



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA
DOUTORADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA

FRANCISCO DE OLIVEIRA MESQUITA

**DESEMPENHO DE GOTEJADORES E PRODUÇÃO DE CAPIM ELEFANTE
(*Pennisetum purpureum* Schum.) COM PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO NO
SEMIÁRIDO**

**MOSSORÓ-RN
FEVEREIRO DE 2016**

FRANCISCO DE OLIVEIRA MESQUITA

**DESEMPENHO DE GOTEJADORES E PRODUÇÃO DE CAPIM ELEFANTE
(*Pennisetum purpureum* Schum.) COM PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO NO
SEMIÁRIDO**

Tese apresentada a Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

ORIENTADOR: Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista/UFERSA

**MOSSORÓ-RN
FEVEREIRO DE 2016**

©Todos os direitos estão reservados à Universidade Federal Rural do Semi-Árido. O conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade do (a) autor (a), sendo o mesmo, passível de sanções administrativas ou penais, caso sejam infringidas as leis que regulamentam a Propriedade Intelectual, respectivamente, Patentes: Lei nº. 9.279/1996, e Direitos Autorais: Lei nº 9.610/1998. O conteúdo desta obra tornar-se-á de domínio público após a data de defesa e homologação da sua respectiva ata, exceto as pesquisas que estejam vinculadas ao processo de patenteamento. Esta investigação será base literária para novas pesquisas, desde que a obra e seu (a) respectivo (a) autor (a) seja devidamente citado e mencionado os seus créditos bibliográficos.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Catalogação de Publicação na Fonte. UFERSA - BIBLIOTECA CENTRAL ORLANDO
TEIXEIRA - CAMPUS MOSSORÓ

Setor de Informação e Referência

O48p Mesquita, Francisco de Oliveira

Desempenho de gotejadores e produção de capim elefante *Pennisetum purpureum* Schum com percolado de aterro sanitário no semiárido / Francisco de Oliveira Mesquita. - Mossoró, 2016.
149f: il.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista

Tese (DOUTORADO EM MANEJO DE SOLO E ÁGUA) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação

1. Resíduos. 2. Reuso. 3. Emissores. 4. Gramínea. 5. Fitoextração. I Título.

RN/UFERSA/BOT/005

CDD 628.162

Bibliotecário-Documentalista
Bibliotecária: MARIA DO SOCORRO MOURA PONTES

FRANCISCO DE OLIVEIRA MESQUITA

**DESEMPENHO DE GOTEJADORES E PRODUÇÃO DE CAPIM ELEFANTE
(*Pennisetum purpureum* Schum.) COM PERCOLADO DE ATERRO SANITÁRIO NO
SEMIÁRIDO**

Tese apresentada a Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Manejo de Solo e Água.

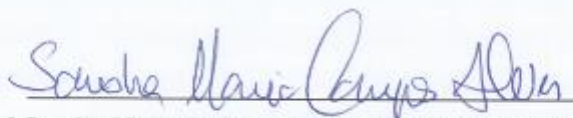
ORIENTADOR: Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista/UFERSA

APROVADA EM: 04/02/2016

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista - Presidente




Prof.ª Dr.ª Sandra Maria Campos Alves – Membro externo à UFERSA



Prof.ª Dr.ª Solange Aparecida Goularte Dombroski - Membro externo ao programa



Dr.ª Adriana Araújo Diniz - Membro



Prof. Dr. Wesley de Oliveira Santos – Membro



Prof. Dr. Luís César de Aquino Lemos Filho - Membro

Á minha família, em especial aos meus pais, Marinalda de Oliveira Mesquita e Edivan Franklin de Mesquita, e meus irmãos pelo apoio moral e incondicional.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Primeiramente à Deus pela presença em cada momento da minha vida, por me dar força e confiança nessa longa caminhada cheia de desafios e realizações.

À minha família, principalmente aos meus pais, Marinalda de Oliveira Mesquita e Edivan Franklin de Mesquita; aos meus irmãos, Ediglaube de Oliveira, Edigleube de Oliveira e Edivan Júnior pelo apoio e incentivo na minha vida pessoal e profissional.

À minha querida namorada Ysayane de Oliveira Pinheiro pelo amor, paciência e me apoiar nessa jornada.

Ao meu Orientador Prof. Dr. Rafael Oliveira Batista por me dar oportunidade de trabalhar na equipe, pela paciência, disponibilidade de orientação, por me receber sempre bem em sua sala, enfim, pelo apoio moral, científico e profissional bem como também pela confiança dada em todo curso de Doutorado.

Aos professores examinadores da banca, Dra. Sandra Maria Campos Alves, Dra. Solange Aparecida Goularte Dombroski, Dra. Adriana Araújo Diniz, Dr. Wesley de Oliveira Santos e ao Dr. Luís César de Aquino Lemo Filho pelas valiosas sugestões e contribuições significativas para melhoria do presente trabalho.

A todos os amigos da Pós-Graduação e, em especial aos colegas: Joao Paulo, Rafaela Nunes, Fatinha Lopes, Flaviano Costa, Francisco Gonçalo, Jerônimo de Andrade, Blake Chales, Alex Feitosa, Raniere Barbosa, Anailson de Sousa, Joao Lima, Samuel Marcos, Raimundo Fernandes, Edimilson Jr, Hudson Salatiel, Danielly de Oliveira, Daniela Coelho, Wesley de Oliveira, Héric Galdino, Andrezza Grattielly, Fabrícia da Costa, Daniele da Costa e Ketson Bruno. Esta ajuda foi muito importante do ponto de vista técnico-científico e moral.

Aos servidores da UFERSA que de certa forma ajudaram bastante nas execuções das análises laboratoriais no início e no final do experimento, a saber: Kaline da Costa, Antonio da Silva e Júnior Souto (Técnicos Administrativos) e outras pessoas auxiliadoras.

A todos os funcionários do Laboratório de Análise de Solo, Planta e Água (LASAP) da UFERSA pelas contribuições durante as análises.

À Universidade Federal Rural do Semi-Árido por ceder o espaço físico para realização deste evento muito importante na minha carreira profissional, ou seja, por mais uma formação acadêmica no nível de Doutorado pelo programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água – conceito 4 pela CAPES.

À CAPES/REUNI pelo auxílio financeiro durante todo o curso de doutorado.

Aos colegas da empresa SANEPAV gerenciadora do aterro sanitário do município de Mossoró-RN, Jaciel Barros e Marcos Tiago.

Aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Manejo de Solo e Água por contribuírem na minha formação profissional.

Aos Técnicos de Laboratório Júnior Souto, Elídio Andrade Barbosa, Ana Kaline da Costa Ferreira e Antônio Carlos da Silva.

Às demais pessoas, que não foram citadas, mas que em algum momento fizeram parte da minha vida e deixaram marcas importantes, meus sinceros agradecimentos.

Meu Muito obrigado

RESUMO

Com a instituição da Política Nacional de Resíduos Sólidos no Brasil, espera-se que o número de aterros sanitários aumente, ao longo dos anos, e com isso a necessidade do desenvolvimento de técnicas de tratamento e, ou aproveitamento dos percolados. Objetivou-se com este trabalho, analisar os efeitos da aplicação de percolado de aterro sanitário no desempenho de unidades gotejadoras, na produção de biomassa e capacidade de fitoextração do capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum) e nos atributos químicos de um argissolo. Para isso, realizaram-se dois estudos na Unidade Experimental de Reuso de Água da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA): a) No primeiro estudo, o experimento foi montado em esquema de parcelas subdivididas, tendo nas parcelas os tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) e nas subparcelas os tempos de avaliação (0, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140 e 160 horas), no delineamento inteiramente casualizado, com quatro repetições. Nas quatro unidades gotejadoras, abastecidas com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento público, foram avaliados os indicadores de desempenho hidráulico e a qualidade do fluido circulante, a cada 20 h até completar 160 h. Ao final do ensaio, identificaram-se agentes de entupimento; e b) No segundo estudo, foram utilizadas 25 parcelas de solo, cada uma nas dimensões de 1,0 x 1,0 m, onde foi cultivado o capim elefante durante 83 dias. O experimento foi montado no delineamento em blocos casualizados, em esquema de parcelas subdivididas tendo nas parcelas os cinco tratamentos (T1- Parcelas irrigadas apenas com água de abastecimento público, T2 - 50% da dose de efluente pelo critério da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos-EPA mais água de abastecimento público, T3 - 100% da dose de efluente pelo critério EPA mais água de abastecimento público, T4 - 150% da dose de efluente pelo critério EPA mais água de abastecimento público e T5 - 200% da dose de efluente pelo critério EPA mais água de abastecimento público) e nas subparcelas as cinco profundidades de amostragem do solo (0,00 a 0,10, 0,10 a 0,20, 0,20 a 0,30, 0,30 a 0,40 e 0,40 a 0,50 m), com cinco repetições. Houve diferença estatística dos níveis de obstrução do gotejador G1 em relação aos demais, indicando menor suscetibilidade ao entupimento dos gotejadores G2, G3 e G4. As plantas de capim elefante estavam nutricionalmente equilibradas em N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Fe, Cu. O capim elefante apresentam alta capacidade de extrair íons da solução do solo até as raízes e de translocarem das raízes até a parte aérea e, principalmente os metais pesados potencialmente tóxicos como o Ni, Cd e o Pb. Houve alteração significativa nos valores pH, N, P, Mg, Cu, Mn, Fe, Zn, Ni, Cd e Pb do solo em função das aplicações sucessivas das diluições de percolado de aterro sanitário em água de abastecimento público. O tratamento T3 foi o mais recomendado para a produção de capim elefante em argissolo.

Palavras chave: Resíduos, reuso, emissores, gramínea, fitoextração

ABSTRACT

With the establishment of the National Solid Waste Policy in Brazil, it is expected that the number of landfills increase, over the years, and with it the need for the development of treatment techniques, or use of leachate. The objective of this work is to analyze the effects of the application of landfill leachate in performance of dripper units, production of biomass and phytoextraction capacity of elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schum) and chemical attributes of a ultisol. For this, there were two studies on Experimental Station of Water Reuse of the Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA): a) In the first study, the experiment was conducted in a split plot scheme, with types of drippers (G1, G2, G3 and G4) in the plots and evaluation times (0, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140 and 160 hours) in the subplots, with a completely randomized design and four replications. In the four dripper units supplied with landfill leachate diluted in public water supply, evaluated the hydraulic performance indicators and the quality of the circulating fluid, every 20 h until 160 h. At the end of the trial, were identified agents of clogging; and b) In the second study, we used 25 land plots, each of the dimensions of 1.0 x 1.0 m, which was cultivated elephant grass for 83 days. The experiment was conducted in a randomized block design on split plot scheme, with five treatments (T1-irrigated plots only with the public water supply, T2 - 50% of the effluent dose by criterion of the Environmental Protection Agency US-EPA plus public water supply, T3 - 100% of the effluent dose by EPA criterion plus public water supply, T4 - 150% of the effluent dose by EPA criterion more public water supply and T5 - 200% of the dose effluent by criterion EPA plus public water supply) in the parcels and five analysed depths (0.00 to 0.10, 0.10 to 0.20, 0.20 to 0.30, 0.30 to 0.40 and from 0.40 to 0.50 m) in the subplots, with five repetitions. There was statistical difference G1 dripper clogging levels in relation to the others, indicating less susceptible to clogging of drippers G2, G3 and G4. The elephant grass plants were nutritionally balanced N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Fe, Cu. The elephant grass have a high ability to extract ions from the soil solution to the roots and to transfer from the roots to the aerial part and, especially potentially toxic heavy metals such as Ni, Cd and Pb. A significant change in pH values, N, P, Mg, Cu, Mn, Fe, Zn, Ni, Cd and Pb soil due to the successive applications of landfill leachate dilutions in public water supply. The T3 treatment was the most recommended for elephant grass production in ultisol.

Keywords: Waste, reuse, emitters, grassy, phytoextraction

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema completo de um aterro sanitário em corte transversal (A) e em corte longitudinal.....	7
Figura 2. Método do balanço hídrico global aplicado ao aterro sanitário.....	9
Figura 3. Propagação dos efeitos da poluição causada pelo percolado de aterro sanitário no meio físico e na biota.....	13
Figura 4. Mecanismos utilizados pelas plantas em processos de fitorremediação.....	32
Figura 5. Imagens da Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA), localizada no campus Leste da UFERSA, em Mossoró-RN.....	37
Figura 6. Imagem de satélite do aterro sanitário de Mossoró-RN, destacando alguns dos seus componentes básicos.....	38
Figura 7. Imagem da estação de bombeamento de lixiviado no aterro sanitário (A) e das atividades de carga (B) e descarga (C) deste para os ensaios experimentais.....	39
Figura 8. Esquema da bancada experimental, destacando todos os seus componentes para armazenamento, condução e recirculação do percolado de aterro sanitário diluído.....	40
Figura 9. Imagem dos quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) utilizados nos ensaios experimentais do desempenho hidráulico dos gotejadores aplicando percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.....	41
Figura 10. Esquema da área experimental destacando os equipamentos utilizados, bem como a disposição das parcelas experimentais.....	48
Figura 11. Valores diários da precipitação pluviométrica, evapotranspiração de referência (Eto), temperatura média do ar e radiação solar, obtidos de novembro de 2014 a janeiro de 2015.....	51
Figura 12. Valores da vazão dos gotejadores (Q) e do coeficiente de uniformidade de distribuição de água (CUD) do sistema de irrigação que operou com água de abastecimento durante 83 dias.....	57
Figura 13. Altura de plantas de capim elefante avaliados aos 83 dias após o plantio (DAP).....	60
Figura 14. Imagens do procedimento de coleta do sistema radicular do capim elefante, após o corte.....	60
Figura 15. Valores médios e erro padrão de Q, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).....	67
Figura 16. Valores médios e erro padrão de CUC, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).....	68
Figura 17. Valores médios e erro padrão de CVQ, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).....	69

Figura 18. Valores médios e erro padrão de Us, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).....	70
Figura 19. Valores médios e erro padrão de QR, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).....	71
Figura 20. Valores médios e erro padrão de RQR, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).....	73
Figura 21. Gotejadores G1 (A), G2 (B), G3(C) e G4(D) com e sem bioincrustação.....	86
Figura 22. Imagens microscópicas da composição do biofilme retirados dos gotejadores G1 (A), G2 (B), G3 (C) e G4 (D) com o material ocasionador da obstrução destacando a presença ovos de vermes, <i>Fusarium sp</i> , conídios e protozoários analisados na lente objetiva de 100x de aumento.....	87
Figura 23. Comportamento do pH (A), condutividade elétrica (B), matéria orgânica (C), nitrogênio (D), fósforo (E) e potássio (F) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.....	115
Figura 24. Comportamento do sódio (A), cálcio (B), magnésio (C), cálcio mais magnésio (D), soma de bases (E) e capacidade efetiva de troca de cátions (F) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.....	120
Figura 25. Percentagem de sódio trocável (A), cobre (B), ferro (Fe) e zinco (Zn) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.....	123
Figura 26. Conteúdo do manganês (A), níquel (B), cádmio (C) e chumbo (D) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.....	125

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Geração, coleta e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, com seus respectivos valores <i>per capita</i> , nos anos de 2013 e 2014.....	4
Tabela 2. Composição gravimétrica média dos resíduos sólidos urbanos do Brasil no ano de 2014.....	6
Tabela 3. Íons que podem ser encontrados nos lixiviados de aterros sanitários e possíveis fontes.....	9
Tabela 4. Características físico-químicas e microbiológicas do lixiviado do aterro sanitário de Mossoró-RN, no período de maio a agosto de 2012.....	10
Tabela 5. Sobrevivência (em dia) de microrganismos patogênicos presente no percolado de aterro sanitário.....	11
Tabela 6. Classificação da qualidade da água em relação ao potencial de entupimento de gotejadores.....	21
Tabela 7. Extração anual de nutrientes de plantas forrageiras para a produção animal.....	36
Tabela 8. Gotejadores utilizados nos ensaios experimentais, destacando o fabricante (F), o dispositivo de autocompensação (DA), a vazão nominal (Q), o coeficiente de vazão (k), o expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento (x), a área de filtragem (A), o comprimento do labirinto (L), o coeficiente de variação de fabricação (CVf), a faixa de pressão recomendada (P) e o espaçamento entre emissores (EE).....	41
Tabela 9. Características químicas e físicas do solo antes da instalação do experimento.....	48
Tabela 10. Lâminas brutas acumuladas no período de 83 dias de aplicação das proporções de percolado de aterro sanitário (PAS) e água de abastecimento (AA).....	54
Tabela 11. Valores das características físico-químicas e microbiológicas do percolado de aterro sanitário diluído, obtidos a cada 20 h até completar o tempo de operação de 160 h.....	63
Tabela 12. Resumo da análise de variância obtidas das variáveis Q, CUC, CVQ, Us, RQ e RQR, no esquema de parcelas subdivididas.....	74
Tabela 13. Valores médios do Q das unidades gotejadoras para o fator emissor dentro de cada nível de tempo de avaliação.....	75
Tabela 14. Valores médios do CUC das unidades gotejadoras para o fator emissor.....	76
Tabela 15. Valores médios do CVQ (%) das unidades gotejadoras para o fator emissor dentro de cada nível de tempo de avaliação.....	76
Tabela 16. Valores médios de Us (%) das unidades gotejadoras para o fator emissor dentro de cada nível de tempo de avaliação.....	77

Tabela 17. Valores médios da QR das unidades gotejadoras para o fator emissor dentro de cada nível de tempo de avaliação.....	78
Tabela 18. Valores médios da RQR das unidades gotejadoras para o fator emissor dentro de cada nível de tempo de avaliação.....	80
Tabela 19. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q (L h ⁻¹), CUC (%), CVQ (%), Us (%), QR (decimal) e RQR (%) em função do tempo de operação (T), das unidades gotejadoras para os tipos de gotejadores (G) e respectivos coeficientes de determinação (R ²).....	81
Tabela 20. Correlação de Pearson de 14 variáveis estudadas, nas unidades de irrigação por gotejamento que operaram com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.....	84
Tabela 21. Valores das características físico-químicas e microbiológica do percolado de aterro sanitário (PAS) e da água de abastecimento (AA), obtidos ao longo do período experimental..	88
Tabela 22. Características morfológicas das plantas de capim elefante avaliados aos 83 dias após o plantio.....	98
Tabela 23. Estado nutricional das folhas de capim elefante avaliado aos 83 dias após o plantio.....	101
Tabela 24. Estado nutricional de raízes de capim elefante avaliado aos 83 dias após o plantio.....	105
Tabela 25. Fator de translocação (adimensional) do capim elefante avaliados no final do experimento aos 83 dias após o plantio.....	108
Tabela 26. Fator de biacumulação (adimensional) do capim elefante avaliados no final do experimento aos 83 dias após o plantio.....	112

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AA – Água de Abastecimento
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
CUC – Coeficiente de Uniformidade de Christiansen
C/N – Carbono/Nitrogênio
CEMPRE – Compromisso Empresarial para Reciclagem
DIC – Delineamento inteiramente Casualizado
DBC – Delineamento em Blocos Casualizados
DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO – Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAO – Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
QR – Vazão Relativa
Q – Vazão dos gotejadores
LASAP – Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta
PB – População Bacteriana
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
NBR – Norma Brasileira
PAS – Percolado de aterro sanitário
SANEPAV – Saneamento Ambiental LTDA.
SAEG - Sistema para Análises Estatísticas
SISVAR – Sistemas de Análises de Variâncias
SISNAMA – Sistema Nacional do Meio Ambiente
RQR – Redução da Vazão Relativa
UERA – Unidade Experimental de Reuso de Água
UFERSA – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Us – Coeficiente de Uniformidade Estatística

SUMÁRIO

1.0 INTRODUÇÃO	1
2.0 REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 Geração, coleta e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, na região nordeste, no Estado do Rio Grande do Norte e no município de Mossoró.....	4
2.2 Composições dos resíduos sólidos urbanos no Brasil.....	5
2.3 Aspectos técnicos dos aterros sanitários.....	6
2.4 Dinâmicas dos lixiviados nas células dos aterros sanitários.....	8
2.4.1. Características quantitativas e qualitativas dos lixiviados de aterro sanitário.....	9
2.4.2 Composição química do biogás.....	12
2.5 Impactos ambientais do percolado de aterros sanitários.....	12
2.6 Elementos prioritários presente no percolado de aterro sanitário.....	14
2.6.1 Poluentes orgânicos prioritários.....	16
2.6.2 Clorofenóis em lixiviados.....	16
2.7 Legislações e normas dos resíduos sólidos urbanos.....	17
2.8 Desempenho hidráulico e suscetibilidade de gotejadores ao entupimento.....	19
2.9 Irrigação por gotejamento com águas residuárias.....	23
2.10 A escassez hídrica e o reuso de água.....	24
2.11 Efeitos da aplicação de águas residuárias na produção de forrageiras.....	26
2.12 Efeitos da aplicação de águas residuárias nas características químicas do solo.....	29
2.13 O processo da fitoextração realizada por forrageiras.....	31
2.14 Aspectos gerais do capim elefante e produção de gramíneas.....	34
3.0 MATERIAL E MÉTODOS	37
3.1 Campo de estudo.....	37
3.2 Aterro sanitário de Mossoró-RN e origem do lixiviado e da água de abastecimento utilizados nos ensaios experimentais.....	37
3.3 Descrição geral dos dois estudos realizados.....	39
3.3.1 Desempenho hidráulico de gotejadores aplicando percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.....	39
3.3.1.1 Confecção da plataforma e montagem da bancada experimental.....	40
3.3.1.2 Experimentação e análise estatística.....	42
3.3.1.3 Atividades de operação das unidades de aplicação por gotejamento do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.....	42

