo sistema de disposição de resíduos sólidos apropriados (GIORDANO; BARBOSA FILHO; CARVALHO, 2011).

A composição dos resíduos sólidos urbanos é definida pelas 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 apresentam uma mistura de materiais muito complexa e de natureza diversa, onde os principais constituintes são: materiais como matéria orgânica; materiais de difícil decomposição (papel, papelão, galhos de madeira); e materiais inertes (plásticos, vidros, metal, etc) (CARVALHO *et al.*, 2009).

A norma NBR 10.004:2004 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2004) classificam os resíduos em três classes:

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 IIa - 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 IIb - 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.

No Brasil, os resíduos são simplesmente acondicionados em valas, denominados lixões, sem nenhuma sistematização prévia do terreno para controlar o destino do lixiviado de aterro sanitário. Entretanto a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS₁) (regulamentada pelo Decreto nº 7.404, de 2010) criou o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS₂), que tem entre suas metas a eliminação e recuperação de lixões até 2014. Em 2010, também foi criada a Lei 12.305/2010 que estabeleceu prazos ou limites temporais para a eliminação de lixões e a consequente disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos até 2014 (BRASIL, 2010).

1.2 Aterros Sanitários de Resíduos Sólidos Urbanos

A ABNT (1992) através da norma NBR 8419 define aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos, como:

Uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Método esse, que utiliza princípios de engenharia para 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.

Essa mesma NBR define ainda, que percolato é o líquido que passou através de um meio poroso e define de chorume 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). Para essa norma, o processo de lixiviação é definido como o deslocamento ou arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos.

A degradação dos resíduos sólidos urbanos ocorre devido à presença de microrganismos, em sua grande maioria bactérias atuantes no metabolismo aeróbio ou anaeróbio, caracterizados pela existência e pela ausência de oxigênio, respectivamente. Essas comunidades microbianas presentes, incluem bactérias hidrolíticas e fermentativas, acidogênicas, acetogênicas e arqueas metanogênicas, além de bactérias redutoras de sulfato e protozoários. Esse processo, em geral, ocorre em três etapas: a primeira registrada por fenômenos de dissolução dos elementos minerais presente nos resíduos; a segunda por meio da bioconversão da matéria orgânica em formas solúveis e gasosas e a terceira pelo carreamento da água percolada das finas partículas e do material solúvel (CASTILHOS JR, 2003).

Entretanto, vale ressaltar que vários modelos foram criados para explicar as fases de degradação de resíduos sólidos no aterro. Por exemplo, Pohland e Harper (1986) propuseram um modelo composto de cinco fases com a finalidade de avaliar a estabilização dos resíduos sólidos no aterro em função do tempo. Já para Mcbean, Rovers e Farquhar (1995), o período de estabilização de aterro ocorre em três fases: aeróbia, acidogênica e metanogênica. Reichert (1999) propôs uma divisão também em três fases: fase ácida, fase metanogênica e fase de maturação. De acordo com Kjeldsen *et al.* (2002), quatro fases podem ser consideradas durante o período de estabilização do aterro sanitário: fase aeróbia, fase anaeróbia, fase metanogênica inicial e fase de estabilização metanogênica.

Neste trabalho, seguiu-se a teoria de Christensen *et al.* (2001), proposta por quatro fases de degradação, sendo a última uma espécie de estabilização da degradação, conforme será visto a seguir:

A primeira fase dura até um mês e consome o oxigênio presente no meio, porém se o oxigênio puro for inserido no interior do aterro essa fase poderá se prolongar por um período maior. Nessa fase, grandes quantidades de dióxido de carbono (CO_2) e hidrogênio (H_2) são produzidas, principalmente se o aterro estiver seco. Ao longo do tempo de armazenamento, ocorre a mudança da fase aeróbia para a fase anaeróbia de decomposição de resíduos.

Na segunda fase, microrganismos anaeróbios, também chamados de acetogênicos, e facultativos, hidrolisam e fermentam a celulose e outros materiais orgânicos, produzindo compostos simples (fácil biodegradação) e solúveis, como ácidos voláteis e produtos nitrogenados. Os gases produzidos consistem em maior quantidade de CO_2 e H_2 , e um pouco de metano (CH_4) e água (H_2O). Essa fase estende-se até aproximadamente os cinco primeiros anos de vida de um aterro, e o chorume produzido é altamente biodegradável, tem pH ácido

(tipicamente entre 5,0 e 6,0) e os componentes inorgânicos estão presentes em grandes quantidades.

A terceira fase de decomposição caracteriza-se pela ação de bactérias metanogênicas e é a fase mais ativa biologicamente. Estabelece-se um equilíbrio dinâmico entre a população de bactérias acetogênicas e metanogênicas, e os compostos produzidos na segunda fase de decomposição do chorume tornam-se fonte de nutrientes, e são consumidos pelas novas bactérias presentes no meio.

Dessa forma, os compostos que restam após a ação de bactérias metanogênicas são altamente recalcitrantes e contêm altas concentrações de nitrogênio (N). O pH eleva-se acima de 7,0, caracterizando um resíduo levemente básico. Nessa fase são produzidas também grandes quantidades de sulfetos (S^{2-}), pela redução das mais diversas formas de enxofre, precipitando os cátions inorgânicos, principalmente os metais pesados.

O gás produzido nessa fase é constituído em sua maior parte de CH_4 e CO_2 e, em quantidades menores, de amônia (NH_3) e sulfeto de hidrogênio (H_2S). Essa fase inicia-se no quinto ano de vida de um aterro e estende-se por todo tempo em que o aterro estiver funcionando (LO, 1996; CHRISTENSEN *et al.*, 2001).

O lixiviado proveniente da fase metanogênica tende a apresentar coloração escura e um odor menos desagradável que o da fase ácida (SOUTO, 2005).

Existe a fase final, ou seja, a maturação final do aterro que consiste, conforme Maringonda Jr. (2007), na estabilização da atividade biológica, na paralisação da produção de gás metano, no aparecimento de O_2 , e na conversão lenta do material orgânico resistente aos microrganismos em substâncias húmicas.

Para Reisdöfer (2011), conhecer cada uma das quatro fases de decomposição de resíduos ajuda a entender o processo de estabilização dos resíduos e da formação do chorume. Desde o início do funcionamento do aterro, a cada camada de resíduo depositado, até o encerramento do funcionamento do aterro estarão em etapas diferentes de decomposição. Sendo assim, o chorume é a combinação das fases que estiverem ocorrendo no interior da célula do aterro sanitário.

Assim, durante a vida útil do aterro e após cessar o seu funcionamento é necessário que haja o monitoramento cuidadoso dos gases, bem como o emprego de técnicas de tratamento dos líquidos lixiviados (SILVA, 2002).

Enquanto a célula de um aterro tiver capacidade de reter umidade (devido à permeabilidade do aterro, grande compactação e profundidade), não há percolação de líquido, ou seja, o chorume não ocorre após a disposição imediata dos resíduos. A retenção do líquido

condiz com capacidade de campo, que, ao ser atingido, dará início à formação do chorume. Vale ressaltar que a geração do chorume é influenciada por fatores climáticos, além das características do resíduo disposto (composição, umidade, entre outras) e permeabilidade do aterro, grau de compactação e profundidade do aterro (QASIM; CHIANG, 1994).

O lixiviado de aterro sanitário é um líquido potencialmente poluidor capaz de causar efeitos prejudiciais aos lençóis freáticos e às águas superficiais localizadas nas proximidades do aterro, se não for adequadamente tratado e descartado para o meio ambiente de maneira cuidadosa e controlada (SALEM *et al.*, 2008).

Isso, pois, a composição química dos lixiviados é extremamente variável, dependente ainda da idade do aterro sanitário. Análises de lixiviados, coletados durante a fase ácida da decomposição, mostram altos valores de DQO, DBO₅, nutrientes e metais pesados, e baixos valores de pH. Por outro lado, lixiviados coletados durante a fase de fermentação metanogênica, apresentam valores de pH que podem estar na faixa de 6,5 a 7,5 e valores de DQO, DBO₅, e nutrientes significativamente menores que os da fase ácida. Da mesma forma as concentrações de metais pesados também são bem menores, porque a maioria dos metais são menos solúveis em pH aproximadamente neutro (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

O 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. A característica do lixiviado pode conter cinco grupos de poluentes (CHRISTENSEN *et al.*, 2001; MORAES *et al.*, 2006):

- 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 organoclorados.
- Outros componentes como boro, arsênio, bário, selênio, mercúrio e cobalto, que são encontrados em baixíssimas concentrações.

Torna-se muito difícil fazer uma caracterização do chorume, pois sua composição pode variar em função da idade do aterro, além de depender da natureza dos resíduos depositados, da forma de disposição, manejo sendo ainda, extremamente influenciada por fatores climáticos, dentre os quais se destacam, a o índice pluviométrico e a temperatura (KULIKOWSKA e KLIMIUK, 2008; KJELDESEN *et al.*, 2002; IM *et al.* 2001).

Com o passar do tempo o chorume sofre mudanças em sua composição, o que lhe dá diferentes características, como pode ser visto na Tabela 1.

Tabela 1 - Classificação de lixiviados de aterro de acordo com as mudanças em sua composição

Tipos de lixiviados	Novo	Intermediário	Estável
Idade (anos)	<5	5-10	>10
pH	<6,5	6,5-7,5	>7,5
DQO (mg L ⁻¹)	>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
Carbono orgânico total (COT)/Carbono orgânico dissolvido (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

Legenda: DQO = Demanda química de oxigênio; DBO₅ = Demanda bioquímica de oxigênio em uma 20°C durante 5 dias.

Nota:*Ácidos Graxos Voláteis (VFA)

Fonte: adaptado de Alvarez – VAZQUEZ *et al.*, 2004;

O impacto produzido pelo lixiviado de aterro no meio ambiente é acentuado. Estudos demonstram que efeitos adversos podem ser observados no solo, mesmo a distâncias superiores a 100 m do aterro, assim como alterações na biota aquática, principalmente nas imediações da descarga (BAUN *et al.*, 2003).

1.3 Tratamentos do lixiviado de aterro

As características dos lixiviados de aterro sanitário possuem composição diferente e com alta variabilidade de acordo com a etapa de degradação dos resíduos sólidos que o aterro se encontra, acrescentando ainda o fato da idade do aterro ter influência em suas características. Diante desse contexto, o tratamento, além de necessário, torna-se um desafio.

Logo, uma série de tratamentos é utilizada, muitos ainda combinados, porém objetivando sempre a redução da toxicidade do lixiviado de aterros.

Os tratamentos geralmente são por processos biológicos e/ou físico químicos. Unindo tratamentos de ordem primária, secundária e terciária.

1.3.1 Processos biológicos

O tratamento do lixiviado através de sistemas biológicos e aeróbios é bastante efetivo quando o lixiviado é novo. Porém, o tratamento biológico isoladamente pode ser ineficiente quando o lixiviado é originário de aterros de meia-idade e velho, neste caso, o efluente apresenta alta concentração de compostos recalcitrantes e necessita de um tratamento prévio que diminua a sua recalcitrância (FERREIRA *et al.*, 2001). O tratamento biológico ocorre por meio aeróbio (lagoas aeradas, lodo ativado e biofiltros) ou anaeróbio (digestor e biofiltros) (RENOU *et al.*, 2008).

Uma das formas de tratamento biológico para o chorume é o sistema combinado anaeróbio-aeróbio. Esse sistema aumenta significativamente a eficiência do processo de tratamento, o que permite a redução da área ocupada pelas estações de tratamento e o tempo de residência (STROOT *et al.*, 2001) embora não reduza a matéria orgânica biodegradável, pois isso estaria baseado na nutrição dos microrganismos com substrato poluente, podendo ser divididos em aeróbios e anaeróbios, dependendo do aceptor de elétrons utilizado.

1.3.2 Processos Físicos – químicos

Processos físicos de tratamento estão baseados em processos de separação de fases (sedimentação, decantação, filtração, centrifugação e flotação), transição de fases (destilação, evaporação e cristalização), transferência de fases (extração por solventes e adsorção) e processos de separação molecular, ou seja, processos baseados na utilização de membranas seletivas (hiperfiltração, ultrafiltração, nanofiltração, osmose reversa e diálise) (RODRIGUES, 2001). Já os processos químicos, geralmente estão associados a processos físicos e/ou biológicos, sendo que os principais tipos de tratamento químico são: cloração, incineração e processos oxidativos avançados (POAs).

O tratamento de lixiviados por processos físicos – químicos constitui-se em uma etapa primordial na busca de diminuição da carga poluente destes efluentes. A degradação ou separação dos componentes orgânicos no lixiviado depende da composição química dos

compostos orgânicos presentes (estrutura e massa molecular) e das condições ambientais que podem modificá-los. Para isso, são vários os processos de tratamento possíveis (biológicos, coagulação/floculação, precipitação química, adsorção em carvão ativado, ozonização, membranas) (BAIG *et al.*, 1999).

Conforme Tchobanoglous e Kreith (2002), alguns tratamentos físicos e químicos podem ser utilizados para tratamento de lixiviados de aterros, como por exemplo: a filtração, Air stripping, troca iônica, osmose reversa dentre outros.

1.3.3 Processos oxidativos avançados (POAs)

Com alto poder de destruição de poluentes recalcitrantes, os Processos Oxidativos Avançados (POAs), são altamente eficientes para destruir substâncias orgânicas de difícil degradação e gerar como produto final da reação o CO₂ e H₂O (STEENSEN, 1997).

Entretanto, como desvantagem, é importante ressaltar que sua aplicação em processos de larga escala implica, conforme mencionado por SABOUR, LAK e RABBANI (2011) em custos elevados na compra dos reagentes, além do uso de fontes de energia como a luz ultravioleta.

Os POAs são processos que geram radicais hidroxilas (OH[•]), altamente oxidantes. O uso dessa técnica é cada vez mais comum, considerando a facilidade com que estes radicais podem ser gerados, o baixo custo e eficiência de degradação. Os radicais livres, que atuam nos POAs, podem ser gerados por vários métodos tais como peróxido de hidrogênio (H₂O₂), ozônio (O₃), raios ultravioletas (UV) ou das combinações ozônio/peróxido de hidrogênio (O₃/H₂O₂), ozônio/ raios ultravioletas (O₃/UV), peróxido de hidrogênio/ raios ultravioletas (H₂O₂/UV), ozônio/ peróxido de hidrogênio/raios ultravioletas (O₃/H₂O₂/UV) ou ainda da combinação de peróxido de hidrogênio com íons ferrosos no chamado Reagente de Fenton. (SABOUR; LAK e RABBANI, 2011).

O reagente de Fenton ocorre quando os íons Fe²⁺ catalisam a decomposição de peróxido de hidrogênio, formando assim radicais hidroxila (Equação 1) (MOHAJERI *et al.*, 2010).



Segundo Deng e Englehardt (2006), parâmetros como: pH, dosagem dos reagentes, forma de adição dos reagentes e temperatura, influenciam na reação.

A técnica eletro-Fenton é uma variante da reação de Fenton na qual um ou os dois reagentes (ferro e/ou a água oxigenada) são gerados “in situ” através de um processo eletroquímico. Esta técnica tem se mostrado eficiente porque os íons de ferro presentes podem também atuar como agentes coagulantes, ajudando a eliminar a matéria orgânica coloidal (QIANG; GHANG e HUANG, 2003). Além de versátil e competitiva para instalações em tanques de diferentes volumes, os processos eletroquímicos podem ser compactos e requererem pouca manutenção (CERQUEIRA, 2011).

Os processos que contam com a presença de catalisadores sólidos são chamados heterogêneos, enquanto que os demais são chamados homogêneos. Segundo Huag *et al.* (1993) existem variações do POA's, por meio de sistemas homogêneos, e heterogêneos com irradiação e sem irradiação, sendo:

- ✓ Sistemas homogêneos: Com irradiação: O_3/UV ; H_2O_3/UV ; feixe de elétrons; US; H_2O_3/US e UV/US . Sem irradiação: O_3/H_2O_3 ; O_3/OH^\cdot e H_2O_2/Fe^{2+} (Fenton).
- ✓ Sistemas heterogêneos: Com irradiação: $TiO_2/O_2/UV$; $TiO_2/H_2O_2/UV$. Sem irradiação: Eletro-Fenton.

Para um bom funcionamento do processo Fenton, alguns parâmetros devem ser avaliados como pH, temperatura, natureza do substrato orgânico e concentração dos reagentes $[Fe^{2+}]$ e $[H_2O_2]$. Esses aspectos determinam a eficiência global da reação, pois suas relações podem interferir tanto na produção quanto no consumo dos radicais hidroxilas.

Existem algumas maneiras para a utilização da técnica eletro-Fenton (UMAR; AZIZ e YOSOFF, 2010). São eles:

- Os íons ferrosos são adicionados ao meio por uma fonte externa, enquanto que o peróxido de hidrogênio é gerado no catodo;
- O peróxido de hidrogênio é adicionado à solução por uma fonte externa e os íons ferrosos são provenientes do eletrodo de sacrifício de ferro, ou seja, o anodo;
- O peróxido é adicionado externamente enquanto que os íons ferrosos são obtidos eletricamente pela redução de íons férricos ou pelo lodo de hidróxido férrico;
- Tanto os íons ferrosos quanto o peróxido são formados por meio eletrolítico.

1.3.4 Evaporação do Lixiviado

Outro tipo de tratamento também promissor é a evaporação do chorume. Esta técnica consiste no simples aquecimento do chorume em evaporadores com a finalidade de diminuir o seu volume. O resíduo da evaporação é então disposto no aterro (BAHÉ, 2008).

Birchler *et al.* (1994) afirmaram que o tratamento de lixiviados por evaporação produz um condensado com qualidade e de mais fácil disposição que os efluentes provenientes dos tratamentos convencionais. O tratamento por evaporação pode ser eficaz na remoção de amônia e substâncias húmicas de lixiviados (OLIVEIRA, HADDAD e CASTILHOS Jr, 2011).

Dentre as técnicas de evaporação está a evaporação forçada. Neste tipo de tratamento pode-se utilizar a energia contida no biogás gerado no próprio aterro sanitário. Estas tecnologias permitem tratar de forma combinada os efluentes de um aterro sanitário (gases e lixiviado), resultando em um lodo que pode ser disposto no próprio aterro sanitário (ROE *et al.*, 1998).

1.4 **Qualidade da água de irrigação**

O uso intensivo de água de boa qualidade resultou na escassez desse recurso, provocando a utilização de águas de qualidade inferior para suprir a agricultura irrigada. Somado ao potencial de águas residuárias em proporcionar redução do uso de adubação mineral e melhorias nos atributos químicos, físicos e microbiológicos do solo para a agricultura, tornou a prática de reúso intensiva nos últimos anos, no Brasil.

Ayres e Westcot (1999) consideraram a qualidade das águas de irrigação para o rendimento das culturas, as características físico-químicas do solo e mudanças do meio ambiente. Diante disso, classificaram a água para irrigação em três grupos: sem restrição ao uso, com restrição leve a moderada e com restrição severa. E assim, como Mancuso e Santos (2003), dentre os parâmetros utilizados nessa classificação, destacaram-se: a salinidade, a sodicidade, a toxidez, efeitos diversos e o pH.

Quanto aos aspectos sanitários, os critérios estabelecidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS), é a referência mundial, conforme Tabela 2.

Tabela 2 - Diretrizes recomendadas pela OMS sobre a qualidade microbiológica de águas que recebem esgoto sanitário empregado na agricultura¹

Categoria	Tipo de irrigação e cultura	Grupo de risco	Nematoides intestinais²	Coliformes fecais³
A	Culturas para serem consumidas cruas, campos de esporte, parque e jardins ⁴	Consumidores, agricultores, público em geral	≤1	≤1000 (4)
B	Cereais, têxteis, forrageiras pastagens, árvores ⁵	Agricultores	≤1	Sem recomendação
C	Irrigação localizada de plantas na categoria B na ausência de riscos para os agricultores		Não aplicável	Não aplicável

Legenda: ¹ Em casos específicos, as presentes recomendações devem ser adaptadas a fatores locais de ordem ambiental, socioculturais e epidemiológica; ² *Ascaris*, *Trichuris*, *Necator* e *Ancylostoma*: média aritmética do número de ovos por litro; ³ Média geométrica do número de coliformes fecais, por 100 ml durante o período de irrigação; ⁴ Para parques e jardins onde o acesso de público é permitido: 2,00 CF 1ml⁻¹; ⁵ No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve terminar duas semanas antes da colheita e nenhum fruto deve ser apanhado do chão, irrigação por aspersão não deve ser empregada.

Fonte: adaptado de AYERS e WESTCOT, 1999.

1.4.1 Salinidade

Os sais presentes no solo e na água de irrigação reduzem a disponibilidade da água para as plantas, afetando seus rendimentos. Os sais são adicionados ao solo no momento das irrigações, aumentando de concentração à medida que as culturas consomem, por evapotranspiração, a água disponível. As plantas extraem a água do solo quando as forças de embebição dos tecidos das raízes são superiores às forças de retenção da água exercida pelo o solo. Quando o potencial matricial do solo diminui, as forças de retenção de água no solo aumentam, tornando-se maiores do que as forças de extração exercidas pelas plantas, provocando estado inicial de escassez de água na cultura (FAO, 2005; AYRES e WESTCOT, 1999).

Nem todas as plantas respondem à salinidade de um modo semelhante, enquanto algumas culturas produzem rendimentos aceitáveis, fazendo ajustes osmóticos e assim, extraíndo mais água de um solo salino, outras culturas não possuem essa adaptação e conseqüentemente apresentam queda na sua produção (FAO, 2005; AYRES e WESTCOT, 1999).

A tolerância à salinidade de algumas culturas pode ser oito a dez vezes maior do que em outras. Tal amplitude permite a utilização de águas com salinidade moderada e aumenta a faixa aceitável das águas salinas consideradas adequadas para a irrigação (PESCOD, 1992).

Alguns estudos são desenvolvidos em prol do uso de águas salinas na irrigação, como é o estudo de Travassos *et al.* (2012) com girassol, Garcia *et al.* (2012) com café Conilon dentre outros.

1.4.2 Infiltração de água no solo

Quando a água de irrigação não atravessa a superfície do solo a uma velocidade suficientemente rápida para permitir a renovação da água consumida pela cultura entre duas irrigações, isso se torna um problema evidente de infiltração. A redução da infiltração ocorre em geral nos primeiros centímetros do solo, dando um efeito similar à salinidade que é o suprimento de água a cultura, ocasionada pela qualidade de água aplicada. A grande diferença entre a salinidade e a infiltração é que a primeira reduz a disponibilidade de água já armazenada e a segunda reduz a água que penetra na zona radicular (AYRES e WESTCOT, 1999).

De acordo com Paganini (1997), de todas as causas químicas que possam resultar na perda da permeabilidade do solo, a presença elevada de íons sódio é a mais importante. A adsorção dos íons de sódio às partículas de solo leva à dispersão de seus colóides, provocando o bloqueio dos seus poros, com conseqüente redução da permeabilidade do solo. Assim, para que não haja problemas com a irrigação de efluentes com elevada salinidade no solo, é necessário que as concentrações de cálcio e magnésio no solo se apresentem equilibradas. As proporções que tornam viáveis essa disposição são fixadas com base em uma relação denominada relação de adsorção de sódio (RAS), Equação 2.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{Ca^{++} + Mg^{++}}}, (meq L^{-1})^{1/2} = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{++} + Mg^{++}}{2}}}, (mmol_c L^{-1})^{1/2} \quad (2)$$

Existem diversos tratamentos para correção dos problemas de infiltração, grande parte baseados na ação de corrigir o solo ou a água de infiltração com gesso, pois esse material aumenta o teor de cálcio e reduz a proporção de sódio e conseqüentemente o valor da RAS. Alguns trabalhos envolvendo este assunto são abordados atualmente por: Vilarinho *et al.*

(2013), Sato *et al.* (2012), Bono *et al.* (2012) dentre outros cada um avaliando um tipo de metodologia levando em consideração o tipo de solo e o cultivo.

1.4.3 Íons tóxicos

A toxicidade ocorre internamente na planta e não é provocada pela falta de água, ela ocorre quando certos cátions quando absorvidos pelas plantas juntamente com a água do solo são acumulados em seus tecidos em quantidades suficientes para provocar danos. Os íons comumente contidos em água de irrigação são o cloreto, o sódio e o boro, são responsáveis por ocasionar prejuízos à planta individualmente ou combinados. Esses íons podem ser facilmente absorvidos através das folhas, essa absorção foliar acelera a velocidade de acumulação da toxicidade da planta (AYRES e WESTCOT, 1999). Para corrigir esses problemas é necessário atenção com a seleção de culturas tolerantes, práticas de cultivo, qualidade da água de irrigação e manejo de irrigação.

1.4.4 Outros problemas

Existem problemas como o excesso de nitrogênio que embora seja um nutriente e estimulante de crescimento para as planta, seu uso em excesso poderá levar a planta a aumentar o crescimento vegetativo, retardar a maturação ou provocar colheitas de baixa qualidade (AYRES e WESTCOT, 1999).

Já o pH que indica o grau de alcalinidade ou acidez do ambiente, quando em desequilíbrio poderá também indicar a necessidade de correção dos níveis de íons no solo ou até mesmo na água de irrigação, bem como a prevenção de possíveis problemas de incrustação em folhas, frutos e flores com o excesso de bicarbonato ou sulfato de cálcio.

Já o magnésio em alto teor poderá ocasionar sintomas de deficiências nas plantas (AYRES e WESTCOT, 1999).

1.5 **Água residuária na agricultura**

A prática de distribuir dejetos humanos e de animais no solo como fertilizante é bastante antiga nos países do sul asiático, principalmente na China. Em épocas remotas, em Atenas, utilizavam-se esgotos para a irrigação e há registros de que durante a Idade Média empregava-se o reúso na Alemanha e na Escócia (SHUVAL *et al.*, 1986). O reúso de esgoto é

uma técnica utilizada por vários países como fonte hídrica em grandes áreas de produção agrícola. A China encontra-se no topo do ranking com 1.330.000 ha irrigados com esgoto, seguido por México 250.000 ha, Argentina com 37.000 ha, Alemanha com 28.000 ha, EUA com 14.000 ha, Israel com 10.000 ha, dentre outros (MOTA e SPERLING, 2009).

Uma alternativa viável para aumentar a disponibilidade hídrica é a reutilização de efluentes, principalmente os de origem urbana, que é uma forma efetiva de controle de poluição e preservação do meio ambiente, cujos benefícios estão associados aos aspectos econômicos, ambientais e de saúde pública (INHOFF e KLAUS, 1998).

A reutilização da água, por meio do reaproveitamento de águas residuais tratadas, provém da necessidade de dar uma resposta à escassez de água a nível mundial. Este foi um dos maiores desafios do século XX que se prolonga pelo século XXI. Os efluentes têm vindo a ser considerados como um novo recurso hídrico que pode ser utilizado em atividades que exijam um menor padrão de qualidade, deixando assim maiores disponibilidades de água doce para fins que necessitam de maior qualidade, como é o caso do abastecimento de água para consumo humano (ASANO, 2001; MARECOS - MONTE e ALBUQUERQUE, 2010).

Vários trabalhos mostraram o desenvolvimento de efeito fertilizante das águas residuárias em várias culturas no Brasil: gramíneas forrageiras (ERTHAL *et al.*, 2010), plantas herbáceas (Gérbera - DAMASCENO *et al.* 2011, mamona - RIBEIRO *et al.* 2012, Girassol- NOBRE *et al.* 2010, Milho- COSTA *et al.* 2012a), cafeeiro (MEDEIROS *et al.*, 2008), horticultura (SANDRI *et al.*, 2006), e na mudas de espécies florestais (COSTA *et al.*, 2012b).

O lixiviado de aterro, proveniente dos resíduos sólidos urbanos, possui elevado potencial de aproveitamento agrícola por apresentar alta variabilidade composicional contendo nutrientes importantes para agricultura, como o nitrogênio, o fósforo, o potássio e a matéria orgânica. Silva e colaboradores comprovaram a eficácia da fertirrigação desse efluente em solos cultivados com capim Tifton 85 (*Cynodon* spp.) e obtiveram resultados positivos em relação à aplicação do percolado, entretanto reafirmam a necessidade de um monitoramento em longo prazo para se evitar possíveis impactos ambientais (SILVA *et al.* 2011).

A aplicação de chorume é uma oportunidade para completar o ciclo do nitrogênio, devolvendo o nitrogênio ao ecossistema e ao mesmo tempo aliviar a carga sobre as instalações de tratamento com o potencial de fitorremediação do sistema solo-planta, *Acacia confusa*, *Leucaena leucocephala* e *Eucalyptus torrelliana* responderam positivamente no seu

crescimento e da condutância estomática depois de ser irrigado com lixiviados diluído (LIANG *et al.*, 1999).

Cheng e Chu, (2011), ao usar lixiviados diluído em diferentes doses para duas gramíneas (*Paspalum notatum* e *Vetiver zizanioides*) e duas árvores (*Hibiscus tiliaceus* e *Litsea glutinosa*), durante 12 semanas, observaram efeitos positivos em algumas plantas. Entretanto o NO_x e o N no solo aumentou sua concentração nove vezes após irrigação com lixiviados, possivelmente como resultado de nitrificação. Esse resultado demonstra a importância de mais estudos para a decisão da taxa de irrigação, para evitar a saturação de N no solo e não exceder a capacidade de assimilação do solo e planta.

Wang, Lai e Zhao (2012), em seus estudos com plantas herbáceas, verificaram que a irrigação com lixiviados em concentrações adequadas podem melhorar a fertilidade do solo e aumentar o crescimento da parte aérea das plantas. Porém, o desequilíbrio de N_2 e de fósforo nos solos, aliada a acumulação excessiva de sais no solo em concentrações elevadas de lixiviado implicaram em efeitos negativos sobre o solo e plantas. Os autores observaram que as concentrações ótimas de lixiviado para irrigação variou de 20% a 40%, tendo o nitrogênio e o fósforo a ser suplementado em prol do equilíbrio do solo, diante da grande absorção das plantas de nitrogênio.

Quando águas residuárias, tratadas ou não, são aplicadas, de forma controlada, na superfície do solo, os mesmos podem sofrer algum tipo de tratamento através dos processos físicos, químicos e biológicos da matriz solo-planta-água. O solo, sendo um sistema vivo e dinâmico, caracterizado por ter uma grande superfície ativa reage fortemente com os constituintes do efluente. Os compostos orgânicos podem ser mais decompostos, enquanto os constituintes inorgânicos podem ser trocáveis, adsorvidos ou precipitados, seguindo reações químicas que os transformem em compostos de baixa solubilidade, ou podem ainda, ser absorvido pelas plantas e conseqüentemente, serem parcialmente removidos da solução de fluxo. Assim, o solo e as plantas atuam como verdadeiros “filtros vivos”, absorvendo e retendo poluentes e organismos patogênicos presentes nos resíduos e efluentes (FEIGIN *et al.*, 1991).

Quando se trata de lixiviados de aterro, a elevada salinidade e sodicidade são outros potenciais problemas de sua disposição no solo. A elevada concentração de íons cloreto, potássio e sódio poderão até impedir a sua reutilização bruta (LANDON, 1991). O acúmulo continuado de sais no solo resulta em mudanças consideráveis em muitos processos fisiológicos das plantas, tais como: aumento da taxa respiratória e toxicidade por íons, decréscimo do crescimento, instabilidade na membrana plasmática, resultante do

deslocamento de cálcio por sódio (MANSOUR e SALAMA, 2004), aumento na permeabilidade da membrana plasmática celular (GUPTA *et al.*, 2002) e depleção do teor de clorofila (KAO *et al.*; 2003).

Assim, segundo a classificação proposta pelo United States Department of Agriculture (USDA), não é recomendado o uso de efluentes com elevada salinidade para a irrigação, a não ser em condições especiais. O indicado é utilizá-lo na fertirrigação, respeitando-se a capacidade de suporte do sistema solo-planta, no local de cultivo (MATOS, CARVALHO e AZEVEDO, 2008).

Uma alternativa racional de utilização das águas residuárias é a fertirrigação, principalmente de culturas cujo produto não se destina para fins comestíveis (BEZERRA e FIDELIS FILHO, 2009), esse método permite a diluição e aplicação de dosagem de águas residuárias. Seu uso na agricultura é uma maneira de minimizar a poluição, promovendo ainda, economia de fertilizantes, reciclagem de nutrientes, refletindo na produção agrícola e qualidade dos produtos colhidos além de proporcionar melhoria nos atributos do solo (SOUZA *et al.*, 2010).

Conforme foi informado, o reaproveitamento de efluentes na agricultura, embora seja uma técnica antiga em outros continentes, tornou-se uma opção plausível, tendo como alternativa para uso de água com qualidade inferior as águas utilizadas diretamente pelos seres humanos, bem como uma alternativa de reutilização de nutrientes e redução dos danos ambientais ocasionados pelo descarte desse efluente. Entretanto, ressalta-se a necessidade de adoção de projetos especiais e legislação específica para o reúso na agricultura, pois somente assim, teremos desenvolvimento tecnológico e proteção à saúde pública.

1.6 Dinâmica da água no solo

A camada externa e agriculturável da superfície da terra, cuja origem é determinada pela ação de processos físicos, químicos e biológicos na rocha, dando origem a um material natural, sólido e poroso que abriga em seus poros quantidades variável de solução, denomina-se solo. E as distintas ações desses processos resultam na variedade de solos, os quais apresentam uma disposição diferente com relação a esse espaço poroso e que por sua vez formam canais naturais, de onde se originam as interações entre a água e as partículas sólidas do solo, resultando em forças de atração e fixação da água no solo, diminuindo a sua energia em relação à água livre (MIRANDA, 2001).

O movimento da água no solo é um dos assuntos mais estudados na física do solo devido, principalmente, à sua importância relacionada à disponibilidade de água para as plantas e ao transporte de solutos no solo (VELI e ALYUZ, 2007).

O transporte simultâneo de água e solutos no solo ocorre por convecção ou fluxo de massa, onde a água leva consigo os solutos, podendo uma parte destes ser adsorvida ao complexo coloidal, outra absorvida pelas plantas e por difusão em relação ao gradiente de concentração. A compreensão dos processos de transferência de soluto no solo e das interações iônicas entre as fases (sólida e líquida) é de fundamental importância ao estabelecer práticas de manejo de solo-água-planta (RUIZ *et al.*, 2009).

A dinâmica da água no solo desloca os solutos para as distintas profundidades do perfil. Neste movimento, uma parte dos solutos pode ser absorvida pelas plantas, outra perdida por percolação profunda e outra pode ser precipitada. Este deslocamento depende de fatores relacionados às propriedades do meio poroso e suas interações, propriedades do líquido percolante e as condições ambientais que influenciam nos parâmetros de transporte dos solutos. Dentre os fatores que influenciam o processo de migração e a retenção de substâncias químicas podem ser destacados: o tipo de solo, mineralogia, capacidade de troca catiônica, espécies de cátions absorvidos, velocidade de percolação e teor de matéria orgânica; concentração do contaminante, presença de outras substâncias na solução percolante, as condições hidrogeológicas, temperatura e pH do meio (COSTA, 2002).

O entendimento da distribuição da água e soluto no solo para as distintas profundidades do perfil é de suma importância para prevenir um desequilíbrio de nutrientes no solo, evitando, assim, possível contaminação no lençol freático e desestruturação do solo (PIFFER, 1989).

A avaliação do transporte de solutos pode ser feita por modelos numéricos e físicos; os modelos físicos a destacar são: colunas de solo (modelo unidimensional); aparato de Hele-Shaw (bidimensional) e tanque de areia (tridimensional); referidos modelos são submetidos à remoção ou injeção de água ou, ainda, a uma carga contaminada, e a resposta aos modelos é obtida através de medições diretas da concentração do soluto, no início e durante o deslocamento do fluido através da coluna (CANTER *et al.*, 1987).

Modelos de simulação podem proporcionar um entendimento melhor dos processos que ocorrem no solo, relativos ao deslocamento de solutos, constituindo ferramentas aplicáveis a estudos de minimização de impactos ao meio ambiente. O sucesso da simulação e das equações que predizem o deslocamento de solutos no solo é necessário à determinação dos parâmetros de transporte que influenciam na relação solo-soluto. Os parâmetros mais

relevantes que devem ser determinados para este fim são a velocidade da água no poro, os coeficientes de difusão-dispersão e o fator de retardamento (SILVA *et al.*, 2012).

O fator de retardamento é definido como a capacidade de retenção ou efeito tampão do solo, para um elemento ou composto. Considera-se nesse fator a capacidade do solo em reter íons, sendo condicionado com a relação das interações entre a fase líquida e a fase sólida, durante a percolação da solução no solo (TITO; CHAVEZ e GUERRA, 2012). Já o coeficiente de dispersão-difusão é um parâmetro físico da equação do transporte de solutos; ele expressa dois fenômenos de transporte aditivos: a dispersão mecânica e a difusão iônica, que constituem o movimento térmico natural de constituintes dissolvidos que ocorre em razão da existência de gradientes de concentração (GENUCHTEN e WIERENGA, 1986).

Diante do uso de águas residuárias na agricultura, a dinâmica da água e dos solutos no solo adota uma dimensão maior, para evitar ou mensurar os possíveis impactos no solo com o uso de águas de qualidade inferior na agricultura. Sendo assim, alguns estudos foram realizados como, por exemplo, o transporte no solo de solutos presentes na água residuária de café Conilon (FERREIRA *et al.*, 2006); o uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático (SILVA; GRIEBELER e BORGES, 2007); a viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos (MATOS; CARVALHO e AZEVEDO, 2008); a mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura (SANTOS *et al.*, 2010); a distribuição de solutos em colunas de solo com vinhaça (SILVA *et al.*, 2012)

1.6.1 Dinâmica do nitrogênio no solo

A dinâmica do nitrogênio (N) no solo envolve processos de natureza física, química e biológica, que determinarão se o N permanecerá adsorvido na camada agricultável do solo, absorvido pelas plantas ou se moverá no solo, até atingir camadas mais profundas. O movimento e o destino desses produtos no ambiente são influenciados por processos de retenção (adsorção e absorção), de transporte (lixiviação, volatilização, escoamento superficial), de transformação biológica e pela interação desses processos (SPADOTTO, 2003).