3.3.1.4	Monitoramento da qualidade físico-química e microbiológica da mistura percolado de aterro sanitário mais água de abastecimento.....	43
3.3.1.5	Monitoramento dos indicadores de desempenho hidráulico das unidades de gotejamento que aplicaram percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.....	44
3.3.1.6	Avaliação visual e por microscopia óptica do biofilme formado no interior dos gotejadores.....	46
3.3.2	Efeitos da aplicação de proporções de percolado de aterro sanitário e água de abastecimento na alteração de atributos químicos do solo e de características produtivas, biométricas e fitorremediadoras do capim elefante.....	47
3.3.2.1	Classificação e caracterização inicial do solo da área experimental.....	47
3.3.2.2	Montagem da área experimental e manejo da aplicação do percolado de aterro sanitário e da água de abastecimento.....	49
3.3.2.3	Experimentação e análise estatísticas.....	54
3.3.2.4	Monitoramento da qualidade do percolado de aterro sanitário e da água de abastecimento.....	54
3.3.2.5	Monitoramento do desempenho do sistema de irrigação em campo operando com água de abastecimento.....	56
3.3.2.6	Avaliação da qualidade do solo irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário e água de abastecimento.....	58
3.3.2.7	Desenvolvimento, produção e fitoextração do capim elefante irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário e água de abastecimento.....	59
4.0	RESULTADOS E DISCUSSÃO	63
4.1	Experimento I.....	63
4.1.1	Qualidade do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento utilizado no abastecimento das unidades gotejadoras.....	63
4.1.2	Desempenho das unidades gotejadoras aplicando percolado de aterro sanitário diluído.....	66
4.1.2.1	Vazão dos gotejadores (Q).....	66
4.1.2.2	Coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC).....	67
4.1.2.3	Coeficiente de variação de vazão (CVQ).....	69
4.1.2.4	Coeficiente de uniformidade estatístico (Us).....	70
4.1.2.5	Vazão relativa (QR).....	71
4.1.2.6	Redução da vazão relativa (RQR).....	72

4.2	Análise de variância dos indicadores de desempenho das unidades gotejadoras aplicando percolado de aterro sanitário diluído.....	73
4.3	Análises das médias dos indicadores de desempenho das unidades gotejadoras aplicando percolado de aterro sanitário diluído.....	74
4.3.1	Análise das médias da vazão dos gotejadores (Q).....	74
4.3.2	Análise das médias do coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC).....	75
4.3.3	Análise das médias do coeficiente de variação de vazão (CVQ).....	76
4.3.4	Análise das médias do coeficiente de uniformidade estatístico (Us).....	77
4.3.5	Análise das médias da vazão relativa (QR).....	78
4.3.6	Análise das médias da redução da vazão relativa (RQR).....	79
4.4	Modelos empíricos da aplicação do percolado de aterro sanitário diluído pelas unidades gotejadoras.....	80
4.5	Matriz de interação de Pearson relacionando as variáveis de desempenho hidráulico e da qualidade do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.....	82
4.6	Caracterização visual do biofilme.....	85
5.0	Experimento II.....	87
5.1	Qualidade da água de abastecimento e do percolado de aterro sanitário utilizados na irrigação do capim elefante.....	87
5.2	Produção de fitomassa e características morfométricas do capim elefante irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário e de água de abastecimento.....	97
5.3	Estado nutricional do capim elefante irrigado com proporções de água de abastecimento e de percolado de aterro sanitário.....	100
5.3.1	Estado nutricional das folhas.....	100
5.3.2	Estado nutricional de raízes.....	104
5.4	Capacidade fitoextratora do capim elefante irrigado com proporções de água de abastecimento e de percolado de aterro sanitário.....	107
5.4.1	Fator de translocação.....	107
5.4.2	Fator de bioacumulação.....	110
5.5	Efeitos da aplicação de proporção de água de abastecimento e de percolado de aterro sanitário nas características químicas do solo.....	114
6.0	CONCLUSÕES	128
7.0	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	129
8.0	APÊNDICES	147

1.0 INTRODUÇÃO

Diante da escassez de água principalmente na região semiárida brasileira motivada, pelas condições socioeconômicas desfavoráveis e inadequadas, inexistência dos serviços de água potável, e, sobretudo, de esgotamento sanitário, o uso de águas residuárias torna-se uma alternativa promissora tanto para a melhoria da qualidade de vida das populações urbanas e rurais quanto da produção agrícola pelo reuso da água e aproveitamento dos nutrientes.

A geração de resíduos sólidos urbanos é um problema global ocasionado pelas mudanças nos padrões de consumo humano. O desenvolvimento industrial e os avanços tecnológicos provocam alterações na quantidade e composição destes resíduos, exigindo das administrações públicas melhorias e eficiência na prestação dos serviços de limpeza urbana e manejo adequado de resíduos sólidos, na busca por soluções ambientalmente aceitas pela sociedade.

No Brasil, a partir do rápido crescimento urbano das cidades, a necessidade de cuidar adequadamente da gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos exige a implementação de tecnologias eficientes para o tratamento e, ou destinação dos resíduos sólidos urbanos, devido aos graves problemas causados ao meio ambiente. A literatura especializada cita como métodos de tratamento de resíduos sólidos urbanos a incineração, a pirólise e a compostagem, e como método de disposição final, o aterro sanitário.

A destinação dos resíduos sólidos em aterro sanitário, embora seja a forma mais adequada do ponto de vista ambiental e social de disposição final dos resíduos sólidos urbanos, este método gera alguns outros grandes impactos ambientais negativos no meio ambiente, onde o principal agravante é a elevada produção do percolato produzido nas células do aterro e a necessidade de outro tipo de tecnologia de tratamento, apenas para este resíduo líquido.

O percolato de aterro sanitário, quando tratado e disposto de forma planejada e controlada pode ser utilizado em diversas outras atividades, como sendo matéria-prima para a construção civil, fabricação de produtos reciclados e na fertirrigação controlada de gramíneas e cultivos florestais.

O sistema de irrigação por gotejamento se caracteriza pela aplicação de água na forma localizada, diretamente, sobre a superfície do solo, permitindo fornecer a água em pequenas quantidades, próximo às raízes das plantas, não molhando as entrelinhas, características estas indispensáveis para aplicação de águas residuárias. Com isto, o consumo de água é reduzido quando comparado a outros sistemas de irrigação porque trabalha com alta frequência e baixa vazão. Quando bem manejada, permite uma eficiência maior de aplicação de água em consequência de um controle melhor da lâmina aplicada, menores perdas por evaporação e, praticamente, nenhuma perda por percolação e escoamento superficial, mas para a realização

de um manejo eficiente de água é necessário que a uniformidade de aplicação de água pelos emissores seja a maior possível.

Como desvantagens, os sistemas de irrigação por gotejamento que operam com águas residuárias apresentam suscetibilidade ao entupimento dos sistemas de filtração e dos gotejadores. Na maioria das vezes, o rápido entupimento dos gotejadores está associado à sensibilidade ao entupimento que varia com as características do gotejador e com a qualidade dos efluentes relacionada aos aspectos físicos, químicos e biológicos. A formação de depósitos gelatinosos resultantes da interação entre partículas orgânicas e inorgânicas, algas e bactérias formadoras de mucilagens, tem sido o fator central no processo de entupimento de gotejadores, aplicando-se águas residuárias.

A produção de forrageiras a partir da utilização de percolado é uma alternativa viável, pois minimiza os riscos ambientais, possibilitando a produção de biomassa para fins energéticos ou cogeração de energia limpa e recuperação de áreas degradadas, além de minimizar os riscos do transporte de contaminantes ao solo e exposição da massa de resíduos sólidos urbanos nas células dos aterros sanitário, durante os períodos de precipitações pluviométricos mais intensos.

Solos de textura argilosa (camada B-textural) dos Argissolos, apresentam uma maior capacidade de reter os metais provenientes do percolado. Isso porque esses solos apresentam em geral maior CTC, disponibilizando cargas negativas onde os metais pesados podem se ligar. Essa ligação geralmente acontece por complexo de esfera interna, ou seja, é uma ligação muito forte, capaz de imobilizar os metais nos efluentes líquidos com carga poluidora, diminuindo muito os riscos de lixiviação desses elementos, o que, a princípio, evitaria a contaminação do lençol freático e a contaminação dos solos próximos ao local.

A fitorremediação consiste no emprego de plantas e da microbiota, que podem estar associadas ao uso de condicionadores químicos do solo, vinculadas a práticas agronômicas para remover, imobilizar ou tornar os contaminantes inofensivos aos ecossistemas. Plantas aptas a fitoextração possuem a habilidade de translocar o contaminante para a biomassa aérea. Na ocasião em que o capim elefante for considerado uma planta fitoextratora a partir da produção de biomassa vegetal pelas raízes, colmos e folhas, esta técnica pode ser uma alternativa viável para remoção de contaminantes orgânicos e posterior descontaminação do meio ambiente.

Diante do exposto, objetivou-se analisar os efeitos da aplicação do percolado de aterro sanitário no desempenho de sistemas de irrigação por gotejamento, na produção de capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum) e nas alterações químicas de um Argissolo no município de Mossoró-RN. Dessa forma, os objetivos específicos foram: a) analisar a qualidade do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento para uso na irrigação localizada; b) obter o desempenho hidráulico de unidades gotejadoras operando com percolado

diluído; c) identificar os principais agentes ocasionadores de entupimento em gotejadores aplicando percolado diluído; d) determinar as características produtivas e morfométricas do capim elefante irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário em água de abastecimento; d) analisar o estado nutricional e a capacidade fitoextratora do capim elefante irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário em água de abastecimento; e e) obter a proporção do percolado de aterro sanitário em água de abastecimento mais adequada à produção do capim elefante com mínima degradação do solo.

2.0 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Geração, coleta e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, na região nordeste, no Estado do Rio Grande do Norte e no município de Mossoró

Segundo ABRELPE (2014), a geração total de resíduos sólidos urbanos no Brasil em 2014 foi de aproximadamente 78,6 milhões de toneladas, o que representa um aumento de 2,9% em relação ao ano de 2013. Esse índice é superior à taxa de crescimento populacional no país no período, que foi de 0,9%. Os dados de geração anual e *per capita* de 2014, foram comparados com 2013. Entretanto, o resíduo sólido urbano coletado no país, também, apresenta aumento na taxa de crescimento de 4,37%, esses dados estão representados na Tabela 1.

Essa Tabela mostra que houve um aumento de 3,20% no total de resíduos sólidos urbanos coletados em 2014 relativamente superior a 2013. A comparação deste índice com o crescimento da geração desses resíduos mostra uma discreta evolução na cobertura dos serviços de coleta, o qual atingiu um total de 71.260.045 toneladas coletadas.

Tabela 1. Geração, coleta e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, com seus respectivos valores *per capita*, nos anos de 2013 e 2014.

Geração anual de resíduos sólidos urbanos		
Ano	Geração (toneladas ano ⁻¹)	Coleta (toneladas ano ⁻¹)
2013	76.384.200	69.064.935
2014	78.583.405	71.260.045
Geração anual per capita de resíduos sólidos urbanos		
Ano	Geração (toneladas ano ⁻¹)	Coleta (toneladas ano ⁻¹)
2013	379,96	343,46
2014	387,63	351,49
Destinação final de resíduos sólidos urbanos		
Ano	(Aterro sanitário)	(Aterros comum e controlado)
2013	58,30	42,02
2014	58,40	41,70

Fonte: ABRELPE (2014).

Ainda de acordo com ABRELPE (2014), a comparação entre o valor gerado e coletado de resíduos sólidos urbanos evidencia que 7,37 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos não foram coletados em 2014, e, conseqüentemente, sendo dispostos de forma inadequada no ambiente. Este montante de resíduo sólido urbano não coletado é de cerca de 7,9% maior do que o ano de 2013.

Verifica-se, nessa tabela, que a geração e coleta *per capita* de resíduos sólidos urbanos no Brasil foram de 379,96 e 387,63 kg habitante⁻¹ ano⁻¹ de 2013 a 2014, equivalentes a 1,037 e 1,062 kg habitante⁻¹ ano⁻¹, respectivamente (ABRELPE, 2014).

Os dados de geração de resíduo sólido coletados em cada região do Brasil para o ano de 2014 evidenciam que o Nordeste foi a segunda região do Brasil que mais coletou estes tipos de resíduos (43.330 t.dia⁻¹) sendo superada apenas pela região Sudeste (ABRELPE, 2014).

Com relação ao Estado do Rio Grande do Norte, a quantidade de resíduos sólidos urbanos coletados no ano de 2014 foi de 2.561 t.dia⁻¹, tendo valor *per capita* de 0,780 kg por habitante por dia (ABRELPE, 2014).

De acordo com a ABRELPE (2014), no município de Natal, capital do Estado do Rio Grande do Norte, a quantidade de percolado de aterro sanitário coletados foi o equivalente a 777 toneladas dia⁻¹, correspondente ao valor *per capita* de 0,95 kg habitante⁻¹ dia⁻¹.

Já no segundo maior município do Estado do Rio Grande do Norte, Mossoró, a quantidade de resíduos sólidos urbanos coletados foi de 155 toneladas dia⁻¹, resultando em valor *per capita* de 0,67 kg habitante⁻¹ dia⁻¹ (ABRELPE, 2014).

De acordo com a Tabela 1, a situação da disposição final dos resíduos sólidos urbanos no Brasil manteve-se inalterada, quando se comparam os anos de 2013 e 2014. No entanto, mais de 41,74% dos resíduos sólidos urbanos são dispostos em aterros comuns e controlados, favorecendo a poluição e contaminação ambiental, devido à inexistência de dispositivos de coleta e tratamento dos resíduos líquido (percolado) e gasoso (metano), bem como de impermeabilização da área diretamente afetada (ABRELPE, 2014).

2.2 Composições dos resíduos sólidos urbanos no Brasil

Segundo Celere et al. (2007), o resíduo sólido urbano possui composição bastante variada, resultante, principalmente, das características ambientais e socioeconômicas da população que o gera. Fatores como clima, variações sazonais, grau de educação, poder aquisitivo, hábito e costumes influenciam na sua composição.

Dentro de um mesmo país, o resíduo sólido urbano apresenta, em sua composição, variações entre as regiões e cidades, e, dentro de uma mesma cidade, variações com relação às áreas específicas de geração (comercial, industrial e residencial) e as classes alta, média e baixa (Matos et al., 2011).

Mancini et al. (2012) afirmam que a característica do resíduo sólido urbano é uma informação fundamental para se determinar a forma mais adequada de acondicionamento, transporte, tratamento e disposição final. Estes autores afirmam que um parâmetro que expressa

bem a característica do resíduo sólido urbano é sua composição gravimétrica, significando o peso e o valor percentual (em relação ao peso total) de cada componente da massa de resíduo sólido urbano. Na Tabela 2 apresenta-se a composição gravimétrica média dos resíduos sólidos urbanos do Brasil em 2014.

Tabela 2. Composição gravimétrica média dos resíduos sólidos urbanos do Brasil no ano de 2014.

Material	Participação (%)	Quantidade (toneladas ano ⁻¹)
Metal	3,0	1.740.290
Papel e papelão	13,1	7.207.603
Plástico	12,0	9.635.850
Vidro	2,9	5.357.079
Material orgânico	52,4	33.073.793
Outros	16,6	14.245.430
Total	100	71.260.045

Fonte: ABRELPE (2014).

2.3 Aspectos técnicos dos aterros sanitários

A disposição de resíduos sólidos no mundo vem se diversificando, ao longo do tempo, passando de “lixão” ou aterro comum até sistemas complexos de disposição final, sendo umas das formas mais utilizadas o aterro sanitário.

Os resíduos sólidos urbanos produzidos anualmente pelas cidades no mundo são estimados em 1,3 bilhão de toneladas e a quantidade gerada *per capita* quase duplicou na última década (Abramovay et al., 2013).

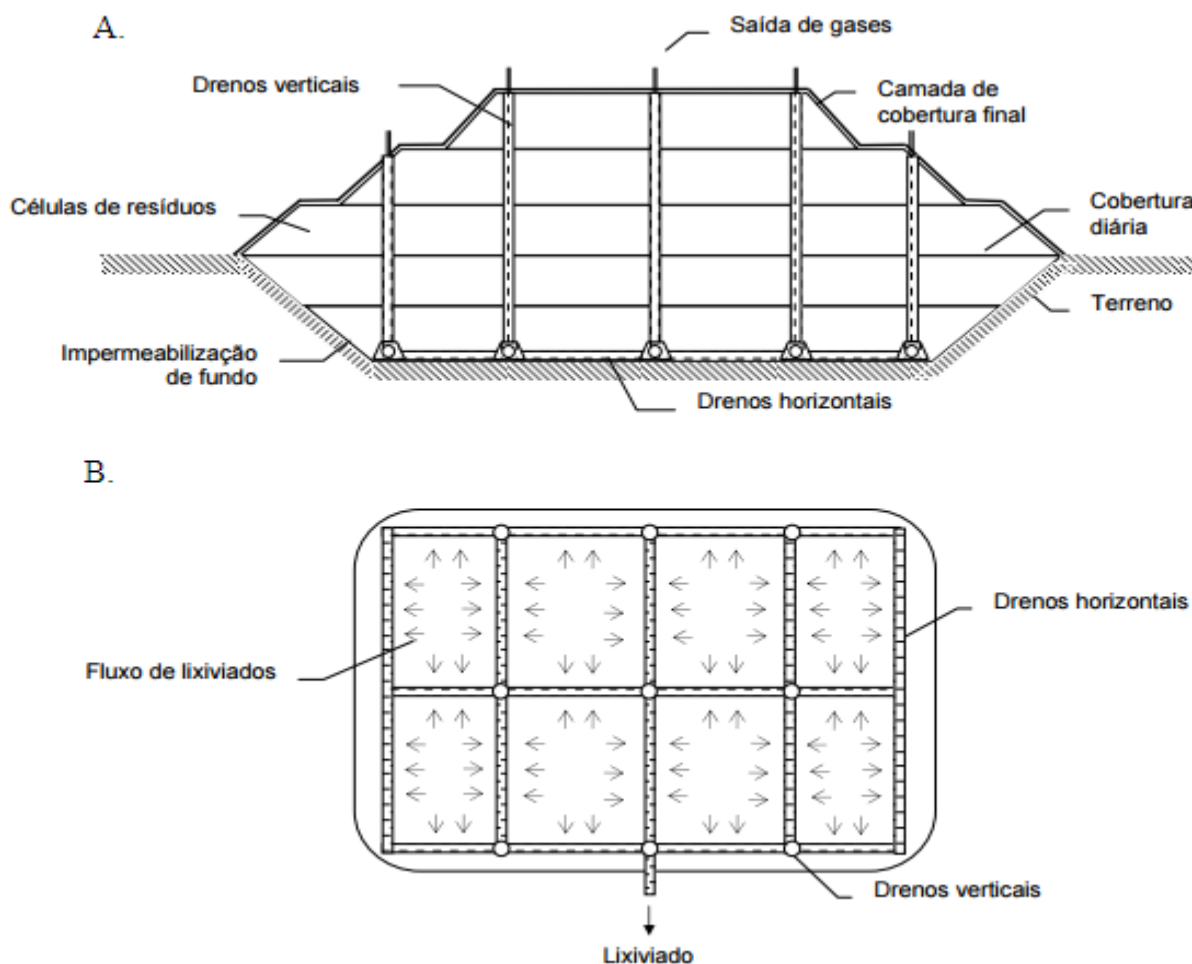
O manejo adequado dos resíduos sólidos é uma importante estratégia de preservação do meio ambiente, assim como de promoção e proteção da saúde, visto que estes resíduos podem comprometer a qualidade do solo, da água e do ar, por serem fontes de compostos orgânicos voláteis, pesticidas, solventes e metais pesados, entre outros (Lo Monaco et al., 2009).

Mesmo utilizando tecnologias apropriadas, o manejo de resíduos sólidos ainda enfrenta sérias limitações. A disposição no solo, mesmo que em aterros sanitários com captação de gases e efluentes esbarra no esgotamento de áreas físicas apropriadas para esse fim (Jacobi & Besen, 2011), principalmente nos grandes centros urbanos, implicando no deslocamento desses resíduos por longas distâncias, com os consequentes transtornos associados ao transporte (poluição, acidentes e outros). Além disso, deve ser considerado o potencial de esgotamento dos serviços ecossistêmicos necessários para degradar todo o resíduo depositado.

Um dos principais problemas atuais é a exigência de grandes áreas, o que torna necessário um grande capital para aquisição de áreas próximas às zonas urbanas; sendo comum, também,

que os custos de aquisição do terreno sejam reduzidos optando por áreas distantes do centro produtor, como vem ocorrendo na cidade do Rio de Janeiro que dista mais de 60 km. Contudo, os custos com o transporte dos resíduos até o aterro são elevados. Assim, cada vez mais vem sendo estudadas e aplicadas soluções que demandam pequenas áreas, como os biodigestores (Tabasová et al., 2012).

O aterro sanitário é projeto de forma a minimizar qualquer degradação que os lixiviados possam ocasionar ao ambiente, baseado em técnicas e normas rígidas que determinam a impermeabilização da base com solo e, ou utilização de mantas polietileno de alta densidade (PEAD), coleta de lixiviados e biogás, compactação dos resíduos, recobrimento diário, presença de balança e controle de entrada dos resíduos Cussioli (2005). A Figura 1, apresenta a esquematização de um projeto clássico de aterro sanitário.



Fonte: Tozetto (2008).

Figura 1. Esquema completo de um aterro sanitário em corte transversal (A) e em corte longitudinal (B).

Segundo Tozetto (2008), a instalação de uma camada de baixa condutividade hidráulica para cobertura final do aterro também é de fundamental importância, colaborando para a minimização da infiltração da água no maciço. O crescimento de vegetação sobre a cobertura

também é geralmente previsto em projetos de aterros sanitários, com a finalidade de diminuir a quantidade de lixiviado através da evapotranspiração da água que infiltra na camada de cobertura final.

2.4 Dinâmicas dos lixiviados nas células dos aterros sanitários

Os lixiviados de aterros de resíduos sólidos urbanos são resultados da interação entre o processo de biodegradação da fração orgânica desses resíduos e da infiltração de águas pluviais que percolam e solubilizam componentes orgânicos e inorgânicos (Renou et al., 2008).

O lixiviado, portanto, contém componentes orgânicos e inorgânicos, podendo ter substâncias tóxicas, de acordo com o material disposto, sendo altamente poluente e capaz de causar danos ambientais aos corpos hídricos e ao solo (Guo et al., 2010).

Um fator determinante na vazão de lixiviados de um aterro sanitário é o volume de águas pluviais infiltradas. Assim, como o clima, também, exerce grande influência na produção deste tipo de resíduo líquido, em função do balanço hídrico nas células dos aterros sanitários, onde a entrada de precipitação pluviométrica e as perdas por evaporação são fatores importantes (Renou et al., 2008).

De acordo com Tozetto (2008), o método do balanço hídrico global permite quantificar os líquidos percolados em um aterro sanitário, considerando o balanço das entradas e saídas de água no maciço de resíduos, em um determinado período de tempo, como descrito na sua forma mais simples pela Eq. 1.

$$Q_{LIX} = P - ET - ESC - AS \quad (1)$$

Em que,

Q_{lix} - quantidade de lixiviado gerado no aterro sanitário, mm;

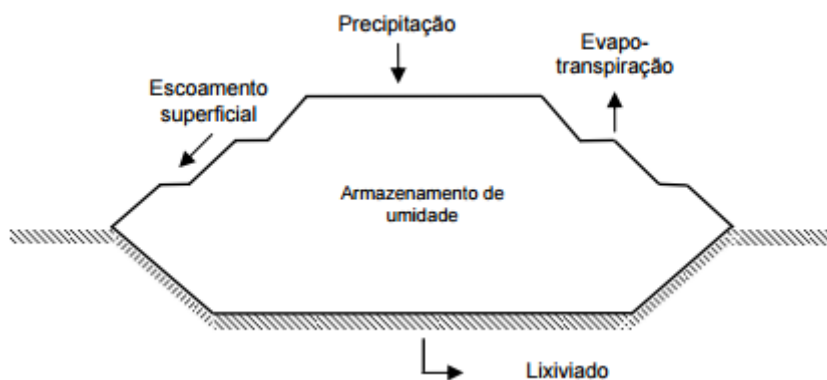
P - Precipitação pluviométrica, mm;

ET - Evapotranspiração, mm;

ESC - escoamento superficial, mm; e

AS - Armazenamento de umidade pelo solo e pelos resíduos, mm.

Como pode ser notado na Figura 2, este método considera que parte da precipitação pluviométrica sobre o aterro (P) escoam superficialmente (ES) e parte é evaporada e utilizada pela vegetação (ET). O restante infiltra no corpo do aterro sanitário, sendo parte retida pelo solo (AS) de cobertura e pelos resíduos (Tozetto, 2008).



Fonte: Tozetto (2008).

Figura 2. Método do balanço hídrico global aplicado ao aterro sanitário.

2.4.1. Características quantitativas e qualitativas dos lixiviados de aterro sanitário

Percolado é todo líquido escuro que passa através de um meio poroso. No caso de aterros sanitários, é a mistura constituída de chorume e água de infiltração (Gutierrez et al., 2010), que é dependente do índice pluviométrico local, do escoamento superficial, da possível intrusão de águas subterrâneas nas células e do volume de resíduos orgânicos presentes no aterro. Dessa forma, origina-se uma mistura bastante complexa e muito variável cujos principais constituintes são: material orgânico, papel, vidro, plástico e metais (Celere et al., 2007).

Os lixiviados podem apresentar uma infinidade de variações, decorrentes principalmente das características dos resíduos dispostos, do clima, do manejo e idade do aterro, entre outros parâmetros (Renou et al., 2008). Na Tabela 3 são apresentados os íons que podem ser encontrados no lixiviado de aterro sanitário e suas possíveis fontes geradoras.

Tabela 3. Íons que podem ser encontrados nos lixiviados de aterros sanitários e possíveis fontes.

Íons	Fontes
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺	Material orgânico, resíduos da construção e galvanoplastia, cascas de ovos
PO ₄ ⁻³ , NO ₃ ⁻ , CO ₃ ⁻²	Material orgânico
Al ⁺³	Latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas
Cu ²⁺ , Fe ²⁺ , Sn ²⁺	Material eletrônico, latas, tampas de garrafas
Hg ²⁺ , Mn ²⁺	Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes;
Ni ²⁺ , Cd ²⁺ , Pb ²⁺	Baterias recarregáveis (telefones e automóveis), resíduos da galvanoplastia
As ³⁺ , Sb ³⁺ , Cr ^{x+}	Embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos;
Cl ⁻ , Br ⁻ , Ag ⁺	Tubos de PVC, negativos de filmes e raio-X

Fonte: Bila (2000).

O lixiviado apresenta composição temporal e espacial variável e depende das características físicas do local de disposição dos resíduos. O lixiviado é gerado durante todo o ciclo de vida do aterro por longos períodos, devendo ser monitorado e encaminhado para tratamento por longo

período após o encerramento do aterro. No qual, o período mínimo necessário para haver um gerenciamento eficaz do passivo ambiental é de 30 anos (Renou et al., 2008).

Na Tabela 4, constam as características físico-químicas e microbiológicas do lixiviado do aterro sanitário de Mossoró-RN, no período de maio a agosto de 2012.

Tabela 4. Características físico-químicas e microbiológicas do lixiviado do aterro sanitário de Mossoró-RN, no período de maio a agosto de 2012.

Características	01/05/2012	01/06/2012	01/07/2012	01/08/2012
pH	7,95	7,20	6,95	7,69
CE (dS m ⁻¹)	16,05	18,01	14,20	17,34
CT (NMP 100 mL ⁻¹)	74	30	0,0	11
CTe (NMP 100 mL ⁻¹)	0,0	0,0	0,0	0,0
DQO (mg L ⁻¹)	5000	5800	6040	5930
DBO (mg L ⁻¹)	2412	2887	3012	2967
ST (mg L ⁻¹)	17825	20305	19400	21400
SS (mg L ⁻¹)	300	400	370	410
OG (mg L ⁻¹)	40	43	45	50
N _{total} (mg L ⁻¹)	520	637	621	590
P _{total} (mg L ⁻¹)	7,1	3,0	5,0	4,5
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	5,15	15,94	6,84	12,60
Fe (mg L ⁻¹)	4,430	5,360	4,440	6,060
Mn (mg L ⁻¹)	0,090	0,660	0,020	13,850
Cu (mg L ⁻¹)	0,120	0,020	0,010	0,250
Zn (mg L ⁻¹)	2,450	0,647	0,718	0,708
Pb (mg L ⁻¹)	1,650	2,798	4,232	2,542
Ni (mg L ⁻¹)	1,520	2,378	1,468	2,936
Cd (mg L ⁻¹)	0,060	0,242	0,186	0,042
K ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	69,06	60,49	66,18	38,47
Na ⁺ (mmol _c L ⁻¹)	136,97	118,32	128,45	82,69
Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	11,50	12,00	12,50	5,75
Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	15,00	29,00	21,00	8,50
Cl ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	50,00	100,00	100,00	50,00
CO ₃ ²⁻ (mmol _c L ⁻¹)	60,00	40,00	40,00	30,00
HCO ₃ ⁻ (mmol _c L ⁻¹)	90,00	70,00	60,00	40,00
RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{0,5}	37,63	26,13	31,39	30,98

Fonte: Coelho et al. (2015b).

Nota: pH - potencial hidrogeniônico; CE - condutividade elétrica; CT - coliformes totais; CTe - coliformes termotolerantes; DQO - demanda química de oxigênio; DBO - demanda bioquímica de oxigênio; ST - sólidos totais; SS - sólidos suspensos; OG - óleos e graxas; N_{total} - nitrogênio total; P_{total} - fósforo total; N-NO₃⁻ - nitrato na forma de nitrogênio; Fe - ferro; Mn - manganês; Cu - cobre; Zn - zinco; Pb - chumbo; Ni - níquel; Cd - cádmio; K⁺ - potássio; Na⁺ - sódio; Ca²⁺ - cálcio; Mg²⁺ - magnésio; Cl⁻ - cloreto; CO₃²⁻ - carbonato de cálcio; HCO₃⁻ - bicarbonato de cálcio e RAS - razão de adsorção de sódio.

As características do lixiviado podem, geralmente, ser representadas pela Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), a razão de DBO/DQO, pH, sólidos suspensos (SS), nitrogênio na sua forma amoniacal (NH₃-N), nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e pelos metais pesados.

Segundo Renou et al. (2008), os lixiviados podem conter grandes quantidades de matéria orgânica (biodegradável, mas também refratário à biodegradação), sendo que o ácido húmico, bem como o nitrogênio amoniacal.

Segundo a CETESB (1995), um método tecnicamente viável para o condicionamento de percolado é a adoção de um sistema que permita sua recirculação nas células do próprio aterro sanitário. A recirculação do percolado no interior do aterro sanitário, é realizada de tal maneira que possa percolar ou infiltrar através do perfil das células e sempre disposta em forma de camadas. Uma técnica atual e bastante inovadora no tratamento de líquido poluidor é o cultivo de gramíneas para revegetação dos taludes em aterros sanitários (IPT/CEMPRE, 2000). O percolado de aterro sanitário apresenta vários microrganismos patogênicos, que possuem um tempo de sobrevivência considerável no ambiente, como consta na Tabela 5.

Tabela 5. Sobrevivência (em dia) de microrganismos patogênicos presente no percolado de aterro sanitário.

Microrganismos	Doenças	Sobrevivência (dias)
Bactérias	-	-
<i>Salmonella typhi</i>	Febre tifóide	29-30
<i>Salmonella paratyphi</i>	F. paratifoide	29-70
<i>Salmonella sp.</i>	Salmoneloses	29-70
<i>Shingella</i>	Disenteria bacilar	02-07
<i>Coliformes fecais</i>	Gastroenterites	35
<i>Leptospira</i>	Leptospirose	15-43
<i>Mycrobacterium Tuberculosis</i>	Tuberculose	150-180
<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	01-13
Vírus		
<i>Enterovírus</i>	Poliomielite (Poliovirus)	20-70
Helmintos		
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariíase	2.000 - 2.500
<i>Trichuristrichiura</i>	Thichiuríase	18000
<i>Larvas de ancilóstomos</i>	Ancilostomose	35
<i>Outras larvas de vermes</i>	-	25- 40
Protozoários	-	
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebíase	08 - 12

Fonte: adaptado de FUNASA (2006).

No Brasil, quando o tratamento do percolado é realizado *in situ*, frequentemente utilizam-se lagoas de estabilização, cuja constituição requer áreas muito grandes, muitas vezes pouco disponíveis em grandes centros urbanos. Além disso, a eficiência relativamente baixa do sistema convencional de tratamento, lagoas anaeróbias seguida de facultativas, tem levado técnicos e pesquisadores a procurarem alternativas que possibilitem o tratamento/disposição final com menor custo econômico e ambiental assegurando uma melhor qualidade de vida para humanidade (Carvalho et al., 2006).

Matos et al. (2008) relatam que o tratamento do percolato captado pelas redes de drenagem representa, grande impasse na elaboração dos projetos de aterro sanitário, pois suas características são alteradas em função da quantidade de água incorporada ao percolato, das características dos resíduos dispostos e, principalmente, da idade do aterro; além disso, a exigência de grandes áreas e a baixa eficiência relativa do sistema convencional de tratamento (lagoas anaeróbias seguidas de facultativas), estimula o desenvolvimento de alternativas técnicas que possibilitem o tratamento e a disposição final com sustentabilidade econômica e ambiental.

2.4.2 Composição química do biogás

Os aterros sanitários em todo o mundo produzem cerca de 20 a 60 milhões de toneladas de metano por ano, resultado direto da decomposição orgânica dos componentes dos resíduos sólidos urbanos. O biogás gerado nos aterros sanitários é composto basicamente de metano (CH_4 – de 55 a 65%), dióxido de carbono (CO_2 - de 35 a 45%), nitrogênio (N_2 - de 0 a 1%), hidrogênio (H_2 - de 0 a 1%) e gás sulfídrico (H_2S – de 0 a 1%). No período de 100 anos, um grama de metano contribui 21 vezes mais para a formação do efeito estufa do que um grama de dióxido de carbono (Godecke et al., 2012). No entanto, a combustão completa do metano produz dióxido de carbono e vapor d'água.

Segundo Gouveia (2012), a disposição de resíduos sólidos pode contribuir de maneira significativa com o processo de mudanças climáticas. Tendo em vista que a decomposição anaeróbica da matéria orgânica propicia o surgimento de gases de efeito estufa, principalmente, o metano, segundo gás em importância dentre os considerados responsáveis pelo aquecimento global. Além disso, o potencial de emissão de metano aumenta com a melhora das condições de controle dos aterros e da profundidade dos aterros comuns.

2.5 Impactos ambientais do percolato de aterros sanitários

Nas décadas de 40 e 50, do século passado, houve mudanças muito mais profundas no comportamento dos indivíduos, devido ao rápido desenvolvimento capitalista, que trouxe como modelo de qualidade de vida uma sociedade com altos padrões de consumo, incentivando assim a produção desordenada de produtos descartáveis e a utilização de materiais artificiais (Godecke et al., 2012).

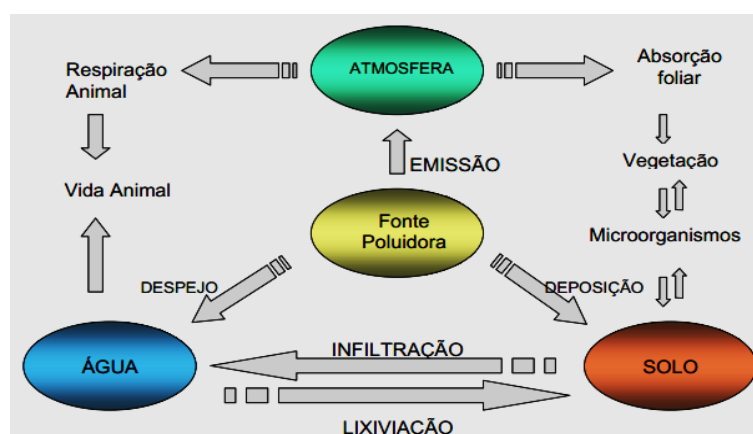
Os riscos que os aterros sanitários representam à saúde pública e ao meio ambiente começaram a ser foco de atenção desde a década de 70. Com o aumento da consciência em

relação a temas como aquecimento global e desenvolvimento sustentável, os gestores de serviços de tratamento e disposição de resíduos são pressionados a melhorar o controle das operações relacionadas à produção de percolato de aterros sanitários e a minimizar os possíveis impactos ambientais (Gouveia & Prado, 2010).

No que diz respeito aos impactos causados pela disposição final de resíduos sólidos no solo, os principais riscos estão relacionados com a salinização e a contaminação, principalmente por metais pesados, tanto do solo quanto de plantas, disseminação de metais pesados, além da contaminação do ser humano e de animais com agentes patogênicos presentes nestes resíduos (Luiz & Rosendo, 2012).

Para os aterros sanitários em operação, ainda não encerrados, a liberação de água contida nos poros dos resíduos, devido ao seu peso próprio e das camadas de resíduos a serem sobrepostas, influencia nas taxas de geração de lixiviado. Um fator que contribui para o aumento da quantidade de lixiviado é a codisposição de resíduos com grande teor de umidade. A vazão de lixiviado em aterros sanitários é, portanto, bastante específica para cada local e se apresenta como função da disponibilidade de água e das condições climáticas, bem como das características dos resíduos, da superfície do aterro e do solo do local (Lange et al., 2006).

Os efeitos da poluição ambiental são muitos mais complexos e difusos do que se poderia avaliar de início; suas consequências, além de disseminadas, podem ser também cumulativas e crônicas, tornando mais complexa a ação de despoluir o meio físico (Matos et al., 2011). Uma fonte poluidora exerce efeitos de diferentes proporções sobre a biosfera e a biota, atingindo, conseqüentemente, o solo, as águas e o ar, ver figura 3.



Fonte: Adaptado de Valle (1995).

Figura 3. Propagação dos efeitos da poluição causada pelo percolato de aterro sanitário no meio físico e na biota.

A poluição ambiental pode ser definida como uma ação maléfica ao homem e ao meio ambiente que, através da descarga de material indesejado nas águas, no solo e no ar, causa um desequilíbrio nocivo no meio ambiente (Qing et al., 2015).

Assim sendo, para minimizar a geração de lixiviado e conseqüentemente os impactos ambientais decorrentes dessas atividades (produção de percolado, poluição ambiental, etc) é fundamental que haja um planejamento e dimensionamento de estruturas específicas para cada local, expressas em um projeto elaborado em função das características próprias do local onde será implantado o aterro sanitário, como composição e quantidade dos resíduos a serem recebidos, clima e topografia (Li et al., 2015).

2.6 Elementos prioritários presentes no percolado de aterro sanitário

A contaminação química, indubitavelmente, tem merecido maior atenção atualmente na sociedade, devido ao aumento, quase exponencial, do número de substâncias sintetizadas pelo homem nesse último século. Para que se tenha uma ideia, das seis milhões de substâncias conhecidas, 63 mil são de uso cotidiano, e ainda é importante citar que apenas duas mil foram bem estudadas do ponto de vista ecotoxicológico (Rizzo et al., 2007).

Os principais compostos orgânicos contidos nos lixiviados são produtos como o benzeno, tolueno, éteres, cetonas, álcoois, fenóis, pesticidas e organofosfatos. A sua concentração depende do tempo de disposição, composição do resíduo, quantidade e qualidade dos lixiviados extraídos do aterro (Strelau et al., 2009). São encontrados, também, metais pesados potencialmente tóxicos tais como: mercúrio, cromo, níquel, chumbo, cádmio, cobre e zinco; a grande parte destes metais é proveniente de resíduos industriais; o mercúrio, por exemplo, está relacionado com tintas, termômetros e resíduos de clínicas dentárias (Mileusnic et al., 2014).

Os poluentes prioritários constituem uma lista de 126 substâncias tóxicas, orgânicas e inorgânicas, discriminadas pela Environmental Protection Agency. Devido à sua toxicidade estas substâncias estão sujeitas a leis regulatórias específicas e seu uso industrial tende a ser evitado por meio da substituição por outras substâncias, menos tóxicas, e que não são caracterizadas como poluentes prioritários (Durigan et al., 2012). Desse contingente, 11 são fenóis (fenol ou hidroxibenzeno e seus derivados), evidenciando a alta toxicidade desta classe de compostos orgânicos. Os fenóis em geral são muito tóxicos para o homem e organismos aquáticos e, por isto, a legislação brasileira impõe baixos limites de concentração em efluentes industriais tratados (Almeida et al., 2011).

Com base nesse total de elementos prioritários, 111 orgânicos e 15 inorgânicos, considerados, mundialmente, como elementos prioritários para efeito de controle, e com isso,

verifica-se que a maioria deles é persistente e acumulativo no meio aquático, sendo, assim, pode-se constatar que a biota aquática pode estar sujeita aos efeitos destas substâncias por prolongados períodos de tempo em diferentes ambientes (Maillera et al., 2014).

Contudo, os resíduos quando são submetidos a algum tratamento específico, podem apresentar dificuldade na degradação dos poluentes por apresentar vários grupos específicos e alto peso molecular, caracterizando dessa forma substâncias tóxicas e recalcitrantes, sendo que, nestes casos, o emprego de tratamentos convencionais (cloração, tratamento biológico e filtração) não proporcionam resultados positivos para reutilização ou disposição do efluente tratado em corpos hídricos receptores (Bila et al., 2008). Dentre estes, a remoção de poluentes orgânicos é um grande desafio, pois estes compostos apresentam elevado grau de dificuldade de degradação (Šestinova et al., 2015).

Compostos recalcitrantes ou refratários não são biodegradados pelos organismos, normalmente, presentes em sistemas biológicos de tratamento, nos usuais tempos de retenção hidráulica aplicados sendo, então, lançados nos corpos aquáticos receptores (Almeida et al., 2004). Devido ao efeito de acumulação, podem atingir concentrações superiores à dose letal de alguns organismos, como invertebrados e peixes, levando à morte. Além disso, os efeitos cancerígenos e mutagênicos eventualmente podem ser observados em humanos como resultados da bioacumulação, ao longo da cadeia alimentar (Mussatto et al., 2007).

Devido aos efeitos nefastos que evidenciam na saúde pública e à sua frequente detecção no meio ambiente, estes compostos integram a lista dos poluentes prioritários indicados pela USEPA e a agência européia do ambiente (EEA). O bisfenol-A (BPA), em particular, é um dos compostos mais produzidos a nível mundial porque apresenta sérios riscos de toxicidade de plásticos em contato com a comida, especialmente, na Alemanha, Holanda, USA e Japão.

Ainda com relação a toxicidade do BPA, deve-se evitar seriamente de comprar produtos de plásticos de origem alimentícia que contenha essa substância por causar problemas carcinogênicos. A maior preocupação no controle de BPA deve-se à sua utilização na fabricação de materiais que têm contato direto com alimentos, como garrafas de água, latas de conservas, caixas para guardar comida, entre muitas outras aplicações, sendo estas as principais fontes de exposição para o ser humano (Suchara et al., 2007).

A contaminação de águas pelos poluentes prioritários perdura por tempo indefinido e são de difícil controle. Além de provocar a contaminação de fontes hídricas, essa disposição inadequada polui também o solo, atingindo as plantas, os animais e o homem (Šestinova et al., 2015). Os metais pesados em concentrações elevadas ou superiores às legalidades recomendadas têm sido responsabilizados por causar agravos à saúde, além de uma série de doenças carcinogênicas (Maillera et al., 2014).

2.6.1 Poluentes orgânicos prioritários

Para além dos compostos orgânicos que não são voláteis, existem duas outras grandes categorias de compostos orgânicos: os voláteis (COV) e os semivoláteis (COSV), podendo, ainda, ser divididos em duas subcategorias: os halogênios e os não halogênios.

A contaminação dos compostos orgânicos voláteis origina-se de quatro fases: fase imiscível (poluente presente em fase não aquosa); fase aquosa (poluentes dissolvidos em efluentes); fase sólida (poluente na fase líquida adsorvidos em partículas sólidas) e fase gasosa (poluentes presentes em fases gasosas). Alguns exemplos de COVs selecionados devido ao seu grau de toxicidade para os animais e ao meio ambiente, a saber, são: 1,1 - Dicloroetileno (Cl_2CCH_2); Bromometano (CH_3Br) e Pentacloroetano ($\text{CCl}_3\text{CHCl}_2$), conforme pesquisas realizadas por Alves & Pio (2006).