1.6.2 Dinâmica do Potássio no solo

O potássio é um nutriente importante para a manutenção da quantidade de água nas plantas, uma vez que a absorção de água pela célula e pelos tecidos é, frequentemente, consequência da absorção ativa do potássio. Por ser um elemento que não forma compostos na planta, permanece livre para regular muitos processos essenciais, incluindo ativação enzimática, fotossíntese, atuando no controle do uso eficiente da água, na síntese de amido e de proteína (MALAVOLTA, 1996).

O incremento na produtividade agrícola, decorrente da adição dos fertilizantes potássicos ao solo, varia principalmente com a quantidade de K disponível e com o nível geral da fertilidade do solo (UCHOA *et al.*, 2011). Segundo Ernani, Almeida e Santos (2007), o K estrutural é a forma mais encontrada no solo e é liberado para a solução do solo quando esses minerais são intemperizados, como esse é um processo lento, as quantidades liberadas para o solo são insuficientes para suprir a demanda das plantas, principalmente às de ciclo curto. Entretanto a forma do K trocável é a mais importante para a nutrição vegetal, pois restitui rapidamente o K retirado da solução do solo pelas plantas ou perdidos por lixiviação.

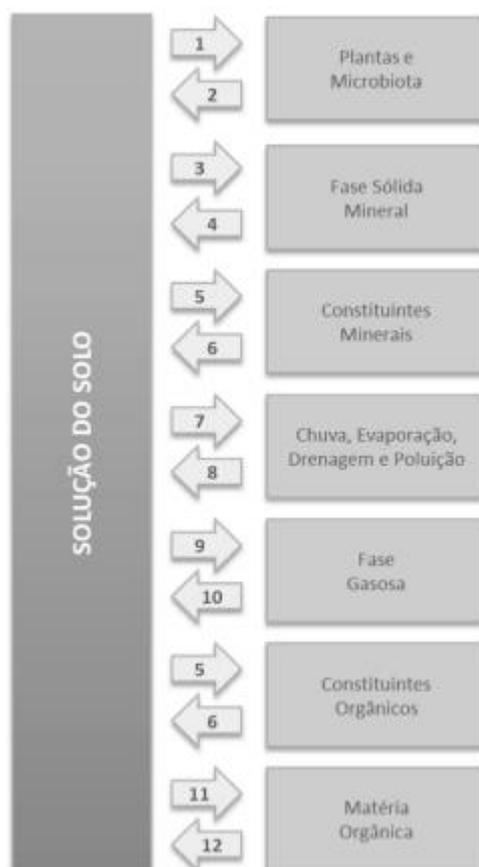
1.6.3 Solução do solo

A concentração total de um nutriente no solo determinado por métodos analíticos em laboratório para fins de avaliação da fertilidade do solo, normalmente é complementado com o conhecimento da composição química da solução do solo, pois o nutriente ou elemento traço disponível ao solo para absorção radicular é aquele em solução ou adsorvido na fase sólida do solo, mas sob forma passível de absorção pela planta (SIMARD *et al.*, 1988; CAMPBELL *et al.*, 1989). A importância das características e composição da solução do solo e seu papel nas inter-relações com o solo, as plantas e os organismos é reconhecida há muitos anos (PÉREZ e CAMPOS, 2003).

Diversos estudos foram realizados a fim de monitorar a solução do solo, caracteriza-la nos diferentes tipos de solo e para distintas finalidades como: sua coleta para estudar processos pedogenéticos, fatores de equilíbrio e cinética, transporte de solutos, nutrição de plantas, fertilidade de solos, ciclagem de nutrientes, elementos traços no solo, o destino e o transporte de contaminantes ambientais (VAN MIEGROET; COLE, 1985; DAHLGREN, 1993; RAO *et al.*, 2008, OYEWOLE *et al.*, 2013). Ressaltando que as concentrações dos elementos químicos na solução do solo são regidas por uma cadeia de mecanismos, conforme

relatado por Bohn *et al.* (1985) e Pérez e Campos (2003), Mello e Pérez (2009), Meurer (2012) que estão, simplificada, ilustrados na Figura 1, onde setas com número ímpar representam saídas (“output”) e setas pares, entradas (“input”).

Figura 1 - Inter-relação da solução do solo com outros componentes do sistema.



Fonte: adaptado de Bohn *et al.* 1985; Pérez e Campos, 2003; Melo e Perez , 2009; Meurer, 2012.

Por meio da Figura 1, os mecanismos são identificados como:

1. Absorção de nutrientes pela nutrição das plantas e microbiota;
2. Exsudação e excreção de solutos e substâncias orgânicas pelas raízes e microorganismos, além da morte e decomposição dos organismos, o que libera solutos, também;
3. Precipitação derivada da supersaturação e nucleação na solução do solo;
4. Dissolução via intemperismo;
5. Adsorção por causa de vários tipos de interação intermoleculares, tais como, força de Van der Waals, ligações de hidrogênio, ligações hidrofóbica, troca de íons e ligantes, etc;
6. Dessorção e troca iônica;

7. Drenagem de constituintes para fora do solo uma série e diluição da solução do solo pela chuva;
8. Adição de metais e ligantes à solução do solo por fertilizantes e contaminantes com possível recombinação, formando novos minerais (3);
9. Liberação de gases para a atmosfera do solo;
10. Dissolução de gases na solução do solo;
11. Formação de compostos orgânicos via polimerização,
12. Decomposição da matéria orgânica via ação microbiana.

Observa-se a condição de equilíbrio (Figura 1) entre os componentes da solução do solo e os componentes da fase sólida e, nesta interface, fase sólida /fase líquida, ocorrem importantes reações químicas (MEURER e ANGHINONI, 2012). Além disso, apesar das setas indicarem processos em ambos os sentidos, há uma predominância do movimento solo - planta.

1.7 Legislação para reúso de água residuária

O uso de efluente na agricultura em alguns países como Israel, Austrália, Alemanha, França, México e Estados Unidos, seguem critérios específicos para reúso, induzindo os critérios adotados no Brasil, uma vez que no país não existem normas, nem diretrizes próprias para reúso de água de qualidade menos restritivas na agricultura.

Historicamente a prática começou a crescer em diversos países (conforme mencionado), porém sem controle de qualidade quanto à produção de efluentes microbiologicamente seguros. Assim, em 1971, a OMS reconheceu definitivamente a importância dos riscos à saúde relacionados à reutilização de águas residuárias (PASCHOALATO *et al.*, 2004).

No México uma nova legislação foi desenvolvida permitindo a presença de nutrientes e matéria orgânica nos efluentes em concentrações apropriadas para reúso, enquanto que patógenos especialmente ovos de helmintos devem ser removidos (JIMENEZ, 2005).

No Brasil não existem normas e padrões específicos para regulamentar e direcionar o reúso de águas residuárias. A legislação apenas estabelece padrões de qualidade para cada destino específico da água, isso foi estabelecido pela resolução CONAMA 357 de 2005 e CONAMA 430 de 2011.

A Política Nacional de Recursos Hídricos por meio da Lei nº 9.433/97, conhecida como Lei das Águas, tem como um de seus objetivos “a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, com vistas ao desenvolvimento sustentável”, “as metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis”. Já a Lei nº 9.605, de 1998, a chamada Lei da Natureza ou dos Crimes Ambientais, cujo texto declara como crime o ato de causar poluição hídrica em cursos de água de abastecimento público. A Lei dos Crimes Ambientais forneceu o incentivo decisivo para o reúso, quando instituiu a obrigação de se tratar em os efluentes (ALMEIDA, 2011).

Com a Resolução CONAMA 357/2005 foi definido sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelecem as condições e padrões de lançamento de efluentes. No Capítulo IV, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes (Tabela 3), foi enfatizado no Art. 29 que o uso de efluentes no solo, mesmo tratado, não poderá causar poluição ou contaminação das águas. Já no Art. 34 relata que efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que obedeçam as condições e padrões previstos nesta resolução, padrões esses validados no inciso 4.

Tabela 3 - Padrões de lançamento de efluente (continua)

Parâmetros Inorgânicos	Valor máximo (mg L⁻¹)
Arsênio total	0,5
Bário total	5,0
Boro total	5,0
Cádmio total	0,2
Chumbo total	0,5
Cianeto total	0,2
Cobre dissolvido	1,0
Cromo total	0,5
Estanho total	4,0
Ferro dissolvido	15,0
Fluoreto total	10,0
Manganês dissolvido	1,0
Mercúrio total	0,01
Níquel total	2,0
Nitrogênio amoniacal total	20,0
Prata total	0,1

Tabela 3 - Padrões de lançamento de efluente (conclusão)

Selênio total	0,3
Sulfeto	1,0
Zinco total	5,0
Parâmetros orgânicos	Valor Máximo (mg L⁻¹)
Clorofórmio	1,0
Dicloroetano	1,0
Fenóis totais	0,5
Tetracloroeto de carbono	1,0
Tricloroetano	1,0

Fonte: CONAMA 357 de 2005.

Já a Resolução do CONAMA de nº 430, de 13 de maio de 2011, que complementa e altera a Resolução nº 357 de 2005, dispõem sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, nesta resolução destacam-se três artigos sobre a disposição final de efluentes tratados: Art. 2. 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. Art. 3. Os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis. Art. 21. Para o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários deverão ser obedecidos padrões específicos.

Além desse conjunto, segundo, a resolução Nº 54 de 28 de novembro de 2005 (BRASIL, 2005), estabelece critérios para a prática de reúso direto não potável de água, confirmando a iniciativa para implementar o reúso. Nessa resolução, fica instituído reúso para fins urbanos, agrícolas, florestais, ambientais, industriais e aquicultura.

Além disso, os efluentes da estação de tratamento de chorume (ETC) devem seguir as normas do INEA de critérios e os padrões para lançamento de efluentes líquidos aprovados pela Deliberação da Comissão Estadual de Controle Ambiental (CECA) do Rio de Janeiro nº 107 de 04/12/86 que limita os efluentes do chorume aos seguintes parâmetros e está coerente com a CONAMA 430/2011:

- pH entre 5,0 e 9,0;
- Temperatura menor que 40 ° C;
- Materiais sedimentáveis até 1,0 ml/l (cone de 1 hora);
- Óleos e graxas até 20 mg/l;

- Metais pesados de acordo com as concentrações definidas na Norma.

É possível relacionar ainda, a Resolução CONAMA 001/86 art. 1º, define o conceito impacto ambiental como:

“Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais”.

As leis existentes sobre lançamento de águas residuárias e qualidade da água potável, bem como a divisão da água em classes podem delimitar e fornecer subsídios para a elaboração de critérios, padrões e códigos de prática, adaptados às características nacionais (ALMEIDA, 2011). Ficando evidente que o reúso de água residuária poderá ocorrer desde que seja com planejamento, e respeitando as leis que já estão em vigor no país que embora não sejam especificamente do reúso, podem limitar certas atividades que venham a acontecer.

1.8 *Helianthus annuus L.*

O girassol (*Helianthus annuus L.*) é uma planta que apresenta características desejáveis sob o ponto de vista agrônomo, como ciclo curto, elevada qualidade e bom rendimento em óleo (SILVA e SANGOI, 1985).

Lopes *et al.* (2009) o girassol está inserido entre as espécies vegetais de maior potencial para a produção de energia renovável no Brasil, como matéria-prima para a produção de biocombustível, além de constituir uma importante opção ao agricultor em sistemas envolvendo rotação de culturas.

O girassol (*Helianthus annuus L.*) destaca-se entre as cinco maiores culturas oleaginosas produtoras de óleo vegetal comestível, entre as quais também se destacam a soja, o algodão, a colza e o amendoim (LEITE *et al.* 2007). Por isso, essa cultura tem condições de fomentar a indústria do biodiesel.

A pesquisa da FAO (2015) os maiores produtores de girassol mundiais são a Ucrânia, Rússia, Argentina, China e França, o Brasil por sua vez ocupa a 25ª posição. O girassol é a quinta oleaginosa em área cultivada no mundo com 18 milhões de hectares e a quarta em

produção de grãos, representando 13% de todo o óleo vegetal produzido (BALOTA *et al.*, 2010).

Na safra 2010/2011, destaca-se o estado do Mato Grosso com quase 70% da produção nacional de girassol e, junto com Goiás e Rio Grande do Sul, concentram mais de 90% do total produzido no País (CONAB, 2012). Em uma área de 74,5 mil hectares, a produção brasileira de girassol para a safra 2011/2012 foi de 116,4 kg ha⁻¹, sendo a estimativa para a safra 2012/2013 de 107,7 kg ha⁻¹ em uma área de 74,4 mil hectares (CONAB, 2013). Já na realidade atual, a CONAB (2014) identifica em área estimada plantada com girassol no Brasil para a safra 2013-2014 de 143,5 mil hectares concentrando-se no Centro-Sul do país.

No Brasil, o cultivo do girassol tenha sido iniciado na colonização, principalmente na região Sul, com a introdução do hábito do consumo de suas sementes torradas. Entretanto, a primeira indicação de cultivo de girassol comercial no Brasil data de 1902, no Estado de São Paulo, quando a Secretaria da Agricultura deste estado distribuiu as primeiras sementes de girassol aos agricultores (UNGARO, 1986).

Outra característica importante do girassol é que apresenta resistência a estiagens prolongadas. Pode desenvolver-se desde climas áridos sob regime de irrigação, a temperados em condições de sequeiro (DOORENBOS e KASSAM, 1994), adaptando-se em diversas condições edafoclimáticas (FAGUNDES *et al.*, 2007), também é indicado como boa alternativa no sistema de rotação e sucessão de cultivo sendo excelente recicladora de nutrientes (MORGADO *et al.*, 2002).

1.8.1 Aspectos Botânicos do Girassol

O girassol (*Helianthus annuus* L.) é uma dicotiledônea anual pertencente à ordem Asterales, família Asteraceae, subfamília Asteroideae, gênero *Helianthus* L. (JOLY, 1993). Tem sua origem na América do Norte, porém atualmente é cultivado em todos os continentes, pois é uma cultura de ampla capacidade de adaptação às diversas condições de latitude, longitude e fotoperíodo (EMBRAPA SOJA, 2008).

Helianthus é um gênero complexo, compreendendo 49 espécies e 19 subespécies, sendo 12 espécies anuais e 37 perenes (UNGARO, 2000).

Uma característica comum do girassol é a sua capacidade de girar no sentido do movimento aparente do sol (movimento heliotrópico, também chamado heliotropismo), o que deu à planta seu nome popular e comum. Cabe ressaltar que tal movimento acontece durante

tudo o período da floração plena, sendo resultado de dois movimentos complementares, um de rotação espiralada do caule e outro das folhas e do capítulo (ROSSI, 1998).

Tal movimento deve-se ao crescimento diferenciado do caule, onde a movimentação é em função da iluminação desigual de um lado para outro da planta. O lado da planta que está sombreado acumula auxina, o que faz a parte na sombra crescer rapidamente em relação à parte que está ao sol e, deste modo, o caule e o capítulo inclinam-se para o sol. Com o pôr-do-sol, a auxina é redistribuída na planta e o capítulo retorna à posição inicial, voltada para leste (SEILER, 1997). Este tropismo do capítulo ocorre até início do florescimento e após este período, permanece voltado para a face leste até cumprir totalmente seu amadurecimento (ROSSI, 1998).

O caule do girassol é ereto e robusto, geralmente não ramificado, com altura variando entre 1 e 2,5 m e com cerca de 20 a 40 folhas por planta, tais folhas distribuem-se em número e formas variáveis. A inflorescência é um capítulo, onde se desenvolvem os grãos, denominados aquênios (CASTRO *et al.*, 1997a). O capítulo é composto por: pedúnculo floral, receptáculo, flores e involúcro (ROSSI, 1998). O receptáculo floral pode ser plano, côncavo ou convexo.

As flores de girassol apresentam o fenômeno da protandria, isto é, as anteras amadurecem antes do estigma (VRÂNCEANU, 1977). Assim, trata-se de uma planta alógama, ou seja, de polinização cruzada, na qual a autofecundação é praticamente inexistente. Em função de ser relativamente pesado, o pólen movimenta-se muito pouco pelo vento, e a entomofilia constitui-se no mecanismo básico de polinização do girassol, principalmente pela ação de abelhas (SEMENTES COTIBRASIL, 1981).

O fruto (aquênios), impropriamente chamado de semente representam a parte de maior importância econômica do girassol, apresenta-se geralmente achatado, seco, composto pelo pericarpo (casca), semente (amêndoa ou polpa), podendo ser variável conforme o tamanho, cor e teor de óleo de acordo com as peculiaridades do cultivar (PEIXOTO, 2004; ABOISSA, 2005).

O sistema radicular é pivotante e bastante ramificado e, não havendo impedimentos químicos ou físicos, explora grande profundidade de solo, absorvendo água e nutrientes onde outras plantas normalmente não alcançam (CASTRO *et al.*, 1997).

O ciclo vegetativo do girassol varia entre 90 e 165 dias, dependendo da cultivar, da data de semeadura e das condições ambientais características de cada região (CASTIGLIONI *et al.*, 1994).

O crescimento e desenvolvimento da planta de girassol são divididos em duas fases: vegetativa (V) e reprodutiva (R). A fase vegetativa refere-se ao período da germinação até o período do broto floral, sendo dividida em VE (emergência) e Vn (desenvolvimento de folhas), que se caracteriza pelo aparecimento de folhas verdadeiras e é definido pelo número de folhas com no mínimo 4 cm de comprimento (V1, V2, V3, V4 e Vn).

A fase reprodutiva, por sua vez, está organizada da seguinte forma (SCHNEITER e MILLER, 1981; CASTRO e FARIAS, 2005):

R1 - a inflorescência circundada pela bráctea imatura torna-se visível;

R2 e R3 - fases relacionadas ao ângulo entre o solo e a planta do internódio imediatamente abaixo da base da inflorescência;

R4 e R5 - fases relacionadas à abertura da inflorescência e início da antese, respectivamente;

R6 - a antese está completa e as flores ligadas perdem a turgidez;

R7 e R8 - fases relacionadas ao enchimento de aquênios; e R9 - maturação fisiológica.

Os cultivares de girassol são selecionados de forma a atender os objetivos para qual se destina. Sendo a planta aproveitada integralmente por oferecer aspectos botânicos e agrônômicos que representam suas variações (LEITE *et al.* 2005), Tabela 4 abaixo:

Tabela 4 - Características botânicas e agrônômicas do girassol

Caracteres	Unidade	Variação
Ciclo vegetativo	dias	90 a 130
Início do florescimento	dias	50 a 65
Altura de planta	cm	120 a 180
Diâmetro de caule	mm	10 a 80
Número de Folhas	n°	20 a 40
Comprimento das Folhas	cm	10 a 50
Largura das Folhas	cm	5 a 55
Comprimento do pecíolo	cm	5 a 35
Diâmetro do capítulo	cm	15 a 25
Numero de flores	n°	1000 a 4000
Numero de aquênios	n°	300 a 2500
Comprimento de aquênios	mm	5 a 30
Largura dos aquênios	mm	3 a 15
Teor de óleo nos aquênios	%	28 a 60
Teor de óleo nas amêndoas	%	57 a 70
Porcentagem da casca	%	20 a 45
Peso de 1000 aquênios	g	60 a 130
Relação ácidos graxos oléico/linoleico	-	1/4 a 8/1
Relação ácido graxo saturado/insaturado	-	1/6

Fonte: Adaptado de Leite et al., 2005.

Observa-se, portanto que o rendimento do girassol é em função de diversas características agrônômicas como a altura de planta, o número de folhas, o diâmetro do capítulo, o número de aquênios por capítulo e a massa de aquênios, entre outros apresentados na Tabela 4, onde a interação com o ambiente demonstrará o potencial genético do cultivar ou variedade utilizado (SOUZA *et al.*, 2014; AQUINO, SILVA e BERGER, 2013).

1.8.2 Processo de germinação

Segundo Labouriau (1983), a germinação é um fenômeno que pode ser considerado, botanicamente, como a retomada do crescimento do embrião, com o conseqüente rompimento do tegumento pela radícula. A germinação é um dos parâmetros da qualidade fisiológica da semente. O teste de germinação tem por objetivo determinar o potencial máximo de germinação do lote de sementes, cujo valor poderá ser usado para comparar a qualidade de diferentes lotes e estimar o valor de semeadura no campo (ISTA, 1993; BRASIL - RAS, 2009).

O desenvolvimento do girassol entre a semeadura e a maturação fisiológica é uma seqüência, caracterizada por alterações morfológicas e fisiológicas no ciclo da planta (ROSSI, 1998).

Leite *et al.* (2005) afirmou que a viabilidade da semente é indicada através da porcentagem de germinação, determinada em condições de laboratório e de campo. A pureza da semente indica o número de sementes no lote que pertence à variedade desejada. Para calcular o número de sementes a ser distribuído é necessário conhecer o poder germinativo baseado em resultados de testes de emergência de laboratório.

A germinação do girassol é grandemente influenciada pela temperatura. A taxa de germinação aumenta exponencialmente na faixa de 3 a 30° C e a porcentagem máxima de germinação é mantida de 6 a 23° C. Temperaturas entre 37 e 40° C danificam severamente as sementes e impedem a germinação (MAEDA e UNGARO, 1985).

Com relação à reação da planta ao fotoperíodo, o girassol é classificado como espécie pouco afetada, o que facilita a expansão de seu cultivo no Brasil (CASTIGLIONI *et al.*, 1994). Em relação ao sistema radicular no estágio cotiledonar já atinge de quatro a oito centímetros de comprimento, com seis a dez raízes secundárias (ROSSI, 1998).

1.8.3 Importância Econômica e Potencialidades do uso do Girassol

O girassol é uma das plantas das quais se torna possível explorar quase toda a sua totalidade. Em função de sua versatilidade, o girassol é utilizado no mundo e no Brasil, para as mais diversas finalidades. Porém, atualmente a principal aplicação a qual se destina é no aproveitamento de seu óleo (SABBAGH, 2008).

O óleo de girassol, como todos os óleos vegetais, é constituído por triagliceróis (98 a 99%). Possui elevado teor de ácidos insaturados (cerca de 83%), mas um reduzido teor de ácido linolênico ($\leq 0,4\%$). O óleo de girassol é rico no ácido graxo essencial (AGE) ácido linoleico. As variações no seu teor são consequências não só da variedade, mas também das diferenças climáticas durante seu cultivo. O óleo destaca-se por suas excelentes características físico-químicas, apresentando grande viabilidade técnico-ambiental, para a produção de biodiesel (SOUZA, 2007; SILVA, 2011).

O Programa Nacional de Produção e Uso do Biodiesel (PNPB), criado pela lei 11.097/2005, determina que a partir de 2013 seja obrigatória à adição de 5% de biodiesel ao óleo diesel consumido no Brasil. Para isso serão necessários cerca de 2,5 bilhões de litros de 'biodiesel ao ano (QUEIROZ, 2006). Vale ressaltar que a inclusão social e o desenvolvimento regional, via geração de emprego e renda, devem ser os princípios básicos das ações direcionadas ao biodiesel, implicando em dizer que sua produção e consumo devem ser promovidos de forma descentralizada e não-excludente em termos de rotas tecnológicas e matérias-primas utilizadas (FEITOSA, 2011).

Os óleos vegetais têm sido estudados como alternativas para energia renovável, uma vez que proporcionam uma geração descentralizada de energia. A demanda energética crescente no mundo tem suas prioridades voltadas para fontes renováveis destacando-se, dentre elas, o girassol como boa alternativa, para minimizar os impactos negativos de combustíveis fósseis sobre o meio ambiente (RAMOS *et al.*, 2003).

O girassol é ainda uma das principais espécies utilizadas na adubação verde, em grande parte devido ao seu desenvolvimento inicial rápido, seu efeito alelopático a grande número de invasoras, à eficiência da planta na reciclagem de nutrientes e, também, por ser um agente protetor de solos contra a erosão e a infestação de invasoras, sendo recomendado para a rotação de culturas (UNGARO, 2000). A cultura melhora a qualidade do solo promovendo a ciclagem de nutrientes ao longo do perfil do solo e disponibilizando grande quantidade de nutrientes pela mineralização dos restos culturais, beneficiando o desenvolvimento e a melhoria do estado nutricional das culturas subsequentes (LEITE *et al.*, 2007).

De acordo com Tomich et al. (2003) a silagem de girassol obtida através da fitomassa, apresenta-se como mais uma opção de alimento conservado na forma de silagem. Aproveita-se do girassol todas as suas partes e, dentre os seus usos, estão à produção melífera, forragem alternativa, ornamental, produção de óleo para alimentação humana e biocombustíveis (MORGADO *et al.*, 2002; CORRÊA *et al.*, 2008; NEVES *et al.*, 2005; NOBRE *et al.*, 2010). Além disso, o óleo, rico em vitamina E, é o principal produto obtido da semente, e o aumento de sua demanda tem sido relacionado à procura por alimentação mais saudável (Ribeirinho *et al.*, 2012).

O cultivo de espécies oleaginosas constitui ainda, uma alternativa para a agricultura familiar, por propiciar melhor qualidade de vida em regiões carentes, valorizando potencialidades regionais e oferecendo soluções a problemas econômicos e socioambientais (RAMOS *et al.*, 2003).

2.0 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a viabilidade do aproveitamento agrícola de lixiviado proveniente dos resíduos sólidos urbanos (LRSU), advindo do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho- RJ para o cultivo de girassol (*Helianthus annuus L.*) e impacto no sistema solo-planta.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar o lixiviado bruto coletado no aterro de Jardim Gramacho-RJ;
- Avaliar as diferentes tecnologias de tratamento do lixiviado bruto coletado do aterro de Jardim Gramacho;
- Avaliar o efeito da aplicação de doses de lixiviado bruto e tratado (processo eletro-Fenton e destilação) no processo de germinação e vigor de sementes de girassol;
- Avaliar o crescimento inicial do girassol, utilizando doses de lixiviado bruto como fonte de nutrientes, bem como o efeito dessa técnica nos atributos químicos do solo;
- Identificar possíveis problemas de contaminação de solo e fitotoxicidade com uso de lixiviado de aterro bruto em diferentes concentrações;
- Analisar a distribuição de sais e os processos de lixiviação de sais ao longo de colunas de solo em resposta à irrigação com lixiviado bruto em diferentes concentrações.

3.0 METODOLOGIA

Para alcançar os objetivos desta tese optamos por realizar três experimentos com o lixiviado de aterro, sendo: teste de germinação, cultivo inicial do girassol em ambiente protegido (casa de vegetação) e colunas de solo. Segue abaixo os procedimentos experimentais realizados.

3.1 Coleta e armazenamento das amostras de lixiviado do Aterro Sanitário

O Aterro Metropolitano de Gramacho localizado no município de Duque de Caxias, RJ, é gerido pela Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro e recebeu até abril de 2011, aproximadamente 9.500 mil toneladas/dia de resíduos sólidos das cidades do Rio de Janeiro (75%), Duque de Caxias, São João de Meriti, Nilópolis, Queimados e Mesquita (25%). Após esse período o aterro foi desativado e passou a ser gerenciado, os subprodutos gerados por ele, como o lixiviado e o gás metano.

Este aterro iniciou sua operação em setembro de 1978 e até janeiro de 1996 já havia recebido cerca de 20 milhões de metros cúbicos de resíduos, ocupando uma área de aproximadamente 130 ha (PIRES, 2002), localizada na proximidade de cursos d'água, núcleos populacionais e ecossistemas de grande interesse ecológico às margens da Baía de Guanabara, em área de manguezais (COMLURB, 1993). A área do aterro delimita-se em cerca de dois terços dos seus limites com cursos d'água, que são a Baía de Guanabara e os Rios Sarapuí e Iguaçú.

Amostras de lixiviado bruto foram coletadas diretamente da lagoa de equalização (Figura 2) durante o período de março de 2012 a março de 2014, sempre no horário da manhã. Essas amostras eram coletadas em recipientes de polietileno com volume de 5 L e armazenadas em um recipiente com capacidade para 500 L. Apenas 200 mL das amostras, foram acondicionadas à temperatura de ± 4 °C para posterior análise físico - química, conforme adaptações de APHA (2005).

Figura 2 – Local de coleta do lixiviado no Aterro de Jardim Gramacho, Rio de Janeiro-RJ.



Legenda: (A) Lagoa de equalização do chorume, onde foi coletado as amostras.; (B) Foto aérea do Aterro Sanitário de Jardim Gramacho, Rio de Janeiro –RJ.

Fonte: Google maps e Rigo, 2012.

3.2 Caracterização e análise do lixiviado

As análises físico-químicas seguiram as metodologias preconizadas por APHA (2005) e compreenderam a determinação dos seguintes parâmetros: condutividade elétrica (CE), pH, salinidade, sólidos totais dissolvidos (STD), turbidez, cor, demanda química de oxigênio, cátions e ânions. Os procedimentos experimentais empregados foram os seguintes:

Condutividade elétrica:

A condutividade elétrica das amostras foi obtida através de leitura direta em um analisador multiparâmetros (modelo: PCS Testr 35; fabricante OAKTON), conforme procedimento 2510 descrito no *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

pH:

O pH das amostras foi obtido através de leitura direta no analisador multiparâmetros (modelo: PCS Testr 35; fabricante OAKTON), conforme procedimento 4500 H+ descrito no *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Salinidade:

A salinidade foi quantificada através de leitura direta em um analisador multiparâmetros (modelo: PCS Teste 35; fabricante OAKTON), conforme procedimento o 2510 descrito no *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Sólidos Totais Dissolvidos (STD):

Os Sólidos Totais Dissolvidos (STD) foram quantificados nas amostras através de leitura direta com um analisador multiparâmetros (modelo: PCS Testr 35; fabricante OAKTON).

Turbidez:

A turbidez das amostras foi obtida através de leitura direta em um turbidímetro (modelo: TB 1000; fabricante: TecnoPON) após calibração prévia, baseado no procedimento 2130 descrito no *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

Cor:

A cor das amostras foi obtida através da leitura direta em espectrofotômetro (modelo: DR 5000; fabricante: HACH) com comprimento de onda na faixa de 400 nm, tendo água deionizada como padrão de absorção zero.

Demanda Química de Oxigênio (DQO):

A DQO das amostras foi obtida usando-se o método colorimétrico de refluxo fechado, baseado no procedimento 5220 descrito no *Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Foi utilizado um digestor modelo DRB 200 e um espectrofotômetro modelo DR 5000 ambos do fabricante HACH.

Reagentes

- Reagente 1 – $K_2Cr_2O_7$ (previamente seco a 103 °C por 2 horas) dissolvido em água destilada + adicionar H_2SO_4 concentrado + $HgSO_4$;
- Reagente 2 – $AgSO_4$ + H_2SO_4 .

Procedimento: Em 2mL de amostra são adicionados 1,2 mL do reagente 1 e 2,8 mL do reagente 2. A digestão é realizada a 150 °C por 2 horas. A leitura em absorbância no espectrofotômetro é feita usando uma cubeta de vidro. O teste em branco é feito com as mesmas condições estabelecidas para a amostra.

Concentrações de cátions e ânions por Cromatografia de Íons (CI):

As análises quanto às concentrações de cátions (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} e NH_4^+) e ânions (Cl^- , Br^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) por cromatografia de Íons (CI), foram realizadas em triplicata após diluição apropriada para cada resíduo avaliado.

Para o lixiviado de aterro bruto as amostras foram diluídas em mil vezes (1000 x) e as amostras dos efluentes tratados por Eletro-Fenton em quinhentas vezes (500 x), já as amostras de lixiviado tratado por destilação teve a primeira (100 mL iniciais da destilação) e segunda alíquota (200 ml restantes da destilação) diluídas em quinhentas vezes, sendo o resíduo da destilação diluído em mil vezes.

Posteriormente foram filtradas, com auxílio de seringas acopladas a filtros de aproximadamente 0,22 μm de porosidade, com a finalidade de evitar o entupimento das colunas do equipamento com materiais particulados e colocados nos vials do amostrador automático do cromatógrafo de íons (Fabricante: DIONEX – Modelo: ICS 3000). Todas as amostras foram lidas em triplicata.

Concentrações de metais por Espectrometria de Absorção Atômica de Chama (AAS):

As amostras foram digeridas segundo adaptação do procedimento EPA-3051A (USEPA, 1998), utilizando: 20 mL da amostra de lixiviado bruto e 8 mL de HNO_3 P.A. A amostra e o ácido foram colocados em um frasco de Teflon, que posteriormente foi fechado e aquecido em forno de micro-ondas (Fabricante: Milestone – Modelo: Start E), com potência de 600 W, durante 20 min. (aquecimento até 170°C durante 10 min. e manutenção a 170 °C por 10 min.). O volume obtido foi filtrado em papel filtro e avolumado para 100 mL com água Milli-q. As amostras foram lidas, em triplicata, no espectrômetro de absorção atômica (Fabricante: VARIAN – Modelo: AAS-220). Foram quantificados os seguintes elementos-traços: Al^{3+} , Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+} .

Além dos metais, foi realizada com mesmo procedimento acima citado, no espectrômetro de absorção atômica, a leitura dos íons Ca^{2+} e Na^+ .

Razão de absorção de sódio (RAS):

A Razão de Absorção de Sódio (RAS) é um índice que denota a proporção relativa em que se encontra o íon Na^+ em relação aos íons Ca^{2+} e Mg^{2+} considerando que estes competem com o sódio pelos lugares de intercâmbio do solo, afetando a sua estrutura e permeabilidade. A RAS é expressa em raiz quadrada do miliequivalente por litro (meq L^{-1})^{1/2} ou milimol carga

por litro ($\text{mmol}_c \text{L}^{-1}$)^{1/2}, sendo os valores das concentrações expressos em meq L^{-1} e definida pela equação:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{Ca^{++}+Mg^{++}}} (\text{meq L}^{-1})^{1/2} = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{++}+Mg^{++}}{2}}} (\text{mmol}_c \text{L}^{-1})^{1/2} \quad (3)$$

3.3 Tratamento do lixiviado bruto (LB)

O tratamento do lixiviado bruto (LB) foi realizado por dois processos isolados: eletro-Fenton (TEIXEIRA, 2012) e por destilação (BAHÉ, 2008; COUTO, 2011; VIGNOLI *et al.*, 2015)

3.3.1 Tratamento por eletro-Fenton (LTEF)

Inicialmente, o pH do lixiviado bruto foi corrigido com ácido sulfúrico (H_2SO_4) sob agitação magnética constante para 4,0. O experimento foi delineado com três repetições para cada ensaio.

Após a correção do pH, foi adicionado 5 ml de peróxido de hidrogênio (H_2O_2 30%) no volume de 1 L de lixiviado de aterro. Para a geração dos íons Fe^{2+} “in situ”, utilizou-se a unidade eletrolítica de corrente alternada e eletrodos de ferro (Figura 3). Este procedimento consiste em um reator de vidro com capacidade para 1 L sob agitação magnética, na qual é inserido verticalmente um eletrodo (monopolar em paralelo), construído com sete placas de ferro intercaladas (CERQUEIRA, 2011). A corrente alternada de tensão inferior a 15 V e frequência variável entre 1 e 120 Hz foi obtida a partir de um conversor CA/CA (Corrente alternada para corrente alternada) (fabricante: WEG, modelo: CFW0800) e um transformador abaixador isolador de tensão (marca Tecnopeltron mod. PLTN 100/15) onde o potencial de entrada em 60 Hz é retificado e, novamente oscilado para se obter um potencial também em corrente alternada, porém, nos níveis desejados.

Figura 3 - Unidade piloto de eletrofloculação com corrente alternada de frequência variável



Fonte: adaptado de Cerqueira, p. 62, 2011.

O eletrodo foi introduzido ao efluente e seguiram-se o processo de Eletro-Fenton, sendo realizados três ensaios do tratamento (pH inicial 4 e corrente de 2A), obtendo um pH final de 6,3. Após o período de 30 min, ao final de cada ensaio (repetição), o líquido sobrenadante foi filtrado em papel de filtro e as amostras do filtrado foram submetidas às análises laboratoriais, conforme o item 3.2.

3.3.2 Tratamento por Destilação (LTD)

A diferença entre o destilado 1 (LTD1) e destilado 2 (LTD2) é o tempo de destilação, pois o LTD1 corresponde aos primeiros 100 mL destilados composto por maior concentração de íons e o LTD2 corresponde ao destilado ao final do ensaio onde os íons presentes foram reduzidos quando comparado a amostra inicial bruta e ao destilado LTD1.

De acordo com metodologia adaptada de BAHÉ (2008) e COUTO (2011), foram transferidos 250 mL de lixiviado de aterro bruto para um balão de destilação de fundo redondo de capacidade de 500 mL conectado a uma coluna de fracionamento de 20 cm de comprimento, à aparelhagem de destilação composta de dedo frio e controlador de refluxo. O aquecimento foi realizado por meio de uma manta de aquecimento com voltagem controlada por um regulador de voltagem, para estabilizar a temperatura da destilação (Figura 4).

Figura 4 - Equipamento utilizado para evaporação do lixiviado bruto



Fonte: Rigo, 2013.

Após vedação das juntas com Teflon, o balão foi coberto com papel de alumínio para evitar perdas de calor e aumentar a eficiência do procedimento. A temperatura foi mantida ao longo de todo processo a 100° C. Cada ensaio do tratamento do lixiviado bruto por destilação foi repetido 4 vezes, com isso objetivamos maior volume de amostras para LTD1 e LTD2 e menor variação dos parâmetros avaliados ao final do experimento.

Após o início de cada ensaio de destilação, as primeiras alíquotas de 100 mL, que correspondem ao LTD1 (1ª alíquota) foram coletadas e armazenadas em frascos de polietileno, totalizando quatro subamostras (100 mL x 4 repetições = 400 mL). O restante do destilado de cada ensaio, ou seja, 150 mL correspondente ao LTD2 (2ª alíquota), foram coletados ao final de cada ensaio, totalizando também, 4 subamostras (150 mL x 4 vezes = 600 mL).

As amostras foram armazenadas em refrigerador para posteriores análises físicas-químicas, conforme o item 3.2.

3.3.3 Análises das amostras dos ensaios com lixiviado de aterro tratado

As amostras do lixiviado tratado por eletro-Fenton (LTEF) e pelo processo de destilação (LTD1 e LTD2) na melhor condição operacional foram analisadas para se avaliar a eficiência do processo aplicado. Os parâmetros físico-químicos analisados nesta etapa foram: condutividade elétrica (CE), pH, salinidade e sólidos totais dissolvidos (STD), turbidez, cor, demanda química de oxigênio (DQO), concentrações de cátions: Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺ e NH₄⁺

e ânions: Cl^- , Br^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} por cromatografia de Íons (CI), de metais, Na^+ e Ca^{2+} por espectrofotômetro de absorção atômica, conforme o item 3.2.

Os percentuais de remoção dos parâmetros estudados foram calculados baseados na Equação 4:

$$\text{Remoção do parâmetro (\%)} = \left(\frac{\text{Valor inicial} - \text{Valor final}}{\text{Valor inicial}} \right) \times 10 \quad (4)$$

3.4 Lixiviado Bruto e tratado no processo de germinação

As sementes de girassol da variedade BRS 321 utilizadas em todo o experimento foram de um único lote, fornecidas pela EMBRAPA/Soja, safra 2011/2012. Este trabalho foi conduzido no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LABTAM) no Instituto de Química da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

3.4.1 Tratamento de pré-germinação

Antes de iniciar os testes de germinação, as sementes foram submetidas a um tratamento de desinfestação superficial. O tratamento consistiu na lavagem com hipoclorito de sódio a 5% durante 2 min, seguida da lavagem com água corrente por 3 min, esse procedimento foi repetido por três vezes. Após esse procedimento as sementes eram dispostas em tabuleiro para secar a temperatura ambiente.

Das sementes de girassol (*Helianthus annuus* L.), foram separadas triplicatas de 30 sementes para obtenção do teor de umidade. O teor de umidade (%) foi calculado como $[(W1 - W2/W2) \times 100]$, onde W1 era a massa inicial da semente e W2 foi à massa final das sementes após a secagem em estufa a $\pm 105^\circ\text{C}$ por 24h (WALTERS, 1998).

3.4.2 Qualidade do lixiviado utilizado no processo de germinação

As sementes foram testadas com quatro qualidades de lixiviado, sendo:

- Lixiviado bruto tratado por processo eletro-Fenton (LTEF) nas condições de pH corrigido em 4, com corrente alternada de 2A e 5 mL de H_2O_2 30% por 30 min, ressaltando que ao final o efluente apresentou pH 6,3;

- Lixiviado bruto destilado (LTD1), onde as primeiras alíquotas de 100 mL, gerado pelo tratamento em 4 ensaios foram separadas para o teste, totalizando 400 mL;
- Lixiviado bruto destilado (LTD2), onde após a coleta das primeiras alíquotas nos 4 ensaios, o restante obtido em cada ensaio, ou seja, ao final da destilação, aproximadamente 150 mL denominado 2ª alíquota, também foi separado para teste, totalizando 600 mL;
- Lixiviado bruto (LB) da lagoa de equalização, apenas diluído com água destilada nas diferentes concentrações: 5%, 15%, 25%, 50%, 75% e 100%.

3.4.3 Teste de Germinação

Conforme mencionado, foram realizados quatro testes de germinação, com lixiviado tratado e não tratado. Porém os valores das doses aplicadas foram iguais para ambos os testes, diferenciando apenas na qualidade de lixiviado usado, somado a um tratamento com água destilada como controle (Tabela 5).

Tabela 5 - Procedimento das doses aplicadas em cada qualidade de lixiviado utilizado durante os testes de germinação em Girassol BRS 321

Qualidade do lixiviado	Dosagens aplicadas (v/v) ¹
Lixiviado tratado por eletro-Fenton (LTEF)	5%, 15%, 25%, 50%, 75% e 100%+ controle*
Lixiviado bruto destilado (LTD1)	5%, 15%, 25%, 50%, 75% e 100%+ controle*
Lixiviado bruto destilado (LTD2)	5%, 15%, 25%, 50%, 75% e 100%+ controle*
Lixiviado bruto (LB)	5%, 15%, 25%, 50%, 75% e 100%+ controle*

Legenda: *controle corresponde à água destilada utilizada para diluição e como controle em todo o experimento;
¹ as dosagens aplicadas são em referencia a qualidade do lixiviado utilizada.

O experimento foi montado em fatorial 4x6 +1 em um delineamento inteiramente casualizado (DIC), consistindo de quatro repetições. Foram utilizadas 25 sementes para cada repetição em cada concentração, totalizando 2800 sementes avaliadas.

Os testes de germinação foram realizados em rolos de papel germitest[®] umedecidos com cada dosagem estabelecida, na proporção de 2,5 vezes o peso do papel seco. Após a montagem dos rolos de papel, estes foram envolvidos em sacos de polietileno transparentes, dispostos verticalmente na incubadora de demanda bioquímica de oxigênio (incubadora tipo DBO), em temperatura $\pm 25^{\circ}\text{C}$ e fotoperíodo de 12 horas, durante sete dias (Figura 5A).

As contagens foram realizadas ao quarto dia (1ª leitura) e finalizadas ao sétimo dia (2ª leitura) para observar a germinação e crescimento de plântulas. Toda a contagem foi realizada em capela de fluxo laminar previamente desinfetada com etanol a 70% para evitar ocorrências de fungos prejudiciais ao experimento (Figura 5B).

Figura 5 – Teste de germinação de girassol BRS 321



Legenda: A. Incubadora tipo BOD com os rolos de germinação verticalmente; B. Capela de fluxo laminar, onde foram contadas e avaliados todos os experimentos.

Fonte: Rigo, 2015.

Os parâmetros avaliados seguiram as normas de Regras de análise de sementes (BRASIL, 2009) e foram: porcentagem germinativa, emergência de plântulas, plântulas normais e anormais e crescimento.

Contagens diárias de sementes germinadas e plântulas (PLN) emergidas foram realizadas para proceder aos cálculos de Índice de Velocidade de Germinação (IVG) e Índice de Velocidade de Emergência (IVE). Para isto, considerou-se como semente germinada aquela que apresentou protrusão da raiz, e para o IVE as sementes emergidas que possuíam apenas raiz primária.

Os IVE e IVG foram realizados computando-se o número de sementes germinadas e plântulas emergidas contadas diariamente e no mesmo horário em cada repetição, utilizando-se as fórmulas propostas por Maguire (1962) e POPINIGIS (1977), respectivamente. Em que:

$$IVG = \sum g_n / \sum N_n \quad (5)$$

Onde:

IVG= Índice de Velocidade de germinação

g_n – plântulas emergidas computadas na primeira,..., n última contagem.

N_n – números de dias da semente à primeira,..., última n contagem.

$$IVE = \sum e_n / \sum N_n \quad (6)$$

Onde:

e_n – plântulas emergidas computadas na primeira,..., n última contagem.

N_n – números de dias da sementeira à primeira,...., última n contagem.

3.4.4 Morfologia e crescimento das plântulas

Também avaliou - se o comprimento da parte aérea e raiz das plântulas (quando obtidas amostras suficientes), no qual, o comprimento da parte aérea e do sistema radicular primário foi realizado com uma régua graduada em 30 cm (Figura 6B), sendo, o comprimento da parte aérea obtido medindo-se a distância entre o colo e o ápice do cotilédono. Para tais medidas foram separadas no ultimo dia de contagem (7^a dia) dez plântulas normais (aleatórias) de cada repetição dentro de cada tratamento. As plântulas também foram pesadas para obtenção da massa fresca (Figura 6 C) e posteriormente colocadas em estufa de circulação forçada por 24 h a ± 60 °C para obtenção da massa seca por plântulas (Figura 6 D).

Figura 6 - Morfologia e Crescimento das Plântulas



Legenda: A. separação das plântulas para análise; B. Medida de comprimento da raiz e parte aérea; C. pesagem das plântulas; D. Secagem das plântulas em estufa.

Fonte: Rigo, 2015.

O desenvolvimento das plântulas foi observado durante os sete dias de experimento, entretanto no ultimo dia de contagem avaliou-se as plântulas normais e as suas anormalidades. Dessa forma, foram consideradas anormais: inibição da germinação e emergência de plântulas, desenvolvimento radicular reduzido, hipocótilo curto ou retorcido, cotilédones amarelados, danificados ou queimados nas plântulas, conforme preconizado pela RAS – Regras de Análise das Sementes - (BRASIL, 2009) de forma manual.

3.5 Estudos do lixiviado bruto (LB) na nutrição foliar e nos atributos químicos do solo com cultivo de girassol em casa de vegetação

Para avaliar a utilização de lixiviado bruto no cultivo inicial do Girassol (nutrição e crescimento) e em atributos químicos do solo foi conduzido em ambiente protegido um experimento em vasos com solo característico do Estado do Rio de Janeiro, nos quais foi cultivado o girassol (*Helianthus annuus* L.) BRS 321 fornecido pela Embrapa Soja.

3.5.1 Localização do experimento, coleta e caracterização do solo do inicial

O trabalho foi conduzido em vasos com capacidade de 3,5 litros, no período março a abril de 2014, em casa de vegetação (Figura 7) na Universidade do Estado do Rio de Janeiro, campus Maracanã (Rio de Janeiro – RJ), com coordenadas geográficas de latitude 22° 54' Sul, longitude 43° 14' Oeste.

Figura 7 - Localização da casa de vegetação do laboratório de tecnologia ambiental (LABTAM-UERJ)



Fonte: Google Maps e Rigo, 2014.

O solo utilizado no preenchimento dos vasos foi coletado no perfil natural de um Argissolo Vermelho – Amarelo, sendo um solo de camada superficial proveniente do município de Resende – RJ. Após coletado, foi retirada uma amostra e encaminhada ao laboratório da EMBRAPA Solos para caracterização química e física, conforme a Tabela 6, seguindo a metodologia descrita pela Embrapa (2009).

Tabela 6 - Caracterização Física- química do solo utilizado em todos os experimentos (continua)

Parâmetros Avaliados	Valores	
pH (água)	4,10	
pH (KCl)	3,60	
Ca ²⁺ + Mg ²⁺ (cmol _c Kg ⁻¹)	0,60	
K ⁺ (cmol _c Kg ⁻¹)	0,14	
Na ⁺ (cmol _c Kg ⁻¹)	0,04	
H ⁺ + Al ³⁺ (cmol _c Kg ⁻¹)	6,90	
Al ³⁺ (cmol _c Kg ⁻¹)	2,60	
CTC (t) (cmol _c dm ⁻³)	3,34	
CTC (T) (cmol _c /dm ³)	7,64	
P (mg Kg ⁻¹)	46,0	
C (g Kg ⁻¹)	11,9	
N (g Kg ⁻¹)	1,70	
Valor de V (%)	10,0	
Valor de T (cmolc kg ⁻¹)	7,90	
Metais	Extração Mehlich⁻¹	Extração DTPA
Cu (mg Kg ⁻¹)	1,17	1,08
Fe (mg Kg ⁻¹)	55,1	96,5
Mn (mg Kg ⁻¹)	15,9	6,21
Zn (mg Kg ⁻¹)	1,40	0,78
Cr (mg Kg ⁻¹)	n.d	n.d
Co (mg Kg ⁻¹)	0,09	0,04
Ni (mg Kg ⁻¹)	0,13	0,07
Cd (mg Kg ⁻¹)	n.d	n.d
Pb (mg Kg ⁻¹)	2,97	3,64

Fonte: n.d = não detectado pelo método de avaliação.

3.5.2 Montagem do experimento e delineamento experimental

O solo após seco ao ar, destorroado, homogeneizado e passado em peneira com malha de 3,35 mm foi pesado para preenchimento homogêneo dos vasos. Todos os vasos receberam uma camada de 0,01 cm de brita zero e a mesma massa de solo, sendo pesados em balança semi-analítica, totalizando 2,200 g de solo por vaso.

O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado (DIC) montando no esquema fatorial 5x4 + 1, sendo 5 concentrações de mistura com lixiviado: 0% com água de abastecimento, 5%, 15%, 25%, 50% de LB com água de abastecimento e um tratamento

com adubação mineral baseada na metodologia de Novais, Neves e Barros (1991) que levou em consideração o volume do solo no vaso (Figura 8).

Figura 8 - Vista do experimento com todas as unidades experimentais



Fonte: Rigo, 2014.

3.5.3 Condução do experimento em casa de vegetação

As sementes utilizadas no teste de germinação e casa de vegetação foram provenientes da EMBRAPA soja, sendo a variedade BRS 321 conforme mencionado anteriormente. Para cada vaso, plantou-se 10 sementes e no 15º dia foram retiradas as mudas excedentes, deixando apenas uma muda por vaso.

A irrigação com as diferentes concentrações de mistura do LB e com água do abastecimento iniciou-se após 1º dia do plantio das sementes. Nas unidades experimentais com adubação mineral e com testemunha (0%) a manutenção da umidade do solo foi feita irrigando os vasos apenas com água de abastecimento, já para as demais unidades, foram irrigadas com as concentrações de mistura do lixiviado (sendo: 5%, 15%, 25% e 50%). Tanto o lixiviado, quanto a água de abastecimento foram aplicadas manualmente com o auxílio de uma proveta graduada de 1,0 L, obedecendo a uma frequência de irrigação de dois dias até o término da metade do ciclo do girassol das sementes BRS 321, que foi no 45º dia.

Os tratos culturais, controle de plantas invasoras e controle de pragas foram feitos manualmente quando necessários.

Para o cálculo das aplicações do lixiviado e da água de abastecimento utilizou-se o balanço de água no solo feito por meio do método da pesagem dos vasos, adaptado de Gonçalves *et al.* (2014) onde a diferença de massa correspondeu ao volume de água a ser

aplicada para elevar o solo à capacidade de campo (saturação com água do solo, ao nível de 100%) (Equação 7)

$$V = P_{cc} - P \quad (7)$$

Onde,

V= Volume de água (L);

P_{cc}= Massa do vaso saturado com água (kg);

P= Massa do vaso antes de receber água (kg).

3.5.4 Análises de crescimento das mudas de girassol

Para avaliar o efeito da aplicação das doses de lixiviado sobre o crescimento das mudas de girassol, foram avaliados ao final de 45 dias: a altura da parte aérea (cm), comprimento da haste (cm) e sistema radicular (cm), com o auxílio de uma régua graduada em milímetros, a partir do colo da planta ao ápice.

A matéria fresca foi pesada imediatamente após cada corte e acondicionada em sacos de papel. A parte aérea (haste e folhas) e a raiz foram colocadas para secar em estufa com circulação forçada de ar a uma temperatura de 65°C por 72 horas, até atingir massas constantes. Ao final efetuou-se à pesagem em balança, tendo, portanto o peso fresco e o peso seco da parte aérea e da raiz. Com esses dados, obtivemos por meio de uma divisão: a biomassa verde/biomassa seca da parte aérea e da raiz objetivando avaliar a perda de água da planta (BENINCASA, 2003).

3.5.5 Análise foliar das mudas de girassol

A determinação do teor de macro- e micronutrientes foliares foi obtida após o corte da parte aérea no 45º dia contados a partir do início de aplicação dos tratamentos. Isso corresponde à metade do ciclo do girassol (Figura 9A).

Figura 9 – Procedimentos de finalização do experimento em casa de vegetação



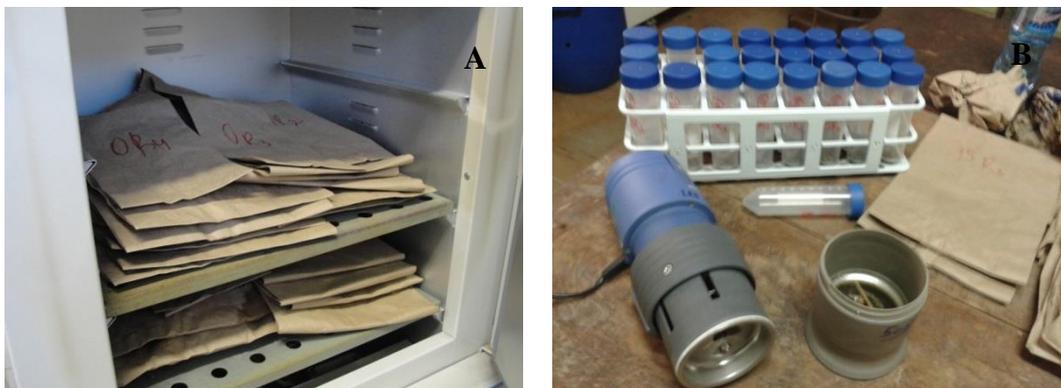
Legenda: A. Comprimento de parte aérea; B. Corte de parte aérea; C. Pesagem do material fresco.
Fonte: Rigo, 2014.

O material cortado foi pesado, submetido à secagem em estufa de ventilação forçada a 65 °C, durante 72 h (Figura 9 BC). Em seguida, o material foi moído em moinho analítico (IKA A11 Basic ®) com peneira de 30 mesh, acondicionado em sacos de papel (Figura 10) e encaminhado ao laboratório da EMBRAPA Solos para determinação dos macro e micronutrientes (nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, zinco, ferro, cobre, cromo, manganês), conforme metodologia de Carmo *et al.* (2000).

As concentrações de fósforo, potássio, cálcio, magnésio, zinco, ferro, cobre, cromo, manganês foram obtidas a partir das amostras secas e moídas após digestão com ácido nítrico e ácido perclórico. Após a digestão o fósforo foi determinado por colorimetria, o potássio por fotometria de chamas, o cálcio e magnésio por absorção atômica e os demais nutrientes foram determinado por espectrometria de emissão atômica com indução de plasma (ICP).

Para a determinação do teor de N, as amostras foram submetidas à digestão via úmida sulfúrica e a determinação do Nitrogênio obtida por Kjeldahl.

Figura 10 – Procedimento inicial para análise foliar de nutrientes



Legenda: A. Secagem em estufa da parte aérea e raiz; B. Moagem da parte aérea.
Fonte: Rigo, 2014.

3.5.6 Análise do solo ao final do experimento

Ao final do experimento, foram retiradas amostras de solo de cada unidade experimental, essas amostras foram secas ao ar, destorroadas e enviadas para análise química no laboratório da Embrapa Solos, conforme procedimento da Embrapa (2009) (Figura 11).

Figura 11 - Coleta, Secagem e preparo do solo para análise físico-química ao final do experimento em casa de vegetação



Fonte: Rigo, 2014.

3.6 **Lixiviado bruto (LB) nos atributos químicos e físicos do solo em ensaios com colunas de PVC**

Esses ensaios foram realizados, em colunas de solo, com o objetivo de avaliar os efeitos da aplicação do lixiviado bruto em diferentes concentrações na solução do solo e na fase sólida do solo em condições de laboratório.

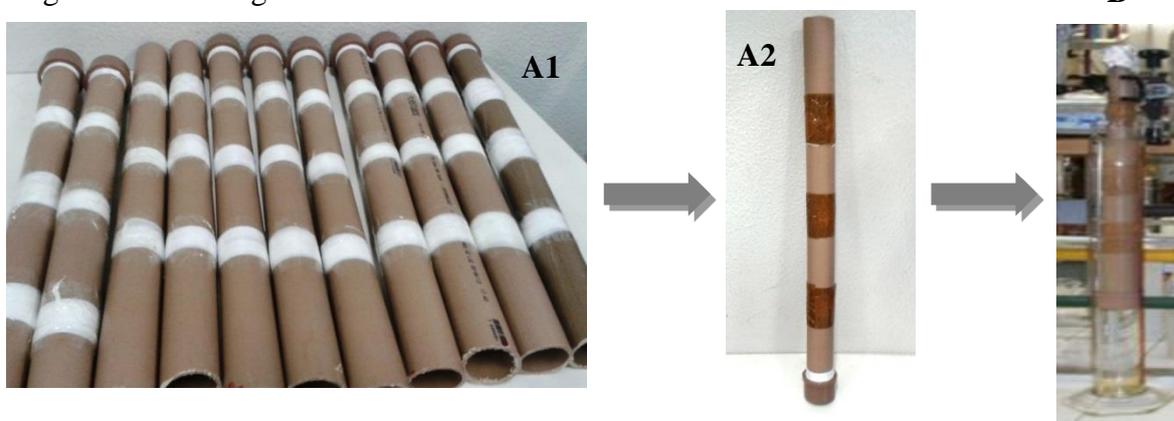
3.6.1 Delineamento experimental

O Experimento foi montado em um delineamento inteiramente casualizado (DIC), onde tivemos um tipo de solo (ARGISSOLO), seis concentrações de lixiviado bruto: 5% v/v, 15% v/v, 25% v/v, 50% v/v, 75% v/v e 0% (testemunha com água destilada). Os ensaios foram conduzidos em duplicata e em temperatura ambiente durante um mês.

3.6.2 Montagem e Instalação das colunas de solo

Foram construídas colunas de PVC (Figura 12 A 1 e 2), de 40 cm de altura e 3,0 cm de diâmetro (MEURER e ANGHINONI, 2012), segmentadas em 10 cm. Os quatro segmentos de 10 cm foram ligados com cola e estabilizados externamente com fita veda rosca e por fitas PVC. O segmento inferior ficou conectado em um tampão de PVC com cinco furos de 2 mm de diâmetro, acima do qual foi colocado papel de filtro qualitativo de mesmo diâmetro, para sustentação do material e evitar a perda de solo durante os tratamentos.

Figura 12 - Montagem inicial das colunas de solo



Fonte: Rigo, 2014.

As colunas foram preenchidas com o solo seco ao ar, destorroado e passado em peneira de 2 mm, até a altura de 35 cm, totalizando 235,5 g de solo para cada coluna. Após o preenchimento das colunas com o solo, as extremidades foram lacradas com papel alumínio e mantidas em repouso, verticalmente por 30 dias para a devida acomodação dos agregados do solo, objetivando densidade próxima ou igual à encontrada em campo, conforme descrito por SANTOS (2008).

Após o período de acomodação dos agregados de solo, as colunas foram colocadas em provetas com água destilada e preenchidas até $2/3$ de sua altura com a água destilada (Figura 12B). Em seguida as colunas foram colocadas em repouso por 48 horas para promover a sua saturação por capilaridade e, após esse período, deixava-se o excesso de água drenar por ação gravitacional durante 72h horas para alcançar a capacidade de campo das colunas (SANTOS, 2008; BOEIRA *et al.*, 2011).

Com o solo na capacidade de campo, colocou-se lã de vidro na parte superior da coluna, para proporcionar melhor distribuição do líquido a ser aplicado de modo a garantir uniformidade de infiltração no solo. Com as colunas preparadas, foram dispostas sobre funis

de plástico munidos com papel filtro qualitativo para recolhimento da solução do solo após a aplicação dos tratamentos. Sendo que a solução do solo era coletada em recipientes com capacidade para 120 mL. As colunas foram fixadas com garras em suporte universal, assim como os funis utilizados (Figura 13).

Figura 13 - Colunas de solo instaladas para coleta da solução do solo



Fonte: Rigo, 2014.

As colunas foram identificadas conforme os tratamentos e os recipientes de coleta identificados conforme período de lixiviação.

3.6.3 Tratamento das colunas de solo

Na parte superior das colunas foram aplicados dois volumes de poros de cada tratamento proposto, sendo divididos semanalmente em uma aplicação semanal de 0,5 volume de poros, durante 4 semanas, tendo sido aplicado um volume total de aproximadamente 840 mL. O volume de poros (V_p) de cada coluna foi determinado pela Equação 8 (BARROS *et al.*, 2004; SANTOS, 2008):

$$V_p = \pi r^2 h (1 - D_s/D_p) \quad (8)$$

Onde:

V_p = volume de poros (cm^3);

r = raio da coluna (cm);

h = comprimento da coluna (cm);

D_s = densidade do solo (g cm^{-3});

D_p = densidade das partículas (g cm^{-3}).

A densidade de solo (D_s) de cada coluna foi obtida com a Equação 9 para o cálculo do V_p :

$$D_s = m/v = (mc + s - mc)/v \quad (9)$$

Onde:

D_s = densidade do solo (g cm^{-3})

m = massa de solo na coluna (g)

v = volume de solo na coluna (cm^3)

$mc+s$ = massa total (coluna e acessórios + solo) (g)

mc = mc + acessórios (g)

Após o término do experimento de colunas de solo, ao final de 4 semanas, todas foram desmontadas e as amostras de cada seguimento coletadas. As amostras de solo após o experimento também foram secas ao ar em casa de vegetação, peneiradas em malha 2 mm e acondicionadas em sacos plásticos identificados para análise nos laboratórios da EMBRAPA-solos, conforme metodologia da Embrapa (2009), Figura 14. Foram analisados os seguintes parâmetros no solo: pH em água, pH em KCl, cálcio, magnésio, potássio, sódio, H+Al, alumínio, fósforo, capacidade de troca catiônica (CTC), carbono orgânico e nitrogênio total, cobre, ferro, manganês, zinco e chumbo.

Figura 14 - Preparo das amostras de solo das colunas para análise laboratorial



Fonte: O autor, 2014.

3.6.4 Análise da solução do solo

Após os cálculos do volume de poros (3.6.3) a ser aplicado de acordo com os tratamentos proposto por esse trabalho, sendo: 5%, 15%, 25%, 50%, 75% de lixiviado bruto e 0% que é a testemunha, com água destilada. Semanalmente eram coletados em recipientes de 120 mL a solução do solo, percolada após os tratamentos das colunas, que totalizou-se em 48 amostras.

As análises seguiram Alpha (2005) e procederam da seguinte maneira:

- pH, Condutividade Elétrica, salinidade e sólidos totais dissolvidos procederam-se a leitura por meio de multiparâmetro (Oakton, modelo PCS Testr 35), item 3.2;
- Carbono Total e Orgânico das amostras: a leitura foi medido em um Analisador da Shimadzu modelo TOC-L CSN. O método consiste na combustão catalítica a alta temperatura (680°C) seguida pela quantificação do CO₂ formado por um detector de infravermelho.
- As concentrações de sódio, potássio, cálcio, magnésio, ferro, alumínio, manganês, zinco e chumbo foram preparadas e lidas em triplicata, em um espectrômetro de absorção atômica (FAAS), Varian, modelo: ASA 240, pertencente à Central Analítica Fernanda Margarida Coutinho da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, item 3.2.
- As concentrações de cloreto, nitrato, nitrito, amônio, fosfato e sulfato foram determinados por cromatografia de íons (CI), conforme item 3.2. Inicialmente as amostras da solução do solo coletada foram diluídas 50 vezes e 100 vezes, as concentrações de lixiviado bruto aplicado (5%, 15%, 25%, 50%, 75%) foram diluídas em 200 vezes e 500 vezes e somente a amostra do lixiviado bruto total diluído em 1000 vezes. Posteriormente foram filtradas, com auxílio de seringas acopladas a filtros de fibra de vidro de 0,22 µm de porosidade, com a finalidade de evitar o entupimento das colunas do equipamento com materiais particulados e colocados nos vials do amostrador automático do cromatógrafo de íons (Fabricante: DIONEX® – Modelo: ICS 3000) pertencente à Central Analítica Fernanda Margarida Coutinho da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

3.7 Tratamentos Estatísticos dos dados

Em todos os experimentos os dados obtidos foram submetidos à análise estatística dos dados. Realizou-se análise de variância (ANOVA) e teste F ao nível de 5% de probabilidade. Quando constatado efeito significativo para os tratamentos, realizou-se regressão e teste de comparação de média de Tukey a 5% de probabilidade.

Os dados provenientes dos testes de germinação e vigor foram submetidos à ANOVA e quando significativo, foi aplicado regressão linear e polinomial de segundo grau, utilizando o software Excel. E os fatores isolados foram submetidos ao teste de Scott-Konott. Para o tratamento do lixiviado bruto foi utilizado análise qualitativa dos dados.

Os dados referentes ao experimento em casa de vegetação foram ponderados por meio da ANOVA e quando significativos submetidos ao teste de média de Tukey, adotando-se um nível de 5% de probabilidade, empregando o software SAS.

Já os dados obtidos com o experimento em colunas de solo também foram submetidos à ANOVA e quando significativo aplicado o teste de Tukey a 5% de probabilidade, utilizando o software SAS.

4.0 Resultados e Discussão

A seguir serão apresentados os resultados e discussões de todas as etapas deste trabalho. Sendo:

- Caracterização do lixiviado bruto e do lixiviado tratado por eletro-Fenton e Destilação;
- Teste de germinação e vigor de plântulas do girassol BRS 321;
- Efeito do lixiviado bruto na nutrição foliar e atributos químicos do solo no cultivo inicial do girassol em casa de vegetação;
- Efeito do lixiviado bruto em colunas de solo para os atributos químicos do solo e para solução do solo.

4.1 Caracterização do lixiviado bruto (LB) e tratado por eletro-Fenton (LTEF) e por Destilação (LTD1 e LTD2)

Para todo o trabalho, o lixiviado coletado e analisado, conforme o item 3.2, foi proveniente da lagoa de equalização do Aterro Metropolitano de Jardim Gramacho, no período de 2012 a 2014, e o armazenamento foi realizado em recipiente de polietileno de 500L. Esse mesmo lixiviado foi tratado por processo eletro-Fenton e por processo de Destilação e todos os resultados, encontram-se na tabela 7.

Figura 15 – Tratamentos do lixiviado bruto em laboratório



Fonte: Rigo, 2012, 2013.

Tabela 7 - Parâmetros Físico-químicos avaliados das amostras de lixiviado bruto (LB) do aterro de Jardim Gramacho- RJ e dos lixiviados tratados por eletrólise-Fenton (LTEF) e Destilação 1ª alíquota (LTD1) e 2ª alíquota (LTD2) e da água de destilada (testemunhas)

Parâmetros avaliados*	Lixiviado Bruto (LB)			Lixiviado Tratado			Água destilada**
	Média	Valor mínimo	Valor máximo	LTEF	LTD1	LTD2	
pH (água)	9,00	8,49	9,30	6,30	9,77	8,08	5,50
CE (mS cm ⁻¹)	10,48	7,18	12,27	18,52	8,23	0,37	0,01
DQO (mg L ⁻¹)	3.494	3.303	3.680	1.350	n.d.	n.d.	n.d.
STD (mg L ⁻¹)	6.721	5.003	8.590	19.400	5.815	262	4
Salinidade (mg L ⁻¹)	5.585	3.770	6.620	14.250	4.420	175	12
Amônio (NH ₄ ⁺) (mg L ⁻¹)	2.165	994	4.500	2.000	30.470	599	n.d.
Nitrito (NO ₂ ⁻) (mg L ⁻¹)	277	277	277	n.d.	282,35	113,26	n.d.
Nitrato (NO ₃ ⁻) (mg L ⁻¹)	119,21	4,06	234,35	35,40	211,37	101,08	2,57
Fosfato (PO ₄ ³⁻) (mg L ⁻¹)	17,10	17,10	17,10	n.d.	143,01	56,66	n.d.
Sulfato (SO ₄ ³⁻) (mg L ⁻¹)	391	38	744	8.741	655	261	97
Potássio (K) (mg L ⁻¹)	2.182	1.068	3.724	1.770	2.237	598	193
Sódio (Na) (mg L ⁻¹)	2.667	1.682	4.425	2.686	1.635	266	86
Cálcio (Ca) (mg L ⁻¹)	75,96	73,91	78,00	232,06	n.d.	n.d.	196,43
Magnésio (Mg) (mg L ⁻¹)	65,49	60,98	70,00	148,00	n.d.	n.d.	n.d.
Cloreto (Cl ⁻) (mg L ⁻¹)	5.319	3.450	6.334	5.015	221	52	1,5
Zinco (Zn) (mg L ⁻¹)	n.d.	n.d.	n.d.	0,171	n.d.	n.d.	0,010
Cromo (Cr) (mg L ⁻¹)	0,233	0,110	0,314	0,099	n.d.	n.d.	n.d.
Manganês (Mn) (mg L ⁻¹)	0,149	0,041	0,246	13,680	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel (Ni) (mg L ⁻¹)	0,194	0,172	0,229	0,284	0,005	0,003	n.d.
Cobre (Cu) (mg L ⁻¹)	0,346	0,215	0,537	0,237	0,004	0,002	n.d.
Alumínio (Al) (mg L ⁻¹)	0,056	0,040	0,080	0,810	n.d.	n.d.	0,030
Cádmio (Cd) (mg L ⁻¹)	1,080	0,550	2,030	0,029	0,001	0,001	n.d.
Ferro (Fe) (mg L ⁻¹)	0,013	0,002	0,032	4,310	0,022	n.d.	0,520
Chumbo (Pb) (mg L ⁻¹)	3,224	2,820	3,921	0,360	0,010	0,030	n.d.
R.A.S. (mmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	0,348	0,216	0,480	33,76	n.a.	n.a.	1,69

Legenda: n.d. – abaixo do limite de detecção do método; n. a. = não analisado; R.A.S. = Razão de adsorção de sódio; *parâmetros analisados conforme metodologia descrita no item 3.2; **água destilada utilizada no experimento do teste de germinação e no experimento em colunas de solo.

O pH básico para o LB (Tabela 7) básico é característicos de lixiviados estabilizados e com reduzida biodegradabilidade (fase metanogênica), atributos de um aterro considerado como velho, onde o pH tende a ser maior que 8 (Kjeldsen *et al.*, 2002, Rivas *et al.*, 2004; Abbas *et al.*, 2009).

Os resultados encontrados no lixiviado bruto da Tabela 7 estão entre as faixas propostas na literatura por Alvarez-Vazquez, Jefferson e Judd (2004); Foo, Hameed (2009) para parâmetro de lixiviado de aterro sanitário, considerado velho, Tabela 8.

Tabela 8 - Classificação do lixiviado de aterro em relação à idade

Parâmetros	Jovem		Intermediário		Velho	
	Vazquez <i>et al.</i> 2004	Foo <i>et al.</i> 2009	Vazquez <i>et al.</i> 2004	Foo <i>et al.</i> 2009	Vazquez <i>et al.</i> 2004	Foo <i>et al.</i> 2009
Idade	< 1	<5	1-5	5-10	>5,0	>10
pH	< 6,5	<6,5	6,5-7,5	6,5 – 7,5	>7,5	>7,5
DQO (mg/L)	> 1500	0,5-1	1.500 – 3.000	4.000- 10.000	<3.000	<4.000
NH ₃ -N (mg/L)	< 400	>10.000	400	-	>400	<400
Metais	>2,0	baixo- médio	<2,0	baixo	<2,0	baixo
Biodegradabilidade	-	alto	-	médio	-	baixo

Fonte: Adaptado por Alvarez-Vazquez, Jefferson e Judd, 2004; Foo, Hameed, 2009.

A elevada DQO corresponde ao material orgânico recalcitrante no lixiviado, tornando-o resistente à biodegradação, assim como a alta quantidade de nitrogênio amoniacal, ocasionando o aumento da toxicidade do lixiviado bruto. Isso é semelhante ao trabalho de Ahmed e Lan (2012), que considera o lixiviado estabilizado (velho) detentor de altas concentrações de NH₃ – N (nitrogênio amoniacal) e matéria recalcitrante (por exemplo, ácidos húmicos), que tem profundas implicações para a eficácia de diferentes tecnologias de tratamento biológico. Além disso, a DQO quando alta indica que os resíduos são mais poluentes e seu tratamento mais complicado (BERTONCINI, 2008), inferindo que a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar a matéria orgânica total está baixa, impedindo o reúso deste efluente na agricultura. Dessa forma, foram estudados dois diferentes processos de tratamento do lixiviado de aterro, visando seu reúso.

O primeiro tratamento avaliado foi o eletro-Fenton, processo pelo qual ocorre a geração de radicais OH[•] (de elevado poder oxidante) pela reação de sais de Fe²⁺ e peróxido de

hidrogênio. Entretanto, observa-se que o lixiviado tratado por este processo (LTEF) apresentou pH ácido devido à correção para um pH = 4, que visa aumentar a eficiência no tratamento eletro-Fenton. Esse procedimento foi realizado porque já é sabido que as reações de Fenton ocorrem em valores de pH baixos (ATMACA, 2009; Zhang *et al.* (2005). Neste trabalho, optou-se por utilizar um meio menos agressivo, assim escolheu-se pH=4. Entretanto, após 30 min, com uma corrente de 2 A e adição de 5 mL de peróxido de hidrogênio, o pH final da solução ficou ainda ácido (6,0), essa condição foi avaliada e adaptada do trabalho de Teixeira (2012). Segundo Atmaca (2009), a velocidade da remoção de DQO é reduzida com corrente maior que 2A e a utilização de correntes elevadas, no entanto não altera consideravelmente a eficiência de remoção. Pode-se associar esse fato as reações de competição entre Fe^{2+} e compostos orgânicos pelos radicais OH^{\cdot} .

O percentual de remoção da DQO foi medido por meio da Equação 4, observou-se no tratamento eletro-Fenton (LTEF) remoção equivalente a 61%, enquanto para a destilação do lixiviado obtiveram-se 100% na remoção de DQO. O Nitrogênio amoniacal também apresentou pequena remoção no LTEF, e o valor obtido ainda precisa ser reduzido para não ocasionar eutrofização no corpo hídrico receptor, por isso é necessário tratamento complementar ao eletro-Fenton.

Outro tratamento também foi avaliado, a destilação do lixiviado (LTD) que consiste na evaporação do lixiviado pelo simples aquecimento, tendo como finalidade diminuir o volume do lixiviado e dispor o resíduo da evaporação no aterro. Entretanto no trabalho de Couto (2011) esse processo foi eficiente para o arraste da amônia no primeiro 50 mL destilado, inferindo a possibilidade de reutilizar o amônio adsorvido nas argilas. Logo, durante esse trabalho, foram separados em primeira alíquota os primeiros 100 mL da destilação do lixiviado bruto, denominando-se LTD1 e os demais volumes recolhidos, após a destilação consideramos como 2ª alíquota, denominando-se LTD2.

O LTD1 apresentou o maior valor de amônio (30.470 mg L^{-1}), confirmando que o arraste do amônio ocorre nas primeiras alíquotas destiladas. Altas concentrações de nitrogênio amoniacal presentes no lixiviado podem ser consequência da degradação biológica de aminoácidos e outros compostos orgânicos nitrogenados, durante a fase acetogênicas, segundo Eduardo (2007). O fato de existir maior concentração de amônio nos primeiros 100 mL do destilado facilita a sua análise e quantificação, ressaltando que esse volume foi obtido após 35 min de destilação.