Segundo Alves & Pio (2006), os compostos orgânicos semivoláteis podem ser classificados em diversas classes, como por exemplo: pesticidas, bifenilos, policlorados e clorofenóis. A seguir podem ser observados alguns exemplos de COSV, selecionados de acordo com maior grau de toxicidade, tais como: Benzidina ($\text{NH}_2\text{C}_6\text{H}_5\text{C}_6\text{H}_5\text{NH}_2$); hexaclorobenzeno (C_6Cl_6).

Uma alternativa de tratamento viável é a utilização dos Processos de Oxidação Avançados (POA), processos de oxidação caracterizados pela geração de radicais hidroxilas (OH^-), espécies altamente oxidantes em quantidades suficientes para provocar a mineralização da matéria orgânica a dióxido de carbono, água e íons inorgânicos ou a sua transformação em produtos menos tóxicos (Šestinova et al., 2015)

2.6.2 Clorofenóis em lixiviados

De todos os compostos referidos, optou-se pela classe dos clorofenóis para quantificá-los nos lixiviados de aterros sanitários. Estes compostos fenólicos são, geralmente, produzidos por síntese química (Maus et al., 2009).

Devido à sua elevada toxicidade, propriedades mutagênicas e carcinogênicas, os clorofenóis são considerados poluentes prioritários tanto pela União Europeia (UE), como pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA. A EU estabeleceu um limite mínimo de $2 \mu\text{g L}^{-1}$ de pentaclorofenol em águas de superfície, águas de estuário, águas costeiras e águas marítimas territoriais; alguns exemplos dessas substâncias são: pentaclorofenol; 2-clorofenol; 2,4 diclorofenol (Šestinova et al., 2015).

2.7 Legislações e normas dos resíduos sólidos urbanos

Desde a década de 1970, quando surgiram no Brasil às primeiras legislações estaduais de poluição das águas, os padrões de emissão de poluentes sempre foram os mesmos para qualquer tipo de fonte de poluição. O controle dos recursos hídricos e do lançamento de efluentes no Brasil teve início na década de 70, juntamente com a maior parte da legislação voltada à proteção ambiental. Especificamente sobre o tema, em 1986 foi editada a Resolução do CONAMA nº 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005).

Com relação à Política Nacional de Resíduos Sólidos, a lei correspondente foi sancionada no dia 2 de agosto de 2010, essa Lei nº 12.305, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências (BRASIL, 2010).

De acordo com o Art. 4º da referida lei, a Política Nacional de Resíduos Sólidos reúne o conjunto de princípios, objetivos, instrumentos, diretrizes, metas e ações adotados pelo Governo Federal, isoladamente ou em regime de cooperação com Estados, Distrito Federal, Municípios ou particulares, com vistas à gestão integrada e ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010).

Sancionada em 2 de agosto de 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) é vista como um marco regulatório para o setor de resíduos no Brasil, já que contribui para a solução de problemas ambientais, sociais e econômicos. A PNRS traz princípios, diretrizes e metas a serem cumpridas pelos diversos atores que participam do ciclo de vida do produto (BRASIL, 2010). Entre seus pontos relevantes, destacam-se:

- a) Encerramento dos aterros comuns (“lixões”) e destinação final ambientalmente inadequada dos rejeitos até 2014;
- b) Elaboração dos planos municipais de resíduos sólidos com o objetivo de orientar municípios e cidadãos quanto ao manejo adequado dos resíduos sólidos urbanos; e
- c) Elaboração de acordos setoriais envolvendo toda a cadeia de geração e consumo, visando a implementação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto.

No artigo 7º, apresentam-se os objetivos da PNRS (BRASIL, 2010):

- a) Proteção da saúde pública e da qualidade ambiental;

- b) Não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final, ambientalmente, adequada dos rejeitos;
- c) Estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços;
- d) Adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais;
- e) Redução do volume e da periculosidade dos resíduos perigosos;
- f) Incentivo à indústria da reciclagem, tendo em vista fomentar o uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e reciclados;
- g) Gestão integrada de resíduos sólidos;
- h) Articulação entre as diferentes esferas do poder público, e destas com o setor empresarial, com vistas à cooperação técnica e financeira para a gestão integrada de resíduos sólidos;
- i) Capacitação técnica continuada na área de resíduos sólidos;
- j) Regularidade, continuidade, funcionalidade e universalização da prestação dos serviços públicos de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos, com adoção de mecanismos gerenciais e econômicos que assegurem a recuperação dos custos dos serviços prestados, como forma de garantir sua sustentabilidade operacional e financeira;
- k) Prioridade, nas aquisições e contratações governamentais, para produtos reciclados e recicláveis e bens, serviços e obras que considerem critérios compatíveis com padrões de consumo social e ambientalmente sustentáveis;
- l) Integração dos catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis nas ações que envolvam a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos;
- m) Estímulo à implementação da avaliação do ciclo de vida do produto;
- n) Incentivo ao desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental e empresarial voltados para a melhoria dos processos produtivos e ao reaproveitamento dos resíduos sólidos, incluídos a recuperação e o aproveitamento energético; e
- o) Estímulo à rotulagem ambiental e ao consumo sustentável.

Em relação às Normas Brasileiras Regulamentadoras (NBR's) as que abordam a temática dos resíduos sólidos urbanos são as seguintes:

NBR 10.004 – Resíduos Sólidos – trata da classificação dos poluentes prioritários e metais pesados. Esta Norma classifica os resíduos sólidos quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e a saúde pública, para que sejam gerenciados adequadamente. Está vinculada a NBR 10.005 de 2004 – procedimento para obtenção de extrato lixiviado de resíduos sólidos; a NBR 10.006 de 2004 – trata do procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos; a NBR 10.007 de 2004 – trata da amostragem de resíduos sólidos e a NBR 12.808 de

1993 – trata da classificação de resíduos de serviços de saúde e a NBR 14.598 de 2000 – trata de produtos de petróleo – determinação do ponto de fulgor pelo aparelho de vaso fechado Pensky-Martens (ABNT, 2011).

A ABNT, através desta mesma norma, classifica os resíduos sólidos urbanos em três classes, a saber:

Classe I - Perigosos: Estão incluídos os resíduos que apresentam as seguintes características: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e/ou patogenicidade (ABNT, 2011).

Classe IIa - não inertes: são compostos por resíduos que podem apresentar propriedades como: combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade em água (ABNT, 2011).

Classe IIb - inertes: são compostos por materiais residuais que quando amostrados de forma representativa e submetida a um contato estático ou dinâmico com água, à temperatura ambiente, não apresentam atividade. Como, por exemplo, destes materiais, pode-se citar as rochas, tijolos, vidros e certos plásticos e borrachas que não são prontamente decompostos (ABNT, 2011).

2.8 Desempenho hidráulico e suscetibilidade de gotejadores ao entupimento

O grande problema associado à utilização de águas residuárias em sistemas de irrigação localizada consiste na modificação da vazão pelo entupimento parcial ou total dos gotejadores e como esta afeta a uniformidade de distribuição de água (Batista et al., 2013c).

O entupimento dos emissores de sistemas de irrigação ou até a sensibilidade ao problema de entupimento varia com as características do gotejador, qualidade da água relacionada aos aspectos físicos, químicos e biológicos (Bene et al., 2013).

A formação de depósitos gelatinosos, resultantes da interação entre partículas orgânicas e inorgânicas, algas e zooplâncton, é o fator principal no processo de entupimento de gotejadores utilizados na aplicação de esgotos sanitários de reservatórios superficiais ou até mesmo operando com percolado de aterro sanitário (Batista et al., 2013b).

O entupimento dos emissores reduz a vazão e, conseqüentemente, diminui a uniformidade de aplicação de efluentes de sistemas de irrigação localizada (Batista et al., 2013a; Mesquita et al., 2015). Estudos realizados por Busato & Soares (2010) constataram redução de até 11,52% no coeficiente estatístico de uniformidade de aplicação de água de baixa qualidade em sistemas de irrigação por gotejamento operando durante 700 h. No entanto, Capra & Scicolone (2007) obtiveram coeficientes de uniformidade de distribuição de esgoto doméstico variando de 0 a 77%, em sistemas de irrigação por gotejamento, após 60 h de operação.

Puig-Bargués et al. (2010) analisaram o desempenho de três unidades de irrigação por gotejamento, dotadas de gotejador não-autocompensante com vazão nominal de $1,9 \text{ L h}^{-1}$ e operando com esgoto doméstico tratado. Dois sistemas de irrigação, um com filtro de discos e outro com filtro de tela, ambos de $130 \mu\text{m}$, foram abastecidos com esgoto doméstico secundário. O terceiro sistema de irrigação constava de filtro de tela de $130 \mu\text{m}$ e foi abastecido com esgoto doméstico terciário. Depois de 750 h de funcionamento das unidades de aplicação, os valores do coeficiente de variação de vazão (CVQ) foram de 58, 35 e 5%, respectivamente, para as unidades de irrigação aplicando efluente secundário filtrado em filtro de discos de $130 \mu\text{m}$, efluente secundário filtrado em filtro de tela de $130 \mu\text{m}$ e efluente terciário filtrado em filtro de tela de $130 \mu\text{m}$. Em outro estudo, Cararo et al. (2006) constataram redução de 5 a 28% nos valores do coeficiente de variação de vazão (CVQ) em 15 tipos de gotejadores testados com esgoto doméstico tratado durante 373 h. O efluente passou por filtros de areia (com tamanho efetivo de $0,59 \text{ mm}$), de discos (com aberturas de $100 \mu\text{m}$) e de tela (com aberturas de $80 \mu\text{m}$) em série, antes de ser aplicado pelos gotejadores.

No trabalho desenvolvido por Batista et al. (2013c) com água residuária de suinocultura, ocorreu redução de 16, 20 e 7% na vazão dos gotejadores G1 ($2,0 \text{ L h}^{-1}$), G2 ($1,7 \text{ L h}^{-1}$) e G3 ($3,6 \text{ L h}^{-1}$), respectivamente, após 160 h de operação das unidades de irrigação. Esta água residuária apresentou valores de 333 mg L^{-1} , 1370 mg L^{-1} , 7,54 e menos de $9,70 \times 10^5$ bactérias por mililitro para características sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, pH e população bacteriana, respectivamente.

De forma mais acentuada Batista et al. (2005b) observaram que água residuária bruta da despolpa dos frutos do cafeeiro, sem passagem por filtro orgânico, proporcionou rápido entupimento dos gotejadores não-autocompensante com vazão nominal de $1,0 \text{ L h}^{-1}$; impossibilitando a condução de testes por um período maior que 36 horas. Estes sistemas de irrigação operaram com água residuária bruta da despolpa dos frutos do cafeeiro, apresentando valores médios de 100 mg L^{-1} , 3916 mg L^{-1} , 4,38 e menos de $1,00 \times 10^2$ bactérias por 100 mL para as características sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, pH e população bacteriana, respectivamente.

O entupimento de gotejadores prejudica o funcionamento geral do sistema de irrigação localizada, afetando as suas características de operação e exigindo manutenções mais frequentes (Nakayama et al., 2006). Geralmente, a obstrução reduz a vazão e, conseqüentemente, aumenta o coeficiente de variação de vazão dos sistemas de irrigação localizada (Silva et al., 2013).

De acordo com Silva et al. (2012), a concentração de sólidos suspensos foi o principal agente de obstrução em sistemas de irrigação por gotejamento que operam com água residuária

doméstica tratada com filtro digestor associado a uma lagoa de estabilização. Onde após 120 dias de operação o coeficiente de uniformidade estatística foi de 84%, classificado como bom.

No trabalho de Silva et al. (2013) com água residuária do processamento da castanha de caju, notou-se que o coeficiente de variação de vazão passou de 5% para 44%, após 160 h de operação da unidade de irrigação com gotejador não autocompensante.

Trabalhando com água residuária doméstica tratada Oliver et al. (2014) obtiveram reduções nos valores de coeficiente de vazão relativa média de até 53%, após 3600 h de operação dos sistemas de irrigação por gotejamento.

A aplicação de esgoto doméstico primário proporcionou alteração da uniformidade de aplicação e da vazão dos emissores com riscos de obstrução para os emissores, principalmente em relação à população de microrganismos (Vale et al., 2013). Já para Batista et al. (2013a) estudaram o uso de água residuária de suinocultura quanto ao entupimento de gotejadores. Os resultados indicaram que a formação de biofilme, resultante da interação entre colônias de bactérias e sólidos totais, proporcionou maior obstrução dos gotejadores cuja ordem de susceptibilidade ao entupimento foi: Naan Tif > Naan Drip Paz 25 > Plastro Hydro PC.

Gilbert & Ford (1986) e Nakayama & Bucks (1986), apresentam uma classificação da qualidade da água em relação ao potencial de entupimento de gotejadores com base em fatores físicos-químicos e biológicos (Tabela 6).

Tabela 6. Classificação da qualidade da água em relação ao potencial de entupimento de gotejadores.

Fator de entupimento	Risco de Entupimento		
	Baixo	Médio	Severo
Físico (mg.L ⁻¹):			
Sólidos Suspensos	< 50	50-100	> 100
Químicos (mg.L ⁻¹):			
pH	< 7,0	7,8-8,0	> 8,0
Sólidos dissolvidos*	< 500	500-2000	> 2000
Manganês*	< 0,1	0,1-1,0	> 1,0
Ferro Total*	< 0,2	0,2-1,5	> 1,5
Sulfeto de hidrogênio*	< 0,2	0,2-2,0	> 2,0
Biológico (nº bactéria mL ⁻¹):			
População bacteriana	< 10.000	10.000-50.000	> 50.000

Fonte: Gilbert e Ford (1986); Nakayama & Bucks (1980).

* Concentração máxima medida, com um número representativo de amostras de água, usando-se procedimentos-padrão para análise, em mg L⁻¹.

Do ponto de vista ambiental, os sistemas de irrigação por gotejamento são os mais sustentáveis para a disposição de águas residuárias por causa da elevada eficiência de aplicação, do baixo risco de contaminação do produto agrícola e de operadores no campo, da minimização

dos riscos de escoamento superficial, percolação e acumulação de sais próximo ao sistema radicular e da prevenção de aerossóis (Duran-Ros et al., 2009).

O conceito de qualidade da água refere-se às suas características que podem afetar sua adaptabilidade para uso específico. No entanto, quando se usa irrigação localizada, uma atenção específica deve ser dada à qualidade da água, pois ela pode conter elementos que possam causar obstruções nos emissores, provocando graves problemas de uniformidade de emissão e na eficiência do sistema (Ayers & Westcot, 1999). Em virtude dos pequenos diâmetros de orifício, o entupimento dos emissores configura-se como um dos principais problemas relacionados ao método (Batista et al., 2005a).

As principais fontes causadoras de entupimento identificadas por Busato & Soares (2010), são de natureza química, relacionadas à precipitação de elementos como cálcio e ferro, de natureza física, sendo partículas do solo e pequenos animais (formigas, aranhas, ovos de lesmas, etc.) as principais causas, e de natureza biológica, relacionado a algas e mucilagem bacteriana, principalmente.

O predomínio do uso de fontes de águas superficiais, aliado à alta frequência de temperaturas na faixa ótima para o desenvolvimento de microrganismos resulta em elevado risco de entupimento de origem biológica para os sistemas de irrigação diminuindo, assim, seu desempenho hidráulico (Batista et al., 2012).

Segundo Ayers & Westcot (1999), para a utilização de água no sistema de irrigação por gotejamento, deve-se fazer análises dos seguintes elementos: sais inorgânicos, dureza, sólido em suspensão, sólidos dissolvidos, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), matéria orgânica, microrganismos, ferro, oxigênio dissolvido, ácido sulfídrico, ferrobactérias e bactéria redutora de sulfatos. Um dos aspectos mais importantes a ser observado no manejo da irrigação é a uniformidade de distribuição de água pelo sistema. Na irrigação localizada, vários fatores comprometem esta uniformidade, dentre estes, os de natureza físico-química e biológica.

Na região Sudeste do Brasil, frequentemente encontram-se águas que apresentam elevados teores de ferro total, elemento este que pode provocar sérios problemas de entupimento, principalmente, quando presente em forma reduzida, podendo precipitar-se no interior das tubulações quando oxidado, favorecendo, ainda, o desenvolvimento de ferrobactérias. Segundo Ayers & Westcot (1999) e Vieira et al. (2004), o entupimento ocorre devido à ação bacteriana associada ao ferro, que ao ser oxidado da forma ferrosa (Fe^{2+}) para a forma férrica (Fe^{3+}), forma precipitados de hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) muito insolúveis em água prejudicando todo sistema de irrigação, acarretando perdas de desempenho hidráulico.

A potencialidade do ferro em criar problemas de obstrução é mais difícil de avaliar porque, frequentemente, este elemento contribui para a formação de mucilagens produzidas pelas ferrobactérias. A concentração de ferro de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ deve ser considerada como a máxima permissível, porém quando se incluem os custos dos filtros, o valor máximo prático é de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ (Ayers & Westcot, 1999).

Diversos tipos de gotejadores estão disponíveis no mercado, apresentando diferentes suscetibilidade ao entupimento, fato que pode ser verificado em trabalhos realizados por Batista et al. (2014a). Esse inconveniente advém de causas biológicas, físicas e, ou químicas, ocorrendo todos conjuntamente quando se utilizam águas com elevados valores de ferro, manganês, bactéria e material orgânico.

No que refere ao manejo, uma consequência direta da baixa uniformidade de aplicação de água é o aumento do volume aplicado, já que o aplicador, ao constatar a diminuição da vazão média dos gotejadores, pelo efeito do entupimento, tem a tendência de aumentar o tempo de aplicação (Cunha et al., 2006).

A irrigação por gotejamento se destaca, ainda, por sua facilidade de operação, por sua eficiência e uniformidade de distribuição de água, refletindo em melhor aproveitamento dos recursos hídricos e aumento na produção das culturas. De acordo com Souza et al. (2006), o coeficiente de uniformidade de distribuição da água e a eficiência de aplicação são os principais parâmetros utilizados na avaliação de sistema de irrigação por gotejamento, visto que expressam a qualidade da irrigação e são decisivos no planejamento e na operação desses sistemas.

Do ponto de vista prático, a vazão média de emissores pode ser considerada um bom parâmetro para avaliar o processo de entupimento (desempenho hidráulico), sendo utilizado em todos os trabalhos pertinentes (Cararo et al., 2006).

Percebe-se, portanto, que o entupimento de emissores é fator limitante para a utilização de água residuária em sistemas de irrigação por gotejamento e que a magnitude do problema depende principalmente da qualidade de água utilizada, sendo fundamental a adoção de tipos de tratamentos mais eficientes, economicamente viáveis e ambientalmente seguros, para garantir que os sistemas de irrigação possam utilizar efluentes de melhor qualidade.

2.9 Irrigação por gotejamento com águas residuárias

Estudos efetuados em diversos países e inclusive no Brasil demonstraram que a produtividade agrícola aumenta significativamente em áreas fertirrigadas com águas residuárias, desde que estas sejam adequadamente manejadas (Sou-Dakouré et al., 2013).

Segundo Vale et al. (2013), a utilização de esgoto sanitário tratado como fonte de nutrientes, traz benefícios ao meio ambiente e ao produtor rural, que irá reduzir seus custos com aplicação de fertilizantes e, conseqüentemente, aumentar a produtividade das culturas.

Do ponto de vista ambiental, os sistemas de irrigação por gotejamento são os mais sustentáveis para a disposição de águas residuárias. Isso é consequência da elevada eficiência de aplicação desses sistemas, do baixo risco de contaminação do produto agrícola e de operadores no campo, da minimização dos riscos de escoamento superficial, percolação e acumulação de sais próximo ao sistema radicular e da prevenção de aerossóis (Batista et al., 2010).

A irrigação localizada visa o aumento da produção agrícola por meio do fornecimento mínimo de água e nutrientes aplicados, diretamente, no sistema radicular das plantas, usando a água de forma econômica. Este método de irrigação é utilizado em uma grande variedade de culturas, em especial, as de maior rentabilidade econômica, devido ao custo inicial elevado (Sahin et al., 2005).

No que se refere à irrigação de culturas agrícolas com águas residuárias nos sistemas de irrigação por gotejamento, tem-se percebido o crescimento vertiginosamente do número de benefícios à agricultura (Matos et al., 2008) entretanto, o sódio e outros elementos químicos podem ser fatores limitantes para este aproveitamento (Silva et al., 2010).

Em muitas propriedades agrícolas no Brasil, existe considerável volume de água residuária que poderia ser utilizado para adubação de várias culturas. Os custos com transporte e mão-de-obra para aplicação desses dejetos têm levado a busca de alternativas mais econômicas, como a aplicação via sistema de irrigação (Simões et al., 2013). Nos Estados Unidos, o uso da irrigação para aplicação de esterco líquido apresenta crescimento desde o início da década de 1970 (Drumond et al., 2006).

Embora a irrigação localizada tenha sido desenvolvida para funcionar com alta frequência de aplicação de água e com níveis de umidade próximos ao limite de água disponível no solo, pesquisas devem ser realizadas para se determinar frequências de irrigação capazes de aumentar a produtividade e maximizar a eficiência do uso da água pelas plantas, proporcionando maior produção das culturas com um menor volume de água aplicado de águas residuárias (Topak et al., 2011).

2.10 A escassez hídrica e o reuso de água

Muitos países localizados em regiões áridas e semiáridas têm incluído a reutilização da água no planejamento de recursos hídricos, haja vista que a escassez de água de boa qualidade tem

limitado o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola. Nesse sentido, os efluentes estão constituindo parte integrante do plano nacional dos recursos hídricos de vários países (Bixio et al., 2006).

O uso de águas residuária em sistemas de irrigação, tratados ou não, é uma prática antiga em países como Austrália, Israel, Irã, Estados Unidos, México e Peru. No Brasil o reuso de águas servidas é pequeno, mas registram-se vários exemplos de utilização de esgotos sanitários em irrigação, em geral, de forma espontânea e não controlada (Mollahoseini, 2013).