O LTD2 apresentou os menores valores para todos os parâmetros, principalmente para amônio, cloreto e sódio, uma vez que tais elementos foram arrastados na primeira alíquota.

Esse resultado tornou eficiente o tratamento por destilação já que proporcionou redução em todos os parâmetros, responsáveis pela grande toxicidade do lixiviado bruto de aterro como: Amônio, sódio, cloreto etc. (Tabela 7). Fica-se sabendo que a primeira alíquota acumula a maior concentração dos sais, principalmente amônio enquanto a segunda alíquota tem valores reduzidos até mesmo dos metais.

Brito *et al.* (2010) com metodologia de tratamento em filtração lenta seguida de fotocatalise, observaram 76% de remoção de eficiência na descoloração do lixiviado. Já Pacheco e Zamora (2004), empregou um tratamento químico usando 600 mg L^{-1} de H_2O_2 para obter reduções da coloração do chorume na ordem de 59,13%, com 5 mL de peróxido de hidrogênio por 30 min. Por processo eletro-Fenton, obtivemos remoção de 61% de DQO. Valor semelhante obtido por Lin e Chang (2000), entretanto com remoção de DQO de 26,7%, pelo processo eletroquímico e após, esta remoção de DQO foi elevado para 67,3% pelo processo de eletro-Fenton, combinado.

Białowiec (2015) relembra que todos os produtos químicos têm potencial toxicidade se estiverem presentes em quantidades elevadas, toxicologia pode ser usada para identificar a relação entre a quantidade de produto químico para que um organismo seja exposto e da natureza e grau dos efeitos nocivos provocados. E geralmente essas toxicidades estão relacionadas com a sua concentração, persistência e biodisponibilidade no ambiente. Isso faz compreender o problema gerado pelo LTD1 ao concentrar na primeira alíquota o amônio por ser mais volátil.

A concentração de metais pesados no lixiviado é geralmente baixo (JENSEN *et al.*, 1999), tal como foi confirmado no presente estudo. É devido à imobilização através de adsorção e precipitação. A maior parte dos metais pesados, depositados, permanecem dentro dos aterros, pelo menos nos primeiros 30 anos (FLYHAMMAR, 1997). Por essa razão, o componente tóxico importante do lixiviado além do amônio, é também potássio, sódio e cloreto, e no trabalho isso fica evidenciado diante dos resultados obtidos e testados nos experimentos.

Notou-se que não houve a remoção de salinidade, condutividade, STD e metais, no entanto, a salinidade e sodicidade são os potenciais problemas de reutilização de lixiviados, bem como a elevada resistência de Cl^- , K^+ e Na^+ íons capazes de inibir o seu uso sem diluição (LANDON, 1991). Portanto, deverá ser dada atenção à combinação de técnicas de tratamento, para resolver a redução desses parâmetros mencionados.

Quando comparado com os parâmetros analisados da USEPA (2004), observa-se que apenas os lixiviados que foram tratados se enquadram dentro do limite estipulado por essa

agência ambiental para reúso de água na agricultura, em relação ao metal. Pois níveis de cádmio e manganês se apresentam alto caso o lixiviado bruto seja utilizado sem diluição como água de irrigação (Quadro 1).

Quadro 1 – Parâmetros estipulados pela USEPA (2004) para reúso de água na agricultura

Parâmetros físicos e metais	
pH: 6-9;	Cromo (mg L ⁻¹): 0,1-1*;
STD (mg L ⁻¹): 500-2000;	Manganês (mg L ⁻¹): 0,2-10*;
Li (mg L ⁻¹): 2,5-2,5*;	Níquel (mg L ⁻¹): 0,2-2;
Zinco (mg L ⁻¹): 2-10*;	Cobre (mg L ⁻¹): 0,2-5*;
Alumínio (mg L ⁻¹): 5-20*;	Ferro (mg L ⁻¹): 3;
Cádmio (mg L ⁻¹): 0,01-0,05*;	Chumbo (mg L ⁻¹): 5-10*.

Legenda: * significa irrigação de longo e curto prazo.

Fonte: adaptado de USEPA 2004.

4.2 Efeitos do lixiviado bruto e tratado na germinação e vigor das sementes de girassol BRS

321

O monitoramento dos lixiviados é realizado através de uma série de parâmetros físico-químicos (Tabela 7), a fim de garantir níveis seguros de seu descarte no meio ambiente (BAUN e CHRISTENSEN, 2004). No entanto, é importante avaliar os efeitos do lixiviado na germinação e vigor das sementes, avaliar sua toxicidade para identificar a possibilidade de utilização na agricultura, visto que contêm nutrientes essenciais às plantas, mas que em excesso, esses nutrientes poderão ser prejudiciais à planta. Por isso foi realizado o uso de lixiviado bruto e tratado para verificar se a remoção obtida com os tratamentos propostos implicaria em bons resultados no teste de germinação e até que nível o lixiviado bruto causaria efeitos negativos nas sementes.

Observou-se efeito significativo dos fatores isolados e da interação: concentração da mistura e qualidade do lixiviado (LB, LTEF, LTD1, LTD2) para todos os processos de germinação e vigor analisados ao nível de $p < 0,01$ e $p \leq 0,05$. Com a significância da interação optou-se por aplicar regressão linear e quadrática para o desdobramento da concentração da mistura dentro de qualidade do lixiviado e para o efeito da qualidade do lixiviado para cada concentração da mistura foi utilizado o teste de Scott – Knott ($p \leq 0,05$), conforme descrito no resumo da Tabela 9.

Tabela 9 - Resumo da análise de variância para o processo de germinação de sementes de girassol BRS 321 submetidos a diferentes concentrações da mistura de LB, LTEF, LTD1 e LTD2

Fonte de variação	GL	Germ.	Plântulas normais	IVG	IVE	Raiz	Parte aérea
Lixiviados	3	5.655,5**	5.570,9**	205,16**	166,84**	81,55**	118,86**
Doses	6	7.875,3**	3.743,4**	26,11**	161,66**	138,04**	130,18**
Lixi X Doses	18	2.223,4**	661,5**	68,23**	22,18**	10,19**	13,85**
Erro	84	32,35	42,51	0,92	0,93	1,36	0,78
CV	-	7,86	22,25	9,21	18,61	28,44	17,88

Legenda: ** significativo 1% probabilidade; G.L = grau de liberdade; Germ.= Germinação; Lixi. = Lixiviado
IVG = Índice de velocidade de germinação; IVE = índice de velocidade de emergência.

Os resultados de germinação das sementes de girassol após tratamento com quatro tipos de efluentes (LB, LTEF, LTD1, LTD2) e 7 tipos de concentração da mistura, em que o 0% representa o controle (água destilada) e 100% a qualidade do lixiviado inicial, encontram-se na figura 16.

Observa-se o efeito quadrático dos dados, uma vez que os coeficientes (R^2) ajustados estão em torno de 0,90, com exceção para a figura 16D (LTD2) que apresenta um comportamento linear, com coeficiente ajustado em 0,70.

Figura 16 - Efeito das concentrações das diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação ao percentual de germinação de sementes de girassol BRS 321 (continua)

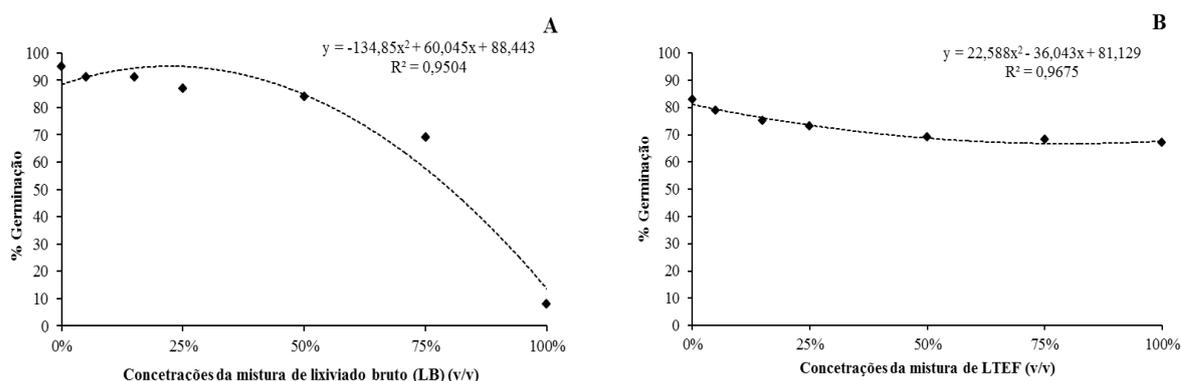
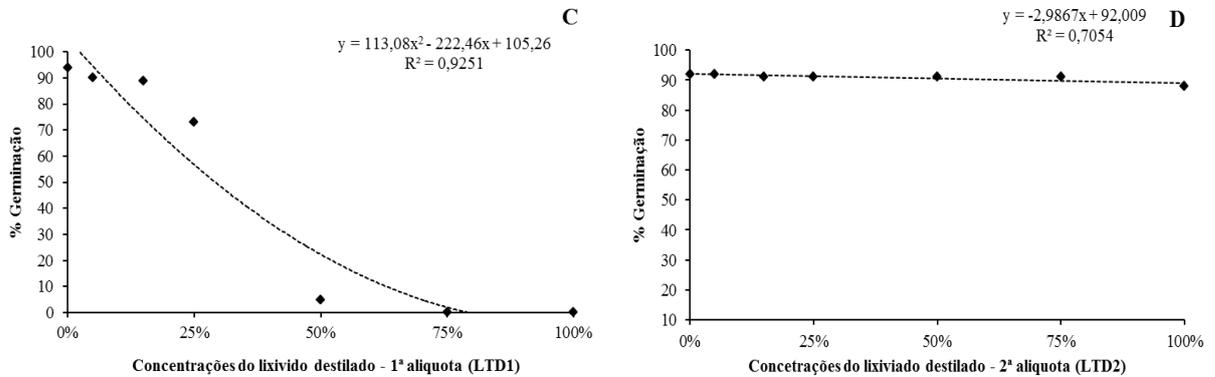


Figura 16 - Efeito das concentrações das diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação ao percentual de germinação de sementes de girassol BRS 321 (conclusão)



Legenda: A. Lixiviado bruto (LB); B. Lixiviado tratado por eletro-Fenton (LTEF); C. Lixiviado tratado por destilação - primeira alíquota (LTD1); D. Lixiviado tratado por destilação – 2ª alíquota (LTD2).

O lixiviado bruto (LB) causou diminuição significativa da germinação a partir de uma concentração da mistura próxima à original do efluente, ou seja, a partir de 75% (Fig. 16 A). Já o LTEF, gerado após tratamento por eletro-Fenton (Fig. 16 B) apresentou uma variação entre 67% - 83% de germinação, demonstrando uma ligeira baixa da taxa germinativa com o aumento das concentrações da mistura.

Para a segunda alíquota do destilado (LTD2), na figura 16D, mostrou que as diferentes concentrações das misturas não interferiram na germinação, que apresentaram valores entre 88% a 92% de germinação, tendo uma variação maior ou menor entre as concentrações da mistura, por isso um $R^2=0,79$. Foi notada diminuição considerável da concentração de diversos elementos químicos presentes no LTD2 quando comparado à primeira alíquota do destilado (LTD1). Neste caso, o rendimento da germinação com LTD1 foi significativo para as concentrações de mistura até 25% (efluente mais água), ao aumentar as concentrações não houve germinação, pois o efluente ocasionou a mortandade das sementes, verificou-se uma tendência quadrática com $R^2 = 0,92$ (Figura 16 C).

O lixiviado bruto (LB) apresenta elevados valores de matéria orgânica em sua composição (DQO – acima de 3.000 mg L^{-1} - Tabela 7) que poderá acarretar a formação de uma película oleosa (POPINIGIS, 1985), e assim, atrapalhar a embebição das sementes dificultando o seu desenvolvimento inicial.

A baixa germinabilidade para com os efluentes (LB, LTEF e LTD1) quando aplicados em maiores concentrações da mistura podem ser devido à elevada concentração de sais da solução. A alta concentração de íons no meio externo a semente provoca a redução do potencial hídrico, interferindo na disponibilidade de água livre pelas sementes, com influência

direta na germinação e principalmente no vigor das plantas (REBOUÇAS *et al.*, 1989; DUECK e VAN DER EERDEN, 2000, TOBE e OMASA, 2000). Os estudos de toxicidade com as sementes em desenvolvimento (USEPA 1996; VARNERO *et al.*, 2007) mostram que a amônia, ácidos orgânicos voláteis, metais pesados e os seus sais podem causar efeitos nocivos sobre o desenvolvimento da planta, inibir a germinação e o crescimento da raiz. Neste trabalho, a porcentagem de germinação mostrou menos sensibilidade em resposta à aplicação de lixiviados acima da concentração da mistura 25%, reduzindo a porcentagem de germinação (Figuras 16).

A elevada concentração do íon amônio nos efluentes também deve ter colaborado para a baixa taxa germinativa quando se aplicaram os efluentes LB, LTEF e LTD1 em maiores concentrações da mistura onde a presença do lixiviado é maior em relação à água destilada. No caso do LTD1, que é o efluente com maior concentração de íon amônio (30.470 mg L^{-1}) a ausência de sementes germinadas (Figura 17) já começa a ocorrer com concentrações de mistura a partir de 50%. A fitotoxicidade do íon amônio nos tecidos de reserva da semente (que funcionam como reservatório) altera a sequência da germinação (BLISS *et al.*, 1986; CAVALCANTE e PEREZ, 1995; CHENG e CHU, 2007). Os dados aqui obtidos corroboram o trabalho Dueck e Van der Eerden (2000), que observaram o efeito negativo da elevada salinidade e do excesso de nutrientes do lixiviado na germinação das sementes e no crescimento de plântulas de gramíneas e árvores. O arraste principalmente do amônio, na destilação – 1ª alíquota (LTD1) tornou eficiente o tratamento por destilação do LTD2, já que proporcionou reduzida toxicidade para os testes de germinação e vigor das sementes de girassol pelo fato do LTD2 ter apresentado menores teores de íons tóxicos como amônio, sódio e cloreto.

Figura 17 - Sementes mortas no tratamento por LTD1



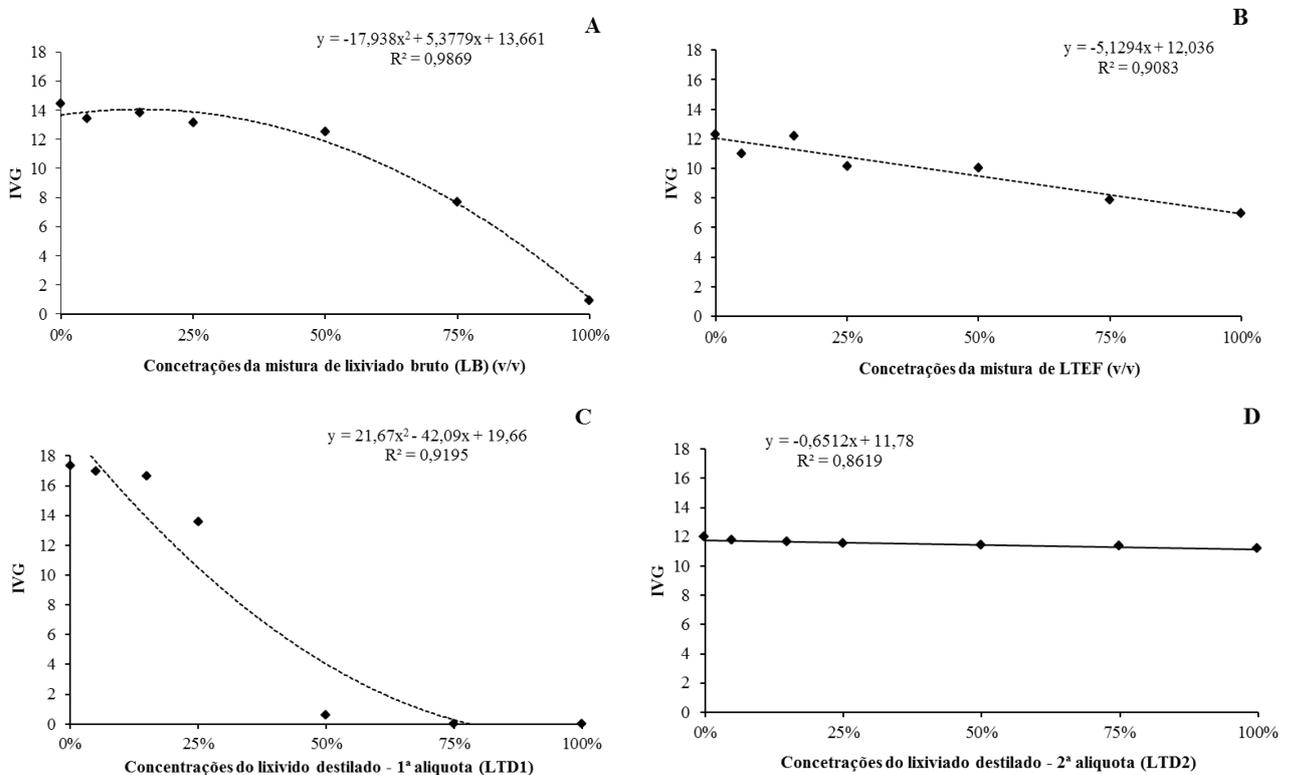
Fonte: Rigo, 2013.

Notam-se maiores IVG (Figura 18) para todas as qualidades de lixiviado nas concentrações de mistura até 25%, indicando ainda, que em geral tiveram bons

comportamentos e coeficientes ajustados, para o LTD1, fig. 18C nota-se a disparidade na germinação com aplicação deste efluente nas maiores dosagens, diferentemente do LTD2, fig. 18D que apresentou um comportamento linear, com $R^2 = 0,86$. A maior capacidade das sementes para expressar seu potencial de germinação demonstrou que a alta salinidade influenciou também na velocidade de germinação e vitalidade das sementes de girassol apenas para as maiores concentrações de mistura (75% e 100%), o que atrasou o desenvolvimento pós-seminal de sementes.

Embora a absorção de água seja importante durante a germinação, isto não se faz de maneira igual pelos tecidos de semente (BEWLEY e BLACK, 1994; SHAFAEI *et al.*, 2014.). O baixo potencial hídrico ocasionado pelo excesso de sais solúveis pode reduzir a absorção de água ou alterar a sequência de germinação, podendo inviabilizá-la, conforme demonstrado pela IVG na Figura 18. O IVG é um parâmetro cinético relacionado ao vigor das sementes, logo quanto maior o IVG melhor será a germinação e maior será a capacidade desta semente se desenvolver em uma plântula normal no campo dentro de condições ambientais adequadas (PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 2004).

Figura 18 - Índice de velocidade de germinação (IVG) com diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação às concentrações de mistura aplicadas



Legenda: A. Lixiviado bruto (LB); B. Lixiviado tratado por eletro-Fenton (LTEF); C. Lixiviado tratado por destilação - primeira alíquota (LTD1); D. Lixiviado tratado por destilação - 2ª alíquota (LTD2).

Na figura 19, as equações ajustadas e as curvas de concentração em função do percentual de plântulas normais, demonstraram que, em todos os casos, houve efeito da aplicação do lixiviado, verificando-se, novamente, maiores coeficientes de determinação para uma tendência quadrática do que linear. Nota-se que o LTD2 (Figura 19 D) apresentou resultados satisfatórios e semelhantes para o percentual de plântulas normais em todas as concentrações de misturas com exceção para a de 75% e 100%, que causou algumas plântulas anormais. Para os efluentes LB (Figura 19A) e LTEF (Figura 19B) concentrações da mistura acima de 50%, apesar de germinação bem sucedida (Figura 16), as plântulas apresentaram desenvolvimento pós-seminal irregular com alterações morfológicas e fisiológicas (Figura 20). Podemos concluir que o potencial de água das sementes foi alterado e absorção de água tornou-se impossível, o que conseqüentemente afetou os tecidos de armazenamento responsáveis pelo crescimento inicial das plântulas.

Corroborar essa hipótese o fato de que, nas concentrações das misturas 5%, 15% e testemunha, verificaram-se resultados elevados na germinação (Figuras 16) e emergência de plântulas normais (Figura 19) para todos os efluentes. Para LTD1, as concentrações de lixiviado acima 50% resultaram na morte de todas as sementes e, conseqüentemente, não houve desenvolvimento de plântulas.

Figura 19 - Percentual de plântulas normais com diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação às concentrações de mistura aplicadas (continua)

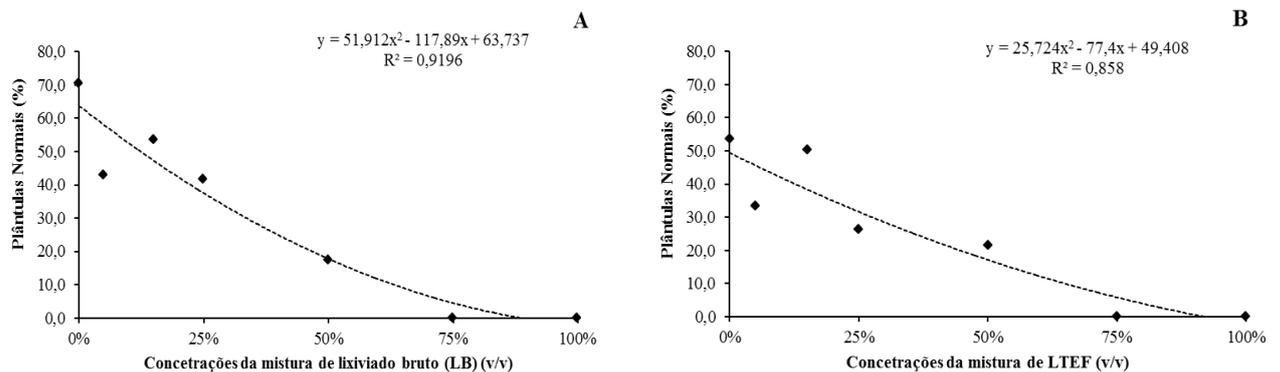
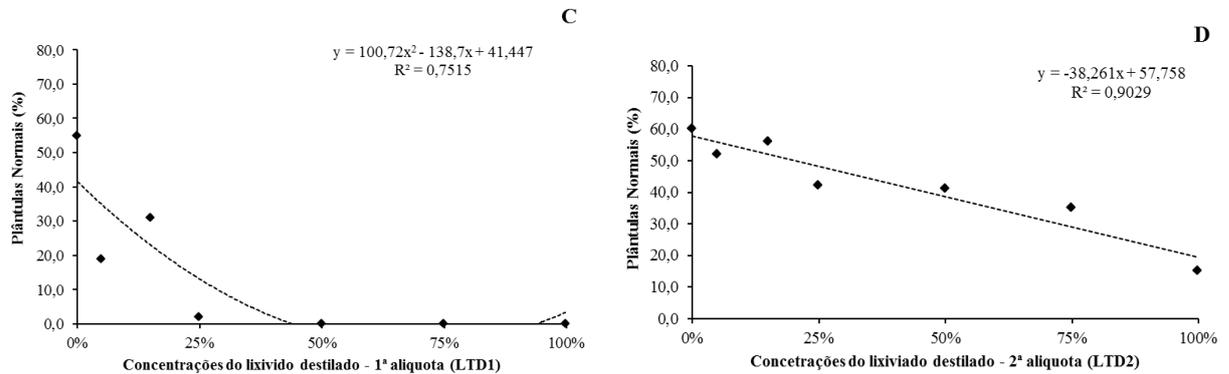


Figura 19 - Percentual de plântulas normais com diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação às concentrações de mistura aplicadas (conclusão)



Legenda: A. Lixiviado bruto (LB); B. Lixiviado tratado por eletro-Fenton (LTEF); C. Lixiviado tratado por destilação - primeira alíquota (LTD1); D. Lixiviado tratado por destilação - 2ª alíquota (LTD2).

Como mencionado anteriormente, o efeito fitotóxico da salinidade, da alta concentração de amônio e da elevada DQO causam anormalidades, podendo ser definidas como sendo: inibição da germinação e de emergência das plântulas, desenvolvimento radicular reduzido, hipocótilo curto ou retorcido, cotilédones amarelados, danificados ou queimados nas plântulas. Estes efeitos negativos foram observados tanto na aplicação do efluente LTD1 como nos efluentes LB e LTEF em concentrações de mistura acima de 50%. Observou-se que ao aumentar a concentração da mistura de lixiviado houve um aumento de plântulas anormais (Figura 20).

Figura 20. Observação do desenvolvimento das plântulas



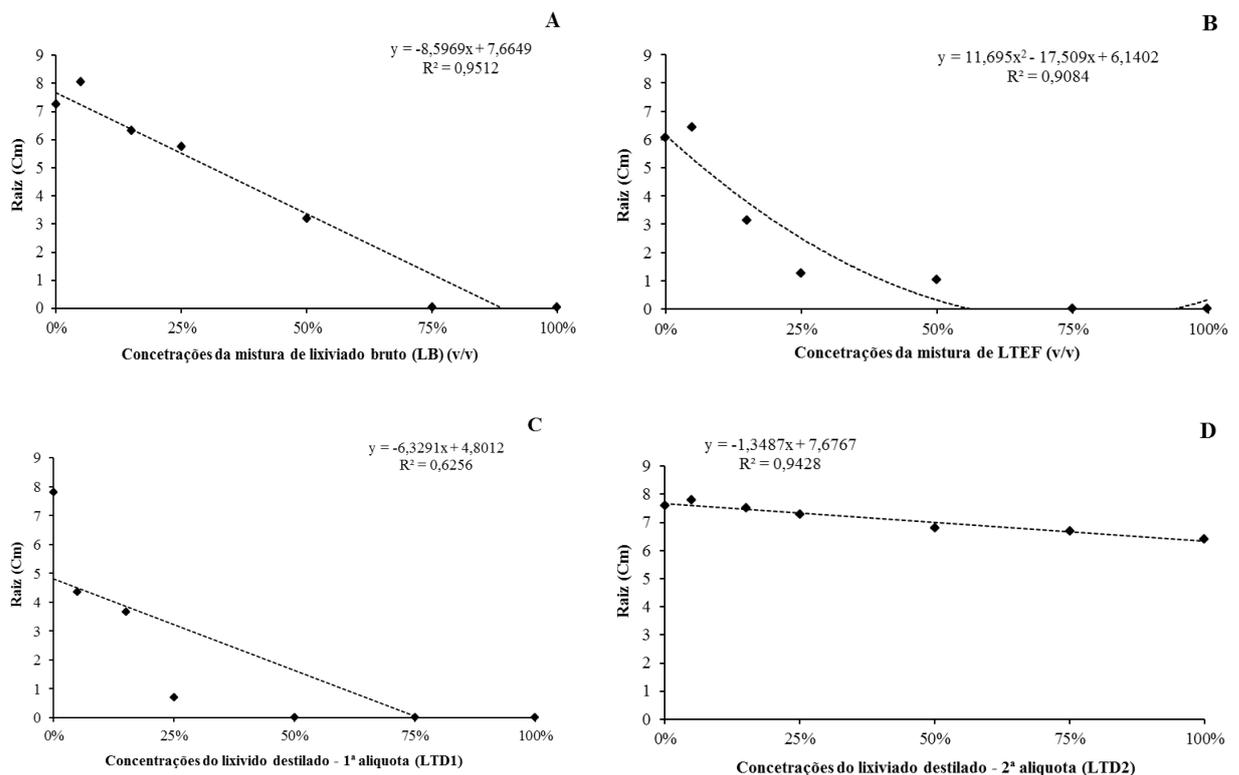
Legenda: A. Plântula normal pós-tratamento. B. Efeito negativo no processo germinativo: a. Inibição na emergência de plântulas (ex.: LB: 75%); b. Cotilédones danificados e/ou queimados (ex.: LB: 50%); c. Cotilédones amarelados e desenvolvimento radicular reduzido (ex.: LTEF: 25%); d. Inibição da germinação (ex.: LTD1: 100%); e. Inibição de germinação e emergência de plântulas (ex.: LTD1: 75%); f. Cotilédones amarelados (ex.: LTD1: 15%).

Fonte: Rigo, 2013.

Os efeitos dos lixiviados no crescimento da raiz e parte aérea das plântulas normais (Fig. 21 e 22) apresentaram coeficiente de determinação tendencioso a ser linear em detrimento do quadrático, entretanto ambos apresentam R^2 aceitáveis.

De acordo com Žaltauskaitė e Čypaitė (2008) o crescimento da raiz é um parâmetro com grande sensibilidade na avaliação da fitotoxicidade de plantas e as concentrações do lixiviado influenciam o crescimento. O LB com concentrações até 50% promoveu comprimento radicular (embora com pouca ramificação) e crescimento da parte aérea aceitáveis. Acima deste valor, não foram observados o desenvolvimento das plântulas. Estes dados confirmam que o girassol é moderadamente tolerantes a salinidade (valores acima de $3,310 \text{ mg L}^{-1}$), porém sofre redução progressiva do crescimento, com o aumento da concentração de sais no meio radicular, conforme relatado por Dickmann *et al.* (2005).

Figura 21 - Comprimento de raiz das plântulas com diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação às concentrações de misturas aplicadas

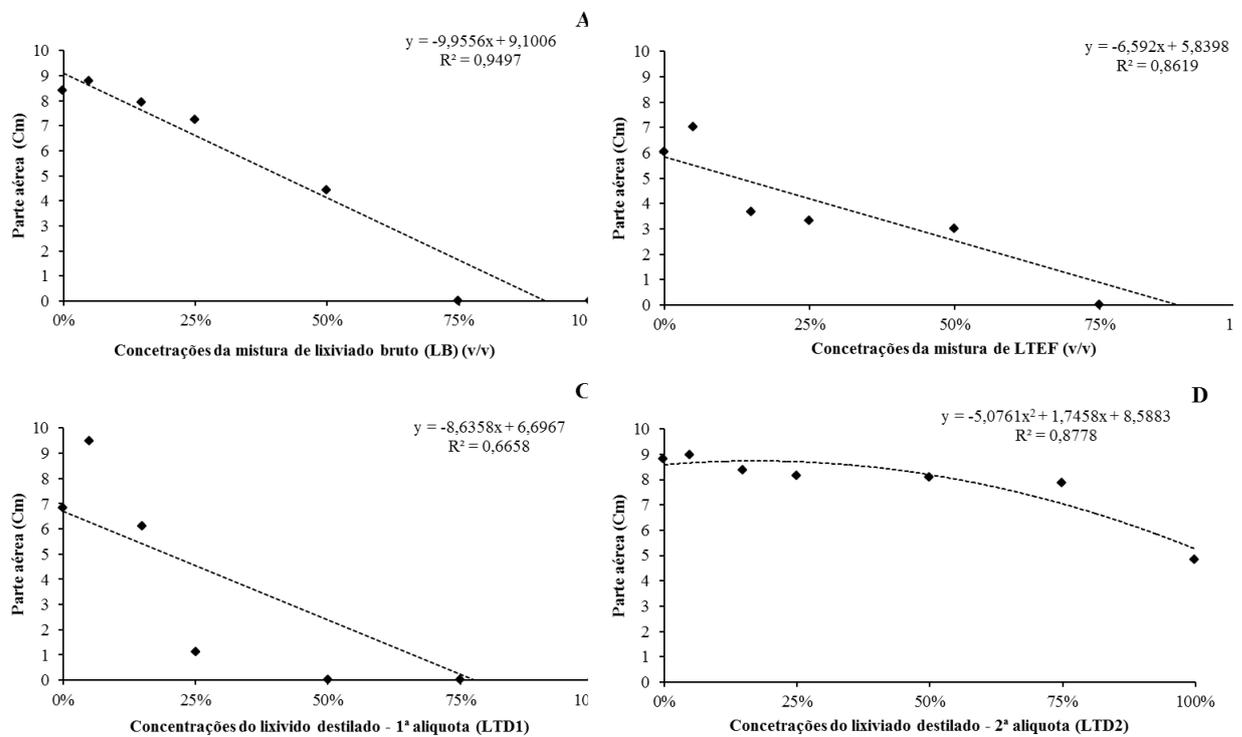


Legenda: A. Lixiviado bruto (LB); B. Lixiviado tratado por eletro-Fenton (LTEF); C. Lixiviado tratado por destilação - primeira alíquota (LTD1); D. Lixiviado tratado por destilação - 2ª alíquota (LTD2).

Para o LTEF, a partir das concentrações de mistura de 25% (Figuras 21 e 22) ocorreu reduzido ou inibido crescimento das plântulas, o que é coerente com o teor de salinidade deste efluente (3.560 mg L^{-1}) que é superior ao LB (3.310 mg L^{-1}), o efeito negativo da salinidade

afeta a velocidade de germinação e, conseqüentemente, no tempo de germinação. Heidari e Karami (2014) relataram que a seca e salinidade afeta o crescimento das plantas de forma semelhante através de estresse hídrico, causando variações em seus processos de desenvolvimento. E Cavalcante e Perez (1995) também observaram o efeito negativo na velocidade e, conseqüentemente, no tempo de germinação de sementes na presença de níveis elevados de salinidade.

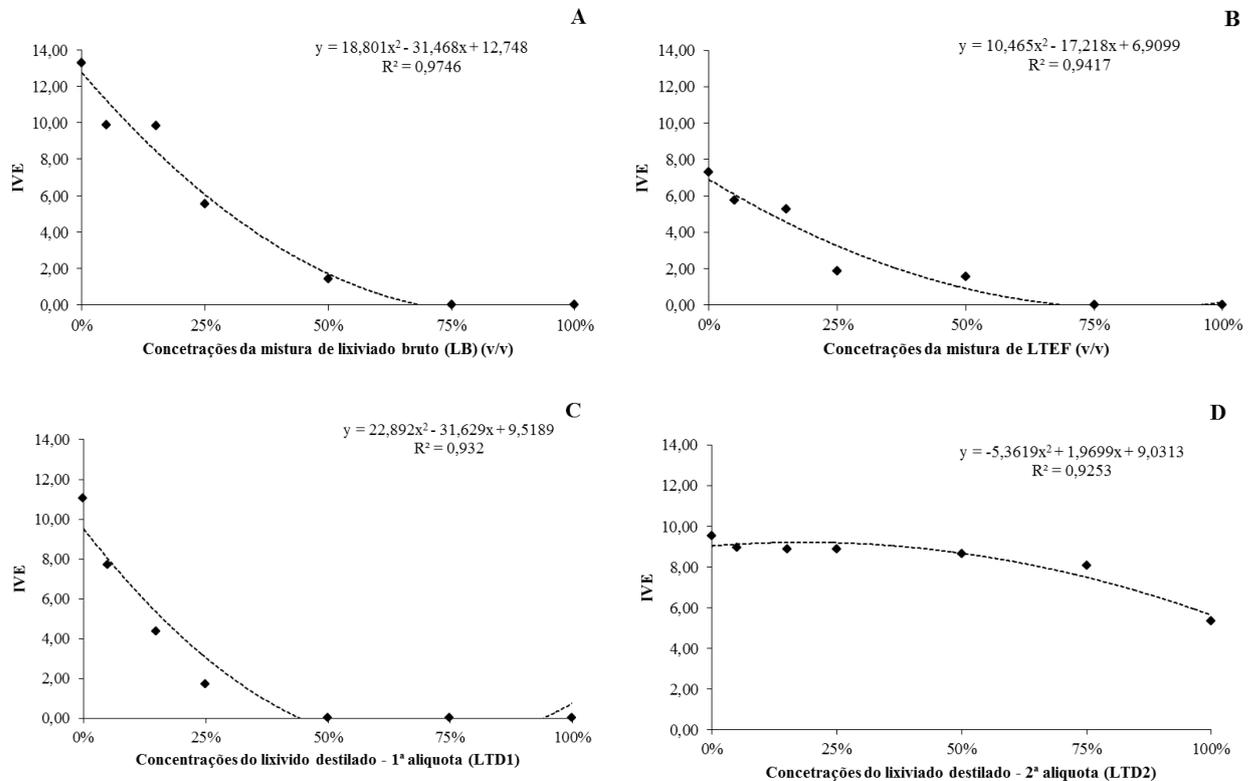
Figura 22 - Comprimento da parte aérea das plântulas com diferentes qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação às concentrações de misturas aplicadas



Legenda: A. Lixiviado bruto (LB); B. Lixiviado tratado por eletro-Fenton (LTEF); C. Lixiviado tratado por destilação - primeira alíquota (LTD1); D. Lixiviado tratado por destilação - 2ª alíquota (LTD2).

Em relação ao IVE os resultados apresentaram bons coeficientes (Figura 23), mas a partir da concentração de 25%, ocorre redução do IVE, se acentuando na concentração de 50%. Para algumas concentrações houve crescimento de plântula, mas não se desenvolveram normalmente e/ou morrendo ao final da contagem, além disso, lixiviados como o LB, LTEF, LTD1 não apresentaram plântulas nas maiores concentrações da mistura como mostrando anteriormente. Conforme Taiz e Zeiger (2007) a alta salinidade, seguida da interrupção da oxigenação para as sementes, afeta negativamente a germinação e conseqüentemente o desenvolvimento pós-seminal, podendo ocasionar a morte das plântulas, como observado neste trabalho.

Figura 23 - Índice da velocidade de emergência de plântulas (IVE) sob tratamento com qualidades de lixiviados de aterro sanitário em relação às concentrações de misturas aplicadas



Legenda: A. Lixiviado bruto (LB); B. Lixiviado tratado por eletro-Fenton (LTEF); C. Lixiviado tratado por destilação - primeira alíquota (LTD1); D. Lixiviado tratado por destilação - 2ª alíquota (LTD2).

Ao avaliar o desdobramento (interação) da qualidade dos lixiviados para cada concentração da mistura aplicada (Tabela 9), verificou-se de uma maneira geral, a sequência: LTD2 > LTEF > ou = LB > LTD1 na qualidade dos lixiviado para o desenvolvimento das sementes. Onde o LB em alguns momentos apresentou semelhança de resultado com o LTEF e com LTD1, como demonstrado na figura 24.

Com base nessa interação é possível afirmar, ao nível de $p \leq 0,05$ pelo teste de Scott Knott que para o percentual de germinação, para todas as concentrações da mistura o LTD2 apresentou maior desempenho, o LTEF foi satisfatório, mas a ação de alguns fungos que acometeram as sementes, inclusive na testemunha reduziu o desempenho da taxa germinativa, esse quadro é semelhante o IVG (Figura 24 A e B).

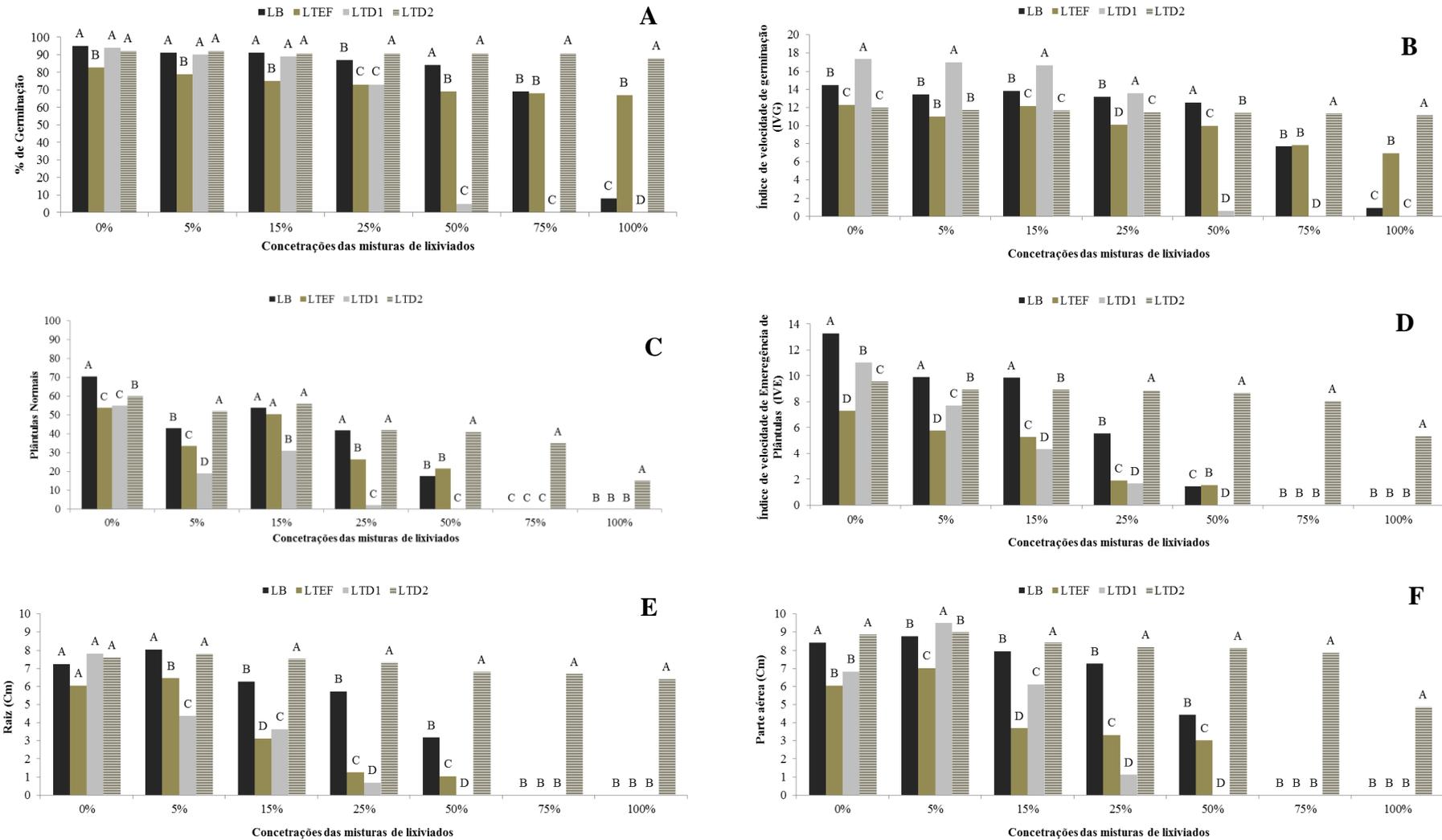
Na figura 24 C e D é identificado a formação de plântulas com anomalias, algumas se desenvolveram, mas morreram ao final da contagem, porém o LTD2 apresentou aumento de rendimentos das médias, e apenas a partir da concentração 25% houve queda acentuada destes parâmetros, destaque para o LB que até a concentração 15% apresentou boas plântulas

e IVE, motivando que essas plântulas são capazes de seguirem seu ciclo fenológico normalmente.

Logo, o percentual de germinação e IVG das sementes de girassol BRS 321 foram semelhantes em todos os experimentos (lixiviados tratado e bruto), com melhores resultados entre as concentrações de 5%, 15%, 25% e até 50% em relação à testemunha com água destilada. O LTD2 apresentou o melhor resultado obtido, com germinação e vigor para todas as concentrações de misturas. O lixiviado bruto (LB) ao ser diluído para as concentrações das misturas propostas apresentou bons resultados, o que merece ser destacado, pois representa uma economia com possíveis tratamentos, sendo também uma possibilidade de redução da contaminação de corpos hídricos, solos e ambiente em geral.

Com os resultados obtidos durante os testes de germinação ficou evidenciado que a partir da concentração de mistura 50% a eficiência da qualidade dos lixiviados reduzem drasticamente, causando mortandade das sementes. Baseado nisso, e na inviabilidade de destilar grande volume do LTD2 para uso em casa de vegetação por conta do tempo e do custo, para ponderar o desenvolvimento inicial da planta em vaso e tendo o solo como substrato, optou-se por viabilizar o reúso de LB no plantio inicial do girassol, com as concentrações até 50% e tendo o controle como a adubação mineral e água de abastecimento.

Figura 24 - Efeito da Qualidade dos lixiviados utilizados para cada concentração da mistura aplicada



Legenda: Médias seguidas pela mesma letra maiúscula para cada concentração não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Scott - Knott ($p \leq 0,05$) **A.** Percentual de germinação; **B.** Índice de velocidade de germinação (IVG); **C.** Percentual de plântulas normais; **D.** Índice da velocidade de emergência de plântulas (IVE); **E.** Comprimento da Raiz; **F.** Comprimento da parte aérea.

4.3 Efeito das doses do lixiviado bruto no crescimento inicial, nutrição foliar e atributos químicos do girassol BRS 321 em casa de vegetação

No experimento anterior, a caracterização preliminar do potencial fisiológico do lote de sementes de girassol BRS 321 apresentou alto percentual de germinação e emergência de plântulas em água destilada indicando bom vigor do lote estudado (> 80% de germinação). O uso de lixiviado bruto possibilitou, nesse mesmo experimento, até $\pm 80\%$ de germinação em concentrações da mistura até 50%. O resultado demonstra que variações no desempenho germinativo durante a condução do experimento não seriam, potencialmente, influenciadas pelo vigor inicial das sementes, mas pelo efeito das concentrações do lixiviado aplicados como tratamentos.

Dessa forma, as sementes foram plantadas em cada unidade experimental dentro de casa de vegetação, em vasos totalizando 6 tratamentos: 4 tratamentos com lixiviado bruto em diferentes concentrações, 1 tratamento com adubação mineral para casa de vegetação e 1 tratamento com água de abastecimento com 4 repetições. Optou-se experimentalmente fazer uso da adubação mineral apenas como tratamento, de maneira a qualificar o efeito do uso integral das concentrações de LB proposto no trabalho (5%, 15%, 25% de 50%).

Verificou-se efeito significativo, com $p \leq 0,05$ do fator concentrações do lixiviado bruto ao longo do tempo em todas variáveis avaliadas para crescimento e biomassa (Tabela 10). Foi aplicado o teste de Tukey, com exceção para a biomassa seca/biomassa verde de raiz (BV/BS-R) e biomassa verde e biomassa seca da parte aérea (BV/BS-PA), pois não apresentaram diferença estatística no experimento.

Tabela 10 - Resumo da análise de variância para as variáveis de crescimento e biomassa após 45 dias de plantio em casa de vegetação

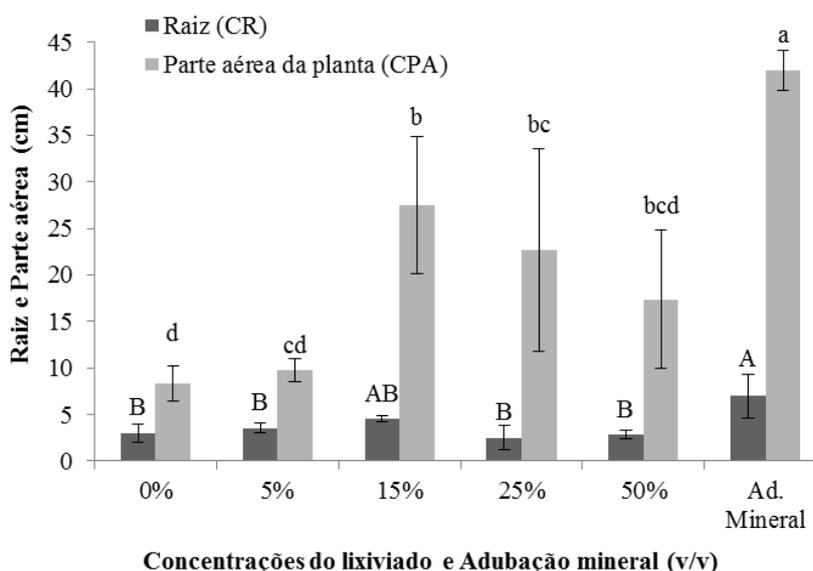
Fonte de variação	GL	CR	CPA	MSR	MVR	MSPA	MVPA	BV/BS R	BV/BS PA
Concentração	5	10,62*	627,63*	4,56*	106,91*	10,85*	437,70*	27,41 ^{ns}	29,10 ^{ns}
Repetições	3								
Erro	18	1,49	39,63	0,77	12,66	0,25	17,01	20,27	21,33
Total	23								
CV		31,30	29,60	84,27	56,20	37,30	45,84	59,64	61,43

Legenda: Comprimento da raiz (CR); comprimento parte aérea (CPA); massa seca de raiz (MSR); massa verde de raiz (MVR); massa seca da parte aérea (MSPA); massa verde da parte aérea (MVPA); biomassa verde/biomassa seca de raiz (BV/BS-R); e Biomassa verde/biomassa seca da parte aérea (BV/BS-PA); n.s = não significativo e *= significativo à 5 % de probabilidade.

A proporção da biomassa verde e seca da parte aérea (BV/BS – PA) e raiz (BV/BS-R), não foram significativas na ANOVA pelo teste F, porém qualitativamente notou-se maior desenvolvimento da parte aérea em detrimento da raiz. Pode-se deduzir efeito da salinidade nas maiores concentrações do lixiviado, retardando o crescimento e absorção radicular.

Na figura 25, observam-se os efeitos do lixiviado no comprimento de raiz e parte aérea do girassol após 45 dias nas concentrações 15%, 25% e 50%, pois foram iguais estatisticamente para parte aérea da planta (CPA) com valores de crescimento até 30 cm, mas a maior média (> 40 cm) foi para a concentração com adubação mineral de N-P-K. Essa mesma observação foi repetida para o tamanho de raiz, com exceção da concentração 15%, pois é igual estatisticamente à adubação mineral (Ad. Mineral). Entende-se que essa concentração é capaz de possibilitar o crescimento da raiz e parte aérea reduzindo o gasto com adubação.

Figura 25 - Comprimento de raiz e parte aérea do girassol BRS 321 cultivado em casa de vegetação



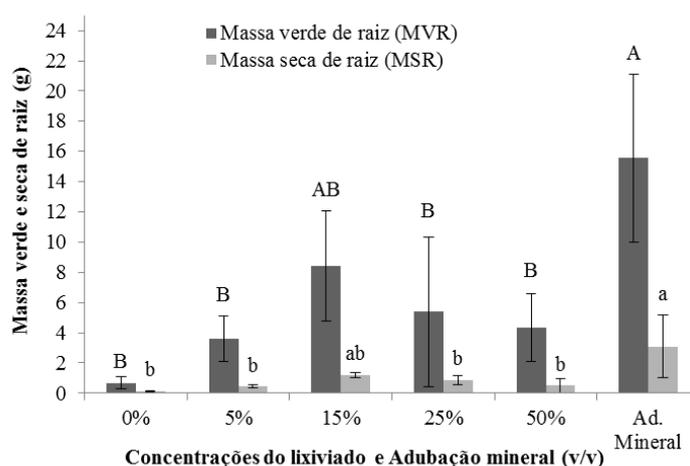
Legenda: A barra indica o erro padrão; Médias seguidas pela mesma letra minúscula ou maiúscula não difere estatisticamente entre si pelo teste de Tukey 5%.

O déficit da proporção de fosfato ($17,10 \text{ mg L}^{-1}$) no lixiviado bruto, somado a alta quantidade de nitrogênio amoniacal (2.165 mg L^{-1}) e a alta quantidade de cloreto ($5,319 \text{ mg L}^{-1}$) acarretou efeito negativo no crescimento do girassol, uma vez que ao aumentar a concentração do lixiviado, notou-se uma redução das médias obtidas. Isso corrobora com os resultados dos experimentos realizados por Białowiec (2015), que verificou efeito fitotóxico

no crescimento de cinco plantas irrigadas com dois lixiviados de aterros da Polônia com valores de NH_4 , Cl^- e P inferiores ao encontrado neste trabalho.

Nos dados referentes à massa verde de raiz (MVR) e massa seca de raiz (MSR), por meio do teste de Tukey ($p \leq 0,05$), foram iguais estatisticamente à concentração 15% e a adubação mineral, com as maiores médias. Tal resultado representou a eficiência no desenvolvimento da planta durante o período avaliado (Figura 26). Nas demais concentrações, o lixiviado foi semelhante à de 15%, porém representaram uma redução na biomassa total do girassol quando comparado com a adubação mineral.

Figura 26. Massa verde e Massa seca da raiz do girassol BRS 321 cultivado em casa de vegetação

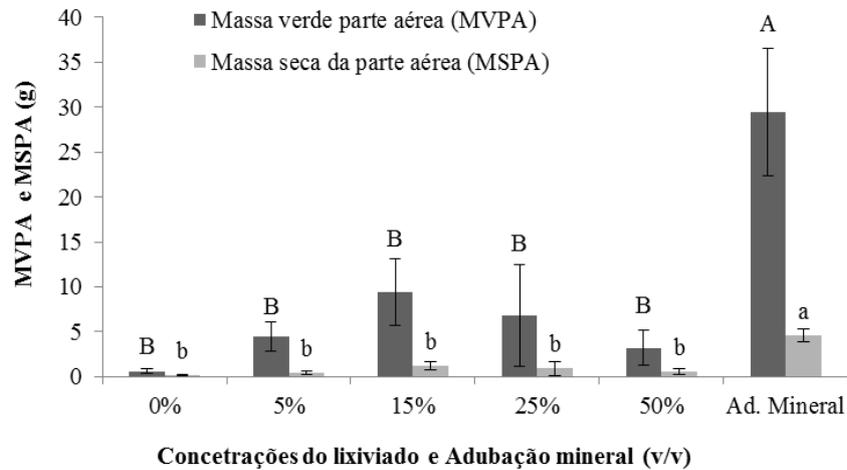


Legenda: A barra indica o erro padrão; Médias seguidas pela mesma letra minúscula ou maiúscula não difere estatisticamente entre si pelo teste de Tukey 5%.

No trabalho de Cheng e Chu (2011), com espécies arbóreas, as diferentes concentrações de lixiviado de Hong Kong não mostraram diferenças estatísticas nas espécies avaliadas, entretanto a biomassa da parte aérea/raiz das mudas que receberam lixiviado não foram maiores que o controle com fertilizantes, diferentemente deste trabalho com maior média para os fertilizantes, entretanto a concentração 15% se destacou em rendimento.

O teste de Tukey ($p \leq 0,05$) identificou que as médias da massa verde e da massa seca da parte aérea, não diferiram entre si com exceção para adubação mineral (Figura 27).

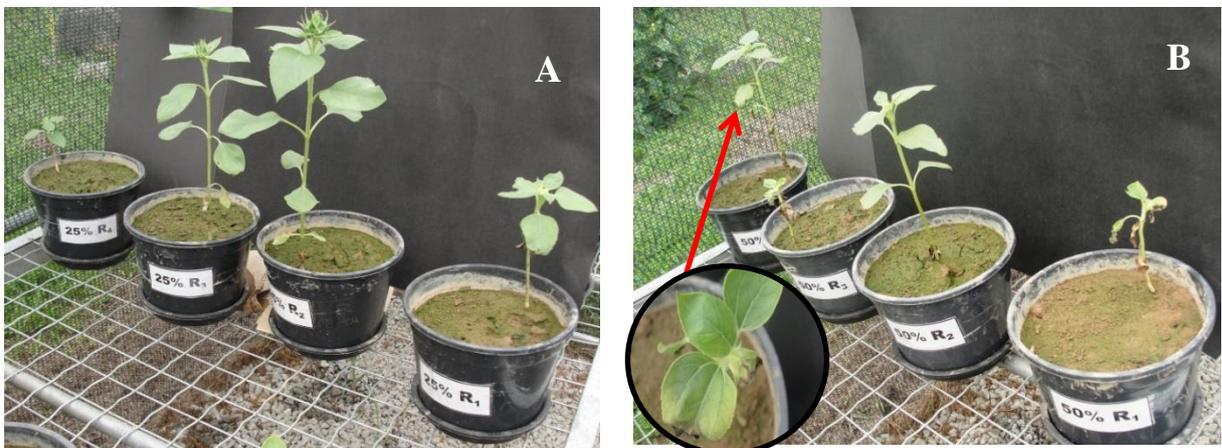
Figura 27 - Massa verde e Massa seca da parte aérea do girassol BRS 321 cultivado em casa de vegetação



Legenda: A barra indica o erro padrão; Médias seguidas pela mesma letra minúscula ou maiúscula não difere estatisticamente entre si pelo teste de Tukey 5%.

É importante ressaltar que com o uso das concentrações 25% e 50%, as plantas ao final do experimento apresentaram um crescimento atrofiado, com folhas pequenas e amarelas (Figura 28 A e B), provavelmente por conta da deposição de sal nas folhas, visto que o lixiviado apresenta alta concentração de sódio (2.667 mg L^{-1}). Estudos realizados por Ayres e Westcot (1999) constatou que o efeito mais comum da salinidade sobre as plantas, de maneira geral, é a limitação da expansão da célula devido ao aumento da pressão osmótica do meio e a consequente plasmólise celular, afetando assim a divisão e o alongamento das células, prejudicando o crescimento e o volume em massa das plantas.

Figura 28 - Demonstração dos problemas encontrados no experimento com uso na lixiviado de aterro na irrigação



Legenda: A. Tratamento 25% v/v; B. Tratamento 50% v/v.
Fonte: Rigo, 2014.

O experimento avaliou o cultivo do girassol até o início de sua floração (45 dias), verificaram-se mudanças nos teores de nutrientes com a aplicação das concentrações do lixiviado bruto, pois alguns nutrientes foram significativos na ANOVA (Tabela 11).

Tabela 11 - Resumo da análise de variância para as variáveis de macro e micronutrientes foliares após 45 dias de plantio em casa de vegetação

Fonte de variação	GL	N	K	P	Ca	Mg
		Quadrado médio				
Concentração	5	18,28 ^{ns}	842,37*	7208218,9*	2934321,8 ^{ns}	2760121,2*
Repetição	3					
Erro	18	28,25	19,78	864459	860462	49160
Total	23					
CV		14,09	11,90	37,72	19,05	9,31
Fonte de variação	GL	Cu	Fe	Mn	Zn	
		Quadrado médio				
Concentração	5	56,189 ^{ns}	388989,5 ^{ns}	107866,3*	28935,2*	
Repetição	3					
Erro	18	17,69	193037	15713	478,81	
Total	23					
CV		3679	62,19	22,68	17,08	

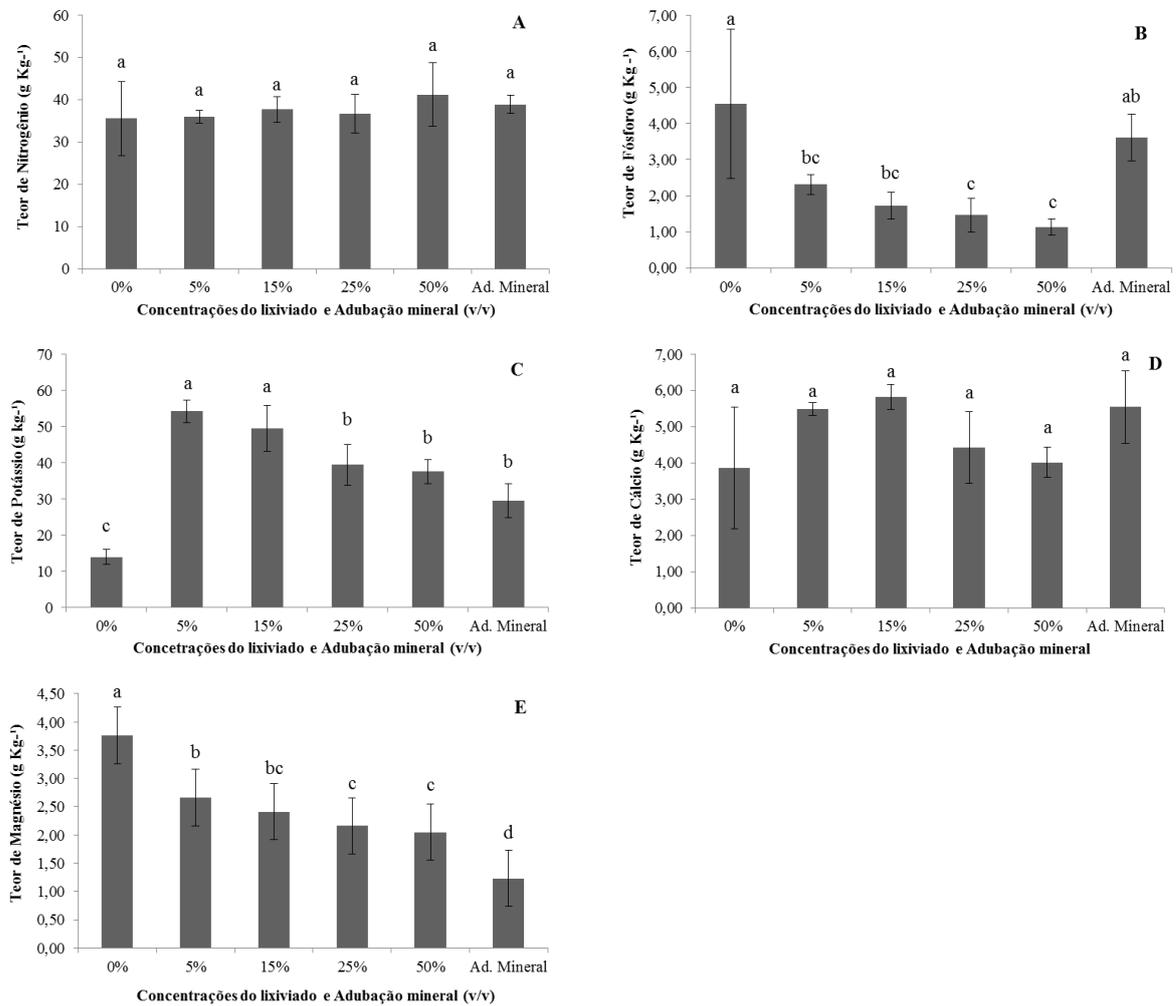
Legenda: n.s = não significativo e *= significativo à 5 % de probabilidade.

Ao aplicar o teste de Tukey ($p \leq 0,05$) para os macronutrientes, o N e o Ca não apresentaram diferença estatística, portanto, não houve efeito dos tratamentos aplicados no teor destes nutrientes na planta (Figura 28 A e D). Para o nitrogênio houve variações de média entre 35,57 g kg⁻¹ – 41,29 g kg⁻¹ e para cálcio as médias ficaram entre 3,0g kg⁻¹, 5,0 g kg⁻¹.

Embora a planta tenha respondido positivamente às concentrações do lixiviado quando comparada à adubação mineral, a absorção ideal pode ter sido afetada com a alta salinidade do lixiviado. Isto pode ser devido à competição iônica nos sítios de adsorção durante o período de tratamento proposto, uma vez que o desenvolvimento da parte aérea e raiz ficaram comprometidos (Figura 29 A). Bosco *et al.* (2009) afirmaram que plantas cultivadas sob alta salinidade tendem a absorver menos nitrogênio e aumentar a absorção de acumulação de Cl⁻. Neste trabalho, o lixiviado utilizado apresenta média de 5.585 mg L⁻¹ de salinidade e 5.319 mg L⁻¹ de cloreto (Tabela 7). Ao fim do experimento: 5%: 1.596 mg L⁻¹; 15%: 4.665; 25%: 7781 mg L⁻¹ e 50%: 15.560 mg L⁻¹ de Cl⁻.

O fósforo apresentou média alta no tratamento com água de abastecimento (0%) e para adubação mineral, seguidas das maiores médias para os tratamentos 5% e 15% sendo igual estatisticamente a adubação mineral, tais resultados, podem estar relacionados com o índice do elemento encontrado no solo somado as aplicações de lixividos ao final dos 45 dias (Figura 29 B).

Figura 29 - Macronutrientes na parte aérea das plantas de girassol cultivadas em casa de vegetação e irrigadas com lixiviado de aterro em diferentes concentrações



Legenda: A. Nitrogênio; B. Fósforo; C. Potássio; D. Cálcio; E. Magnésio; A barra indica o erro padrão; Médias seguidas pela mesma letra em colunas não diferem entre si estatisticamente pelo teste de Turkey ($p \leq 0,05$).

Para o potássio observa-se variação das médias entre 13,85 g kg⁻¹ até no máximo 54,28 g kg⁻¹, sendo as maiores médias nas concentrações 5% e 15%. Esse efeito deve-se à presença de potássio na água de abastecimento e no lixiviado, ou ao excesso de sódio no lixiviado que compete pelo mesmo sítio ativo do K⁺, prejudicando a planta da absorção deste nutriente, já que, a deficiência amarelada, visual, nas folhas da planta pode ser ocasionada por falta deste nutriente. Para Feigin *et al.* (1991), mesmo que ocorra aumento no teor de K disponível, mediante fertirrigação de águas residuárias no solo, a quantidade deste nutriente exigida pelas plantas é tão elevada que dificilmente apenas a irrigação com efluente poderia suprir adequadamente as plantas; fato este comprovado no presente estudo com as diferenças significativa no teor deste elemento na parte aérea sob condições de irrigação com lixiviado

de aterro em diferentes concentrações e, o registro de alguns sintomas visuais de deficiência nas folhas, como necrose (Figura 29 C).

Além disso, diante da interação antagônica entre potássio e magnésio nota-se o aumento do magnésio em detrimento do potássio (Figura 29C e 29E).

Os micronutrientes como cobre e ferro não foram significativos na ANOVA, pelo teste F, ou seja, não foi alterado pelos tratamentos (Tabela 11), sendo estatisticamente iguais teste de Tukey ($p \leq 0,05$), Figura 30C e 30D. O controle se manteve na média, pois a água de abastecimento apresentou para: Fe= 4,7g mL⁻¹ - 7,7g mL⁻¹ e Cu= 0,14g mL⁻¹ - 0,23g mL⁻¹. Diferentemente deste trabalho, FRIEDMAN *et al.* (2007) obtiveram baixos níveis de ferro em girassol irrigado com efluente tratado em relação ao irrigado com água potável.

A água de abastecimento utilizada apresentou índices de zinco e manganês ao final dos tratamentos superiores ao do lixiviado, isso explica a maior média de zinco na concentração de 5% (0,250 g kg⁻¹), seguida do controle (0,200 g kg⁻¹) e para manganês as maiores médias foram no tratamento com adubação mineral, no controle, na dosagem de 5% como pode ser visto na figura 30 A e 30 B.

O manganês apresentou grande variação para os tratamentos e ao aumentar as concentrações, as médias dos tratamentos foram reduzidas, indicando que a água de abastecimento provavelmente, também, contribuiu na disponibilidade desse nutriente para as plantas. O cobalto, níquel, cádmio e chumbo ficaram abaixo do limite de detecção nas amostras analisadas.

Figura 30 - Micronutrientes na parte aérea das plantas de girassol cultivadas em casa de vegetação e irrigadas com lixiviado de aterro em diferentes concentrações (continua)

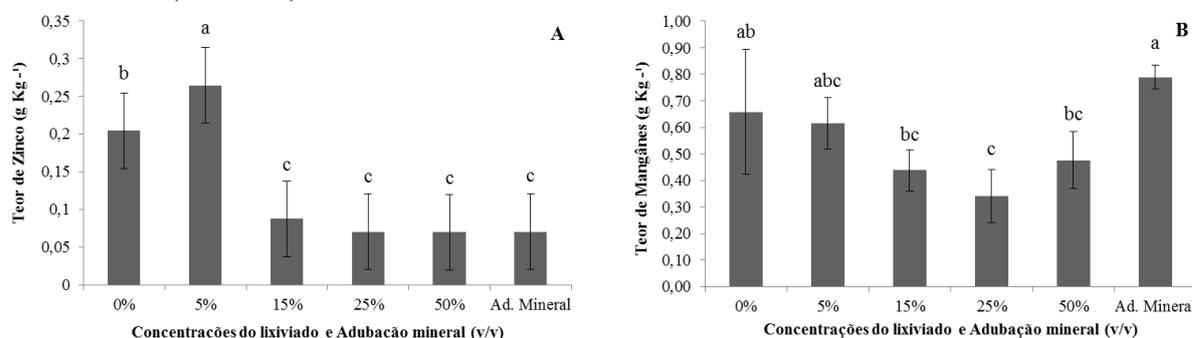
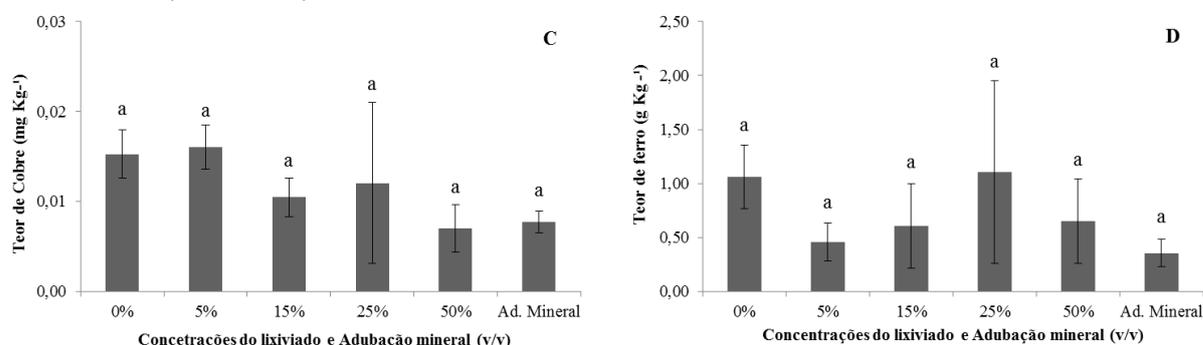


Figura 30 - Micronutrientes na parte aérea das plantas de girassol cultivadas em casa de vegetação e irrigadas com lixiviado de aterro em diferentes concentrações (conclusão)



Legenda: A. Zinco; B.Cobre; C. Manganês; D. Ferro; A barra indica o erro padrão; Médias seguidas pela mesma letra em colunas não diferem entre si estatisticamente pelo teste de Turkey ($p \leq 0,05$).

A partir da análise de variância do fator estudado, observou-se efeito significativo do das concentrações no solo utilizado (Argissolo Vermelho - amarelo) (Tabela 12). Quando significativo foi aplicado o teste de Tukey ($p \leq 0,05$) nos parâmetros estipulados.

Tabela 12 - Resumo da análise de variância do solo após 45 dias de cultivo com girassol em casa de vegetação

Fonte de variação	GL	pH (água)	pH (KCl)	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	H ⁺ + Al ³⁺
		Quadrado médio					
Concentração	5	0,356*	0,199*	0,057*	0,828*	0,576*	3,03
Repetição	3						
Erro	18	0,040	0,003	0,017	0,014	0,012	0,174
Total	23						
CV		4,38	1,47	15,56	23,25	22,51	7,04
Fonte de variação	GL	Al ³⁺	P	C	N	C/N	
		Quadrado médio					
Concentração	5	2,22*	164,77*	0,554 ^{n.s.}	0,042*	0,366 ^{n.s.}	
Repetição	3						
Erro	18	0,024	26,76	0,485	0,003	0,305	
Total	23						
CV		9,92	12,81	6,22	3,46	8,29	

Fonte: n.s = não significativo e * = significativo à 5 % de probabilidade.

O pH do solo apresentou a maior média na concentração 50% tanto em água, quanto em KCl (Tabela 13), observa-se o efeito do lixiviado no solo aumentando algumas unidades do pH com as concentrações crescentes. Com a aplicação de efluente de água residuária o solo está propício a sofrer alterações em seus atributos químicos, e alguns trabalhos como o de Fonseca (2001) e Leal (2007) indicam que inclusive o pH em solos irrigados com efluente de esgoto doméstico tratado, aumentou, por pelo menos uma unidade os valores de pH. Neste trabalho o pH em água do lixiviado de aterro utilizado foi 9,21 e o da água de abastecimento

6,9 durante a aplicação dos tratamentos, o solo não teve o pH corrigido, iniciando o experimento com pH em água de 4,1 e pH em KCl de 3,6 (Tabela 13). Segundo Stewart *et al.* (1990) e Jnad *et al.* (2001) a adição de cátions trocáveis e ânions presente nos efluentes podem elevar o pH, ou reduzi-lo devido à acelerada nitrificação da amônia e amônio, liberando íons de hidrogênio que permanecem adsorvidos aos colóides do solo, baseado nisso buscaram-se avaliar essa evolução do pH com a aplicação das concentrações do lixiviado de aterro. Entretanto, os efeitos dos tratamentos elevaram o pH do solo em algumas unidades mas foi na concentração de 50% do lixiviado, a maior média do pH em água e em KCl sendo diferente estatisticamente das demais concentrações pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Os valores de pH, K, Na, N e $Ca^{2+} + Mg^{3+}$ aumentaram com o pH ao elevar as concentrações do lixiviado de aterro e o Alumínio (Al^{3+}) apresentou discreta redução com o aumento das unidades de pH (Tabela 13), conforme esperado. Resultado semelhante foi obtido por Krob *et al.* (2011), com uso de composto de lixo urbano, uma vez ocasionou acréscimos nos valores de pH, CTC, relação de absorção de sódio (RAS), nitrogênio (N) total, fósforo (P), sódio (Na) extraível, cálcio (Ca) e magnésio (Mg) trocáveis e redução no alumínio (Al) trocável do solo.

Os níveis de Na^+ e K^+ aumentaram conforme a concentração do lixiviado (Tabela 15) e podendo advertir que em longo prazo a aplicação de água residuária rica em Na^+ e K^+ poderá modificar os atributos químicos e físicos do solo. Segundo Santos (2010), o excesso de Na^+ e K^+ no solo podem causar dispersão das argilas ocasionando a modificação da estrutura do solo alterando a dinâmica dos fluidos no solo.

O carbono (C) não apresentou diferença estatística entre as concentrações, indicando que a aplicação do lixiviado não alterou a quantidade deste elemento no solo. Diferentemente do nitrogênio total que apresentou grande variação pelo teste de Tukey ($\leq 0,05$) onde as maiores médias, foram respectivamente para 50%, 25%, 15% isso implica na crescente aplicação do lixiviado no solo embora $1,82 \text{ g Kg}^{-1}$ tenha representado a maior média. O carbono está relacionado à matéria orgânica do solo que atende também, como uma proteção na sua superfície, reduzindo a matéria orgânica, o solo sofre grandes perdas de carbono (C) e Nitrogênio (N). Alguns autores relacionam a redução do carbono em solos irrigados com água residuária, com as altas concentrações de nitrogênio, visto que fica sujeito a decomposição microbiana do solo e são transformados em compostos inorgânicos simples disponíveis às plantas, como o amônio e nitrato, e à baixa relação C:N dos efluentes (FEIGIN *et al.*, 1991; DUARTE *et al.*, 2008).

Nesse caso é aplicado grande teor de amônio via lixiviado no solo, esse resultado acarretou a proporção entre C/N do solo, onde foi igual estatisticamente pelo teste de Tukey ($\leq 0,05$) para todos os tratamentos, ressaltando que com as médias obtidas neste trabalho, a mineralização do N foi favorecida (10/1) (Tabela 13).

Como o pH do solo, embora ligeiramente alterado, pela aplicação do lixiviado permaneceu ácido, sendo assim, a acidez favoreceu a presença de alumínio tóxico (Al^{3+}), responsável por prejudicar o desenvolvimento do sistema radicular, além disso, nos solos ácidos verifica-se a fixação do fósforo (P) pelo ferro (Fe) e pelo alumínio (Al) formando compostos insolúveis não aproveitáveis para as plantas (RONQUIM, 2010).