Torna-se evidente que outros mecanismos de gestão deverão ser implantados, para estabelecer equilíbrio entre oferta e demanda de águas residuárias. Nesse contexto, o reuso dessas águas na irrigação constitui um moderno e eficaz instrumento de gestão para garantir a sustentabilidade do setor agrícola e dos recursos hídricos (Cisias & Mayorga, 2012).

A utilização de águas residuárias na agricultura é uma alternativa para o controle da poluição do sistema água-solo-atmosfera, disponibilização de água, fontes de nutrientes essenciais para diversas culturas e conseqüente aumento de produção agrícola. Entretanto, para que isso possa se tornar uma prática viável, é preciso aperfeiçoar as técnicas de tratamento, aplicação e manejo de efluentes (Condé et al., 2012).

De acordo com Varallo et al. (2012), o reuso de água na agricultura, se bem manejado, traz um aumento na produção e evita grande utilização de compostos químicos sintéticos, evitando a poluição do ambiente e trazendo economias nos custos, como por exemplo, no cultivo de alface crespa, contribuindo também para o abastecimento do lençol freático. Mas, se mal manejadas, podem contaminar o solo com metais pesados, salinidade e microrganismos patogênicos à saúde humana e animal, trazendo danos à saúde pública.

Atualmente uma das alternativas para uso sustentável de águas residuárias para a redução de problemas na agricultura é usá-la de forma planejada e correta em áreas agricultáveis. Haja vista, a gestão dessas águas e o aproveitamento na fertirrigação de culturas agrícolas pode possibilitar o aumento da produtividade e qualidade dos produtos colhidos, redução da poluição ambiental e dos custos de produção, além de promover melhoria nas características químicas, físicas e biológicas do solo por meio do reuso da água (Chevremont et al., 2013). Todavia, o uso incorreto pode trazer efeitos deletérios, tanto ao solo quanto à cultura (Lo Monaco et al., 2009; Gonçalves et al., 2013).

Nas últimas décadas, o uso agrícola de efluentes cresceu em resposta ao aumento na produção de alimentos frente à redução do uso de fertilizantes químicos. Entretanto, as diretrizes para o reuso agrícola e os critérios estabelecidos relacionados ao manejo correto dessas águas no solo e nas plantas ainda não estão bem definidos (Rosolem et al., 2010). Diante dessa preocupação e dos questionamentos a respeito do uso agrícola de efluentes e a

possibilidade de contaminação microbiológica do produto agrícola comercializável, evidenciando-se risco de transmissão de doenças (Forslund et al., 2013).

A produção de biomassa na superfície das células dos aterros sanitários, a partir da aplicação de percolado como fonte de água e de nutrientes na produção de gramíneas, pode se tornar uma alternativa tecnológica de reuso (Silva et al., 2010).

Esta prática de reuso minimiza os efeitos erosivos no platô do aterro e, inclusive nos taludes das células, e minimiza, ainda, os impactos ambientais negativos da disposição inadequada do percolado de aterro sanitário no sistema solo-planta-atmosfera (Silva et al., 2011b).

Um método sustentável para disposição e tratamento do percolado de aterro sanitário é utilizá-lo como fonte de nutriente e água no solo, aplicando-o na forma de fertirrigação nas culturas mais acessíveis; cuja técnica se baseia no aproveitamento dos nutrientes presentes no resíduo líquido aplicado sobre as áreas cultivadas, utilizando-se, ainda, em conjunto, práticas de manejo agronomicamente adequadas para resolver os problemas de qualidade ambiental (Matos et al., 2013).

2.11 Efeitos da aplicação de águas residuárias na produção de forrageiras

A escassez de água no planeta e o aumento da poluição preocupam as populações. A utilização de águas residuárias, que não é um conceito novo, há tempos tem ganhado importância com a redução da disponibilidade de recursos hídricos de boa qualidade (Santos et al., 2010).

As pastagens brasileiras são tipicamente formadas por plantas forrageiras da família *Poaceae*, com destaque para os gêneros *Pennisetum*, *Panicum*, *Brachiaria* e *Cynodon*. De acordo com Taiz & Zeiger (2009) essas plantas possuem metabolismo fotossintético C4, adaptado para alta assimilação de carbono, produção de biomassa e eficiência de uso da água em ambientes tropicais, consumindo em média 300 g de água por g de MS produzida, enquanto que plantas C3 (forrageiras temperadas) consomem em torno de 500-600 g.

Em geral, a maioria das pastagens não atinge o seu potencial de produção por limitação de água e nutrientes no solo. No entanto, quando esses fatores não são limitantes, como no caso de pastagens fertirrigadas, o potencial de produção é em função da disponibilidade de luz e temperatura. Nessas condições, a produção é tanto maior quanto maior for a temperatura, variando de 50 a 70 toneladas de matéria seca por hectare por ano ($t\ MS\ ha^{-1}ano^{-1}$) no estado de Minas Gerais. Obviamente, esses níveis implicam em manejo intensivo do sistema (Grant et al., 2014).

As plantas forrageiras têm capacidade de produzir 2,5 a 10,0 vezes mais MS por área do que outras culturas. Quando a biomassa gerada é utilizada para queima, há ainda outro ganho econômico e ambiental: a economia de lenha (Fennell & Boldor, 2014).

Uma das maneiras propostas pela comunidade científica para aumentar a oferta de água disponível para a irrigação, é seu reúso (Souza et al., 2013) e principalmente a utilização de formas racionais de uso da água (Santos Júnior et al., 2013). Além do aspecto hídrico outro benefício a ser aproveitado do efluente líquido é seu potencial nutricional (Rebouças et al., 2010).

O efeito fertilizante das águas residuárias já foi comprovado em inúmeros estudos e em várias culturas, como no caso do algodoeiro (Bezerra & Fideles Filho, 2009), da mamoneira (Simões et al., 2013), em plantas forrageiras (Lal et al., 2013), em cultivos de café (Gonçalves et al., 2013), de plantas hortícolas (Silva et al., 2013), em mudas de espécies florestais (Pelissari et al., 2009), na fruticultura (Costa et al., 2012) e em feijão de porco (Lacerda et al., 2011).

Os efluentes líquidos depois de tratados, normalmente apresentam baixa demanda bioquímica de oxigênio e reduzido nível populacional de microrganismos, além de conterem vários macros e micronutrientes (Feitosa et al., 2009). Matos et al. (2013) evidenciaram aumento significativo na produtividade da matéria seca da parte aérea do capim-Tifton 85 com aumento das taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano, chegando até 15 t ha⁻¹, obtida aos 45 dias de cultivo.

O capim elefante apresenta vantagens em relação às demais fontes de biomassa, tais como a maior produtividade, o menor ciclo produtivo (6 meses), o melhor fluxo de caixa e a possibilidade de mecanização total do cultivo (Cabral et al., 2011).

Uma das grandes vantagens de se utilizar a água residuária na fertirrigação de culturas agrícolas é devido a sua composição química, e, sobretudo, na sua constituição de macronutrientes, tais como, nitrogênio, fósforo e potássio (Chevremont et al., 2013). Em efluentes líquidos, os nutrientes encontram-se combinados aos complexos orgânicos, que estão em sua maior parte em formas reduzidas. Diversos são os benefícios da aplicação de águas residuárias no solo, tais como: melhorias nas condições físicas e químicas do solo, na fertilidade do solo, diminuição nos teores de Al trocável e, por consequência, da saturação por alumínio, elevação dos teores de N, P, K, S, Ca, Mg, da saturação por bases, da matéria orgânica (M.O), da capacidade de troca catiônica (C.T.C), da saturação por bases (V) e dos teores de micronutrientes (von Sperling, 2011).

Apesar do potencial poluidor da água residuária de suinocultura (ARS), ela contém macro e micronutrientes, como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, ferro, zinco, cobre e outros, que podem contribuir para redução da aplicação de fertilizantes nas lavouras. A

utilização da ARS poderá ser eficaz como biofertilizante se realizada de maneira adequada. Registro de uso de ARS como fertilizante tem sido feito, normalmente, em culturas anuais, mas sua aplicação em pastagens perenes surge como alternativa de maximização do seu uso (Muscolo et al., 2013).

As maiores desvantagens da utilização de águas residuárias são os elevados requisitos de área, dependência climática, requerimentos de nutrientes pelos vegetais, possibilidade de contaminação dos agricultores (na aplicação por aspersão) e possibilidade de ocorrência de alterações físicas e químicas do solo com metais pesados. A fertirrigação com águas residuárias pode ser feita por sulco, por aspersão, gotejamento ou com uso de “chorumeiras”. A escolha do método de aplicação deve ser feita, principalmente, em função da cultura, da suscetibilidade às doenças e da capacidade de infiltração de água no solo (Silva et al., 2010).

Segundo dados compilados de Santos Júnior et al. (2015), ao avaliarem a produção de milho cultivado no semiárido paraibano. Esses autores constaram que os maiores índices de produção de fitomassa de grãos viáveis, fitomassa seca da parte aérea e eficiência do uso da água foram observados em plantas cultivadas no Luvissole crômico.

Segundo Rasmussen et al. (2011), as forrageiras são exigentes em fertilidade necessitando de reposição de nutrientes para que tenham níveis elevados de produção, principalmente os de maior mobilidade, como N e K. Esses nutrientes exercem maior impacto sobre a produção e se encontram em grandes quantidades na ARS.

Freitas et al. (2005), observaram o efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura (ARS) na produção de milho para silagem; esses autores aplicaram lâminas correspondentes de 0,0 a 1,5 vez a evapotranspiração da cultura de referência (ET_0) e concluíram que a aplicação de ARS aumentou a altura de plantas, o índice de espigas e o peso das espigas do milho.

Segundo dados de Cabral et al. (2011), ao avaliarem o impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. Os autores verificaram que a água residuária de suinocultura contribuiu para o aumento do magnésio, fósforo e para diminuição do alumínio no solo.

Friderichs et al. (2010), avaliaram a produção de capim elefante em Vertissolo sob diferentes doses de efluentes produzidos em fossa séptica biodigestora; onde verificaram que houve maior produção de matéria seca dessa gramínea nas duas épocas avaliadas, porém os resultados indicaram que o uso contínuo das duas maiores doses de efluentes resultou em menor desenvolvimento de folhas em relação às hastes.

Coelho et al. (2015a) avaliaram a produção de capim elefante em ARGISSOLO Vermelho Amarelo utilizando diferentes proporções de percolado de aterro sanitário mais água de abastecimento. Estes autores constataram que houve maior produção de biomassa dessa

gramínea em proporções menores do percolado + água, e que, elevadas concentrações de percolado aplicadas no solo causam redução na sua qualidade, e conseqüentemente, na produção de biomassa dessa cultura.

Queiroz et al. (2004), aplicando ARS a uma taxa de 800 kg de DBO₅ ha⁻¹ d⁻¹ durante quatro meses em um Argissolo Vermelho Amarelo cultivado com gramíneas (*quicúio* da Amazônia, *braquiária*, *coastcross* e *tifton 85*), constataram que sua aplicação não causou problemas ao desenvolvimento das gramíneas.

2.12 Efeitos da aplicação de águas residuárias nas características químicas do solo

Os problemas no solo associados ao uso de águas residuárias estão relacionados à salinidade, sodicidade, ao excesso de nutrientes, aos bicarbonatos e a variação do pH. A presença de sais no solo reduz a disponibilidade de água para as plantas e pode tornar os solos inadequados ao cultivo (Ayers & Westcot, 1999).

Os efeitos da aplicação de águas residuárias nas propriedades físicas e químicas do solo só são pronunciados após longo período de aplicação, pelas características que definem sua composição física e química, pelas condições de clima e pelo tipo de solo. Ayers & Westcot (1999) relataram que a principal limitação do uso de águas residuárias na agricultura é a sua composição química (totais de sais dissolvidos, presença de íons tóxicos e concentração relativa de sódio) e a tolerância das culturas a este tipo de efluente.

Segundo Kim & Logan (2013), os sais solúveis contidos nas águas de irrigação podem, em certas condições climáticas, salinizar o solo e modificar a composição iônica no complexo sortivo, alterando as características físicas e químicas do solo, como o regime de umidade, a aeração, os nutrientes, o desenvolvimento vegetativo e a produtividade.

O solo constitui uma das partes determinantes do bom desenvolvimento de uma forrageira. Suas propriedades tanto químicas quanto físicas influenciam decisivamente no estabelecimento das pastagens. Assim, a fertilidade do solo destaca-se quando a meta é ter altas produções, não esquecendo que uma exploração racional é essencial para obter este resultado. As características físicas do solo, como a textura, a estrutura e sua profundidade, desempenham papel limitante na seleção das espécies (Blainski et al., 2008).

A concentração de matéria orgânica nas águas naturais tem sido reconhecida, desde há muito tempo, como o principal critério de qualidade. Alguns tipos de águas residuárias como, por exemplo, os efluentes de origem doméstica, de efluentes industriais, dos esgotos domésticos, dejetos líquidos de animais e vegetais; os efluentes de sistemas de drenagem; as águas salinas

e até mesmo as águas ferruginosas constituem fontes apreciáveis de matéria orgânica (Kim & Logan, 2013).

Os resíduos orgânicos apresentam grande importância no fornecimento de nutrientes às culturas (Adrover et al., 2013). Segundo Suszek et al. (2005) uma série de vantagens para a disposição de águas residuárias no solo, destacando-se: o benefício agrícola gerado pela melhoria nas condições químicas, físicas e biológicas do solo; os baixos custos fixos e operacionais das unidades de tratamento; o baixo consumo de energia, além de se evitar o lançamento de efluentes em corpos d'água.

A disposição final de resíduos orgânicos e águas residuárias no solo vem sendo considerada prática de manejo com vistas à proteção ambiental. O solo apresenta grande capacidade de decompor ou inativar materiais potencialmente prejudiciais ao ambiente, por meio de reações químicas e da multiplicidade de processos microbiológicos. Os íons e compostos podem ser inativados por reações de adsorção, complexação e precipitação; já os microrganismos presentes no solo podem decompor os mais diversos materiais orgânicos, desdobrando-os em compostos menos tóxicos ou atóxicos às plantas (Novais et al., 2007; Duarte et al., 2008).

Segundo Silva et al. (2011a), a aplicação do percolado de aterro sanitário no solo proporcionou aumento nas concentrações de N-total, NO_3^- , concentrações de K trocável, de P e Mn disponíveis no solo viabilizando a produção de capim Tifton 85 até $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ de DBO. Porém, o sódio, presente em concentrações relativamente altas no percolado, por ser um cátion de alta solubilidade, podendo proporcionar aumento na condutividade elétrica e provocar diminuição no potencial osmótico do solo, distúrbios e comprometimento do desenvolvimento de plantas (Silva et al., 2010).

Coelho et al. (2015a) notaram alterações químicas de um Argissolo irrigado com percolado de aterro sanitário e água de abastecimento, onde elevadas dosagens do percolado de aterro sanitário aplicadas no Argissolo favorecem redução na sua qualidade.

O uso de águas residuárias com baixa salinidade, porém com porcentagem de sódio trocável (PST) acima de 10, pode promover a dispersão das partículas de argila, provocando diminuição na permeabilidade do solo e, conseqüentemente, acarretando a redução na aeração do solo (Homem et al., 2012; Matos et al., 2013).

Medeiros et al. (2008) e Muscolo et al. (2013) afirmam que a principal limitação do uso de águas residuárias na agricultura é a sua composição química, ou seja, totais de sais dissolvidos, presença de íons tóxicos e a concentração elevada de sódio em relação ao cálcio e magnésio, além da tolerância das culturas. Esses autores evidenciaram que águas de irrigação com baixa condutividade elétrica e predomínio de HCO_3^- podem acarretar aumento do pH do solo,

consequentemente diminuindo a disponibilidade dos nutrientes, podendo acentuar a deficiência dos nutrientes, principalmente, de micronutrientes.

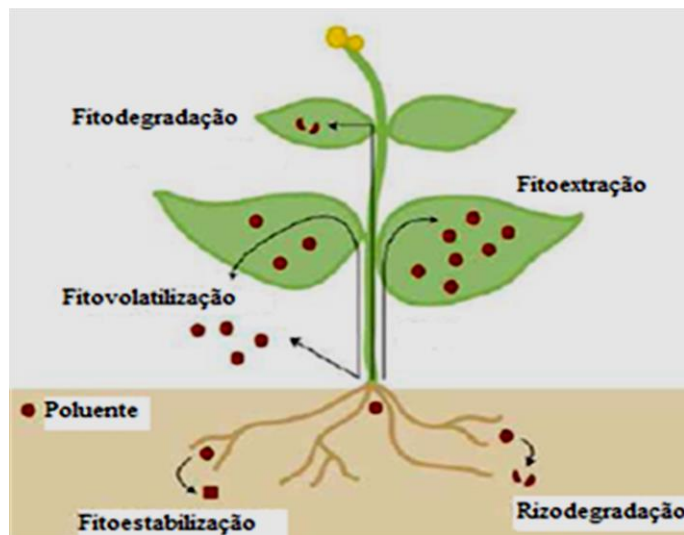
2.13 O processo da fitoextração realizada por forrageiras

A destruição da cobertura vegetal em áreas contaminadas por elementos tóxicos agrava a degradação do solo, promovendo erosão hídrica e eólica e a lixiviação dos contaminantes para o lençol freático, desencadeando progressivo grau de contaminação de outras áreas. A recuperação destes ambientes exige estudos de diversas naturezas sobre solo, vegetação e água e, em se tratando de revegetação, a identificação de espécies tolerantes ou com capacidade de acumular os contaminantes mostra-se fundamental para o sucesso do processo (Costa et al., 2010).

A fitoremediação é uma técnica de biorremediação que consiste no uso de plantas para recuperar total ou parcialmente a qualidade de um ambiente impactado (Oliveira et al., 2007). De acordo com Carmo et al. (2008) e Santos & Novak (2013), a fitoremediação é uma tecnologia emergente que visa proporcionar um tratamento de baixo custo relativo, suave e seguro, aplicável a ambientes contaminados e ou poluídos.

A técnica conhecida como fitoremediação difundida como alternativa de grande interesse, apresenta possibilidade de remediação *in situ* contaminantes inorgânicos e orgânicos presentes no solo e na água, ser de baixo custo e, ainda, porque as plantas despoluidoras, resultam em benefícios ambientais principalmente quando são leguminosas (Coscione et al., 2009).

A fitorremediação apresenta diversas vantagens por exigir, principalmente, baixos investimentos e custos de operação; abranger uma grande quantidade de poluentes; ser aplicável *in situ* e em grande escala; e ainda apresentar uma boa aceitação pela população. No entanto, a resolução dos problemas de poluição com o uso da fitorremediação se dá em longo prazo; o crescimento e desenvolvimento das plantas dependem do clima e do ambiente de cultivo; e sem o manejo adequado, as plantas podem apresentar crescimento desordenado em ambientes altamente poluídos, podendo causar prejuízos ainda maiores, tornando esta técnica inviável em algumas situações (Carmo et al., 2008). Para isto, as plantas podem remediar ambientes poluídos através de alguns mecanismos principais como os apresentados na Figura 4.



Fonte: Adaptado de Martins (2014).

Figura 4. Mecanismos utilizados pelas plantas em processos de fitorremediação.

- a) Fitoextração: neste processo as plantas absorvem os contaminantes pelas raízes, onde são armazenados ou transportados e acumulados nas partes aéreas. De acordo com Kumar et al (1995), a fitoextração é uma das técnicas mais utilizadas para a fitorremediação de solos contaminados, devido, principalmente, a alta eficiência e o baixo custo exigido;
- b) Fitovolatilização: é o mecanismo no qual as plantas transformam o poluente em uma forma volátil, eliminando-o assim, para a atmosfera (Oliveira et al., 2007). Esta técnica é bastante utilizada para recuperação de ambientes contaminados com As, Se e Hg, onde os mesmos são transformados em forma voláteis e eliminados por meio do tecido das folhas.
- c) Fitodegradação: os poluentes são degradados ou transformados em moléculas mais simples pela própria planta através de enzimas específicas. Dentre elas, podem-se destacar as nitroredutases, responsáveis pela degradação dos compostos nitroaromáticos, e as desalogenases, que degradam solventes clorados e pesticidas (Chaves et al., 2010).
- d) Rizodegradação: nesta técnica o contaminante é degradado na região rizosférica pela ação de bactérias e fungos. As plantas, por sua vez, podem alterar o ambiente geoquímico da rizosfera, a fim de proporcionar condições ideais para o crescimento e desenvolvimento de fungos e bactérias que irão atuar, diretamente, no processo de degradação dos contaminantes orgânicos (Wilson et al., 2000).
- e) Fitoestabilização: é uma técnica de remediação que estabiliza os poluentes e evita a exposição dos mesmos através da erosão, lixiviação, suprimindo a migração dos contaminantes nas águas subterrâneas. De acordo com Prasad & Freitas (2003),

diferentemente de outras técnicas, o objetivo da fitoestabilização não é o de remover os contaminantes do ambiente, mas sim, estabilizá-los e reduzir os riscos para a saúde humana e para o ambiente.

- f) Rizofiltração: este processo é aplicado para a remediação de ambientes aquáticos. Nele, as plantas absorvem e concentram os metais nas suas raízes e brotos. Segundo Prasad & Freitas (2003), a maioria dos pesquisadores acredita que as plantas para fitorremediação devem acumular metais apenas nas raízes. Para Dushenkov et al. (1995), a translocação dos metais para as folhas diminuiria a eficiência da rizofiltração. No entanto, alguns outros defendem que a eficiência do processo pode ser aumentada com a translocação dos metais para a parte aérea das plantas.

Diante do mencionado, é possível recuperar ambientes poluídos por diversos tipos de substâncias como, por exemplo, metais (Pb, Zn, Cu, Ni, Hg, Se), compostos inorgânicos (NO₃, NH₄⁺), elementos radioativos (U, Cs e Sr), hidrocarbonetos derivados de petróleo, pesticidas e herbicidas, explosivos (TNT e DNT), dentre várias outras (Soares et al., 2007).