Tabela 13 - Fertilidade do solo antes e depois da aplicação do lixiviado de aterro sanitário

Parâmetros	UN	Solo após os Tratamentos						Adubação Mineral
		Solo Antes	0%	5%	15%	25%	50%	
pH (água)	-	4,1	4,2b	4,5b	4,6b	4,7b	5,1a	4,4b
pH (KCl)	-	3,6	3,7c	3,8 bc	4,0b	4,1b	4,3a	3,7c
Ca ²⁺ + Mg ²⁺	cmol _c kg ⁻¹	0,6	0,80ab	0,75b	0,87ab	0,72b	1,05a	0,90ab
K ⁺	cmol _c kg ⁻¹	0,14	0,13d	0,27d	0,52bc	0,60b	1,36a	0,20d
Na ⁺	cmol _c kg ⁻¹	0,014	0,08c	0,48b	0,53b	0,65b	1,10a	0,07c
H ⁺ + Al ³⁺	cmol _c kg ⁻¹	6,9	6,67ab	6,00bc	6,00bc	5,65c	4,50d	7,00a
Al ³⁺	cmol _c kg ⁻¹	2,6	2,45a	1,87b	1,37c	1,30c	0,35d	2,12ab
P	mg kg ⁻¹	46,0	40,75b	36,25b	38,75b	37,25b	36,25b	53,00a
C	g kg ⁻¹	11,9	11,35a	10,52a	11,00a	11,55a	11,35a	11,37a
N	g kg ⁻¹	1,7	1,57cd	1,55d	1,70abc	1,72ab	1,82a	1,62bcd
C/N	-	7,0	7,00a	6,50a	6,75a	6,50a	6,25a	7,00a

Legenda: Médias na linha seguida pela mesma letra, não diferem significativamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Os teores de cobre (Cu) e chumbo (Pb) não foram significativos ao nível de $p \leq 0,05$ na ANOVA, tanto para Extração Mehlich⁻¹ quanto para extração DTPA, portanto não apresentaram diferença por meio do teste de Tukey ($\leq 0,05$), comparando com o solo antes do experimento observa-se que os resultados após os tratamentos não aumentaram seu valor inicial (Tabela 14). Alguns elementos como cobalto (Co) e níquel (Ni) não foram detectados pela metodologia aplicada (Tabela 15).

Tabela 14 - Resumo da análise de variância para a fertilidade do solo após 45 dias de cultivo do girassol

Fonte de variação	GL	Extração Mehlich ⁻¹				
		Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
		Quadrado Médio				
Dose	5	0,02 ^{n.s.}	60,17*	4,55*	0,527*	0,0167 ^{n.s.}
Repetição	3					
Erro	18	0,008	3,76	1,62	0,091	0,023
Total	23					
CV		8,82	5,01	13,88	19,21	5,28
Fonte de variação	GL	Extração DTPA				
		Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
		Quadrado Médio				
Dose	5	0,046*	157,6*	2,43 ^{n.s.}	0,38*	0,035 ^{n.s.}
Repetição	3					
Erro	18	0,006	20,32	0,94	0,031	0,047
Total	23					
CV		9,88	6,34	16,17	18,68	7,039

Legenda: n.s = não significativo e *= significativo à 5 % de probabilidade.

O ferro apresentou médias maiores para adubação mineral, testemunha e 5% na extração de Mehlich⁻¹, já na extração DTPA as médias foram mais variáveis, mas os maiores teores do elemento concentraram-se na adubação mineral, testemunha e 25%, sendo que as demais concentrações foram iguais estatisticamente à concentração de 25%. Implica-se que os tratamentos com lixiviado de aterro reduziram o ferro no solo ao invés de aumentar. O Ferro tem grande habilidade em formar complexos com a matéria orgânica, de tal forma a facilitar sua movimentação no perfil do solo e sua absorção pelas plantas, com o baixo teor de carbono do solo, o ferro pode ter percolado na irrigação, além do mais o Fe³⁺ é insolúvel sendo assimilado pela planta apenas na forma Fe²⁺.

A carência do Zn diminui o tamanho das folhas novas, além de ocasionar o estreitamento e alongamento das folhas (MALAVOLTA, 2006), sintomas estes não foram observados no presente trabalho, entretanto por se tratar de um micronutriente possivelmente era necessário maior tempo de cultivo do girassol para observação de tais sintomas. Observam-se nos dados (Tabela 13) a mesma movimentação entre as concentrações de ferro e zinco, entretanto o zinco apresentou um discreto aumento com a aplicação dos lixiviados nas menores concentrações em ambos os tipos de extração.

O manganês foi o metal que apresentou uma variação mais evidente após os tratamentos, podendo dizer que os valores de média encontrados em todos os tratamentos com exceção da testemunha foram iguais estatisticamente (Tabela 15).

Tabela 15 - Teor de metais no solo antes e após o tratamento com lixiviado de aterro

Parâmetros	Solo após os Tratamentos						Adubação Mineral
	Solo antes	0%	5%	15%	25%	50%	
Extração Mehlich ⁻¹ mg kg ⁻¹						
Cobre	1,17	1,13a	0,98a	0,98a	0,96a	0,93a	1,06a
Ferro	55,1	43,25a	39,20ab	38,00b	36,85bc	32,67c	42,45a
Manganês	15,9	8,00b	9,21ab	9,89ab	8,40ab	8,66ab	10,87a
Zinco	1,40	2,14a	1,80ab	1,50ab	1,30b	1,13b	1,54ab
Cobalto	0,091	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel	0,131	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chumbo	2,97	2,90a	2,86a	2,85a	2,93a	2,75a	2,92a
Extração DTPA mg kg ⁻¹						
Cobre	1,08	1,00a	0,80b	0,70b	0,75b	0,71b	0,80b
Ferro	96,5	77,72ab	68,00bc	67,02c	70,27abc	63,60c	80,00a
Manganês	6,21	5,80a	6,54a	6,67a	5,30a	5,00a	6,84a
Zinco	0,779	1,45a	1,14a	0,86bc	0,72c	0,60c	1,45bc
Cobalto	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Níquel	0,045	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Chumbo	0,071	3,13a	3,00a	3,11a	3,21a	3,07a	3,16a

Legenda: Médias na linha seguida pela mesma letra, não diferem significativamente entre si ao nível de $p \leq 0,05$ de probabilidade pelo teste de Tukey.

A fertilidade do solo tem relação direta no crescimento, produtividade e concentração de nutrientes nos tecidos foliares das plantas. Além disto, e se considerando que o LB utilizado no experimento é um subproduto de interesse agrônômico, pois apresenta nutrientes essenciais para plantas (N e K), e apresentaram possibilidades reais de uso no cultivo agrícola de girassol, o mesmo pode ser utilizado como reúso promovendo um destino adequado a este subproduto, além das vantagens de redução de custo com fertilizantes.

Logo para o uso do LB como água residuária na irrigação de girassol se restringe as concentrações, pois foi verificado que o aumento da concentração de LB, gera prejuízos ao solo e planta, impactos que poderiam ser melhor avaliados levando em conta todo o ciclo da cultura. Nesse caso, e necessitando de uma avaliação real de impacto no solo e na solução do

solo, inferiu-se o uso do LB em experimento em colunas de solo de maneira a verificar todo o perfil do solo.

4.4 Efeito do lixiviado bruto em colunas de solo

O solo utilizado foi o mesmo do experimento em casa de vegetação, sendo um Argissolo Vermelho – Amarelo de profundidade superficial, proveniente do município de Rezende – RJ, e está caracterizado na Tabela 6 da metodologia.

Diante da não correção do solo, o pH inicial foi ácido e consequentemente a presença de alumínio foi maior, conforme relatado por Foy (1974) que explica o efeito geralmente fitotóxico do Al em solos ácidos. A matéria orgânica esteve baixa, com carbono na média de 11,90 mg Kg⁻¹, o valor de V sendo 10% sugeriu ser um argissolo álico.

Ao comparar o solo do experimento com os padrões preconizados pela CETESB (2001) no relatório onde estabelece valores orientadores para a manutenção da qualidade dos solos e águas subterrâneas para o Estado de São Paulo, e a regulação CONAMA nº 420 os metais encontram-se abaixo do valor de referência, uma vez que o relatório estabelece três definições para o estágio de risco: Valor de referência de qualidade que indica o limite para que um solo seja considerado limpo, em sua condição natural; Valor de alerta que indica uma possível alteração da qualidade natural dos solos e deve ser estudado em caráter preventivo; Valor de intervenção que indica o limite de contaminação do solo, acima do qual, existe risco potencial à saúde humana e sugere a adoção de práticas de correção (Tabela 16).

Tabela 16 - Valores de metais pesados orientadores para manutenção da qualidade do solo

Indicadores de qualidade	Cd	Zn	Cu	Pb	Co	Cr	Ni
Valor de referência (mg kg ⁻¹)	<0,5	60	35	17	13	40	13
Valor de alerta (mg kg ⁻¹)	3	300	60	100	25	75	30
Valor de Intervenção (mg kg ⁻¹)	10	500	100	200	40	300	50

Fonte: Adaptado CETESB, 2001; CONAMA 420, 2009.

4.4.1 Solo após a aplicação de diferentes concentrações de LB em colunas de solo

Na análise do solo após o experimento, foi observado efeito significativo dos fatores isolados doses e profundidade, com exceção do Ca²⁺ + Mg²⁺, H+Al³⁺, C e N. Houve ainda, interação significativa pelo teste F (1% e 5%) entre as doses e profundidades para todos os

elementos com exceção do Al^{3+} , C e N, como se observa no resumo da ANOVA da Tabela 17.

Tabela 17 - Resumo da análise de variância dos atributos químicos do solo ao final do experimento em casa de vegetação

Fonte de variação	G.L	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	H ⁺ +Al ³⁺	CTC	Al ³⁺	P
		Quadrado médio						
Dose	5	0,46 ^{n.s.}	9,61 ^{**}	1,96 ^{**}	12,84 ^{**}	9,42 ^{**}	3,95 ^{**}	79,57 ^{**}
Prof.	3	0,27 ^{n.s.}	5,93 ^{**}	0,48 ^{**}	1,14 ^{n.s.}	11,32 ^{**}	0,87 [*]	137,13 ^{**}
Dose*Prof.	15	0,88 ^{**}	0,40 ^{**}	0,06 ^{**}	2,54 [*]	1,13 [*]	0,41 ^{n.s.}	16,71 ^{**}
Erro	24	0,30	0,02	0,02	0,95	0,44	0,20	4,43
C.V. (%)		51,37	11,43	17,11	13,82	6,46	42,91	4,28

Fonte de variação	G.L	C	N	pH água	pH KCl
		Quadrado médio			
Dose	5	0,006 ^{n.s.}	0,0007 [*]	0,554 ^{**}	0,856 ^{**}
Prof.	3	0,009 ^{n.s.}	0,0001 ^{n.s.}	0,441 ^{**}	0,218 ^{**}
Dose*Prof.	15	0,007 ^{n.s.}	0,0001 ^{n.s.}	0,114 ^{**}	0,068 ^{**}
Erro	24	0,020	0,0002	0,030	0,010
C.V. (%)		9,21	8,70	3,40	2,48

Legenda: Prof. = profundidade do solo; n.s. = não significativo; ** e * = significativo 1% e a 5 % de probabilidade respectivamente.

Com a interação significativa (Tabela 17) fez-se o desdobramento das doses dentro de cada profundidade e por meio do teste de média Tukey ($p \leq 0,05$) alguns parâmetros responderam ao efeito dessa interação, conforme demonstrado nas tabelas 18, 19, 20 e 21.

Na profundidade 0-10 cm que corresponde à camada superficial do solo na coluna, $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ e Al^{3+} não foram significativos (Tabela 18), mas na camada de 10-20 cm lidaram com o efeito da aplicação das doses do lixiviado, onde para o $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$ a dose de 25% apresentou maior teor, diferentemente para o Al^{3+} onde esta mesma dose, foi menor estatisticamente (Tabela 19). Nas demais camadas (20-30 cm e 30-40 cm) tais elementos não se distribuíram sob efeito das doses nas camadas de maior profundidade, sendo iguais estatisticamente ($p \leq 0,05$) (Tabelas 20 e 21).

Em relação ao K^+ e ao Na^+ foram significativos ao nível de $p \leq 0,05$ pelo teste de Tukey para todas as camadas, onde os maiores teores foram crescentes a aplicação das doses, sendo a dose 75% a responsável por máximas concentrações desses elementos no solo, após tratamento. Esse resultado pode ser devido a monovalência destes elementos que segundo Sposito (2008) e Alleoni *et al.* (2009) indicam a maior mobilidade, facilitando a migração nas profundidades. Para Alcarde *et al.* (2000), o K possui uma mobilidade no perfil do solo

intermediária entre o nitrato e o fósforo, ou seja, não sofre tanta lixiviação quanto o primeiro nem é fixado tão fortemente quanto o segundo.

Já os demais parâmetros analisados foram significativos nas camadas superficiais (0-10 cm e 10-20 cm), com o tratamento de 75% proporcionando maiores teores. Apenas nas camadas profundas o efeito não foi significativo para nenhum parâmetro (20-30 cm e 30-40 cm) (Tabelas 20 e 21).

A grande quantidade de Na (2.667 mg L^{-1}) e K^+ (2.182 mg L^{-1}) presente no lixiviado aumentou a concentração destes elementos no solo, isso é visível no crescente aumento das concentrações do lixiviado para todas as profundidades. Entretanto quando avaliado o fator profundidade, isoladamente, a maior média significativa foi na camada superficial (0-10 cm) para sódio, e o potássio seguiu o mesmo padrão de distribuição. Todavia as características do solo, como a interação entre cátions, com o Mg^{2+} , e também com o pH influenciam no potencial dispersante do sódio, sendo maior a dispersão de argilas quanto mais alto for o pH (LEAL *et al.*, 2009).

Provavelmente esse resultado se dê pela baixa capacidade de retenção de K dos solos ou ainda da baixa CTC inicial do solo que favorece a lixiviação (Tabela 6). Nota-se a diminuição da CTC com as maiores profundidades, sendo que de acordo com Werle *et al.* (2008), os solos com baixa CTC inicial apresentam condições para a lixiviação de K, pois para uma mesma quantidade de K haverá menos K na solução de solos com alta CTC, e logo menores serão perdas por lixiviação e maior será a capacidade de adsorção desse solo.

Já o fósforo foi alterado pelo efeito da aplicação do lixiviado nas primeiras camadas (0-10 cm e 10-20 cm), depois não apresentou diferença estatística, voltando a atingir os teores iniciais do solo antes do tratamento (46 mg kg^{-1}). Infere-se que a proximidade da faixa de pH a neutralidade (entre 4,8 e 7,4) torna a adsorção do fósforo menor que em condições alcalinas e esse resultado pode estar ligado a variação do pH inicial. Abreu Jr. *et al.* (2002), com aplicação de composto de lixo, notou uma menor adsorção do fósforo que em condições ácidas ou alcalinas.

Tabela 18 - Teores de nutrientes no solo, na profundidade de 0-10 cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	Profundidade 0-10 cm						P
	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	H ⁺ +Al ³⁺	Al ³⁺	CTC	
 cmol _c kg ⁻¹						mg Kg ⁻¹
0% ¹	0,85a	0,12e	0,13d	9,00a	2,05a	10,09b	47,00d
5%	1,10a	1,10d	0,75ab	7,45ab	0,75a	10,40b	49,00cd
15%	1,70a	1,91c	0,93ab	6,30ab	0,30a	10,84ab	50,00cd
25%	0,50a	2,36c	1,08ab	7,20ab	0,85a	11,13ab	53,50bc
50%	0,70a	3,53b	1,40ab	7,05ab	0,50a	12,68ab	57,00b
75%	2,25a	4,39a	2,08b	4,60b	0,15a	13,31a	65,00a

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey (p ≤ 0,05).

Tabela 19 - Teores de nutrientes no solo, na profundidade de 10-20 cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	Profundidade 10-20 cm						P
	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	H ⁺ +Al ³⁺	Al ³⁺	CTC	
 cmol _c kg ⁻¹						mg Kg ⁻¹
0% ¹	0,70b	0,12e	0,04d	8,75a	2,50a	9,60ab	46,50b
5%	0,65b	0,40e	0,50cd	8,85a	1,95a	10,40ab	48,00ab
15%	0,75b	1,00d	0,68cd	7,80a	1,10ab	10,22ab	47,50b
25%	2,70a	1,55c	0,88bc	3,30b	0,01b	8,43b	50,50ab
50%	0,45b	2,72b	1,33ab	7,95a	1,40ab	12,44a	51,00ab
75%	0,90b	3,37a	1,58a	6,50a	0,45b	12,34a	55,50a

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey (p ≤ 0,05).

Tabela 20 - Teores de nutrientes no solo, na profundidade de 20-30 cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	Profundidade 20-30 cm						P
	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	H ⁺ +Al ³⁺	Al ³⁺	CTC	
 cmol _c kg ⁻¹						mg Kg ⁻¹
0% ¹	0,70a	0,13c	0,03c	8,50a	2,10a	9,35a	42,50a
5%	0,70a	0,18c	0,37bc	9,05a	2,20a	10,29a	48,00a
15%	1,25a	0,31c	0,55ab	6,60a	0,85a	8,71a	44,00a
25%	1,30a	0,97c	0,72bc	5,20a	0,05a	8,19a	50,00a
50%	0,70a	1,80b	1,10ab	7,85a	1,55a	11,45a	47,00a
75%	0,60a	2,28a	1,22a	7,20a	1,00a	11,31a	49,00a

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey (p ≤ 0,05).

Tabela 21 - Teores de nutrientes no solo, na profundidade de 30-40 cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	Profundidade 30-40 cm						P
	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	H ⁺ +Al ³⁺	Al ³⁺	CTC	
 cmol _c kg ⁻¹						mg Kg ⁻¹
0% ¹	1,00a	0,13c	0,05c	8,10a	1,75a	9,27a	45,50a
5%	1,20a	0,16c	0,44bc	7,85a	1,70a	9,65a	46,00a
15%	0,55a	0,25c	0,85ab	7,60a	1,05a	9,25a	46,00a
25%	0,70a	0,43c	0,45bc	6,25a	0,35a	7,83a	48,00a
50%	1,80a	1,04b	0,85ab	5,60a	0,10a	9,29a	44,50a
75%	1,90a	1,84a	1,03a	4,75a	0,10a	9,51a	47,50a

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey (p ≤ 0,05).

As tabelas 22 e 23 descrevem os resultados dos fatores isolados, respectivamente: dose e profundidade, como fonte de variação individual. Os dados foram submetidos ao teste de Tukey p ≤ 0,05, que indicou o efeito significativo das doses de lixiviado independente da profundidade do solo. Observa-se para o tratamento 75% máximos teores nos parâmetros analisados, exceto para o Al³⁺ e o potencial de acidez (H⁺ + Al³⁺).

Entretanto, não houve influência das doses aplicadas para Ca/Mg e para o Al³⁺, mas o potencial de acidez (H⁺ + Al³⁺), apresentou médias significativas a influência das doses, Tabela 23, porém, os maiores teores foram para as mínimas doses (0% e 5%).

Ao avaliar a profundidade como fonte de variação isolada (Tabela 23), Ca/Mg não apresentou diferença significativa pelo teste de Tukey (p ≤ 0,05), assim como o potencial de acidez do solo (H⁺ + Al³⁺) indicando que a profundidade não causou efeito nesses parâmetros. A camada mais superficial (0-10 cm e 10-20 cm) proporcionou as maiores médias para K, Na, CTC e P, com exceção para Al³⁺ que obteve maior teor nas últimas camadas.

Tabela 22 - Nutrientes no solo dentro de cada dose ao final do experimento em colunas de solo (n=2)

Tratamento	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	H ⁺ +Al ³⁺	Al ³⁺	CTC	P
 cmol _c kg ⁻¹						mg Kg ⁻¹
0% ¹	0,81a	0,12f	0,06e	8,58a	2,10a	9,58bc	45,37d
5%	0,91a	0,46e	0,51d	8,30ab	1,65a	10,18b	47,75cd
15%	1,06a	0,87d	0,75c	7,07bc	0,82b	9,75bc	46,87cd
25%	1,30a	1,33c	0,78c	5,48d	0,31b	8,90c	50,50b
50%	0,91a	2,27b	1,17b	7,11abc	0,88b	11,47a	49,87bc
75%	1,41a	2,97a	1,47a	5,76cd	0,42b	11,62a	54,25a

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey (p ≤ 0,05).

Tabela 23 - Nutrientes no solo dentro de cada profundidade ao final do experimento em colunas de solo (n=2)

Profundidade (cm)	Ca ²⁺ +Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	H ⁺ +Al ³⁺	Al ³⁺	CTC	P
 cmol _c kg ⁻¹						mg Kg ⁻¹
00-10	1,18a	2,23a	1,06a	6,93a	0,76b	11,41a	53,60a
10-20	1,02a	1,53b	0,83b	7,19a	1,23ab	10,57b	49,83b
20-30	0,87a	0,94c	0,66c	7,40a	1,29a	9,88b	46,75c
30-40	1,19a	0,64d	0,61c	6,69a	0,84ab	9,13c	46,25c

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Conforme mencionado por Nachtigall *et al.* (2009), vários fatores contribuem para a produção vegetal, mas o pH do solo é uma parâmetro de extrema importância, já que a disponibilidade dos nutrientes para as plantas modificam conforme as variações ocorridas com o pH.

O pH em água e em KCl inicial apresentou acidez, sendo respectivamente 4,10 e 3,70. Após o tratamento com lixiviado e levando em consideração a profundidade, ou seja, a interação entre o fator dose e profundidade, notam-se médias significativas por meio do Tukey ($p \leq 0,05$), demonstrando a alcance do tratamento proposto (Tabela 24). O pH apresentou, considerável aumento em relação a concentração das doses de lixiviado em todas as profundidades, sendo o destaque para a dose 75% .

Fica notório que o lixiviado é responsável por aumentar o pH do solo, principalmente o pH em água em todas as camadas, entretanto as profundidades de 10-20 cm e 20-30 cm apresentaram as maiores médias para cada dose estudada a partir da concentração de 15%, e em se tratando do pH em KCl, as maiores médias surgem a partir da dose 25%. Contudo, quanto maior a profundidade, menores serão as unidades do pH, aumentando assim a acidez do solo.

Na tabela 25, notar o efeito isolado das doses, independente das camadas, onde resultou para pH em água: 75% > 50% ≥ 25% ≥ 15% = 5% = 0% e para pH KCl: 75% > 50% > 25% ≥ 15% = 5% = 0% sequencialmente ao aumento das unidades do pH com aplicação das doses. Já ao estudar o fator isolado da profundidade (Tabela 26), vê-se o efeito das camadas para o pH, sendo: 10-20 cm > 20-30 cm = 30-40 cm, observa-se que o pH foi maior na camada inicial entre 10-20 cm.

Não houve avaliação da camada inicial de 0-10 cm, pois a amostra de solo não foi suficiente para todas as análises laboratoriais.

Tabela 24 - pH em água e pH em KCl do solo, nas profundidades após o aplicação das diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	PROFUNDIDADE					
	10-20 (cm)		20-30 (cm)		30-40 (cm)	
	pH água	pH KCl	pH água	pH KCl	pH água	pH KCl
0% ¹	4,80c	3,70c	4,85b	3,70c	5,00ab	3,80c
5%	5,00bc	3,75c	4,80b	3,70c	5,00ab	3,85bc
15%	5,05 bc	3,95c	5,00b	3,90c	4,90b	3,90bc
25%	5,35abc	4,20bc	5,10ab	4,00bc	4,70b	3,90bc
50%	5,75 ab	4,70ab	5,30ab	4,30ab	4,85b	4,10b
75%	6,15a	5,15a	5,50a	4,50a	5,40a	4,45a

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Tabela 25 - Efeito do pH em água e pH em KCl no solo, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Doses	pH água	pH KCl
0% ¹	4,88c	3,73d
5%	4,93c	3,76d
15%	4,98bc	3,91cd
25%	5,05bc	4,03c
50%	5,30b	4,36b
75%	5,68a	4,70a

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Tabela 26 - Efeito da profundidade no pH em água e pH em KCl no solo, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Profundidades (cm)	pH água	pH KCl
10-20	5,35a	4,24a
20-30	5,09b	4,01b
30-40	4,97b	4,00b

Legenda: Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Percebe-se, que o conhecimento do movimento de nutrientes no perfil do solo é fundamental para recomendar o manejo adequado da irrigação, adubação mineral e até mesmo aplicação de água residuária, pois é importante propiciar a localização deles na profundidade de máxima densidade de raízes das plantas, facilitando à absorção sem ocasionar impactos no solo e águas subterrâneas que em geral se concentram nos primeiros 20 cm (Zonta *et al.*, 2006; Donagemma *et al.*, 2008).

Outros parâmetros analisados no solo após o experimento foram os metais (Tabela 27). Observa-se o efeito significativo para os fatores isolados (com exceção do Zn) e para a interação, Dose versus profundidade ao nível de 1% e/ou 5% de probabilidade. É sabido dizer, que a mobilidade de solutos no solo está inversamente relacionada à adsorção dos mesmos, à fração sólida ou às condições do meio que favoreçam a precipitação dos íons (Matos *et al.*, 2001; Chaves *et al.*, 2008). As condições que promovem a mobilidade foi notada durante a interação significativa dos metais (com exceção do Pb) com as camadas do solo ao nível de 5% e ao nível de 1% apenas para o Mn. Com esse resultado aplicou-se o teste de Tukey ($p \leq 0,05$) e nas tabelas 28, 29 e 30 foram descritos quantitativamente o efeito dessa interação (Dose X profundidade).

Tabela 27 - Resumo da análise de variância dos metais no solo em colunas de solo

Fonte de variação	G.L	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
		Quadrado médio				
Dose	5	0,011**	1328,8**	1646,1**	0,007 ^{n.s.}	0,707**
Prof.	3	0,005*	4457,2**	7173,68**	0,019*	1,736**
Dose*Prof.	15	0,004*	686,42*	1059,0**	0,012*	0,035 ^{n.s.}
Erro	24	0,001	202,0	23,08	0,004	0,031
C.V. (%)		2,66	9,90	21,15	21,15	3,73

Legenda: Prof. = profundidade do solo; n.s. = não significativo; ** e * = significativo 1% e a 5 % de probabilidade respectivamente.

Na Tabela 28, referente à camada 10-20 cm, o Mn e o Zn não apresentaram diferença estatística entre as doses de lixiviado aplicadas, sendo indiferente aos tratamentos. O Cu e o Pb aumentaram seus teores com o aumento das doses, sendo as maiores médias a partir da dose de 15%, indicando a retenção do solo para esses metais. Em relação ao Cu algumas pesquisas indicam que esse metal tem sido adsorvido preferencialmente e sua presença afeta a retenção de Zn (Agbenin e Olojo, 2004 e Joris *et al.*, 2012), podendo ser essa a explicação para o Zn não ter sido alterado dentro da interação.

O comportamento do Fe foi diferente, pois as maiores médias foram concentradas nas menores doses, inclusive no controle com água destilada. Esse quadro muda com a profundidade, na tabela 29 (camada 20-30 cm) o Fe não sofreu efeito das doses aplicadas, sendo igual estatisticamente, assim como o Zn que não sofreu alteração conforme a primeira camada avaliada. O Mn nesta camada apresentou alteração do teor, sendo maior no controle e na dose 5%. O Cu exibiu resultados variáveis, pois para a dose 50% e 25% foram maiores que a dose 75%.

Na tabela 30, o aumento da profundidade não foi significativo para Cu, Fe e Zn indicando que a profundidade como variável independente não causou efeito nestes metais.

Em relação ao Mn, segundo Malavolta (1980) nos solos brasileiros, esse elemento ocorre na faixa de 10 a 4.000 mg kg⁻¹ de manganês total, portanto os resultados mostram que este elemento estava abaixo do limite em algumas camadas mas aumentou o teor com o acúmulo das doses aplicadas, pois na maior profundidade já havia atingido esses limites para solos brasileiros (Tabela 30 e 32).

A variação do ferro pode ter ocorrido por que segundo Dechen e Nachtigall (2007), o Fe só atinge altas concentrações em solos em condições muito ácidas ou em solos ricos em ácidos húmicos e colóides capazes de formar complexos solúveis com esse elemento. Neste trabalho o solo apresentou-se com acidez em todas as profundidades. Era esperado que o ferro aumentasse seu teor no solo por conta do incremento de matéria orgânica proveniente das doses elevadas de lixiviado, mas isso não aconteceu. Vale ressaltar que o carbono e matéria orgânica do solo foram baixos e não significativos.

Tabela 28 - Teores de metais no solo, na profundidade de 10-20 cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	Profundidade 10-20 cm				
	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
 mg kg ⁻¹				
0% ¹	1,20b	133,0ab	7,67a	0,92a	3,83b
5%	1,23ab	143,0a	6,11a	0,79a	4,23ab
15%	1,27ab	133,0ab	5,70a	0,75a	4,65a
25%	1,32a	133,0ab	6,17a	0,94a	4,71a
50%	1,33a	123,0bc	6,88a	0,99a	4,60a
75%	1,33a	117,5c	7,67a	1,00a	4,50a

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey (p≤0,05).

Tabela 29 - Teores de metais no solo, na profundidade de 20-30 cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	Profundidade 20-30 cm				
	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
 mg kg ⁻¹				
0% ¹	1,14d	135,0a	23,30a	0,87a	4,11c
5%	1,21c	143,0a	13,95ab	0,86a	4,23bc
15%	1,23c	129,0a	8,69b	0,81a	4,72ab
25%	1,29b	141,5a	5,87b	0,76a	5,00a
50%	1,36a	135,5a	6,79b	0,91a	5,12a
75%	1,21c	122,0a	6,24b	0,84a	4,89a

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Tabela 30 - Teores de metais no solo, na profundidade de 30-40 cm após o tratamento com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	Profundidade 30-40 cm				
	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
 mg kg ⁻¹				
0% ¹	1,24a	220,50a	116,50a	0,74a	4,66b
5%	1,26a	194,50a	85,95b	0,84a	4,98ab
15%	1,24a	162,50a	53,50c	0,86a	5,16ab
25%	1,21a	138,50a	20,70d	0,84a	5,23ab
50%	1,27a	136,50a	17,95d	0,79a	5,61a
75%	1,29a	141,00a	10,41d	0,82a	5,36ab

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$).

Quando avaliamos o fator isolado, como variável independente, as doses de lixiviado aumentam o metal no solo (Tabela 31) e fica evidente que o Mn exibiu aumento do teor nas menores doses, o Zn não foi significativo, o Cu e o Pb aumentaram com a elevação das doses e o Fe foi mais significativo nas menores doses.

Quanto ao fator profundidade, nota-se que a maior profundidade (30-40 cm) acumulou maiores teores de metais, com exceção do Zn que concentraram-se na primeira camada, porém estava abaixo do limite médio de Zn no solo (50 mg Kg⁻¹) de acordo com Ellis *et al.* (1983); Kabata, Pendias e Pendias (2001), Tabela 32.

Tabela 31 - Efeito das doses para os metais no solo, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
 mg kg ⁻¹				
0% ¹	1,20c	162,8a	49,12a	0,84a	4,20b
5%	1,23bc	160,2a	35,34b	0,83a	4,48b
15%	1,25bc	141,5ab	22,63c	0,80a	4,84a
25%	1,27ab	137,7ab	10,91d	0,84a	4,98a
50%	1,32a	131,7b	10,54d	0,89a	5,11a
75%	1,28ab	127,0b	7,69d	0,88a	4,91a

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey (p ≤ 0,05).

Tabela 32 - Efeito da profundidade para os metais no solo, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Profundidades (cm)	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
 mg kg ⁻¹				
10-20	1,28a	130,4b	6,49b	0,89a	4,42c
20-30	1,24b	134,3b	10,81b	0,84ab	4,68b
30-40	1,25ab	165,6a	50,83a	0,81b	5,17a

Legenda: ¹ = Controle (água destilada); Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey (p ≤ 0,05).

Durante o período deste estudo não houve incremento ou alterações relevantes de metais pesados no solo, pois se mantiveram abaixo do limite preocupante (CONAMA 420/2009), no entanto faz-se necessário observar essa tendência em longo prazo levando em consideração a presença dos elementos no lixiviado de aterro diante da sua capacidade de bioacumular. Optou-se ainda, voltar a utilizar a concentração de 75% para o lixiviado bruto para ter um alcance do impacto causado com excesso de lixiviado no solo e na solução do solo.

4.4.2 Solução do solo recolhida durante o experimento

Os resultados da solução do solo coletadas semanalmente após o tratamento com lixiviado de aterro nas colunas de solo foram submetidos à ANOVA e encontram-se resumidos nas Tabelas 33, 34, 35 e 36. Observam-se nessas tabelas que a interação foi significativa, indicando o efeito para os parâmetros avaliados durante o tratamento ao nível de p < 0,01 e p ≤ 0,05. Verificou-se ainda que os fatores independentes - Dose e Semana foram avaliados isoladamente como fonte de variação e apresentaram significância pelo teste F, ao

nível de $p < 0,01$ e $p \leq 0,05$ de probabilidade. A partir dos resultados do teste F aplicou-se o teste de Tukey ($p \leq 0,05$) para todas as fontes de variação independente e a interação.

Tabela 33 - Resumo da análise de variância dos parâmetros físicos da solução do solo ao final do experimento em colunas de solo

Fonte de variação	G.L	pH	CE	Salinidade	STD
		(Un)	($\mu\text{S Cm}^{-1}$)	(mg L^{-1})	(mg L^{-1})
Quadrado Médio					
Dose	5	3,15**	40.818.217**	20.581.836**	11.645.178**
Semana	3	2,53**	16.733.374**	8.430.802**	4.867.777**
Dose X Semana	15	0,91*	3.053.019**	1.534.619**	945.541**
Erro	24	0,406	15.444	7.367	6.078
C.V. (%)		12,60	5,39	5,24	6,54

Legenda: C.V. = coeficiente de variação; G. L. = grau de liberdade; ** = significativo a 1% de probabilidade; * = significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 34 - Resumo da análise de variância do Cl^- , NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+ na solução do solo ao final do experimento em colunas de solo

Fonte de variação	G.L	Cloreto	Nitrato	Nitrito	Amônio
		(Cl)	(NO_3^-)	(NO_2^-)	(NH_4^+)
..... mg L^{-1}					
Quadrado Médio					
Dose	5	1.164**	4.709**	10.640**	260,6**
Semana	3	537**	8.739**	8.892**	744,8**
Dose X Semana	15	203.314**	2.274**	4.614**	202,2**
Erro	24	3.486	352	392	8,61
C.V. (%)		7,93	84,14	104,3	44,64

Legenda: C.V. = coeficiente de variação; G. L. = grau de liberdade; ** = significativo a 1% de probabilidade.

Tabela 35 - Resumo da análise de variância dos metais na solução do solo ao final do experimento em colunas de solo

Fonte de variação	G.L	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb	Mg
		Quadrado médio					
Dose	5	0,0007**	1.247**	338,9**	0,13**	0,051**	104,67**
Prof.	3	0,0002**	451,41**	218,9**	0,06**	0,001**	19,67**
Dose X Prof.	15	0,0001**	186,98**	45,57**	0,009*	0,0003**	10,7**
Erro	24	0,00001	14,47	7,42	0,004	0,0001	1,92
C.V. (%)		44,35	32,19	22,48	25,98	9,80	26,76

Legenda: G. L. = grau de liberdade; Prof. = profundidade da coluna; C.V. = coeficiente de variação; ** = significativo a 1% de probabilidade; * = significativo a 5% de probabilidade.

Tabela 36 - Resumo da análise de variância de cátions na solução do solo após o tratamento com lixiviado de aterro em colunas de solo

Fonte de variação	G.L	Ca ⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ⁺
		Quadrado médio			
Dose	5	1.854**	45.588**	443,94**	34,74**
Prof.	3	268,22*	31.928**	156,37**	13.77**
Dose*Prof.	15	546,86**	17.134**	45,13**	4,80**
Erro	24	76,56	856,0	1.485	1,04
C.V. (%)		32,10	46,6	18,33	56,13

Legenda: G. L. = grau de liberdade; Prof. = profundidade da coluna; C.V. = coeficiente de variação; ** = significativo a 1% de probabilidade; * = significativo a 5% de probabilidade.

Em relação à interação dos parâmetros físicos, descritos nas Tabelas 37, 38, 39 e 40 o efeito dos tratamentos alteraram crescentemente o teor da condutividade elétrica (CE), salinidade e sólidos totais dissolvidos (STD) da solução do solo com o tempo (semana) e com o aumento das doses do lixiviado de aterro aplicadas. Esses resultados são provenientes das características do lixiviado aplicado, que mesmo sendo aplicado em diferentes proporções (água + lixiviado) ainda possuem alta salinidade que influenciaram negativamente aumentando a CE e STD - teste de Tukey ($p \leq 0,05$) nas médias obtidas. A condutividade elétrica da solução do solo, embora seja uma medida simples e rápida, ainda é a principal variável utilizada para avaliação dos riscos de sais no sistema solo-planta (Souza *et al.*, 2013).

As médias de pH variaram com a interação nas primeiras semanas, apresentando-se entre 5,35 a 6,54 nas primeiras doses, incluído o controle. Mas com o aumento das doses de lixiviado, tornaram-se muito ácido, entretanto na 3ª e 4ª semana atingiu a homogeneidade, sendo constante e não sendo significativo ao nível de $p \leq 0,05$ pelo teste de Tukey. Essa variação do pH é semelhante ao pH do solo, com o uso intensificado do lixiviado, proporcionou o aumento das unidades do pH, mas esse manteve-se abaixo da neutralidade apresentando um pH moderadamente ácido.

Com os resultados confirmando que a maior dose de lixiviado implica no aumento dos parâmetros físicos da solução do solo, fica um alerta para o reúso e manejo na produção vegetal, uma vez que à medida que a concentração de sais aumenta na solução do solo, o potencial osmótico reduz, requerendo um gasto de energia maior da planta na absorção dos nutrientes (FERREIRA, 2007). Já o pH influencia na solubilidade e na forma iônica dos nutrientes no solo, consequentemente na absorção pelas plantas, por isso precisa sempre ser monitorado (MCBRIND e BRASIAK, 1979).

Além disso, a redução do pH inferiu o aumento da força iônica da solução do solo, uma vez que a concentração salina se elevou, isso tende a promover o deslocamento dos íons H^+ da superfície dos colóides e/ou a hidrólise do cátion Al^{3+} . Este processo poderá impor o deslocamento dos sítios de troca para solução do solo de alguns cátions, propiciando a percolação de Ca, Mg e K, por exemplo, no perfil do solo (MELO e PEREZ, 2009).