Para que uma planta possa ser considerada um agente fitorremediador ela deve apresentar algumas características específicas adquiridas ao longo do seu processo evolutivo como, por exemplo, a capacidade de tolerar ou, até mesmo, absorver e acumular elementos não essenciais, que não apresentam função biológica, ou metais essenciais que se apresentam em concentrações de toxidez no ambiente (Costa et al., 2010).

Segundo Nascimento & Xing (2006), as condições ideais para um sistema de fitoextração devem incluir: a identificação, ou criação, de uma planta com rápido crescimento, alta produção de biomassa, elevada tolerância e capacidade de acumulação para vários metais na parte aérea; a otimização do manejo de solo e das práticas culturais para essa espécie e, por fim, a disposição final adequada do material vegetal ou sua utilização para reciclagem de metais.

As plantas de cobertura e extratoras de elementos poluentes, como a aveia preta (*Avena strigosa Schreb.*), que são normalmente cultivadas nos vinhedos durante o inverno, período em que a videira se encontra sem folhas, têm apresentado crescimento reduzido da parte aérea e raiz, clorose seguido de morte, devido à fitotoxicidade do cobre nos solos dos vinhedos (Santos et al., 2006).

Algumas espécies fitorremediadoras tipo algumas forragens herbáceas são encontradas na literatura com potencial de descontaminação do meio ambiente de elementos tóxicos ou metais pesados, tais como: *Pennisitum glaucum* (milheto), *Stylosantes guianensis* (capim mineirão), *Raphanus sativus* (nabo forrageiro), *Stylosantes humilis* HBK (estilosante), *Arachis pintoi*

Krapov. & Gregory (amendoim forrageiro), *Lolium multiflorum* L. (azevém) e *Avena sativa* L. (aveia preta) conforme descrito por Zancheta et al. (2011).

2.14 Aspectos gerais do capim elefante e produção de gramíneas

As primeiras experiências com uso de resíduos líquidos foram desenvolvidas nas periferias das grandes cidades européias, como as do Reino Unido, em 1.650, e Paris, na segunda metade do século XIX (Bechtold et al., 2007).

As culturas utilizadas em projetos de aproveitamento de águas residuárias, tratadas ou não, devem ser aquelas conhecidas em termos de potencial produtivo, capacidade de absorção e tolerância aos constituintes da água residuária, às exigências hídricas e adaptabilidade às condições impostas pela aplicação do efluente e os aspectos relevantes para a saúde pública (Saraiva & Konig, 2013).

O capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum.) é de origem africana, sendo atualmente cultivado em praticamente todas as regiões tropicais e subtropicais do mundo. Essa cultura foi descoberta pelo coronel Napier em 1905, sendo introduzido no Brasil em 1920, vindo de Cuba, podendo ser encontrado hoje difundido em todas as regiões brasileiras (Botrel et al., 1995).

Trata-se de uma forrageira perene de grande porte, que se propaga melhor por estacas e geralmente aumenta a produtividade com maior intervalo de corte, porém com redução do valor nutritivo. Esta gramínea vem ganhando interesse por ter crescimento expressivo nos últimos 20 anos, quando se constatou a possibilidade de aumento da produtividade e redução da área explorada, além do seu potencial produtivo e da sua qualidade quando devidamente adubado e manejado (Saraiva & Konig, 2013).

Com relação às características morfológicas é uma cultura perene, com crescimento cespitoso formando touceiras, podendo atingir de três até cinco metros de altura. Os colmos podem chegar a apresentar até três centímetros de espessura, sendo muito resistentes, e com entrenós de até 20 cm. O rizoma dessa cultura é curto, podendo medir até 25 cm de comprimento e raízes fibrosas. As folhas são derivadas de inserções alternadas de coloração verde escura, em forma de lâminas de 30 a 90 cm de comprimento por 2,5 cm de largura, aproximadamente, com nervura central larga e esbranquiçada, podendo ou não ter pubescências (pelos curtos e finos). A inflorescência é formada por panículas cilíndricas, de 8 a 30 cm de comprimento por 1,5 a 3,0 cm de espessura, eretas, cerdas com coloração variando de esverdeada, amarelada, castanha ou purpurescentes (Saraiva & Konig, 2013).

Entre as principais características agrônômicas do capim elefante, destacam-se: adaptação à latitude desde o nível do mar até 2.220 m, sendo mais adequado altitudes até 1.500 m; tolera

variações de temperaturas de 18 até mais de 30°C, sendo 24°C a temperatura de desenvolvimento ideal, porém, dependendo da cultivar, pode se desenvolver até em geadas; vegeta em regiões quentes e úmidas com precipitação anual acima de 1.000 mm, possuindo alta eficiência fotossintética; se adapta aos mais diversos tipos de solos, com exceção dos mal drenados; é uma cultura exigente com relação aos nutrientes, não tolerando pH baixo nem teores elevados de alumínio no solo, sendo a escassez de água, baixas temperaturas e luminosidade fatores limitantes ao crescimento (Friderichs et al., 2010).

A escolha da espécie forrageira é um fator altamente importante no tocante à produtividade e longevidade, juntamente com o manejo adotado. O capim-elefante exige solos mais profundos e friáveis, com possibilidade de mecanização, além de práticas de reposição de nutrientes, para que seu estabelecimento e produção não sejam comprometidos (Morais et al., 2009).

A biomassa seca de capim pode gerar 25 unidades de energia para cada uma de origem fóssil consumida em sua produção. Por sua vez, a cana convertida em etanol alcança uma relação de apenas nove por uma. Mas esses dois líderes em balanço energético enfrentam desafios e caminhos distintos antes que possam competir, por exemplo, em geração de eletricidade. Enquanto o eucalipto, a planta mais comum no Brasil para produzir celulose e carvão vegetal, produz até 20 toneladas de biomassa seca por hectare/ano, em média, o capim elefante produz de 30 a 40 toneladas, por hectare/ano, segundo os dados disponíveis na literatura brasileira. Ainda, o eucalipto necessita de sete anos para alcançar porte adequado para corte, enquanto o capim, além de oferecer mais de dois cortes por ano, o seu primeiro corte pode ser feito aos 180 dias após o plantio, devido ao seu rápido crescimento (Saraiva & König, 2013).

Aliado a isso, a grande extensão do desmatamento no Rio Grande do Norte e o lançamento dos efluentes no solo e em corpos hídricos mostram a necessidade de buscar alternativas de utilização dos efluentes para suprir a carência hídrica de regiões áridas e semi-áridas, bem como, expandir mais áreas agriculturáveis para diversos fins, sejam para prover alimento para o gado e até mesmo fornecer matéria-prima para geração de energia (Saraiva & König, 2013).

O capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schum) é, reconhecidamente, uma das gramíneas forrageiras de mais alto potencial produtivo e energético, adaptando-se muito bem às condições de clima e solo de praticamente todo o Brasil. A principal dificuldade existente para a expansão do cultivo do capim-elefante está relacionada à sua forma de propagação, realizada por meio de estacas, o que aumenta o custo de transporte e plantio da forrageira e impossibilita o armazenamento das estacas por longo período. O capim-elefante apresenta vantagens em relação às demais fontes de biomassa, tais como a maior produtividade, o menor ciclo produtivo (6 meses), o melhor fluxo de caixa e a possibilidade de mecanização total do cultivo. As

aplicações energéticas atuais desta gramínea são a combustão direta, a gaseificação, o carvoejamento e a hidrólise do bagaço (Saraiva & Koing, 2013).

Versando sobre os problemas da agricultura no mundo, vê-se que ela depende do suprimento de água a um nível tal que a sustentabilidade da produção agrícola não poderá ser mantida sem que critérios inovadores de gestão sejam estabelecidos e implementados em curto prazo. Essa condição é fundamentada no fato de que o aumento dessa produção não pode ser mais efetuado por mera expansão da terra cultivada. Nesse contexto, isso é importante na região semi-árida do Nordeste brasileiro, onde a escassez de água faz com que sejam, efetivamente, criadas alternativas que aproveitem a água disponível, dentre elas, a água residuária tratada, desde que se sigam as recomendações da organização mundial de saúde e de algumas resoluções do CONAMA. Além disso, os agricultores têm dificuldades em manter reservatórios com água para irrigar suas lavouras, uma realidade que anseia por mudanças urgentes.

O acúmulo de matéria seca difere entre as cultivares e regiões onde estas são cultivadas, além dos fatores antes comentados, como manejo e adubação. São estas diferenças que irão influenciar na escolha da cultivar a ser explorada. Nesse sentido, pode-se observar na (Tabela 7).

Tabela 7. Extração anual de nutrientes de plantas forrageiras para a produção animal.

Espécies	Prod. MS (t/ha.a)	Nutrientes removidos (Kg/ha)				
		N	P	K	Ca	Mg
<i>Brachiaria ruziziensis</i>	32,9	333	54	442	150	77
<i>Cynodon nlemfuensis</i>	27,8	380	64	460	148	53
<i>Pennisetum purpureum</i>	27,7	332	70	554	105	69
<i>Brachiaria mutica</i>	26,4	337	47	421	126	87
<i>Digitaria decumbens</i>	26,1	329	52	393	119	74
<i>Panicum maximum</i>	25,3	317	48	399	163	109
<i>Melinis minutiflora</i>	14,3	227	35	228	62	48
Kg nutriente/t. MS - Elefante		12	2,50	20	3,8	2,5

N=nitrogênio; P=fósforo; K=potássio; Ca=cálcio; Mg=magnésio.

Apresenta ainda colmos com parte fibrosa, mais dura, que forma a casca e uma medula com feixes vasculares. A produtividade desta cultura no Brasil chega em média a 40,49 toneladas de biomassa seca por hectare, o que corresponde ao dobro da biomassa produzida pelo eucalipto (Carnevalli et al., 2006).

A extração de nutrientes de várias plantas forrageiras, e dentre elas o capim-elefante. Destacando que as plantas forrageiras mais produtivas realmente extraíram maiores quantidade de nutrientes, e que estas extrações variam de acordo com a idade em que a planta é manejada e com as cultivares.

3.0 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Campo de estudo

Este trabalho foi desenvolvido, no período de 9 de agosto de 2013 a 13 de janeiro de 2015, na Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA) que ocupa 793,13 m², da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), campus Leste, localizada na BR 110-km 47, Bairro Presidente Costa e Silva, em Mossoró - RN, sob as coordenadas geográficas 5°12'31,25"S e 37°19'08,78"O e altitude de 18 m, como evidenciado na Figura 5.



Fonte: Google Earth (2016).

Figura 5. Imagens da Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA), localizada no campus Leste da UFERSA, em Mossoró-RN.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen-Geiger, é do tipo BSw^h (quente e seco), com precipitação pluviométrica bastante irregular, com média anual de 673,9 mm; temperatura média de 27,4 °C; umidade relativa do ar média de 68,9%; insolação média diária de 7,83 horas e anual de 2771,27 horas de brilho solar durante um período histórico de 30 anos; e velocidade média do vento de 0,84 m s⁻¹ (Alvares et al., 2013).

3.2 Aterro sanitário de Mossoró-RN e origem do lixiviado e da água de abastecimento utilizados nos ensaios experimentais

O aterro sanitário de Mossoró-RN está localizado a cinco quilômetros da área urbana deste município, às margens da BR-110 sentido Mossoró/Areia Branca, sob as coordenadas geográficas 5°10'59,36"S e 37°16'30,46"O, conforme apresentado na Figura 6.



Fonte: Google Earth (2016).

Figura 6. Imagem de satélite do aterro sanitário de Mossoró-RN, destacando alguns dos seus componentes básicos.

Este empreendimento foi operado pela empresa SANEPAV para a destinação de resíduos sólidos urbanos classe II A¹, ocupa uma área de 17 ha e recebe diariamente 150 t.dia⁻¹ de resíduos sólidos urbanos que resultam na geração média de 50 L h⁻¹ de lixiviado. Suas células possuem uma camada impermeável, sistema de captação de lixiviado e queima de gás metano.

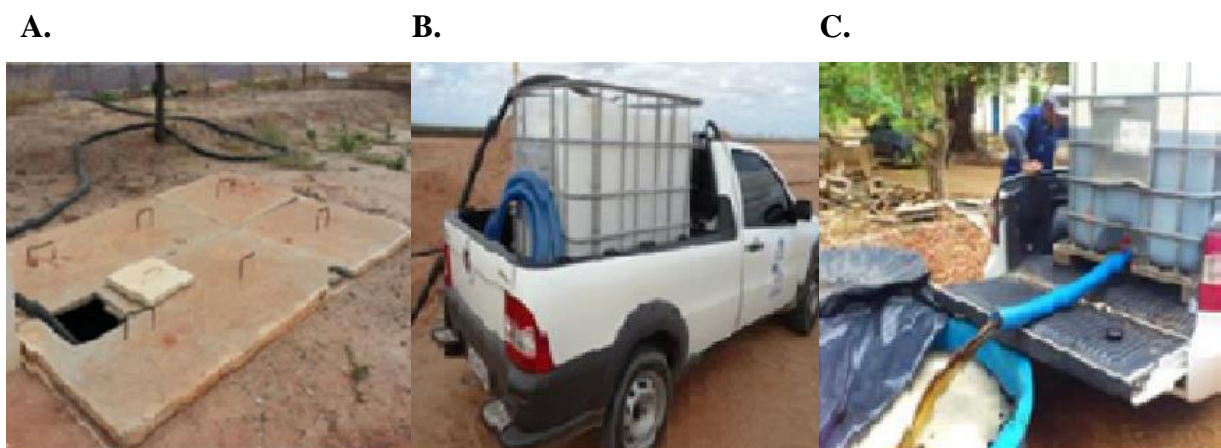
A coleta dos resíduos sólidos urbanos em Mossoró-RN é realizada de segunda a sexta-feira pela SANEPAV, nos três períodos do dia (matutino, vespertino e noturno), empregando nove caminhões compactadores de 15 e 19 m³.

Para os ensaios experimentais do presente trabalho, o lixiviado dado em uma temperatura média de 29,50 °C foi recalcado da estação de bombeamento de lixiviado do aterro sanitário (Figura 7A) para um reservatório impermeabilizado de 1,0 m³ (Figura 7B), sendo transportado, posteriormente, para o local do experimento na UERA/UFERSA, onde foi depositado em dois reservatórios impermeabilizados de 0,55 m³ cada (Figura 7C).

A água de abastecimento utilizada neste trabalho foi oriunda da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN), sendo, antes da realização dos estudos, armazenada em reservatório impermeabilizado de 10 m³, sombreada por cajueiro, para evitar o aquecimento da água.

¹ Resíduos classe II A - Não inertes – Aqueles que não se enquadram nas classificações de resíduos classe I - Perigosos ou de resíduos classe II B - Inertes, nos termos da NBR 10004/2004.

Os resíduos classe II A – Não inertes que podem ter propriedades, tais como: biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água (ABNT, 2011).



Fonte: Arquivo do pesquisador (2016).

Figura 7. Imagem da estação de bombeamento de lixiviado no aterro sanitário (A) e das atividades de carga (B) e descarga (C) deste para os ensaios experimentais.

3.3 Descrição geral dos dois estudos realizados

O presente trabalho foi composto pela realização de dois estudos, sendo o primeiro para avaliar o desempenho hidráulico de gotejadores aplicando lixiviado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento; e o segundo para analisar os efeitos da aplicação do lixiviado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento na produção, no crescimento, no estado nutricional, na fitoextração do capim elefante e nas características químicas do solo.

Ressalta-se que os estudos com lixiviado de aterro sanitário no sistema solo-planta e no desempenho de equipamento de irrigação são incipientes tanto em nível nacional quanto internacional; e que receberão maior importância após a substituição dos aterros comuns (lixões) pelos aterros sanitários, conforme estabelecido na Política Nacional de Resíduos Sólidos.

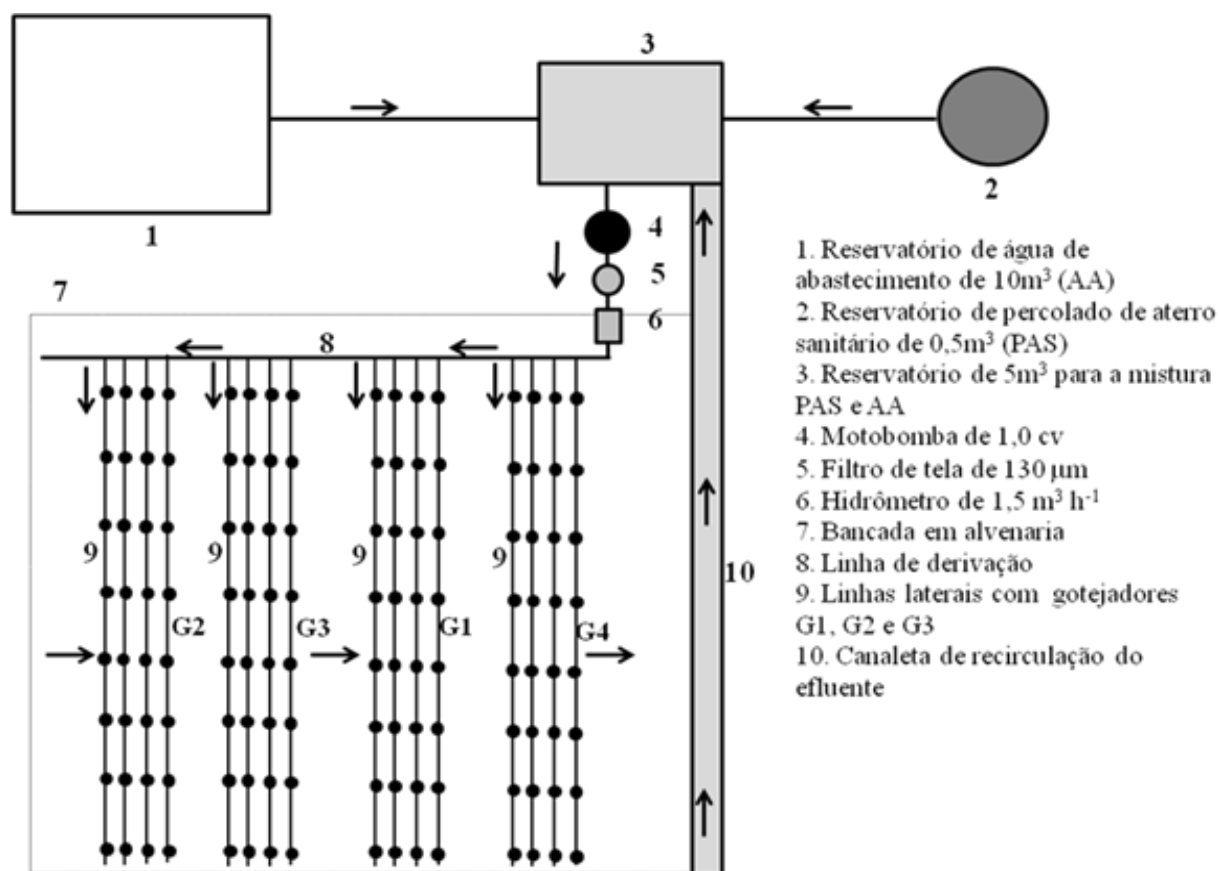
3.3.1 Desempenho hidráulico de gotejadores aplicando percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento

Este estudo foi realizado na Unidade Experimental de Reuso de Água (UERA) da Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA) em Mossoró, RN, sob as coordenadas geográficas 5° 11' 31'' de latitude sul e 37° 20' 40'' de Longitude Oeste. Essa etapa foi conduzida no período compreendido de 9 de agosto a 10 de outubro de 2013.

3.3.1.1 Confeção da plataforma e montagem da bancada experimental

Para a condução dos ensaios experimentais, construiu-se uma plataforma em alvenaria, nas dimensões de 2,0 m de largura por 8,0 m de comprimento, possuindo piso com declividade de 1% e canaleta lateral com declividade de 2% para a recirculação do efluente (Figura 8).

Esta plataforma também foi constituída por um reservatório de 0,5 m³ para armazenamento do percolado de aterro sanitário (PAS), um reservatório de 10 m³ para armazenamento da água de abastecimento (AA), um reservatório de 5,0 m³ para armazenamento da mistura do PAS e da AA (Figura 8 e Apêndice 1). Toda a plataforma foi revestida, internamente, com argamassa impermeável para evitar infiltração do efluente no solo.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2016).

Figura 8. Esquema da bancada experimental, destacando todos os seus componentes para armazenamento, condução e recirculação do percolado de aterro sanitário diluído.

No interior da plataforma foram montadas quatro unidades de gotejamento (Figura 9), compostas por um conjunto motobomba de 1,0 cv, um hidrômetro de 1,5 m³ h⁻¹, um filtro de tela com aberturas de 130 μm, uma linha de derivação com diâmetro nominal de 32 mm de PVC e 16 linhas laterais de polietileno, com diâmetro nominal de 16 mm dotadas de quatro tipos de gotejadores (Figura 9 e Tabela 8)

G1.**G2.****G3.****G4.**

Fonte: Arquivo do pesquisador (2016).

Figura 9. Imagem dos quatro tipos de gotejadores (G1, G2, G3 e G4) utilizados nos ensaios experimentais do desempenho hidráulico dos gotejadores aplicando percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.

Os quatro tipos de gotejadores utilizados nos ensaios experimentais foram escolhidos por serem os mais comercializados em Mossoró-RN e região, para a irrigação de diversos cultivos agrícolas, principalmente, frutíferas, hortícolas, parques recreativos, jardins e forragens. Na Tabela 8 está apresentada a caracterização técnica dos quatro tipos de gotejadores, utilizados no ensaio experimental.

Tabela 8. Gotejadores utilizados nos ensaios experimentais, destacando o fabricante (F), o dispositivo de autocompensação (DA), a vazão nominal (Q), o coeficiente de vazão (k), o expoente da vazão que caracteriza o regime de escoamento (x), a área de filtragem (A), o comprimento do labirinto (L), o coeficiente de variação de fabricação (CVf), a faixa de pressão recomendada (P) e o espaçamento entre emissores (EE).

F	DA*	Q* (L h ⁻¹)	k*	x*	A (mm ²)	L (mm)	CV _f * (%)	P* (kPa)	EE* (m)
Plastro Hydrodrip Super (G1)	Não	1,65	0,53	0,48	4,0**	37**	± 5	60 - 150	0,30
Netafim PCJ-CNJ (G2)	Sim	2,00	2,00	0,00	2,0*	35*	± 7	50 - 400	0,80
Netafim PCJ-CNJ (G3)	Sim	4,00	4,00	0,00	2,0*	35*	± 7	50 - 400	0,80
Netafim PCJ-CNJ (G4)	Sim	8,00	8,00	0,00	2,0*	35*	± 7	50 - 400	0,80

Nota: * e ** informações obtidas nos catálogos dos fabricantes e informações medidas com auxílio de um parquímetro digital com precisão de 0,01 mm, respectivamente. CNJ - sistema anti-drenante.

Na linha de derivação foram inseridos 16 conectores com borracha de vedação, sendo quatro conectores para cada tipo de gotejador. Nestes conectores foram instaladas as linhas laterais, com 8 m de comprimento, em nível sobre o piso da plataforma. Ao longo de cada linha lateral foram marcados nove gotejadores equidistantes, para avaliação dos níveis de obstrução.

3.3.1.2 Experimentação e análise estatística

O experimento foi montado em esquema de parcelas subdivididas no delineamento inteiramente casualizado (DIC), tendo, nas parcelas, os modelos de gotejadores (G1 - 1,65 L h⁻¹, G2 - 2,0 L h⁻¹, G3 - 4,0 L h⁻¹ e G4 - 8,0 L h⁻¹) e, nas subparcelas, os períodos das avaliações (0, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140 e 160 h), com quatro repetições (cada linha lateral representou uma repetição), seguindo as recomendações de Coelho et al. (2015a) e Mesquita et al. (2015). Segundo esses autores trabalhando nas mesmas condições experimentais, encontraram níveis significativos de obstrução nos gotejadores, após 160 h de aplicação de percolado de aterro sanitário. Deve-se ressaltar que os tipos de gotejadores foram casualizados nas unidades de aplicação do percolado diluído em água de abastecimento.

Os dados foram submetidos à análise de variância, empregando-se o teste F a 5% de probabilidade. Para o fator qualitativo tipo de gotejadores, as médias foram comparadas, utilizando-se o teste Tukey, a 5% de probabilidade. Para o fator quantitativo tempo de operação e qualidade do efluente, os modelos de regressão simples e múltiplas foram escolhidos com base na significância dos coeficientes de regressão, aplicando-se o teste t num nível de até 10%, no coeficiente de determinação ($\geq 60\%$) e no processo em estudo, seguindo a metodologia proposta por Batista et al. (2013c).

Na análise de relação entre as variáveis do desempenho hidráulico e as características físico-químicas e microbiológica do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento, utilizou-se o teste de correlação de Pearson a 5% de probabilidade, como apresentado na Equação 8.

A intensidade da correlação de Pearson foi interpretada como: perfeita positiva ($r = 1$), forte positiva ($0,8 \leq r < 1$), moderada positiva ($0,5 \leq r < 0,8$), fraca positiva ($0,1 \leq r < 0,5$), ínfima positiva ($0 < r < 0,1$), nula ($= 0$), ínfima negativa ($-0,1 < r < 0$), fraca negativa ($-0,5 < r \leq -0,1$), moderada negativa ($-0,8 < r \leq -0,5$), forte negativa ($-1 < r \leq -0,8$), perfeita negativa ($r = -1$), como descrito por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009).

3.3.1.3 Atividades de operação das unidades de aplicação por gotejamento do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento

Durante o período experimental, as unidades de gotejamento foram abastecidas com a mistura do percolado de aterro sanitário (PAS) com a água de abastecimento (AA) na proporção de 1: 3 (uma parte de PAS para três partes de AA); baseada no estudo desenvolvido por Coelho

et al. (2015a), onde com a proporção de 1:3 foram obtidos os melhores indicadores de produção e biométricos do capim elefante, bem como os menores efeito de degradação do solo.

Semanalmente foram realizadas coletas do percolado no aterro sanitário de Mossoró-RN com a finalidade de abastecer as unidades de gotejamento. Estas unidades funcionaram, em média, quatro horas por dia, até completar 160 h, seguindo as recomendações de Batista et al. (2013c) e Mesquita et al. (2015), que encontraram níveis significativos de obstrução nos gotejadores, após 160 h de aplicação percolado de aterro sanitário, respectivamente.

Com a finalidade de minimizar os níveis de entupimento nos quatro tipos de gotejadores, a pressão de serviço das unidades de gotejamento foi mantida no valor de 140 kPa por meio de manômetro, seguindo as recomendações de Coelho et al. (2015a) para operação de unidade de gotejamento operando com percolado de aterro sanitário. A pressão de serviço foi medida, diariamente, com um manômetro de glicerina graduado de 0 a 400 kPa, tendo precisão de 10 kPa.

No início do experimento, quando não houve entupimento, as variações de vazão entre os gotejadores, encontraram-se na faixa de $\pm 7\%$ assim como, o coeficiente de variação de fabricação (CVf) da amostra que não excedeu a $\pm 7\%$, conforme as recomendações técnicas da NBR ISO 9261 (ABNT, 2006).

3.3.1.4 Monitoramento da qualidade físico-química e microbiológica da mistura percolado de aterro sanitário mais água de abastecimento

No período experimental, realizaram-se nove determinações das características físico-químicas e microbiológicas do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento, inerentes ao risco de obstrução de gotejadores. Para isto, as amostras foram coletadas a cada 20 h, após o sistema de filtragem, sendo posteriormente armazenadas em recipientes esterilizados à temperatura de 4°C em caixa isotérmica com gelo até o momento da realização das análises em laboratórios da UFERSA.

No Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA foram medidos os valores do pH, com peagâmetro de bancada; a condutividade elétrica (CE) em dS m^{-1} , com condutivímetro de bancada; as concentrações de ferro total (Fe) e manganês total (Mn) em mg L^{-1} , por espectrofotometria de absorção atômica; as concentrações de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) em mmolc L^{-1} , pelo método titulométrico. As concentrações dos sólidos suspensos (SS) e dos sólidos totais (ST), em mg L^{-1} , foram obtidas pelo método gravimétrico, enquanto as concentrações dos sólidos dissolvidos (SD), em mg L^{-1} , foram obtidas pela diferença de sólidos totais e sólidos suspensos.

Enquanto, no Laboratório de Inspeção de Produtos de Origem Animal (LIPOA), também, da UFERSA foram detectados e quantificados os níveis populacionais dos coliformes totais (CT), empregando a técnica dos tubos múltiplos. Os coliformes totais foram utilizados como bactérias ocasionadoras de entupimento em gotejadores, pelo fato de incorporarem os gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter* (Brito et al., 2005), que segundo Nakayama et al. (2006) acarretam a formação de mucilagem no interior dos emissores, e consequentemente, problemas de entupimento.

Deve-se ressaltar que todo o procedimento de coleta, armazenamento e análises das amostras seguiram as recomendações técnicas do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (Rice et al., 2012).

3.3.1.5 Monitoramento dos indicadores de desempenho hidráulico das unidades de gotejamento que aplicaram percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento

Para a obtenção dos indicadores de desempenho hidráulico das quatro unidades de gotejamento foram avaliados nove gotejadores por linha lateral, totalizando 36 gotejadores por unidade de aplicação; seguindo a recomendação de Capra & Scicolone (1998) que propuseram o mínimo de 16 gotejadores para avaliação do desempenho hidráulico de sistemas de irrigação por gotejamento com problemas de entupimento. Ao longo do período experimental, foram realizadas nove avaliações do desempenho hidráulico das unidades de gotejamento, especificamente nos tempos de operação de 0, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 140 e 160 h.

A cada 20 h de operação das unidades de gotejamento mediu-se a vazão dos nove gotejadores selecionados por linha lateral, coletando-se o volume aplicado de efluente, durante três minutos, conforme recomendação da NBR ISO 9261 (ABNT, 2006).

Os indicadores de desempenho hidráulico empregados na detecção dos níveis de obstrução dos gotejadores das unidades de gotejamento foram: vazão do gotejador (Q), coeficiente de variação de vazão (CVQ), vazão relativa (QR), redução da vazão relativa (RQR), coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC) estudado por Christiansen (1942), coeficiente de uniformidade estatística (Us) e Correlação de Pearson (r), representados pelas Equações 2, 3, 4, 5, 6, 7 e 8.

$$Q = \frac{V}{1000 \cdot t} \cdot 60 \quad (2)$$

Em que:

Q - vazão do gotejador, L h⁻¹;

V - volume de efluente coletado, mL; e

t - tempo de coleta do efluente, min.

$$CVQ = 100 \cdot \frac{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (q_i - \bar{q})^2}{n_e - 1}}}{\bar{q}} \quad (3)$$

Em que:

CVQ - coeficiente de variação da vazão, %;

q_i - vazão de cada gotejador, L h⁻¹;

\bar{q} - vazão média dos gotejadores, L h⁻¹; e

n_e - número de gotejadores avaliados.

$$QR = \frac{q_a}{q_i} \quad (4)$$

Em que:

QR - vazão relativa, L h⁻¹;

q_a - vazão atual, L h⁻¹; e

q_i - vazão inicial, L h⁻¹.

$$RQR = 100 \cdot \left(\frac{q_i - q_a}{q_i} \right) \quad (5)$$

em que:

RQR - Redução da vazão relativa, %;

q_i - vazão inicial, L h⁻¹; e

q_a - vazão atual, L h⁻¹.

$$CUC = 100 \cdot \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n |q_i - \bar{q}|}{n_e \cdot \bar{q}} \right) \quad (6)$$

Em que:

CUC - coeficiente de uniformidade de Christiansen, %;

q_i - vazão de cada gotejador, $L h^{-1}$;

\bar{q} - vazão média dos gotejadores, $L h^{-1}$; e

n_e - número de gotejadores avaliados.

$$U_s = 100 \cdot (1 - CVQ) \quad (7)$$

Em que;

U_s - coeficiente de uniformidade estatística de aplicação de efluente, %; e

CVQ - coeficiente de variação da vazão, %.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n \left[x_i - \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n x_i \right) \right] \left[y_i - \left(\frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n y_i \right) \right]}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (8)$$

Em que:

x_1, x_2, \dots, x_n e y_1, y_2, \dots, y_n - valores medidos das variáveis vazão, pressão de serviço, tempo de operação e as características físico-químicas e microbiológicas do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento; e

\bar{x} e \bar{y} - médias aritméticas das variáveis vazão, pressão de serviço, tempo de operação e as características físico-químicas e microbiológicas do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento segundo Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009).

3.3.1.6 Avaliação visual e por microscopia óptica do biofilme formado no interior dos gotejadores

Decorrida as 160 h de operação das unidades de gotejamento, efetuou-se o corte e abertura em quatro linhas laterais, sendo uma de cada tipo de gotejador; selecionando-se o último gotejador avaliado de cada linha para retirada de amostras do material que ocasionou a obstrução e, paralelamente, realizou-se o registro fotográfico dos mesmos por meio de uma câmera digital Sony, com resolução de 8.0 megapixels.

Os gotejadores com biofilme foram armazenados em frascos esterilizados de 60 mL e encaminhados ao Laboratório de Histologia e Embriologia da UFERSA, onde se realizou a

identificação e caracterização dos agentes biológicos ocasionadores da bioincrustação, com o auxílio de uma câmera Olympus DP72, possuindo resolução de 12.8 megapixels, acoplada a um microscópio óptico da marca Olympus BX51. Amostras do biofilme foram distribuídas em lâminas de microscopia óptica, sendo analisadas ao microscópio óptico com objetiva de 100x de aumento.

3.3.2 Efeitos da aplicação de proporções de percolado de aterro sanitário e água de abastecimento na alteração de atributos químicos do solo e de características produtivas, biométricas e fitoremediadoras do capim elefante

3.3.2.1 Classificação e caracterização inicial do solo da área experimental

Este trabalho foi conduzido na UERA/UFERSA, no período compreendido de 20 de outubro de 2014 a 13 de janeiro de 2015. O solo da área experimental foi classificado como ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico, segundo as diretrizes do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013).

Na Tabela 9, estão apresentados os valores médios das principais características químicas e físicas do solo, antes da aplicação do percolado de aterro sanitário e da água de abastecimento, obtidos pela metodologia proposta por Donagema et al. (2011).

Tabela 9. Características químicas e físicas do solo antes da instalação do experimento.

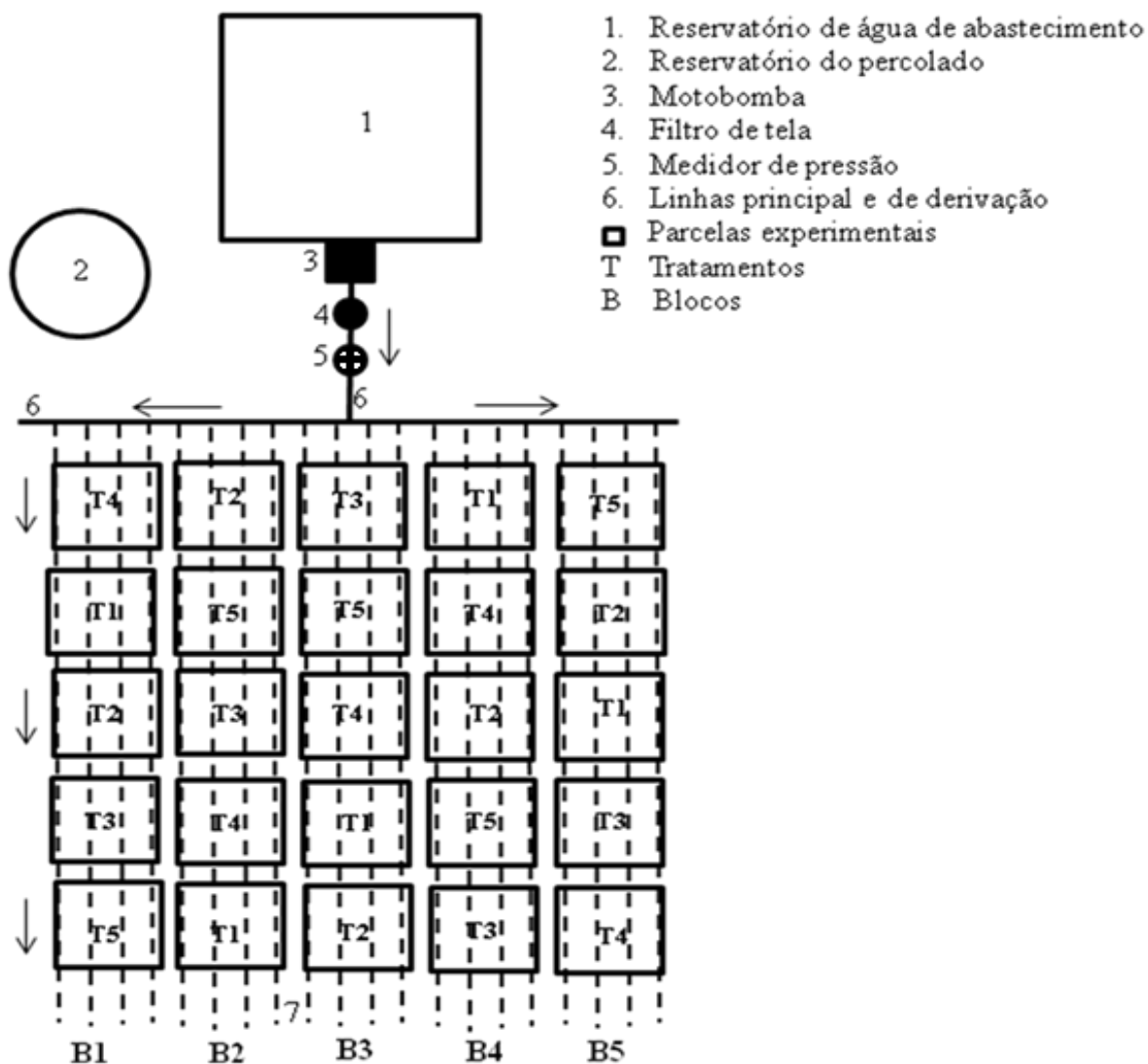
Camadas do perfil do solo/ Profundidades (m)		pH	CEes dS m ⁻¹	M.O g kg ⁻¹	P	K ⁺	Na ⁺	N	Ni	Cd	Pb	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	SB	CTC	m
					-----mg dm ⁻³ -----						----- cmol _c .dm ⁻³ -----						%
0,0-0,10	P1	6,84	0,19	7,55	14,06	78,30	25,63	0,80	0,09	0,01	0,16	1,67	1,66	0,00	3,65	3,65	0,00
0,10-0,20	P2	6,78	0,32	8,41	13,03	69,64	23,70	0,85	0,01	0,01	0,16	1,94	2,11	0,00	1,95	1,95	0,00
0,20-0,30	P3	6,82	0,22	8,30	10,74	88,53	21,53	0,69	0,09	0,01	0,15	2,32	2,24	0,00	4,87	4,87	0,00
0,30-0,40	P4	6,99	0,17	7,84	8,93	65,44	16,16	0,64	0,09	0,01	0,13	2,22	2,67	0,00	5,12	5,12	0,00
0,40-0,50	P5	7,10	0,17	6,32	8,33	60,06	18,43	0,57	0,08	0,01	0,13	2,37	2,64	0,00	5,24	5,24	0,00

Camadas do perfil do solo/ Profundidades (m)		Densidade do solo g m ⁻³	Areia	Silte	Argila	Umidade (%)	Classe Textural	Relação Silte/Argila
			----- kg kg ⁻¹ -----					
0,0-0,10	P1	1,52	77,92	9,83	12,69	14,42	Areia franca	0,80
0,10-0,20	P2	1,59	84,83	9,48	5,69	14,57	Areia	1,67
0,20-0,30	P3	1,65	55,16	11,67	33,18	14,26	Franco Argilo Arenosa	0,35
0,30-0,40	P4	1,53	50,81	12,78	37,08	13,34	Franco Argilo Arenosa	0,33
0,40-0,50	P5	1,47	47,98	11,34	38,43	12,51	Franco Argilo Arenosa	0,29

P - Profundidade; MO - matéria orgânica determinada pelo método Walkley-Black (Defelipo & Ribeiro, 1981); pH em água (relação 1:2,5); P, K, Na, Ni, Cd e Pb - fósforo disponível, potássio, sódio trocável, níquel, cádmio e chumbo extraídos com Mehlich 1 e determinados conforme o método definido por Defelipo & Ribeiro (1981); Ca, Mg, e Al - cálcio, magnésio e alumínio trocáveis, extraídos com KCl 1 mol L⁻¹ e determinados conforme Defelipo & Ribeiro (1981); SB - soma de bases; CTC - capacidade de troca de cátions; m% - saturação por alumínio; densidade do solo determinada pelo método do anel volumétrico (Donagema et al., 2011); areia, silte e argila determinados pelo método da pipeta (Donagema et al., 2011); e umidade do solo determinado pelo método padrão de estufa (Bernardo et al., 2006).

3.3.2.2 Montagem da área experimental e manejo da aplicação do percolado de aterro sanitário e da água de abastecimento

Dentro da UERA/UFERSA foi delimitada uma área experimental que ocupou 56,4 m², tendo 25 parcelas experimentais com dimensões individuais de 1,0 x 1,0 m (1,0 m²), como apresentado na Figura 10. O procedimento de montagem da área experimental e o procedimento de aplicação do percolado de aterro sanitário e da água de abastecimento seguiram as recomendações de Coelho et al. (2015a, b).



Fonte: Arquivo do pesquisador (2016).

Figura 10. Esquema da área experimental destacando os equipamentos utilizados, bem como a disposição das parcelas experimentais.

Para a aplicação, diária, da água de abastecimento (AA) foram utilizados os seguintes componentes, descritos na Figura 10: a) Um reservatório de concreto de 10 m³; b) Um conjunto motobomba de 0,5 cv; c) Um filtro de disco com aberturas de 130 µm; d) Uma linha principal

e uma linha de derivação em PVC com 32 mm de diâmetro nominal; e d) 20 linhas laterais com emissores não-autocompensantes de 2,0 L h⁻¹ de vazão nominal e espaçamento entre emissores de 0,40 m.

Na aplicação semanal do percolado de aterro sanitário (PAS), utilizaram-se os seguintes componentes e procedimentos: a) Mistura do PAS dentro de um reservatório de 0,5 m³ (Figura 10), para homogeneização da composição do fluido; b) Medição da quantidade específica dentro de uma proveta de 1 L; c) Transferência da quantidade medida de PAS para um regador; d) Aplicação do PAS com auxílio de um regador, diretamente no solo, dentro de cada parcela, minimizando-se o contato direto do líquido com o capim elefante; e e) Escavação de microbacia dentro de cada parcela, para evitar o escoamento superficial e potencializar a infiltração de todo PAS aplicado. Nessa mesma data, a aplicação de AA foi realizada apenas nos tratamentos testemunhas onde receberam irrigação normal de acordo com a necessidade hídrica da cultura.

O plantio do capim elefante foi realizado no dia 20 de outubro de 2014, sendo colocados cinco colmos de 25 cm de comprimento cada por parcela, depois enterradas a 10 cm no solo e espaçados a cada 0,25 m. Ao longo do ciclo da cultura não foi realizada calagem e nem adubação mineral de fundação ou cobertura. Para o controle de formigas (*Solenopsis invicta*) efetuou-se algumas aplicações de formicidas. O controle das plantas daninhas entre as linhas de plantio foi realizado por meio de capina manual, a cada 15 dias até o encerramento da colheita do experimento.