Tabela 37 - Parâmetros físicos das doses x semana, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo na 1ª semana (n=2)

Tratamento (Dose x Semana)	1ª Semana = 0,5 Vp			
	pH (Un.)	CE ($\mu S\text{ Cm}^{-1}$)	Salinidade (mg L ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)
0% ¹	6,54a	78,20c	55,60c	41,00b
5%	6,30a	173,10c	123,00c	82,80b
15%	5,56bc	384,50c	272,70c	181,00ab
25%	5,61bc	614,20bc	435,30bc	290,50ab
50%	4,81cd	1170,50ab	829,20ab	496,20ab
75%	4,24d	1385,50a	987,30a	676,80a

Legenda: ¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; STD=Sólidos Totais Dissolvidos; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 38 - Parâmetros físicos das doses x semana, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo na 2ª semana (n=2)

Tratamento (Dose x Semana)	2ª Semana (0,5 Vp)			
	pH (Un.)	CE ($\mu S\text{ Cm}^{-1}$)	Salinidade (mg L ⁻¹)	STD (mg L ⁻¹)
0% ¹	6,51a	90,42f	63,80f	45,90f
5%	5,35ab	524,67e	372,67e	247,34e
15%	4,47bc	1290,00d	914,67d	626,00d
25%	4,17bc	2178,00c	1550,00c	1085,00c
50%	3,85c	4240,00b	3007,00b	2195,00b
75%	3,70c	6610,00a	4700,00a	3522,00a

Legenda: ¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; STD=Sólidos Totais Dissolvidos; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 39 - Parâmetros físicos das doses x semana, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo na 3ª semana (n=2)

Tratamento (Dose x Semana)	3ª Semana (0,5 Vp)			
	pH (Un.)	CE ($\mu\text{S Cm}^{-1}$)	Salinidade (mg L^{-1})	STD (mg L^{-1})
0% ¹	5,07a	71,60f	50,75f	38,17f
5%	4,71a	631,80e	446,20e	299,17e
15%	4,92a	1516,00d	1077,00d	740,84d
25%	4,23a	2505,00c	1778,00c	1258,00c
50%	3,73a	4698,00b	3350,00b	2457,00b
75%	5,21a	6717,00a	4767,00a	3568,00a

Legenda: ¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; STD=Sólidos Totais Dissolvidos; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 40 - Parâmetros físicos das doses x semana, após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo na 4ª semana (n=2)

Tratamento (Dose x Semana)	4ª Semana (0,5 Vp)			
	pH (Un.)	CE ($\mu\text{S Cm}^{-1}$)	Salinidade (mg L^{-1})	STD (mg L^{-1})
0% ¹	6,43a	79,50f	56,65f	41,82f
5%	4,85a	697,20e	495,20e	331,33e
15%	5,02a	1652,00d	1173,00d	811,50d
25%	4,70a	2982,00c	2117,00c	1512,00c
50%	4,82a	6058,00b	4308,00b	3210,00b
75%	6,53a	8962,00a	6348,00a	4857,00a

Legenda: ¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; STD=Sólidos Totais Dissolvidos; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Em relação às fontes de variação independente, os resultados evidenciam através do teste de Tukey ($p \leq 0,05$) que quanto maior a dose aplicada de lixiviado, maior serão as médias dos parâmetros CE, salinidade e STD na solução do solo, conforme a tabela 40. E o tempo de aplicação, interfere na acumulação desses parâmetros na solução do solo indicando que ao final do experimento todos os parâmetros físicos aumentaram por conta da acumulação e não adsorção pelo solo (Tabela 41 e 42).

Tabela 41 - Parâmetros físicos da solução do solo coletada ao final do experimento em colunas de solo (n=2)

Dose	Solução do solo			
	pH (Un.)	CE ($\mu\text{S Cm}^{-1}$)	Salinidade (mg L^{-1})	STD (mg L^{-1})
0% ¹	6,14a	79,91f	56,69f	41,71f
5%	5,30ab	506,69e	359,25e	240,16e
15%	4,99bc	1210,67d	859,33d	589,83c
25%	4,68bc	2069,79c	1470,08c	1036,38c
50%	4,30c	4041,79b	2873,54b	2089,47b
75%	4,92c	5918,46a	4200,58a	3155,88a

Legenda: ¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; STD=Sólidos Totais Dissolvidos; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 42 - Parâmetros físicos, da solução do solo coletada ao final do experimento em colunas de solo (n=2)

Semana	Solução do solo			
	pH (Un.)	CE ($\mu\text{S Cm}^{-1}$)	Salinidade (mg L^{-1})	STD (mg L^{-1})
1ª Semana	5,51a	634,32d	450,51d	295,00d
2ª Semana	4,68bc	2489,00c	1768,00c	1287,00c
3ª Semana	4,64c	2690,00b	1911,00b	1393,00b
4ª Semana	5,39ab	3405,00a	2416,00a	1794,00a

Legenda: ¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; STD=Sólidos Totais Dissolvidos; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A respeito dos metais na solução do solo, a interação foi significativa pelo teste de Tukey onde $p \leq 0,05$, demonstrando que ao aumentar as proporções de lixiviado no experimento, o incremento de Cu, Fe, Mn, Zn e Pb também se elevam (Tabelas 43, 44, 45 e 46). O maior tratamento, representado na dose 75%, implicou nas maiores médias estatisticamente, com exceção para o Cu na 1ª semana e para o Zn na 3ª semana que não foram significativos.

O Fe apresentou efeito maior no tratamento 5% e 15% em todas as semanas com teores muito altos em relação aos outros tratamentos e esse efeito não foi encontrado para nenhum outro metal, isso possivelmente está relacionado ao teor percolado desse elemento para solução do solo.

Tabela 43 - Teores de metais na solução do solo coletada na 1ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	1ª semana = 0,5Vp				
	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
 mg L ⁻¹				
0% ¹	0,005a	0,59b	0,64c	0,053b	0,020e
5%	0,003a	2,60ab	3,12c	0,077b	0,025de
15%	0,002a	7,61a	7,95bc	0,110b	0,050d
25%	0,004a	1,74ab	9,55bc	0,164b	0,085c
50%	0,009a	3,17ab	16,85ab	0,298a	0,150b
75%	0,011a	3,04ab	21,40a	0,343a	0,200a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 44 - Teores de metais na solução do solo coletada na 2ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	2ª semana = 0,5Vp				
	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
 mg L ⁻¹				
0% ¹	0,001c	1,60b	0,79c	0,113c	0,02e
5%	0,001c	12,64b	12,00bc	0,210bc	0,03de
15%	0,001c	39,50a	16,00abc	0,211bc	0,05d
25%	0,003bc	5,53b	15,50abc	0,353abc	0,09c
50%	0,005b	12,07b	29,00ab	0,508ab	0,15b
75%	0,017a	7,87b	31,00a	0,672a	0,20a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 45 - Teores de metais na solução do solo coletada na 3ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	3ª semana = 0,5Vp				
	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
 mg L ⁻¹				
0% ¹	0,002b	1,85b	2,24c	0,140a	0,010e
5%	0,001b	47,00a	11,00b	0,136a	0,045d
15%	0,001b	41,00a	15,50ab	0,209a	0,055d
25%	0,001b	6,80b	17,50ab	0,333a	0,095c
50%	0,017ab	4,33b	19,50a	0,403a	0,160b
75%	0,029a	4,38b	15,50ab	0,329a	0,230a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 46 - Teores de metais na solução do solo coletada na 4ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	4ª semana = 0,5Vp				
	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
 mg L ⁻¹				
0% ¹	0,004b	3,77b	2,26c	0,143c	0,015d
5%	0,003b	34,00a	7,50ab	0,156bc	0,040cd
15%	0,003b	36,50a	11,00a	0,177bc	0,065cd
25%	0,005b	4,15b	9,50ab	0,275ab	0,080c
50%	0,019b	5,17b	9,50ab	0,303a	0,175b
75%	0,049a	9,65b	6,00bc	0,321a	0,260a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

A alteração do ferro ficou ainda mais evidente ao observar fatores isolados para metais na solução do solo, pois apenas o Fe nos tratamentos 5% e 15% apresentaram as maiores médias estatisticamente (Tabela 47). Os demais metais tiveram seus teores aumentados a partir do tratamento de 25% ao nível de $p \leq 0,05$ no teste de Tukey.

Entretanto quando avaliado a semana como fator isolado, a maior semana de acumulação do Fe foram a 3ª e 4ª possivelmente pela intensificação do uso, o solo já saturado permitiu a percolação deste elemento (Tabela 48).

Tabela 47 - Teores de metais na solução do solo coletada ao final do experimento de colunas de solo após aplicação das doses

Tratamento	Solução do solo (2,0Vp)				
	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
 mg L ⁻¹				
0% ¹	0,003c	1,95c	1,48d	0,112c	0,016f
5%	0,002c	24,00b	8,40c	0,145c	0,034e
15%	0,002c	31,15a	12,61bc	0,177c	0,055d
25%	0,003c	4,55c	13,01b	0,282b	0,086c
50%	0,013b	5,30c	18,71a	0,378ab	0,158b
75%	0,026a	3,89c	18,47a	0,416a	0,222a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 48 - Teores de metais na solução do solo após o tratamento com lixiviado de aterro para cada semana

Tratamento	Solução do solo (2,0Vp)				
	Cu	Fe	Mn	Zn	Pb
 mg L ⁻¹				
1ª semana	0,006bc	3,12c	9,92c	0,17c	0,088b
2ª semana	0,0045c	13,2b	17,4a	0,34a	0,088b
3ª semana	0,0087b	17,56a	13,54b	0,26b	0,099a
4ª semana	0,0135a	13,38ab	7,62c	0,23bc	0,106a

Legenda: ¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

O efeito da interação dos tratamentos para o Na⁺ e para o K⁺ na primeira semana foi significativo pelo teste de Tukey com p≤0,05, a variação do Na⁺ e do K⁺ foram altas para todos os tratamentos. Por outro lado, o efeito para os cátions Ca⁺² e Al⁺³ foi alto nas maiores dosagens do lixiviado de aterro. Já na 2ª semana para todos os elementos a partir do tratamento 25% as médias foram crescentes, porém na 3ª e 4ª esse quadro mudou ligeiramente com as doses 50% e 75% (Tabela 49, 50, 51 e 52).

Alguns íons trocáveis (como Na⁺, K⁺, Ca²⁺ e Al³⁺) em maior quantidade presentes na solução do solo tendem a deslocar íons de menor carga da superfície sólida (Mc BRIDE, 1994; SPOSITO, 2008). O lixiviado de aterro aplicado em diferentes proporções possuem elevados valores do íon trocável Na⁺, esse deve ter a tendência à percolação no perfil do solo para solução do solo. Além disso, conforme estudos de Sposito (2008) e Meurer (2012) são plausíveis relacionar que cátions monovalentes, como Na⁺, pelo principio da ação de massas, desloquem outros de maior carga, como Ca⁺² e Al⁺³ em concentração elevada na solução do solo.

Vale ressaltar que o aumento nos teores de Na⁺ trocável correspondem ainda a uma das alterações mais características da utilização de água residuária na agricultura, sendo amplamente relatados em diferentes sistemas de cultivo, geralmente que utilizam esgoto doméstico tratado (KARLEN *et al.*, 1976; FEIGIN *et al.*, 1991).

Tabela 49 - Teores de Ca^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+} na solução do solo coletada na 1ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	1ª semana = 0,5Vp			
	Ca^{+2}	K^+	Na^+	Al^{+3}
 mg L ⁻¹			
0% ¹	2,65c	5,16b	5,32b	0,29d
5%	6,10bc	26,75ab	26,70ab	0,18d
15%	14,05bc	52,83ab	31,95ab	0,33d
25%	22,20ab	76,93a	91,98a	1,17c
50%	37,35a	10,23ab	76,03ab	2,00b
75%	39,80a	12,85ab	95,95a	3,48a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 50 - Teores de Ca^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+} na solução do solo coletada na 2ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	2ª semana = 0,5Vp			
	Ca^{+2}	K^+	Na^+	Al^{+3}
 mg L ⁻¹			
0% ¹	1,00c	0,85c	2,25c	0,11c
5%	8,75c	4,40c	14,20c	0,13c
15%	18,00c	4,02c	55,25c	0,48bc
25%	36,25abc	3,57c	89,50c	2,41bc
50%	52,00ab	37,70b	343,50b	6,22ab
75%	69,25a	80,22a	709,50a	9,66a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 51 - Teores de Ca^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+} na solução do solo coletada na 3ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	3ª semana = 0,5Vp			
	Ca^{+2}	K^+	Na^+	Al^{+3}
 mg L ⁻¹			
0% ¹	4,75c	4,45c	8,20c	0,17c
5%	22,00bc	16,31c	19,55c	0,02c
15%	21,75bc	6,43c	88,10c	0,17bc
25%	49,25a	48,65bc	215,80b	1,86abc
50%	38,00ab	90,30b	608,70a	4,55abc
75%	41,87ab	212,83a	647,10a	6,05a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 52 - Teores de Ca^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+} na solução do solo coletada na 4ª semana com diferentes concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2)

Tratamento	4ª semana = 0,5Vp			
	Ca^{+2}	K^+	Na^+	Al^{+3}
 mg L ⁻¹			
0% ¹	5,25b	3,68c	4,20c	0,22a
5%	71,13a	23,01bc	46,40bc	0,06a
15%	13,25b	17,96bc	96,75bc	0,13a
25%	26,25ab	38,14bc	252,55b	1,09a
50%	20,75b	218,99b	662,70a	2,09a
75%	32,50ab	510,85a	852,60a	0,79a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Ao se verificado a independência das fontes de variação, foi constatado pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$) que dose e semana foram significativo, independente da interação entre elas (Tabelas 53 e 54). De fato na aplicação dos maiores tratamentos, acarretou no aumento dos teores dos cátions (Ca^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+}) em relação ao controle. Tal resultado confirma o cuidado necessário para uso das doses 50% e 75% na disposição no solo.

O curto prazo experimental já demonstrou a acumulação do Ca^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+} mediante as sucessivas aplicações de lixiviado no solo, principalmente de Na^+ , K^+ pois ambos tiveram maior teor na ultima semana (Tabela 54).

Tabela 53 - Teores de Ca^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+} na solução do solo coletada após a aplicação das concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2) dentro da dose

Tratamento	Solução do solo = 2,0 Vp			
	Ca^{+2}	K^+	Na^+	Al^{+3}
 mg L ⁻¹			
0% ¹	3,41d	3,53c	4,99e	0,196b
5%	26,99bc	17,62c	26,71de	0,096b
15%	16,76cd	20,31c	68,01d	0,276b
25%	33,48ab	41,82c	162,46c	1,630b
50%	37,02ab	89,30b	422,73b	3,710a
75%	45,85a	204,19a	576,29a	4,990a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 54 - Teores de Ca^{2+} , K^+ , Na^+ e Al^{3+} na solução do solo coletada após a aplicação das concentrações do lixiviado bruto em colunas de solo (n=2) dentro das semanas

Tratamento	Solução do solo = 2,0 Vp			
	Ca^{+2}	K^+	Na^+	Al^{+3}
 mg L ⁻¹			
1ª semana	20,36b	30,80bc	54,65d	1,24bc
2ª semana	30,90a	21,80c	202,37c	3,17a
3ª semana	29,60a	63,16b	264,58b	2,13ab
4ª semana	28,18a	135,40a	319,20a	0,73c

Legenda: Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Ao examinar a interação do cloreto, nitrato, nitrito e amônio da solução do solo, o nitrato e nitrito foram significativos dentre as doses aplicadas apenas na 4ª semana, já o amônio foi igual estatisticamente por meio do teste de tukey ($p \leq 0,05$) apenas na 2ª semana. O cloreto foi alto desde a 1ª semana, mostrando grandes variações com o aumento das doses, bem como ao longo das semanas de tratamento (Tabelas 55, 56, 57, 58).

Sabe-se que nitrato, por ser um ânion não fica retido em solos com predominância de íons de carga negativa, lixiviando facilmente e ocasionando impactos em águas subterrâneas ou em corpo receptor, por isso sua análise torna-se extremamente importante. Observa-se que com o aumento das doses aumenta ligeiramente o nitrato, e na 3ª e 4ª semana os valores obtidos são altos para a dose 50% e 75%, com esses valores na Europa e nos Estados Unidos, áreas com concentrações de nitrato acima de 50 mg L⁻¹ podem ser consideradas potencialmente poluídas como relata Vanclooster *et al.* (1994).

Já o cloreto desde a 2ª semana se mantém alto nas maiores doses, demonstrando sua característica de ânion livre, podendo segundo Neves *et al.* (2004) essa característica lhe conferi o que lhe confere mobilidade e elevadas taxas de transporte na planta, porém é considerado um íons fitotóxico por Feigin *et al.* 1991 e Marschner (1995) inferi que presença de Cl na solução do solo pode reduzir a absorção de nitrogênio, principalmente quando este nutriente é fornecido na forma nítrica.

Tabela 55 – Comportamento do Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo na 1ª semana (n=2)

Tratamento (Dose x Semana)	1ª Semana (0,5 Vp)			
	Cloreto (Cl^-)	Nitrato (NO_3^-)	Nitrito (NO_2^-)	Amônio (NH_4^+)
mg L ⁻¹			
0% ¹	7,93e	2,49a	0,09a	0,48c
5%	140,47de	5,27a	0,16a	3,91c
15%	370,20d	9,85a	0,20a	8,23c
25%	651,83c	7,94a	0,20a	13,91bc
50%	1320,00b	12,96a	0,20a	29,46b
75%	2065,00a	14,39a	12,63a	53,64a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 56 - Comportamento do Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo na 2ª semana (n=2)

Tratamento (Dose x Semana)	2ª Semana (0,5 Vp)			
	Cloreto (Cl^-)	Nitrato (NO_3^-)	Nitrito (NO_2^-)	Amônio (NH_4^+)
mg L ⁻¹			
0% ¹	6,72c	6,83a	0,30a	0,49a
5%	39,10c	6,37a	0,37a	1,85a
15%	105,10c	3,86a	0,26a	2,62a
25%	180,70bc	3,54a	0,29a	4,66a
50%	388,80ab	5,47a	0,85a	3,91a
75%	500,50a	7,83a	0,22a	1,09a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 57 - Comportamento do Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo na 3ª semana (n=2)

Tratamento (Dose x Semana)	3ª Semana (0,5 Vp)			
	Cloreto (Cl^-)	Nitrato (NO_3^-)	Nitrito (NO_2^-)	Amônio (NH_4^+)
mg L ⁻¹			
0% ¹	2,87e	1,38a	0,20a	0,52b
5%	173,07e	2,79a	0,20a	0,63b
15%	459,10d	3,78a	0,20a	0,92b
25%	833,07c	7,21a	0,20a	1,98ab
50%	1693,00b	22,58a	14,40a	3,13a
75%	2411,00a	52,70a	91,70a	3,40a

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Tabela 58 - Comportamento do Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , após o tratamento com lixiviado bruto em colunas de solo na 4ª semana (n=2)

Tratamento (Dose x Semana)	4ª Semana (0,5 Vp)			
	Cloreto (Cl^-)	Nitrato (NO_3^-)	Nitrito (NO_2^-)	Amônio (NH_4^+)
mg L ⁻¹			
0% ¹	< L.D.	< L.D.	< L.D.	< L.D.
5%	176,60e	3,11c	0,20b	0,01c
15%	461,80d	11,06bc	0,75b	1,37c
25%	849,90c	12,30bc	5,05b	4,06b
50%	1762,00b	159,60a	43,47b	6,46a
75%	2533,00a	149,40ab	264,20a	4,40b

Legenda:¹ Controle (água destilada); Vp = volume de poros aplicado por semana conforme metodologia; < L.D.: abaixo do limite de detecção; Valores na mesma coluna seguidos de mesma letra minúscula não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Quando se utiliza água residuária é importante acompanhar a dinâmica e distribuição dos nutrientes no perfil do solo, essa técnica vem sendo aplicada para o manejo de esgoto doméstico no solo em diversos trabalhos. Sendo assim, ao utilizar um subproduto como o lixiviado bruto em diferentes concentrações no solo, para produção vegetal torna-se imprescindível identificar sua composição química e assim prevenir danos ambientais e contaminação da água, e com isso estabelecer e ajustar a aplicação do reúso.

CONCLUSÃO

- O caracterização do LB demonstrou sua alta concentração de salinidade, amônio, sódio, potássio, cloreto e DQO comprovando ser um lixiviado de aterro sanitário antigo conforme literatura;
- Além disso, apresentou baixa concentração de metais podendo, por isso, ser enquadrado como água de reúso para agricultura.
- O tratamento eletro-Fenton apresentou redução de 61% para DQO, mas não apresentou redução para os demais parâmetros, principalmente amônio e sódio.
- O tratamento por meio da destilação apresentou redução de DQO em 100%, porém o LTD1 indicou concentração de amônio em nível extremamente alto;
- O LTD2 reduziu todos os parâmetros avaliados indicando ser o tratamento de maior eficiência e podendo ser uma alternativa de tratamento para o LB de aterro;
- O efeito do lixiviado bruto e tratado apresentaram bons rendimentos nos testes de germinação e vigor de sementes entre as concentrações de 5%, 15%, 25% e até 50% em relação à água destilada (0% de diluição), embora tenha sido observada uma redução do percentual de plântulas normais;
- O lixiviado tratado por destilação – 2ª alíquota (LTD2) apresentou o melhor resultado obtido, com germinação e vigor para todas as concentrações de misturas submetidas;
- O LB apresentou bons rendimentos no teste de germinação, indicando a possível economia com tratamentos e a redução de impactos no ambiente com seu reúso;
- Para sua reutilização do LB deve ser respeitada a concentração adequada, que nesse trabalho pode ser identificada sendo por base de 15% a 25%;
- O grande poder de toxicidade do lixiviado de aterro sanitário de Jardim Gramacho – RJ não são os metais pesados, mas a salinidade, Na^+ , Cl^- ;
- Quanto ao pH do solo, ainda será necessário correção em curto período mesmo com irrigação com lixiviado altamente básico como o utilizado nesse trabalho;
- O LB apresentou efeitos de redução no crescimento de raiz e parte aérea nas mudas devido à alta salinidade, já a nutrição foliar não foi totalmente suficiente, devendo ser complementada;
- O lixiviado bruto (LB) é reconhecido como fonte de N e K para uso na agricultura desde que com planejamento e manejo adequado, sendo constatado como mais eficiente entre a dose 5% a 15% de LB;

- Os efeitos nos atributos químicos do solo não ficaram muito evidentes por conta do curto período do experimento que se restringiu a 50% do ciclo da cultura estudada, entretanto foi observado o crescente aumento de íons com a crescente aplicação do lixiviado;
- O solo nas colunas recebeu grande parte dos íons aplicados via doses do lixiviado, apresentando alta salinidade e alta concentração de cloreto que poderá ocasionar impactos no solo e água, isso foi observado, principalmente quando aumenta as doses e a profundidade indicando a necessidade de continuidade no estudo desse efeito;
- O pH foi mais ácido nas primeiras camadas (10-20cm), os íons de Na^+ também apresentaram maiores concentrações nas primeiras camadas, por ser facilmente percolado para solução do solo;
- Os metais tiveram pouca variação com exceção do ferro que teve grande aumento nas últimas camadas e nas menores doses de LB;
- A solução percolada das colunas, reconhecida como solução do solo apresentou acidez na 1ª e 4ª semana, e salinidade, STD e CE foram altas nas maiores doses e principalmente na última semana de coleta (4ª semana), assim como os íons de K, Na, Ca e Al;
- Ficou evidenciado que o tempo de aplicação das doses de LB nas colunas interferiu nos efeitos de toxicidade em curto prazo do uso do LB, e a melhor dose, de maneira geral, foi 15%;
- Pode-se inferir que a variedade BRS 321 do girassol possui resistência e capacidade de germinar em meios extremos e boa tolerância aos sais presentes no meio durante o processo germinativo;
- O efeito do LB em diferentes concentrações apresenta interesse agrônômico, podendo ser utilizado na agricultura, desde que com planejamento adequado e com estudos em longo prazo.

PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS

- Ampliar a produção de lixiviado tratado para reutilizar no cultivo do girassol e assim avaliar o efeito na planta e no solo;
- Cultivar girassol em parcela experimental em campo com uso de LB em diferentes concentrações;
- Avaliar em longo prazo a bioacumulação de metais no solo irrigado com LB;
- Ampliar o experimento em colunas de solo, aumentando o diâmetro das colunas de PVC, volume de solo, tempo de aplicação do LB e variar os tipos de solo. Dessa forma conseguiríamos chegar o mais próximo possível da realidade e verificar o efeito do LB nas diferentes classes de solo existentes e frequentes no país;
- Coletar a curto e longo prazo a solução do solo no cultivo de girassol irrigado com LB;
- Dar continuidade aos estudos em longo prazo para se obter além da melhor dose, a aceitável redução com uso de insumos, a redução de impactos no sistema solo-planta com uso de LB.

REFERÊNCIA

ABBAS, A. A., JINGSONG, G., PING, L. Z., YING YA, PAN, AL-REKABI, W. S. Review on Landfill Leachate Treatments. *American Journal of Applied Sciences*, 6 ed. v.4, p. 672-684, 2009.

ABOISSA. *Óleos Vegetais: Girassol*. 2005. Disponível em: <<http://www.aboissa.com.br/girassol/index.htm>> Acesso em: 29/08/2013. Acesso em: 25 Outubro de 2015.

AGBENIN, J. O.; OLOJO, L. A. Competitive adsorption of copper and zinc by a Bt horizon of a savanna Alfisol as affected by pH and selective removal of hydrous oxides and organic matter. *Geoderma*, v. 119, n. 01/02, p. 85-95, 2004.

AHMED, F. N., LAN, C. Q. Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination*, 15 ed., v. 287, p. 41–54, 2012.

ALCARDE, J.C.; GOMES, P.F.; MALAVOLTA, E. *Adubos e adubações*. São Paulo: Nobel, 596p., 2000.

ALLEONI, L. F.; MELLO, J. W.; ROCHA, W. S. Eletroquímica, adsorção e troca iônica no solo. In: MELO, V. F. e ALLEONI, L. R. F. (Eds.). *Química e Mineralogia do solo: Parte II - Aplicações*. Viçosa: SBCS, p. 2-67, 2009.

ALMEIDA, R. G. *Aspectos legais para a água de reúso*. Vértices, Campos dos Goytacazes/RJ, v. 13, n. 2, p. 31-43, 2011.

ALVAREZ-VAZQUEZ, H.; JEFFERSON. B.; JUDD, S.J. Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* v.79, p. 1043–1049, 2004.

APHA, *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 22a ed. Washington: American Public Health Association, 2012.

ASANO, T. Water From (Waste) Water - The Dependable Water Resource. Stockholm Water Prize Laureate Lecture, delivered at the 11th Stockholm Water Symposium, August 12-18, Stockholm, Sweden, 13 p., 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 1004 – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 71f., 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 8419 – Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 1992.

ATMACA, E. Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method. *Journal of Hazardous Materials*, v. 163 , p. 109–114, 2009.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. *A qualidade da água na agricultura*. 2ª ed. Campina Grande: UFPB. 1999, 153p. Estudos da FAO Irrigação e Drenagem, 29 revisado.

BAHÉ, J. M. C. de F. *Estudo da evaporação de lixiviados de aterros sanitários como alternativa tecnológica de tratamento: testes em bancada*. 2008. 91f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil- Universidade Federal de Pernambuco.

BAIG, S.; COULOMB, I; COURANT, P.; LIECHTI, P. Treatment of landfill leachates: lapeyrouse and satrod case studies. *Ozone Science e Engineering*, vol. 21, p. 1–22, 1999.

BALOTA, E.L.; MANCHINESKI, O.; TRUBER, P.V.; CERENZINI, P.; SCHERER, A. Efeito dos fungos micorrízicos arbusculares sob diferentes doses de fósforo no girassol e amendoim. *Enciclopédia Biosfera*, v.6, p.1-8, 2010.

BARROS, M. F. C.; FONTES, M. P. F.; ALVAREZ, V. H.; RUIZ, H. A. Recuperação de solos afetados por sais pela aplicação de gesso de jazida e calcário no Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.8, n.1, p.59-64, 2004.

BAUN, A.; REITZEL, L. A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H.; BJERG, P. L.; J. *Contam. Hydrol*, v.2, p. 1916, 2003.

BAUN, DL.; CHRISTENSEN, T.H. Especiação de metais pesados no chorume: uma revisão. *Gestão de Resíduos e Research: Jornal dos Resíduos Sólidos internacionais*, ISWA, v.22, no.1, p.3-23. 2004.

BENICASA, M. M. P.. *Análise de Crescimento de Plantas*. Ed. 2 Jaboticabal: FUNEP, 41p. 2003.

BERTAZZOLI, R.; PELEGRINI, R. Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo foto-eletroquímico. *Química Nova*. v. 25, n. 3, p. 477-482, 2002.

BERTONCINI, E. I. Tratamento de efluentes e reúso da água no meio agrícola. *Revista Tecnologia e Inovação Agropecuária*, v. 1.1, p. 152-169, 2008.

BEWLEY, J.D.; BLACK, M. *Seeds: physiology of development and germination*. 2 ed. New York: Plenum Press, p. 445, 1994.

BEZERRA, B. G.; FIDELES FILHO, J. Análise de crescimento da cultura do algodoeiro irrigada com águas residuárias. *Rev. Ciênc. Agron., Fortaleza*, v. 40, n. 3, p. 339-345, 2009.

Białowiec, A. Transpiration as landfill leachate phytotoxicity indicator. *Waste Management* (2015), In press. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.002>.

BIRCHLER, D. R.; MILKE, M. W.; MARKS, A. L.; LUTHY, R. G. Landfill leachate treatment by evaporation. *Journal of Environmental Engineering*, v.120, n.5, p.1109-1131, 1994.

BLISS, R.D., PLATT-ALOIA, K.A., THOMSON, W.W. Osmotic sensitivity in relation to salt sensitivity in germinating barley seeds. *Plant Cell Environment*, v.9, p. 721-725, 1986.

BOEIRA, R. C.; SOUZA, M. D.; FERRACINI, V. L. Utilização de colunas de solo para avaliação da lixiviação de agrotóxicos. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/15047/1/artcongressA50.pdf> Acesso julho 2014.

BOHN, H.; McNEAL, B.; O'CONNOR, G. *Soil chemistry*. 2.ed. New York: John Wiley, p.1-20. 1985.

BONO, J. A. M.; MACEDO, M. C. M.; TORMENA, C. A.; NANNI, M. R.; GOMES, E. P.; MÜLLER, M. M. L. Infiltração de água no solo em um latossolo vermelho da região sudoeste dos cerrados com diferentes sistemas de uso e manejo. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 36, p.1845-1853, 2012.

BORGES JÚNIOR, J. F.; FERREIRA, P. A. Equações e programa computacional para cálculo do transporte de solutos do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.10, p.604-611, 2006.

BOSCO, M. R. O.; OLIVEIRA, A. B.; HERNANDEZ, F. F F; LACERDA, C. F. Influência do estresse salino na composição mineral da berinjela. *Revista Ciência Agronômica*, v. 40, n. 02, p. 157-164, 2009.

BRASIL. Lei n. 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 09 de jan. de 1997, Seção 1, p. 470, v. 135, n. 6,

BRASIL. LEI Nº 9.605, DE 12 DE FEVEREIRO DE 1998. Institui sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Disponível em:< http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm> Acesso em: 29/08/2013.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. *Regras para análise de sementes*. Brasília, DF: MAPA/ACS, 2009.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução Nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável da água. Brasília, DF, 2005.

BRITO, N. N.; BROTA, G. A.; SANTOS, E. M., SILVA, N. B.; PELEGRINI, R.T.; PATERNIANI, J.E.S. Ensaios toxicológicos com sementes para avaliação de tratamento do chorume por Filtração lenta e fotocatalise. *LOS Environment*, v.10, n.2, p. 139, 2010.

BUTT, T.E.; ODUYEMI, K.O.K.A. Holistic approach to concentration assessment of hazards in the risk assessment of landfill leachate. *Environment International*, n. 28, p. 597-608, 2003.

CAMPBELL, D. J.; KINNIBURGH, D. G.; BECKETT, P. H. T. The soil solution chemistry of some Oxfordshire soils: Temporal and spatial variability. *Journal of Soil Science*, Oxford, v.40, p.321-339. 1989.

CANTER, L. W.; KNOX, R. C.; FAIRCHILD, D. M. *Ground water quality protection*. Florida: Lewis Publishers, 256 p., 1987.

CARMO, C. A. F. S.; ARAÚJO, W.S.; BERNADI, A.C.C.; SALDANHA, M.F.C. *Métodos de análise de tecidos vegetais utilizados na embrapa solos*. Rio de Janeiro: RJ, nº 06, 2000, Circular técnica.

CARVALHO, A. L.; MATOS, A. T.; HAMAKAWA, P. J.; AZEVEDO, R. F. Produção de 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 chumbo 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 29 agosto de 2013.

CASTIGLIONI, V.B.R.; BALLA, A.; CASTRO, C.; SILVEIRA, J.M. *Fases de desenvolvimento da planta do girassol*. n. 58, 24 p. 1994, Documentos: EMBRAPA-CNPSo.

CASTILHOS JUNIOR, A. B. “*Resíduos Sólidos Urbanos: Aterro Sustentável para Municípios de Pequeno Porte*”. Florianópolis: SC, 2003.

CASTRO, C.; CASTIGLIONI, V. B. R.; BALLA, A.; LEITE, R. M. V. B. C.; KARAM, D.; MELLO, H. C.; GUEDES, L. C. A.; FARIAS, F. R. B. *A cultura do girassol: tecnologia de produção*. Londrina: EMBRAPA-CNPSo, 1997, 36 p., Circular Técnica, 67.

CASTRO, C.; FARIAS, J.R.B. Ecofisiologia do girassol. In: LEITE, R.M.V.B.C.; BRIGHENTI, A.M.; CASTRO, C. *Girassol no Brasil*. Londrina, p.164-218, 2005.

CAVALCANTE, A. M. B., PEREZ, S. C. J. G. DE A. Efeitos dos estresses hídrico e salino sobre a germinação de sementes de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Witt. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília. n.30, p. 281-289, 1995.

CERQUEIRA, A. A. *Aplicação da técnica de eletrofloculação utilizando corrente alternada de frequência variável no tratamento de água de produção da indústria de petróleo*. 2011.133f. Tese de Doutorado. Programa Multidisciplinar de Meio Ambiente - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo, São Paulo, p. 73. 2001.

CHAVES, L. H. G.; SOUZA, R. S.; TITO, G. A. Adsorção de zinco em Argissolos do Estado da Paraíba: efeito do pH. *Revista Ciência Agronômica*, v.39, p.511-516, 2008.

CHENG, C.Y.; CHU, L.M. Fate and distribution of nitrogen in soil and plants irrigated with landfill leachate. *Waste Management*, v. 31, Issue 6, p.1239–1249, 2011.

CHENG, C.Y.; CHU, L.M. Phytotoxicity data safeguard the performance of the recipient plants in leachate irrigation. *Environmental Pollution*, 145, p. 195/202, 2007.

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. Geo chemistry*. v. 16, p. 659-718, 2001.

COMLURB - COMPANHIA MUNICIPAL DE LIMPEZA URBANA. *Projeto de Recuperação do Aterro Metropolitano de Gramacho*. Rio de Janeiro: COMLURB. Ed. Rima Artes e Textos, 1993.

CONAB - COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. Acompanhamento da safra brasileira de grãos, v. 1 - Safra 2013/14, n. 10 - Décimo Levantamento, Brasília, p. 1-85, jul. 2014, Disponível em: <<http://www.conab.gov.br>>. Acesso em: dezembro, 2014.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. *Girassol: Levantamento de Safra*, Junho/2010. Brasília, 2010, 2012 e 2013.

CONAMA. Resolução Conama 001/86 de 23.01.86. Diário Oficial da União. *Critérios básicos e as diretrizes gerais para Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente*. Brasília, 1986.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução Nº 375 de 29/08/2006. *Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências*. Brasília, 2006.

COSTA, M. S.; ALVES, S. M. C.; FERREIRA NETO, M.; BATISTA, R. O.; COSTA, L. L.B., OLIVEIRA, W. M. Produção de mudas de Timbaúba sob diferentes concentrações de efluente doméstico tratado. *Irriga*, Botucatu, Edição Especial, p. 408 - 422, 2012b.

COSTA, M. S.; COSTA, Z. V. B.; CAMPOS, S. M.; NETO, M. F.; MARINHO, M. J. C. Avaliação nutricional do milho cultivado com diferentes doses de efluente doméstico tratado. *Irriga*, Botucatu, Edição Especial, p. 12-26, 2012a.

COSTA, P. O. S. *Avaliação em laboratório do transporte de contaminantes no solo do aterro sanitário de Sauípe/BA*. 2002. 188p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Rio de Janeiro: PUC.

COUTO, R. S. DE P. *Estudo preliminar da determinação de amônio por cromatografia de íons e sua remoção em lixiviados de resíduos sólidos utilizando argilas*. 2011. 85f. Dissertação (mestrado- Instituto de Química)- Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ.

DAHLGREN, R.A. Comparison of soil solution extraction procedures: effect on solute chemistry. *Commun. Soil Science Plant Analysis*, New York, USA v. 24,p. 1783-1794, 1993.

DAMASCENO, L. M. O.; ANDRADE JÚNIOR, A. S.; GHEYI, H. R.; DIAS, N. DA S.; SILVA, C. O. DA. Composição nutricional foliar da gérbera irrigada com efluente doméstico tratado. *Revista Caatinga, Mossoró*, v. 24, n. 2, p. 121-128, 2011.

DECHEN A.R. e NACHTIGALL G.R. 2007. Elementos requeridos à nutrição de plantas. In: NOVAIS RF; ALVAREZ VVH; BARROS NF; FONTES RLF; CANTARUTTI RB; NEVES JCL (eds). *Fertilidade do Solo*. Viçosa: SBCS/UFV. p.92-132.

DEL GATTO, Andrea; MENGARELLI, Chiara; PEDRETTI, Ester Foppa; DUCAB, Daniele; PIERI, Sandro; MANGONI, Lorella; SIGNORC, Marco; RACCUIAD, Salvatore Antonino; MELILLI, Maria Grazia. Adaptability of sunflower (*Helianthus annuus* L.) high oleic hybrids to different Italian areas for biodiesel production. *Industrial Crops and Products*, v. 75 p. 108–117, 2015.

DENG, Y.; ENGLEHARDT, J.D. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*, v.40, p.3683-3694, 2006.

DICKMANN, L., CARVALHO, M. A. C., BRAGA, L. F., SOUSA, M. P. Comportamento de sementes de girassol (*Helianthus annuus* L.) submetidas a estresse salino. *Revista de Ciências Agroambientais*. v. 3, p. 64-75, 2005.

DONAGEMMA, G. K.; RUIZ, H. A., ALVAREZ, V. H.; FERREIRA, P. A., CANTARUTTI, R. B.; SILVA, A. T.; FIGUEIREDO, G. C. Distribuição do amônio, nitrato, potássio e fósforo em colunas de latossolos fertirrigadas. *Revista Brasileira. De Ciências do Solo*, v.32, p.2493-2504, 2008.

DOORENBOS, J.; KASSAM, A. H. Efeito da água no rendimento das culturas. Trad. H. R. Gheyi, A. de Sousa, F. A. V. Damasceno e J. F. de Medeiros. Campina Grande: UFPB, 1994. 221p (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 33).

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*, v.12, p.302-310, 2008.

DUECK, TH. 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, p. 291–307, 2000.

EDUARDO, J. *Avaliação das características microbiológicas e físico-químicas do lixiviado (chorume) no processo de tratamento do Aterro Metropolitano de Gramacho (RJ - Brasil)*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental, UERJ – Rio de Janeiro, 2007.

ELLIS, B.G.; KNEZEK, B.D.; JACOBS, L.W. The movement of micronutrients in soils. In: Nelson DW, Elrick DE e Tangi KK (eds). Chemical mobility and reactivity in soil systems. Madison, *Soil Science Society of America*. p.109–122. (SSSA Special Publication, 11), 1983.

EMBRAPA- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia. 627p. 2009. EMBRAPA SOJA. Disponível em: http://www.cnpso.embrapa.br/index.php?op_page=54ecod_pai=38. Acesso em: 29 agosto 2013.

ERTHAL, V. J. T.; FERREIRA, P. A.; PEREIRA, O. G.; MATOS, A. T. Características fisiológicas, nutricionais e rendimento de forrageiras fertirrigadas com água residuária de

bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.14, n.5, p.458–466, 2010.

FAGUNDES, J. D.; SANTIAGO, G.; MELLO, A. M.; BELLÉ, R.A.; STRECK, N. A. Crescimento, desenvolvimento e retardamento da senescência foliar em girassol de vaso (*Helianthus annuus* L.): fontes e doses de nitrogênio. *Revista Ciência Rural*, v. 37, n. 04, 2007.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAOSTAT. 2015. Disponível em: <<http://www.faostat.fao.org/>>. Acesso em outubro de 2015.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2005 – Disponível em:<[http://www.fao.org/docrep/t0551e/t0551e07.htm#5.2 strategies for managing treated wastewater on the farm](http://www.fao.org/docrep/t0551e/t0551e07.htm#5.2_strategies_for_managing_treated_wastewater_on_the_farm)>Acesso em: 29/08/2013.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. *Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection*. Berlin: Springer-Verlag, 224p. 1991.

FEITOSA, D. R. C. *Comportamento do girassol no vale do curu, ceará, sob diferentes níveis de irrigação e doses de potássio*. 2011. 82p. Dissertação (mestrado), Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola - Universidade Federal do Ceará, CE.

FERREIRA, A. L. L. *Cultivo de oleaginosas em solos tratados com chorume de aterros sanitários*. 2013. 69f. Dissertação (Mestrado em Ciência do solo) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido.Mossoró, RN.

FERREIRA, J.A. *Revisão sobre Técnicas de Tratamento de Chorume de Aterros Sanitários e Relato de casos no Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: RJ, 2000.

FERREIRA, J.A.; GIORDANO, G.; RITTER, E.; ROSSO, T.C. de A.; COMPOS, J.CLIMA, P.Z.M. Uma revisão das técnicas de tratamento de chorume e a realidade do Estado do Rio de Janeiro. In: *21º Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental*. Rio de Janeiro: ABES, 2001.

FERREIRA, P. A., RUIZ, H. A. *Transporte de solutos no solo*. Viçosa - MG: UFV, 2007. 30p. (Apostila).

FERREIRA, P. A.; GARCIA, G. O., MATOS, A. T.; RUIZ, H. A.; BORGES JUNIOR, J. C.F. Transporte no solo de solutos presentes na água residuária de café Conilon. *Rev. Acta Sci. Agron.*, v.28, n.1, p.29-35,2006.

FOY, C. D. Effects of aluminum on plant growth. In: CARSON, E. W. Ed. *The plant root and its environment*. Charlottesville: University Press of Virginia, p. 601-642, 1974.

FLYHAMMAR, P. Estimation of heavy metal transformations in municipal solid waste. *Sci. Total Environ.* n. 198, p. 123–133, 1997. Disponível em< [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)05439-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(97)05439-9)> Acesso em: 02-06-2015.

FONSECA, A. F. *Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado*. 2001. 110 p. Dissertação

(Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas)-Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

FOO, K.Y.; HAMEED, B.H. An overview of landfill leachate treatment via activated carbon adsorption process, *J. Hazard. Mater.* n. 171, p. 54–60, 2009.

FRIEDMAN, H.; BERNSTEIN, N. BRUNER, M. et al. Application of secondary-treated effluents for cultivation of sunflower (*Helianthus annuus* L.) and celosia (*Celosia argentea* L.) as cut flowers. *Scientia Horticulturae*, v.115, p.62–69, 2007.

GARCIA, G. DE O.; NAZÁRIO, A. A.; GONÇALVES, I. Z., MADALÃO; J. C.; AMARAL, J. A. T. Nutrição do cafeeiro conilon irrigado com água salina. *Irriga*, Botucatu, v. 17, n. 1, p. 12-27, 2012.

GENUCHTEN, M. T. VAN; WIERENGA, P. J. Solute dispersion coefficients and retardation factors. *Soil Science American Society*, v.67, n.1, p.1025-1054, 1986.

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.

GONÇALVES, E. P.; VIANA, J. S.; MELO, J. P. R. DE; FÉLIX, C. A.; SILVA, R. M. DA; CORDEIRO JÚNIOR, J. J. F.; COSTA, D. S. Influência do resíduo lácteo na emergência de plântulas de girassol no agreste pernambucano. In: *19ª Reunião Nacional de Pesquisa de Girassol/7º Simpósio Nacional sobre a Cultura do Girassol*, Aracaju-SE, 2011.

GONÇALVES, IVO Z.; GARCIA, G. O.; RIGO, M. M.; REIS, E.F.; TOMAZ, M. A. Soil fertility cultivated with conilon coffee after application of treated wastewater. *Coffee Science*, Lavras, v. 9, n. 1, p. 110-121, 2014.

GUPTA, N. K., MEENA, S. K., GUPTA, S., KHANDELWAL, S. K. Gas exchange, membrane permeability, and ion uptake in two species of Indian jujube differing in salt tolerance. *Photosynthetica*, v.40, p.535-539. 2002.

HARRIS, Tyler M.; HOTTLE, Troy A.; SORATANA, Kullapa; KLANE, Jonathan; LANDIS, Amy E. Life cycle assessment of sunflower cultivation on abandoned mine land for biodiesel production. *Journal of Cleaner Production*, v. 112, p. 182-195, 2016.

HEIDARI, M., KARAMI, V. Effects of different mycorrhiza species on grain yield, nutrient uptake and oil content of sunflower under water stress. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, v. 13, Issue 1, p. 9–13, 2014.

HUANG, C.P., DONG, C., TANG, Z. Advanced chemical oxidation: its present role and potential future in hazardous waste treatment. *Waste Management*, v.13, p.361-377, 1993.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/defaulttabp_df_man_res_sol.shtm>. Acesso em: 25 mar. 2012.

IM, J. H.; WOO, H. J.; CHOI, M. W.; HAN, K. B.; KIM, C.W.; *Water Residue*, v. 35, p. 2403, 2001.

INHOFF, K.; KLAUS, T. *Manual de tratamento de águas residuárias*. Edgard Blugard, São Paulo, 1998.

INTERNATIONAL SEED TESTING ASSOCIATION (INSTA). *International Rules for Seed Testing*. Seed Science e Technology, 21, Supplement, 288 p. 1993.

JENSEN, L.D., LEDIN, A., CHRISTENSEN, H.T. Speciation of heavy metals in landfill leachate polluted groundwater. *Water Res.* v.33, ed.11, p. 2642–2650, 1999.

JIMENEZ, B. Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse: A case study Mexico. *Irrigation and Drainage*, 54, p. 23-33, 2005.

JNAD, I.; LESIKAR, B.; KENIMER, A.; SABBAGH, G. Subsurface drip of residential effluent: I. soil chemical characteristics. *Transaction of the ASAE*, v.44, p.1149-1157, 2001.

JOLY, A.B. *Botânica: introdução à taxonomia vegetal*. 11 ed. São Paulo: Editora Nacional, 777p. 1993.

JORIS, H. A. W.; FONSECA, A. F.; ASAMI, V. Y.; BRIEDIS, C.; BORSZOWSKI, P. R.; GARBUIO, F. J.. Adsorção de metais pesados após calagem superficial em um Latossolo Vermelho sob sistema de plantio direto. *Revista Ciência Agronômica*, v. 43, n. 1, p. 1-10, jan-mar, 2012.

Kabata-Pendias A., PENDIAS H. Trace elements in soils and plants. 3 ed., Boca Raton, CRC Press. 331p., 2001.

KARLEN, D. L.; VITOSH, M. L.; KUNZE, R. J. Irrigation of corn with simulated municipal sewage effluent. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v.5, p.269-273, 1976.

KAO, W. Y., TSAI, T. T., SHIH, C. N. Photosynthetic gas exchange and chlorophyll a fluorescence of three wild soybean species in response to NaCl treatments. *Photosynthetica*, v.41, p.415-419. 2003.

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, p. 297-336, 2002.

KROB, A.D.; MORAES, S.P.; SELBACH, P.A.; BENTO, F.M.; CAMARGO, F.A.O. Propriedades químicas de um Argissolo tratado sucessivamente com composto de lixo urbano. *Ciência Rural*, Santa Maria, v.41, n.3, p.433-439, 2011.

KULIKOWSKA, D., KLIMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, ed. 99 p.5981–5985, 2008.

LABOURIAU, L.G. A germinação das sementes. Washington: Secretaria Geral da Organização dos Estados Americanos, 174p., 1983.

LANDON, J.R. Booker Tropical Soil Manual: A Handbook for Soil Survey and Agricultural Land Evaluation in the Tropics and Subtropics. *Longman Scientific and Technical*, Harlow, 1991.

LEAL, R. M. P. et al. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. *Agricultural Water Management*, Amsterdam, v. 96, p. 307-316, 2009.

LEAL, R. M. P. et al. Soil exchangeable cations, sugarcane production and nutrient uptake after wastewater irrigation. *Scientia Agricola*, Piracicaba, v. 66, p. 242-249, 2009.

LEAL, R. M. P.; FIRME, L. P.; HERPIN, U.; DA FONSECA, A. F.; MONTES, C. R.; DIAS, C. T. S. MELFI, A. J. Carbon and nitrogen cycling in a tropical Brazilian soil cropped with sugarcane and irrigated with wastewater. *Agricultural Water Management*, v.97, p. 271–276, 2010.

LEITE, R. M. V. B. de C.; BRIGHENTI, A. M.; CASTRO, C. de. *Girassol no Brasil*. Londrina: Embrapa Soja, 641 p., 2005.

LIANG, J., ZHANG, J., WONG, M.H., 1999. *Landfill leachate used as irrigation water on landfill sites during dry seasons*. In: Wong, M.H., Wong, J.W.C., Baker, A.J.M. (Eds.), *Remediation and Management of Degraded Lands*. Lewis Publishers, Boca Raton, p. 305 e 317.

LIN, S. H, CHANG, C. C. Treatment of landfill leachate by combined electroFenton oxidation and sequencing batch reactor method. *Water Research*, v. 34, n. 17, P. 4243–4249, 2000.

LO, I. M. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environment International*. v. 22, n. 4, p. 433-442, 1996.

LOPES, P. V. L.; MARTINS, M. C.; TAMAI, M. A.; OLIVEIRA, A. C. B.de.; CARVALHO, C. G. P. de. Produtividade de genótipos de girassol em diferentes épocas de semeadura no oeste da Bahia. Pelotas: Embrapa Clima Temperado. n. 208. p.4, 2009. Comunicado Técnico.

LOPES, R. M. B. P.; NASCIMENTO, N. V. DO; FARIAS, M. S. S. DE; AZEVEDO, C. A. V. DE; LIMA, V. L. A. DE; RAMOS, R. L.; NOBREGA, J. A. DA; SANTOS, J. S. DOS. *Efeito do composto do lixo urbano no vigor de plântulas de girassol*. In: 19ª Reunião Nacional de Pesquisa de Girassol/7º Simpósio Nacional sobre a Cultura do Girassol - Aracaju/SE, 2011.

MAEDA, J. A.; UNGARO, M. R. J. Study of sunflower seed dormancy. In: 11ª internacional sunflower conference. Mar del Plata. Actas... Mar del Plata: ASAGIR, p. 73-79. 1985.

MAGUIRE, J.D. Speed of germination-aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. *Crop Science*, Madison, v.2, n.1, p.176-177, 1962.

MALAVOLTA, E. *Elementos de Nutrição Mineral de Plantas*. Editora Agronômica Ceres, São Paulo. 251 p. 1980.

MALAVOLTA, E. *Manual de nutrição mineral de plantas*. São Paulo: Editora Agronômica Ceres, 2006. 638p.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. *Reúso de Água*. São Paulo: Editora Manole, 576p. 2003.

MANSOUR, M. M. F., SALAMA, K. H. A. Cellular basis of salinity tolerance in plants. *Environmental Experimental Botany*. v.52, p.113-122. 2004.

MARCOS FILHO, J. *Fisiologia de sementes de plantas cultivadas*. Piracicaba: Fealq, 495p. 2005.

MARECOS DO MONTE, M. H.; ALBUQUERQUE, A. *Reutilização de águas residuais. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos e Instituto Superior de Engenharia de Lisboa*. Lisboa. p. 5-151, 2010.

MARINGONDA Jr, A. *Remoção de nitrogênio de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos empregando sistema de lodos ativados, composto por reator anóxico e aeróbio em série*. 2007. 136 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Saneamento), Universidade Estadual de Londrina (UEL) Londrina.

MARSCHNER, H.M. *Mineral Nutrition of Higher Plants*, 2. ed., London: Academic Press, 1995. 889p.

MATOS, A. T.; BRASIL, M. S.; FONSECA, S. P. P. Aproveitamento de efluentes líquidos domésticos e agroindustriais na agricultura. In: *Encontro de Preservação de Mananciais da Zona da Mata Mineira, 3*, Viçosa. Anais... Viçosa: ABES-MG, ABAS-MG, DEA/UFV, p.25-79. 2003.

MATOS, A. T.; CARVALHO, A.L.; AZEVEDO, I. C. D. d'A. Viabilidade do aproveitamento agrícola de percolados de resíduos sólidos urbanos. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.12, n.4, p.435-440, 2008.

MATOS, A. T.; FONTES, M. P. F.; COSTA, L. M.; MARTINEZ, M. A. Retardation factors and the dispersion-diffusion coefficients of Zn, Cd, Cu and Pb in soils from Viçosa-MG, Brazil. *Transaction of the American Society of Agricultural Engineers*, v.42, p.903-910, 2001.

MCBEAN E. A., ROVERS F. A., FARQUHAR G. J. *Solid waste landfill engineering and design*. Englewood Cliffs, New Jersey, EUA: Prentice-Hall PTR.1995.

MCBRIDE, M. B.; BLASIAK, J. J. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, v.43, p.866-870, 1979.

MCBRIDE, M.B. *Environmental Chemistry of Soils*. New York: Oxford University, 1994.

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, UAEEAg/UFCG v.12, n.2, p.109–115, 2008.

MELLO, J. W. V. DE e PEREZ, D. V.. Equilíbrio químico das reações no solo. In: ALLEONI, L. R. F. e MELO, V. de F. (Ed.). *Química e Mineralogia do Solo: Parte I - Conceitos básicos*. Viçosa: SBCS, 2009.

MEURER, E. J. Fundamentos da química do solo. Ed. Porto Alegre: Evangraf, 5ªed. 280p. 2012.

MEURER, E. J.; ANGHINONI, I. A solução do solo. In. MEURER, E. J. (Ed.). *Fundamentos de química do solo*. Porto Alegre: Evangraf, p. 87-112, 2012.

MIRANDA, J. H. *Modelo para a simulação da dinâmica de nitrato em colunas verticais de solo não saturado*. 2001. 79 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade Federal de São Paulo, Piracicaba, 2001.

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.

MORGADO, L. N. et al. Fauna de abelhas (*Hymenoptera: Apoidea*) nas flores de girassol *Helianthus annuus* L., em Lavras - MG. *Ciência Agrotecnologia*, v. 26, n. 06, p. 1167-1177, 2002.

MORAIS, Josmaria Lopes de; SIRTORI, Carla; PERALTA-ZAMORA, Patricio G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. *Quim. Nova*, Vol. 29, No. 1, 20-23, 2006.

MOTA, F. S. B.; SPERLING, M. V. *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Rio de Janeiro: AESB, 2009.

NACHTIGALL, G.R.; NOGUEIROL, R.C.; ALLEONI, L.R.F. Extração sequencial de Mn e Zn em solos em função do pH e adição de cama-de-frango. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, n.3, p.240-249, 2009.

NEVES, O. S. C.; et al. Crescimento e nutrição mineral de mudas de umbuzeiro (*Spondias tuberosa* Arr. Cam.) submetidas a níveis de salinidade em solução nutritiva. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 28, n. 5, p. 997-1006, 2004.

NOBRE, R. G.; Gheyi, H. R.; SOARES, F. A. L.; ANDRADE, L. O.; 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, n.7, p.747–754, 2010.

NOVAIS, R.F.; NEVES, J.C.L.; BARROS, N.F. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA, A.J.; GARRIDO, W.E.; ARAÚJO, J.D.; LOURENÇO, S. *Método de pesquisa em fertilidade de solos*. Brasília: Embrapa-SEA, p.189-253, 1991.

OLIVEIRA, D.M.; HADDAD, H.S.; CASTILHOS JR., A.B. Análise de aspectos ambientais da tecnologia de evaporação aplicada ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. *REVISTA AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. v. 4, n.2, p.68–79, 2011.

OYEWOLE O.A; INSELSBACHER E; NÄSHOLM T. Direct estimation of mass flow and diffusion of nitrogen compounds in solution and soil. *New Phytol.*, doi: 10.1111/nph.12553, Oct 18, 2013.

PACHECO, J. R.; ZAMORA, P. G. P. Integração de processos físico-químicos e oxidativos avançados para remediação de percolato de aterro sanitário (chorume). *Rev. Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 9, n.4, p.306-311, 2004.

PAGANINI, W.S. *Disposição de esgotos no solo, através de escoamento à superfície, com utilização de gramíneas: avaliação do processo quanto aos aspectos sanitários*. 1997. 232p. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

PASCHOALATO, C. F. P. R.; MELLIS, G. V.; CIRINO, T. M. A. O Enquadramento legal específico para o reúso de águas residuárias de ETE frente ao CONAMA 20. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 29., 2004, Paraná.

PEIXOTO, A. M. *Enciclopédia Agrícola Brasileira – Girassol*. Volume 5. Editora EDUSP. 2004.

PÉREZ, D. V.; CAMPOS, R. C. *Solução do solo: importância e extração por centrifugação* - Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 36 p., n. 48, 2003. Embrapa Solos: Documentos

PESCOD, M.B. Wastewater treatment and use in agriculture. FAO. *Irrigation and Drainage*. n. 47. Rome: FAO, 125p, 1992.

PIFFER, R. *Movimento e degradação de Aldicarb e Sulfona de Al-dicarb em dois diferentes solos*. 1989. 99p. Dissertação Mestrado Lavras: ESAL, MG.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M., FIGLIOLIA, M.B.; PEIXOTO, M.C. Testes de qualidade. In FERREIRA, A.G.; BORGHETTI, F. (Ed.). *Germinação - do básico ao aplicado*. Porto Alegre: Artmed, p.283-297, 2004.

PIRES, J. C. de A. *Projeto de Tratamento do Chorume Produzido no Aterro Metropolitano de Gramacho Através de “Wetland”*. 2002. p.85. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002.

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. 1985. *Fisiologia da semente*. Brasília: ABRATES, 298p.

POPINIGIS, F. *Fisiologia da semente*. Brasília: ABRATES, 1977. 298p.

QASIM, S. R., CHIANG, W. *Sanitary Landfill Leachate Generation, Control and Treatment*. USA: Technomic Publishing Company, 1994.

QIANG, Z.; GHANG, J. H.; HUANG, C. P. Electrochemical regeneration of Fe²⁺ in Fenton oxidation process. *Water Research*. v. 37, p. 1308-1319, 2003.

QUEIROZ, M. S. A experiência brasileira em biocombustíveis – Petrobrás. *In: conferência e exposição bienal iniciativa do ar limpo nas cidades da américa latina*. São Paulo, Palestra..., jul. 2006. Disponível em: <<http://www.cleanairnet.org/saopaulo/1759/articles-70466-resource-2-pdf>>. Acesso em 31 maio 2011.

RAMOS, L. P.; KUCEK, K. T.; DOMINGOS, A. K.; WILHEIM, H. M. Biodiesel: Um Projeto de sustentabilidade econômica e sócio-ambiental para o Brasil. *Revista Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento*, v.31, p.28-37, 2003.

RAO, C. R. M.; SAHUQUILLO, A.; SANCHEZ, J. F. L. A review of the different methods applied in environmental geochemistry for single and sequential extraction of trace elements in soils and related materials. *Water Air and Soil Pollution*, n. 189(1-4): p. 291-333, 2008.

REBOUÇAS, M.A., FAÇANHA, J.G.V., FERREIRA, L.G.R., PRISCO, J.T. Crescimento e conteúdo de N, P, K e Na em três cultivares de algodão sob condições de estresse salino. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, Brasília, v.1, n.1, p.79-85, 1989.

REBOUÇAS, M.A.; FAÇANHA, J.G.V.; FERREIRA, L.G.R.; PRISCO, J.T. Crescimento e conteúdo de N, P, K e Na em três cultivares de algodão sob condições de estresse salino. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, Brasília, v.1, n.1, p.79-85, 1989.

REICHERT, G. A. *A vermi- compostagem 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. *Jornaul of Hazardous Materials*, v. 150, p.468-493, 2008.

RIBEIRO, M. C. DE F., ROCHA, F. A., SANTOS, A. C. DOS, SILVA, J. O. DA, PEIXOTO, M. DE F. S. P., PAZ, VITAL P. DA S. Crescimento e produtividade da mamoneira irrigada com diferentes diluições de esgoto doméstico tratado. *R. Bras. Eng. Agrícola e Ambiental*, v.16, n.6, p.639–646, 2012.

RIVAS, J. F.; BELTRAN, F.; CARVALHO, F.; ACEDO, B.; GIMENO, O. Stabilized leachates: sequential coagulation–flocculation + chemical oxidation process. *Journal of Hazardous Materials*. v. B116, p. 95–102, 2004.

RODRIGUES, M. B. *Degradação de espécies químicas de relevância ambiental utilizando-se processos oxidativos avançados*. 2001. Dissertação (Mestrado em Química Analítica) – Setor de Ciências Exatas, UFPR, Curitiba.

ROE, S.; REISMAN, J.; STRAIT, R.; DOORN, M. *Emerging technologies for the management and utilization of landfill gas*. EPA-600/R-98-021, U. S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. ,1998.

RONQUIM, C. C. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as Regiões tropicais. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa Monitoramento Por Satélite, Campinas: 26 p. 2010.

ROSSI, R. O. *Girassol*. Curitiba: Ed. Tecnoagro. 333 p. 1998.

RUIZ, H.A.; FERREIRA, P. A.; ROCHA, G. C.; BORGES JR, J.C. F. Física do Solo *In* Transporte de solutos no solo. SBCS, Viçosa, cap. 4. 2009.

SABBAGH, M. C. *Redução de porte de girassol ornamental pela aplicação de reguladores vegetais*. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal), Setor de Ciências Agrárias, Departamento de Fitotecnia e Fitossanitarismo, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

- SABOUR, A. R.; LAK, A. M. G.; RABBANI, O. Evaluation of the main parameters affecting the Fenton oxidation process in municipal landfill leachate treatment. 2011. *Waste Management e Research*. Disponível em <<http://wmr.sagepub.com>> Acesso em: 12 out. 2011.
- SALEM, Z.; HAMOURI, K.; DJEMAA, R. Evaluation of landfill leachate pollution and treatment. *Desalination*, v. 220, p.108–114, 2008.
- SAMPAIO, P. R. F.; ALMEIDA, J. P. N. DE; MOTA, A. F.; COSTA, L. R. DA; GURGEL, M. T. Utilização de águas residuárias na germinação e desenvolvimento inicial de mudas de meloeiro ‘amarelo ouro’. *Revista Verde* (Mossoró – RN – Brasil) v.6, n.1, p. 179 – 18, 2011.
- SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Teores de nutrientes na alfaca irrigada com águas residuárias aplicada por sistema de irrigação. *Rev. Engenharia Agrícola*, v. 26, n. 01, p. 45-57, 2006.
- SANTANA, D. G.; M. A. RANAL. Análise estatística na germinação. *Revista Brasileira de Fisiologia. Vegetal*. v. 12 (Edição Especial), p. 205-237, 2000.
- SANTOS, C. A. *Disposição de chorume de aterro sanitário no solo e efeito na dinâmica do nitrogênio e em indicadores de qualidade do solo*. 2010. 79 f. Universidade Estadual de Londrina - UEL, Londrina, PR.
- SANTOS, J. S. *Deslocamento de solutos provenientes de água residuária em colunas de solo*. 2008. 92f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais.
- SANTOS, J. S.; LIMA, V. L. A.; BORGES JÚNIOR, J.C. F.; SILVA, L.V. B. D.; AZEVEDO, C. A. V. Mobilidade de solutos em colunas de solo com água residuária doméstica e de suinocultura. *Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.14, n.11, p.1226–1233, 2010.
- SATO, J. H., FIGUEIREDO, C. C. de; LEÃO, T. P.; RAMOS, M. L. G.; KATO, E. Matéria orgânica e infiltração da água em solo sob consórcio milho e forrageiras. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.16, n.2, p.189–193, 2012.
- SCHNEITER, A.A.; MILLER, J.F. Description of sunflower growth stages. *Crop Sci.*, v.21, p. 901-903, 1981.
- SEMENTES CONTIBRASIL. *Girassol: manual do produtor*. Campinas-SP, 1981.31 p.
- SHAFAEI, S.M., MASOUMI, A.A., ROSHAN, H. Analysis of water absorption of bean and chickpea during soaking using Peleg model. *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, 2014, In Press.
- SHUVAL, H. I.; ADIN, A.; FAL, B.; RAWITZ, E.; YEKUTIEL, P. Wastewater irrigation in developing countries health effects and technical solutions. *World Bank Technical Paper Number 51, Integrated Resource Recovery Projects series number GLO/80/004*, Washington, D.C., 324p., 1986.

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, D. F., MATOS, A. T., PEREIRA, O. G., CECON, P. R., BATISTA, R. DE O. E MOREIRA, D. A. Alteração química de solo cultivado com capim Tifton 85 (*Cynodon spp.*) e fertirrigado com percolado de resíduo sólido urbano. *Acta Scientiarum. Technology* Maringá, v. 33, n. 3, p. 243-251, 2011.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C. Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.11, n.1, p.108–114, 2007.

SILVA, M. DE L. O. E.; FARIAS, M. A. DE; MORAIS, A. R. DE; ANDRADE, G. P.; LIMA, E. M. de C. Crescimento e produtividade do girassol cultivado na entressafra com diferentes lâminas de água. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.11, p.482-488, 2007a.

SILVA, N. F.; LELIS NETO, J. A.; TEIXEIRA, M. B.; CUNHA, F. N.; MIRANDA, J. H. D.; COELHO, R. D. Distribuição de solutos em colunas de solo com vinhaça. *Revista. Irriga*, Botucatu, Edição Especial, p. 340 - 350, 2012.

SILVA, P.R.F. da; SANGOI, L. Época da semeadura em girassol: I. Efeitos no rendimento de grãos, componentes do rendimento, teor de e rendimento de óleo. *Lavoura Arrozeira*, v.38, n.361, p.20-27,1985.

SIMARD, R.R.; EVANS, L.J. e BATES, T.E. The effects of additions of CaCO₃ and P on the soil solution chemistry of a podzolic soil. *Can. J. Soil Sci.*, v. 68, p. 41-52, 1988.

SOUTO, G.D.B. *Efeito da variação gradual da taxa de recirculação de lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos*. 2005. 91 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos.

SOUZA, A.; OLIVEIRA, M.F.; CASTIGLIONI, V. B. R. O boro na cultura do girassol. *Ciências Agrárias*, Londrina, v. 25, n. 1, p. 27-34, 2004.

SOUZA, J. A. R. de, FERREIRA, P. A., MATOS, A. T. de e MOREIRA, D. A. Nutrição de Tomateiro Fertirrigado com Água Residuária da Suinocultura. *Engenharia na agricultura*, Viçosa - MG, v.18 n.1, jan. / fev. 2010.

SOUZA, E. R.; MELO, H. F.; ALMEIDA, B. G. ; MELO, D. V. M. Comparação de métodos de extração da solução do solo . *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.17, n.5, p.510–517, 2013.

SPADOTTO, C. A. *Comportamento e destino ambiental de herbicidas*. Comitê do meio ambiente, sociedade brasileira da ciência das plantas daninhas. Disponível em:< <http://www.cnpma.embrapa.br/herbicidas>>. Acesso em: 28 Mai. 2012.

SPOSITO, G. *The Chemistry of Soils*. 2a Ed. New York : Oxford University Press. 330 pp., 2008.

STEENSEN, M. Chemical oxidation for the treatment of leachate-process comparison and results from full-scale plants. *Water Science Technology*, v. 35, p. 249-256, 1997.

STEWART, H.T.L.; HOPMANS, P.; FLINN, D.W. Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with municipal effluent in Australia. *Environmental Pollution*, v.63, p.155-177, 1990.

STROOT, P. G.; MCMAHON, K. D.; MACKIE, R.I.; RASKIN, L. Anaerobic condigestion of municipal, solid waste and biosolids under various mixing conditions – I. Digester performance. *Water Research*. v. 35, n. 7, p. 1804-1816, 2001.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. *Fisiologia vegetal*. Porto Alegre: Artmed, 719p. 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. A. *Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues*. E.U.A., McGraw-Hill.1993.

TCHOBANOGLIOUS, G.; KREITH, F. *Handbook of solid waste management*. 2 ed. USA: McGraw-Hill, 2002.

TEIXEIRA, A. O. *Avaliação do processo de tratamento de chorume do aterro sanitário de Jardim Gramacho utilizando a técnica eletro-fenton*. 2012. 79 f. Dissertação (mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Instituto de Química.

TITO, G. A., CHAVES, L. H. G., GUERRA, H. O. C. Mobilidade do zinco e do cobre em Argissolo com aplicação de argila bentonita. *Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental*, v.16, n.9, p.938–945, 2012.

TOBE, K., LI, X., OMASA, K. Seed germination and radicle growth of a halophyte, *Kalidium capsicum* (Chenopodiaceae). *Annals of Botany*, v.85, n.3, p.391-396, 2000.

TONG, S.T.Y, WONG, M.H. Bioassay tests of landfill leachate using *Brassica chinensis* and *Cynodon dactylon*. *Conservation e Recycling: Ecological aspects of solid waste disposal*, v. 7, Issue: 2–4, p. 283–294, 1984.

TRAVASSOS, K. D.; GHEYI, H. RAJ; SOARES, F. A. L.; BARROS, H. M. M.; DIAS, N. DA S.; UYEDA, C. A.; SILVA, F. V. Crescimento e desenvolvimento de variedades de girassol irrigado com água salina. *Irriga*, Botucatu, Edição Especial, p. 324 - 339, 2012.

U.S. Environmental Protection Agency – USEPA, 1996. Proposed guidelines for ecological risk assessment. Washington: Risk Assessment Forum. (EPA 630-R95-002B).

UMAR, M; AZIZ, H.A; YOSOFF, M.S. Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, v. 30, p.2113-2121, 2010.

UNGARO, M. R. G. *Cultura do girassol*. Boletim Técnico do Instituto Agrônômico, Campinas, 2000. v. 188, p. 1-36, 2000.

VAN MIEGROET, H.; COLE, D. W. Acidification sources in red alder and Douglas-fir soils: importance of nitrification. *Soil Science Society of America Journal*, Madison, USA, v. 49, p. 1274-1279, 1985.

VANCLOOSTER, M.; VIAENE, P.; CHRISTIAENS, K. *A mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and vadose environment*. Institute for Land and Water Management Leuven: Katholieke Universiteit Leuven, Belgium. 1994.

VARNERO, MT., ROJAS, C., ORELLANA, R. Índices de fitotoxicidad en residuos orgánicos durante el compostaje. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, vol. 7, no. 1, p. 28-37, 2007.

VELI, S.; ALYUZ, B. Adsorption of copper and zinc from aqueous solutions by using natural clay. *Journal of Hazardous Materials*, v.149, p.226-233, 2007.

VIEIRA, R.D. Teste de condutividade elétrica. In: VIEIRA, R.D.; CARVALHO, N.M. (Ed.) *Testes de vigor em sementes*. Jaboticabal: FUNEP, p. 103-132. 1994.

VIGNOLI, C. N.; BAHE, J. M. C. F.; MARQUES, M. R. C. Evaluation of ion exchange resins for removal and recuperation of ammonium–nitrogen generated by the evaporation of landfill leachate. *Polym. Bull*, 2015.

VILARINHO, M. K. C.; KOETZ, M.; SCHLICHTING, A. F.; SILVA, M. DE C.; BONFIM-SILVA, E. M. Determinação da taxa de infiltração estável de água em solo de cerrado nativo. *Rev. Bras. Agric. Irrigada* v. 7, nº. 1, p. 17 – 26, 2013.

VRÂNCEAN, A.V. *El Girassol*. Madri: Editora Mundi Prensa, 375p. 1977.

WALTERS C. Understanding the mechanism and kinetics of seed ageing. *Seed Sci Res.* v.8, p.223–44,1998.

WANG, S., LAI, J., ZHAO, X. Effect of landfill leachate irrigation on soil physiochemical properties and the growth of two herbaceous flowers. *Shengtai Xuebao. Acta Ecologica Sinica*, v 32, Issue 19, p 6128-6137, 2012.

WERLE, R.; GARCIA, R.A.; ROSOLEM, C.A. Lixiviação de Potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, n.6, p.2297-2305, 2008.

ŽALTAUSKAITĖ, J.; ČYPAITĖ, A. Assessment of landfill leachate toxicity using higher plants. *Environmental Research. Engineering and Management*, v. 4, p. 42-47, 2008.

ZHANG, H.J.; CHOI, C.P.; HUANG, H. Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate. *J. Hazard. Mater*, v. 125, p. 166–174, 2005.

APÊNDICE A– Produção acadêmica do autor

Parte dos resultados obtidos no desenvolvimento da presente tese deu origem aos seguintes trabalhos:

- Artigos submetidos à publicação:

Rigo, Michelle Machado; Souza, Paulo Sérgio Alves de; Cerqueira, Alexandre Andrade; Perez, Daniel Vidal; Marques, Mônica Regina da Costa. **Germination and Vitality of *Helianthus annuus* L. Seeds Treated with Sanitary Landfill Leachate**. Periodic: Waste Management, Submetido em: novembro 2015.

- Publicações referentes ao projeto da tese:

Rigo, Michelle M.; Ramos, Rafaela R.; Cerqueira, Alexandre A.; Souza, Paulo Sérgio A. Marques, Mônica Regina C. **Destinação e reuso na agricultura do lodo de esgoto derivado do tratamento de águas residuárias domésticas no Brasil**. Gaia Scientia (2014) Volume 8 (1): 174-186. Disponível em: <http://periodicos.ufpb.br/ojs2/index.php/gaia/index>

Pérez, D.V., RIGO, Michelle M., Marques, M.R. da C. **Fase Líquida: a Solução do Solo** In: *Recurso solo: propriedades e usos*. 1. ed. São Carlos : Cubo, 2015, v.1, p. 222-244. Disponível em: <http://www.iqsc.usp.br/iqsc/sites/recursosolo/download.html>

- Trabalhos publicados em anais de eventos (completo)

RIGO, Michelle M., SOUZA, P. S. A., CERQUEIRA, A. A., FERREIRA, A. C., STEINER, V. M., Marques, M.R. da C., Pérez, D.V. Efeito das doses de chorume tratado por eletro-Fenton na germinação de sementes de girassol olerífero Var. BRS 321 (*Helianthus annuus* L.) In: X Congresso Nacional de Meio Ambiente, 2013, Poços de Caldas-MG. **Não há qualidade de vida com o ambiente em crise: Viver bem é o desafio**, 2013.

- Trabalhos publicados em anais de eventos (resumo)

RIGO, MICHELLE M., FERREIRA, A. C., CERQUEIRA, A. A., SOUZA, P. S. A., MARQUES, M.R., PÉREZ, D.V. Tratamento de lixiviado do aterro de Gramacho - RJ por Eletro-Fenton In: 36ª reunião anual da sociedade brasileira de química, 2013, Águas de Lindóia-SP. **36ª reunião anual da sociedade brasileira de química**. SBQ, 2013.

SOARES, C. A., SOUZA, P. S. A., RIGO, Michelle M., CERQUEIRA, A. A., Marques, M.R. da C. Efeito da Salinidade na Germinação do Girassol Olerífero (Embrapa BRS-324) In: VI Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da Unigranrio (SINCTEC), 2012, Duque de Caxias - RJ. **VI Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da Unigranrio (SINCTEC)**, 2012.