Determinou-se a demanda hídrica do capim elefante utilizando-se os coeficientes de ajuste sobre a evapotranspiração de referência (ET_o). A lâmina bruta de irrigação foi calculada por meio de um balanço hídrico, em que a entrada de água foi a irrigação e a saída, a evapotranspiração da cultura (ET_c). Utilizou-se a Equação 9, proposta por Doorenbos & Pruitt (1977), modificada por Mantovani & Costa (1998), para se estimar a ET_c:

$$ET_c = ET_o \cdot K_c \cdot K_s \cdot K_l \quad (9)$$

em que;

ET_c - evapotranspiração da cultura, em mm d⁻¹;

ET_o - evapotranspiração de referência, em mm d⁻¹;

K_c - coeficiente de cultura, adimensional;

K_s - coeficiente de estresse hídrico adimensional; e

K_l - coeficiente de localização, adimensional.

O método de estimativa da ETo que utilizou os elementos meteorológicos disponíveis (radiação solar, temperatura média do ar, velocidade do vento e umidade relativa do ar) foi o modelo de Penman-Monteith-FAO (Allen et al., 2006), descrita pela Equação 10.

$$ETo = \frac{0,408 \Delta (Rn - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} U_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma (1 + 0,34 U_2)} \quad (10)$$

em que;

ETo - evapotranspiração de referência, em mm d⁻¹;

Rn - saldo de radiação à superfície, em MJ m⁻²d⁻¹;

G - fluxo de calor no solo, em MJ m⁻²d⁻¹;

T - temperatura do ar a 2 m de altura, em °C;

U₂ - velocidade do vento à altura de 2 m, em m s⁻¹;

e_s - pressão de saturação de vapor, em kPa;

e_a - pressão de vapor atual do ar, em kPa;

(e_s - e_a) - déficit de pressão de vapor, em em kPa;

Δ - declividade da curva de pressão de vapor de saturação, em kPa °C⁻¹; e

γ - constante psicrométrica, em kPa °C⁻¹.

Os dados meteorológicos necessários para a estimativa da ETo foram obtidos de uma estação meteorológica instalada na UFERSA, situada à 946 m de distância da UERA. Na Figura 11 estão apresentados os dados de precipitação pluviométrica, ETo, temperatura média do ar e radiação solar, no período de novembro de 2014 a janeiro de 2015.

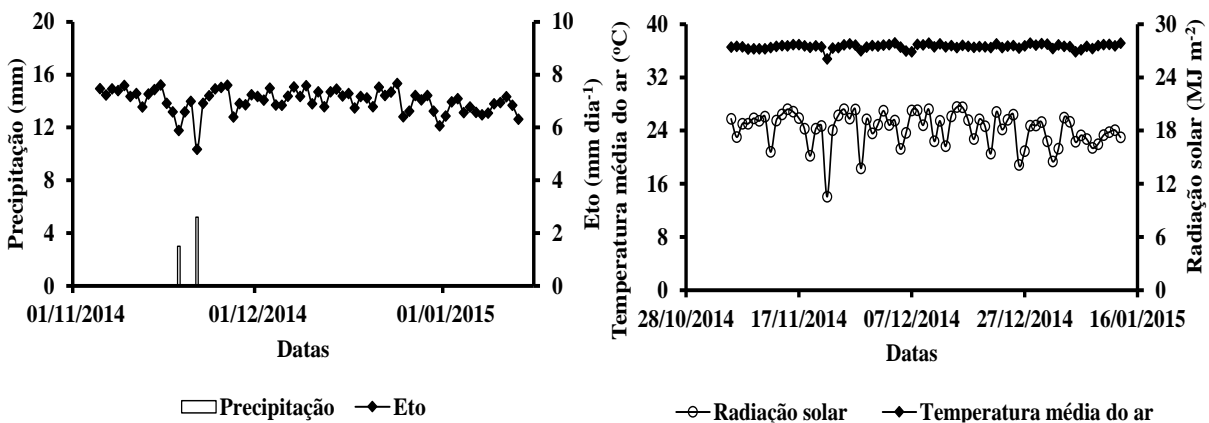


Figura 11. Valores diários da precipitação pluviométrica, evapotranspiração de referência (Eto), temperatura média do ar e radiação solar, obtidos de novembro de 2014 a janeiro de 2015.

Adotou-se para o capim elefante o coeficiente de cultura único (Kc) no valor de 0,80, para todas as fases da cultura, conforme recomendado por Alencar et al. (2009).

O valor do coeficiente de estresse hídrico (K_s) foi calculado utilizando-se o modelo logarítmico proposto por Bernardo et al. (2006), empregando a Equação 11. Como o CTA foi em irrigação localizada que é de alta frequência, então o K_s foi igual a 1.

$$K_s = \frac{\ln(LAA + 1)}{\ln(CTA + 1)} \quad (11)$$

em que;

K_s - coeficiente de estresse hídrico, adimensional;

LAA - lâmina atual de água no solo, em mm; e

CTA - capacidade total de água no solo, em mm.

O valor do coeficiente de localização de irrigação (K_l) foi calculado em função da porcentagem de área molhada ou sombreada, utilizando-se o modelo proposto por Keller & Bliesner (1990), conforme a equação 12:

$$K_l = 0,1 \cdot \sqrt{P} \quad (12)$$

em que;

K_l - coeficiente de localização de irrigação, adimensional; e

P - porcentagem de área molhada ou sombreada.

As doses do percolado de aterro sanitário (PAS) foram calculadas pelo método da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - método EPA (EPA, 1981). Este método possibilita calcular a dose de efluente que minimiza a contaminação das águas subterrâneas, particularmente em relação ao nitrato em níveis acima dos limites aceitáveis para potabilidade de água, que é de 10 mg L^{-1} , como descrito na Equação 13.

$$L_w = \frac{C_p \cdot (PR - ET_c) + 10 \cdot U}{(1 - f) \cdot C_n - C_p} \quad (13)$$

em que;

L_w – lâmina de aplicação anual, cm ano^{-1} ;

C_p – concentração de nitrogênio na água de percolação, mg L^{-1} ;

PR – precipitação local, cm ano^{-1} ;

ET_c – evapotranspiração da cultura no local, cm ano^{-1} ;

U – absorção de nitrogênio pela cultura, $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$;

Cn – concentração de nitrogênio total na água residuária, mg L⁻¹; e

f – fração do nitrogênio que é removido por desnitrificação e volatilização, adimensional.

Neste método, considerou-se Cp como 10 mg L⁻¹, PR-ET (obtido com auxílio de estação meteorológica automática), U igual a 275 kg ha⁻¹, f igual a 20% e Cn obtido em avaliações da qualidade do percolado, ao longo do experimento. Desta forma a dose do PAS para a irrigação do capim elefante, empregando-se o método EPA, foi de 32 mm por semana. Devido ao elevado aporte de nitrogênio total do PAS, a dose de 32 mm foi parcelada em 10 aplicações, que ocorreram semanalmente, complementadas com água de abastecimento para atendimento da demanda hídrica do capim elefante.

Os tratamentos foram aplicados com base no critério do EPA (1981) e na necessidade hídrica da cultura:

- a) T1 - Parcelas irrigadas apenas com água de abastecimento pela demanda hídrica da cultura (AA);
- b) T2 - Parcelas irrigadas com 50% da dose de efluente pelo critério EPA mais AA;
- c) T3 - Parcelas irrigadas com 100% da dose de efluente pelo critério EPA mais AA;
- d) T4 - Parcelas irrigadas com 150% da dose de efluente pelo critério EPA mais AA;
- e) T5 - Parcelas irrigadas com 200% da dose de efluente pelo critério EPA mais AA.

Nos tratamentos T1 a T5 a aplicação da água de abastecimento (AA) ocorreu, diariamente, deste o plantio do capim no dia 20 de outubro de 2014 até o encerramento do experimento no dia 13 de janeiro de 2015. No entanto, nos tratamentos T2 a T5 as aplicações do percolado de aterro sanitário (PAS) foram realizadas, a partir de 11 de novembro de 2014, durante 10 semanas consecutivas.

O experimento foi montado no delineamento em blocos casualizados, em esquema de parcelas subdivididas tendo nas parcelas os cinco tratamentos (T1, T2, T3, T4 e T5) e nas subparcelas as cinco profundidades de amostragem (0,00 a 0,10, 0,10 a 0,20, 0,20 a 0,30, 0,30 a 0,40 e 0,40 a 0,50 m), com cinco repetições.

Durante o ciclo do capim elefante em campo até o corte aos 83 dias após o plantio, totalizou-se uma lâmina bruta de irrigação de 491,02 mm, a qual foi distribuída em cinco proporções de percolado de aterro sanitário (PAS) e água de abastecimento (AA), como apresentado na Tabela 10.

Tabela 10. Lâminas brutas acumuladas no período de 83 dias de aplicação das proporções de percolado de aterro sanitário (PAS) e água de abastecimento (AA).

Tratamentos	Lâminas brutas de irrigação (mm)		
	PAS	AA	PAS + AA
T1	0	491,02	491,02
T2	16	475,02	491,02
T3	32	459,02	491,02
T4	48	443,02	491,02
T5	64	427,02	491,02

Nota: T1 - 100% de AA; T2 -50% da dose de efluente pelo critério EPA mais AA, T3 - 100% da dose de efluente pelo critério EPA mais AA, T4 - 150% da dose de efluente pelo critério EPA mais AA e T5 - 200% da dose de efluente pelo critério EPA mais AA.

3.3.2.3 Experimentação e análises estatísticas

Os resultados foram submetidos à análise de variância pelo programa computacional SISVAR (Sistemas para Análises de Variância) desenvolvido por Ferreira (2011), realizando teste de Tukey e contrastes ortogonais para comparação múltipla das médias.

Os contrastes foram: 1) tratamento T5 versus demais tratamentos (T1, T2, T3 e T4); 2) tratamento 4 versus tratamentos T1, T2 e T3); 3) tratamento T3 versus tratamentos T1 e T2 e 4) tratamento T2 versus tratamento T1. A combinação dos contrastes com as médias dos tratamentos foi expressa da seguinte forma:

$$C1 = 12 m1 + 12 m2 + 8 m3 + 10 m4 - 42 m5$$

$$C2 = 30 m1 + 30 m2 + 20 m3 - 80 m4$$

$$C3 = 6 m1 + 6 m2 - 12 m3$$

$$C4 = 6 m1 - 6 m2$$

3.3.2.4 Monitoramento da qualidade do percolado de aterro sanitário e da água de abastecimento

Durante o período experimental foram realizadas três campanhas de amostragem tanto do percolado de aterro sanitário (PAS) quanto da água de abastecimento (AA), nos dias 11 de novembro de 2014, 10 de dezembro de 2014 e 13 de janeiro de 2015. As amostras compostas para análises físico-químicas, obtidas de amostras simples coletadas às 08:00, 11:00 e 14:00 horas, foram coletadas nos reservatórios 1 (10 m³) e 2 (0,5 m³) da área experimental (Figura 10) e acondicionadas em frascos de 1L. Para as análises microbiológicas foram coletas amostras simples, tanto do PAS quanto da AA, às 14:00 horas, as quais foram armazenadas em frascos

esterilizados de 100 mL. Todas as amostras coletadas foram identificadas e, posteriormente, armazenadas em caixa isotérmica, com gelo à 4°C, até a entrada nos laboratórios.

No Laboratório de Saneamento Ambiental da UFERSA foram determinadas as concentrações da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅²⁰) e a Demanda Química de Oxigênio (DQO), ambos pelo método de refluxo fechado – colorímetro, expressas em mg L⁻¹; por espectrofotometria ultravioleta visível, expressas em mg L⁻¹.

No Laboratório de Análise de Solo, Água e Planta (LASAP) da UFERSA foram determinados os valores de sólidos decantáveis pelo método volumétrico (cone de sedimentação), expressos em mL L⁻¹; sólidos suspensos pelo método gravimétrico, com a utilização de membranas de fibra de vidro (0,45 µm de diâmetro de poro), em mg L⁻¹; sólidos totais pelo método gravimétrico, expressos em mg L⁻¹; sólidos dissolvidos pela diferença entre sólidos totais e sólidos suspensos, expressos em mg L⁻¹; turbidez por turbidímetro de bancada; pH por peagâmetro de bancada; condutividade elétrica por condutivímetro; nitrogênio pelo método de Kjeldahl, expressos em mg L⁻¹; fósforo por espectroscopia no ultravioleta visível, expressos em mg L⁻¹; potássio e sódio por fotômetro de chama, expressos em mmol_c L⁻¹; cálcio, magnésio, cloreto, carbonato e bicarbonato pelo método titulométrico, em mmol_c L⁻¹.

Nos Laboratórios de Matéria Orgânica e Resíduos e de Espectrofotometria Atômica da Universidade Federal de Viçosa (UFV) determinaram-se as concentrações de ferro, manganês, zinco, cobre, níquel, chumbo e cádmio por espectrofotometria de absorção atômica, expressas em mg L⁻¹.

No Centro de Análises Clínicas e Imunológicas de Mossoró (CACIM) foram determinados e quantificados os níveis populacionais de coliformes totais (CT) expressos em UFC² 100 mL⁻¹; de *Escherichia Coli*, expressos em UFC² 100 mL⁻¹; e de bactérias heterotróficas (Bh) expressos em UFC² mL⁻¹. Para isto, utilizou-se o teste comercial, auto-análise Colilert (AC), baseado na tecnologia dos substratos definidos.

Determinou-se a razão de adsorção de sódio (RAS) por meio da metodologia de Richards (1954), apresentadas na Equação 14.

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (14)$$

em que;

RAS - Relação de Adsorção de Sódio, (mmol_c L⁻¹)^{0,5};

² UFC – Unidades formadoras de colônias.

Na⁺ - Sódio, mmol_c L⁻¹;

Ca²⁺ - Cálcio, mmol_c L⁻¹; e

Mg²⁺ - Magnésio, mmol_c L⁻¹.

Todos os procedimentos de coleta das amostras e de análises seguiram as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (Rice et al., 2012) e da EMBRAPA (Silva, 1999).

3.3.2.5 Monitoramento do desempenho do sistema de irrigação em campo operando com água de abastecimento

O conjunto de irrigação por gotejamento operou com água de abastecimento em média, 18 minutos por dia, o equivalente a lâmina bruta de 6,60 mm dia⁻¹ (ou 6,60 L m⁻²), conforme a demanda hídrica da cultura.

O sistema de irrigação foi operado, durante o período experimental de 83 dias, na pressão de serviço de 100 kPa, empregando-se manômetro de glicerina graduado de 0 a 400 kPa, com precisão de 10 kPa.

A avaliação do desempenho hidráulico do sistema de irrigação operando com água de abastecimento seguiu a metodologia proposta por Denículi et al. (1980), onde são recomendados, 32 pontos de coleta de vazão dos gotejadores no sistema de irrigação; distribuídos em quatro linhas laterais (a primeira linha lateral, a linha lateral situada a 1/3 do comprimento da linha de derivação, a situada a 2/3 do comprimento da linha de derivação e a última linha lateral) e em oito pontos ao longo e cada uma das quatro linhas selecionadas (no início da linha lateral, a 1/7, 2/7, 3/7, 4/7, 5/7 e a 6/7 do comprimento da linha lateral, e um no final da linha lateral). Coletou-se o volume aplicado por cada um dos 32 emissores durante três minutos, onde este volume foi medido em uma proveta graduada de 250 mL.

Ao longo do período experimental, foram realizadas quatro avaliações do desempenho hidráulico do sistema de irrigação aos 15, 30, 45 e 83 dias de funcionamento conforme metodologia descrita por Dalri et al. (2015), onde foram determinadas as vazões dos gotejadores (Q) e calculada a uniformidade de distribuição da água de abastecimento (CUD), empregando as Equações 2 e 15, respectivamente.

$$CUD = \left(\frac{Q_{25\%}}{Q_m} \right) \cdot 100 \quad (15)$$

em que;

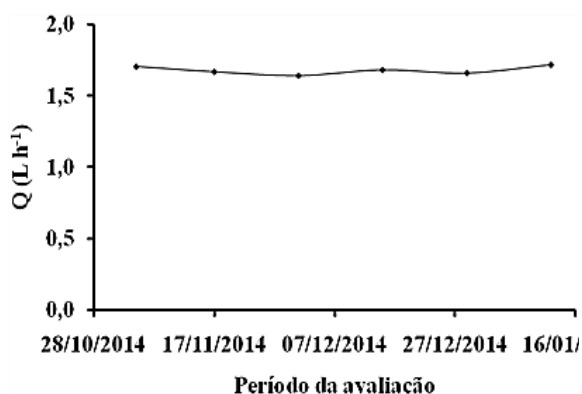
CUD - coeficiente de uniformidade de distribuição, %;

$Q_{25\%}$ - média de 25% do total dos gotejadores com as menores vazões, $L h^{-1}$; e,

Q_m - média das vazões de todos os gotejadores, $L h^{-1}$.

Na Figura 12 estão apresentados os valores da vazão dos gotejadores (Q) e do coeficiente de uniformidade de distribuição de água (CUD), monitorados durante o período experimental. Em que tanto a vazão como o CUD não sofreram variações significativas ao longo das cinco coletas.

A.



B.

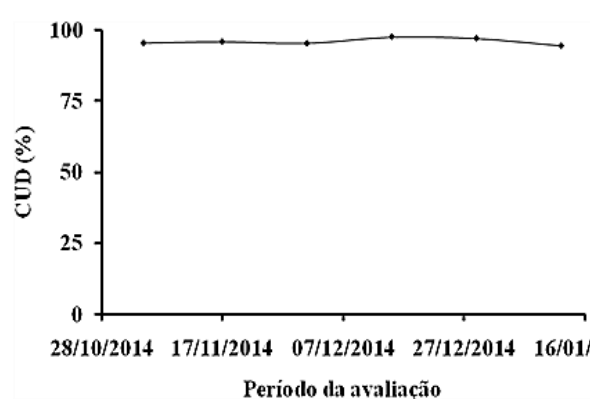


Figura 12. Valores da vazão dos gotejadores (Q) e do coeficiente de uniformidade de distribuição de água (CUD) do sistema de irrigação que operou com água de abastecimento durante 83 dias.

Com os valores de Q e CUD obtidos, ao longo do experimento, realizou-se o ajuste da eficiência de aplicação e da lâmina bruta de irrigação, mediante alterações no desempenho hidráulico do sistema de irrigação que operou com água de abastecimento, durante 83 dias.

A eficiência do sistema de irrigação (E_i) foi calculada pela Equação 16, recomendada por Vermeiren & Jobling (1997). Segundo Bernardo et al. (2006), parâmetro como E_i , em sistema de irrigação por gotejamento, são considerados ideais quando $E_i \geq 95\%$ e aceitáveis com $E_i \geq 80\%$.

$$E_i = 0,9 \cdot CUD \quad (16)$$

em que;

EA - Eficiência do sistema de irrigação, %; e

CUD - coeficiente de uniformidade de distribuição, %.

Com o valor da eficiência do sistema de irrigação (E_i), calculou-se a lâmina bruta necessária (L_b) para o evento de irrigação, com emprego da Equação 17.

$$L_b = \frac{ET_c}{E_i} \quad (17)$$

em que;

L_b - lâmina bruta de irrigação, mm; e

E_i - eficiência do sistema de irrigação, %.

3.3.2.6 Avaliação da qualidade do solo irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário e água de abastecimento

Ao final do experimento (83 dias após o plantio) foi realizada a avaliação das alterações químicas do ARGISSOLO Vermelho-Amarelo eutrófico, mediante as aplicações das proporções de percolado de aterro sanitário e água de abastecimento.

Para isto, amostras de solo foram coletadas com auxílio de trado holandês em cada uma das 25 parcelas experimentais (Rosolem et al., 2010), sendo cinco amostras simples para formar uma amostra composta para cada profundidade e para cada parcela, nas camadas do perfil do solo de 0,00 a 0,10, 0,10 a 0,20, 0,20 a 0,30, 0,30 a 0,40 e 0,40 a 0,50 m, sempre próximo aos gotejadores e ao capim elefante; onde em seguida, as 125 amostras foram armazenadas em sacos de primeiro uso etiquetados e encaminhadas para análises no LASAP da UFERSA, Campus Mossoró-RN.

Em seguida, as amostras foram acondicionadas em recipientes de alumínio para secagem, em estufa com circulação de ar forçada à temperatura de 65 °C, até a obter massa constante. Após esse procedimento, as amostras secas foram destorroadas e passadas em peneira de 2 mm, e posteriormente foram armazenadas em frascos plásticos de 250 mL, até a realização das análises físico-químicas.

Nas amostras de solo, coletadas após o período de aplicação das proporções de percolado de aterro sanitário e água de abastecimento, determinou-se o pH em água (relação 1:2,5); a condutividade elétrica no extrato de saturação do solo (CEs); a matéria orgânica (MO) determinada pelo método Walkley-Black (Defelipo & Ribeiro, 1981); o fósforo (P), o potássio (K^+), o sódio (Na^+), o ferro (ferro), o manganês (Mn), o cobre (Cu), o zinco (Zn), o níquel (Ni), o cádmio (Cd) e o chumbo (Pb) foram extraídos com Mehlich 1, sendo P determinado por espectroscopia no ultravioleta visível, K^+ e Na^+ obtidos por fotometria de chama, e os elementos traço Fe, Mn, Cu, Zn, Ni, Cd e Pb foram determinados por espectrofotometria de absorção

atômica, conforme recomendações de Defelipo & Ribeiro (1981); o cálcio (Ca^{2+}) e o magnésio (Mg^{2+}) foram extraídos com KCl 1 mol L^{-1} e determinados por titulometria como recomendado por Defelipo & Ribeiro (1981); a Capacidade de troca catiônica total (CTC_T) foi obtida pelo somatório dos valores da soma de bases (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ e Na^+) e o valor da acidez trocável (Al^{3+}) obtida com KCl 1 mol L^{-1} ; e o percentual de sódio trocável (PST), indicativo da proporção de sódio adsorvida no complexo de troca de cátions do solo, foi calculado utilizando-se a Equação 18.

$$\text{PST} = \frac{\text{Na}^+}{\text{CTC}_T} \quad (18)$$

em que;

Na - sódio trocável, $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$; e

CTC_T - capacidade de troca catiônica total do solo, $\text{cmol}_c \text{ dm}^{-3}$.

Todas as recomendações de amostragem do solo e de procedimento de análises seguiram os padrões estabelecidos pela EMBRAPA (Donagema et al., 2011).

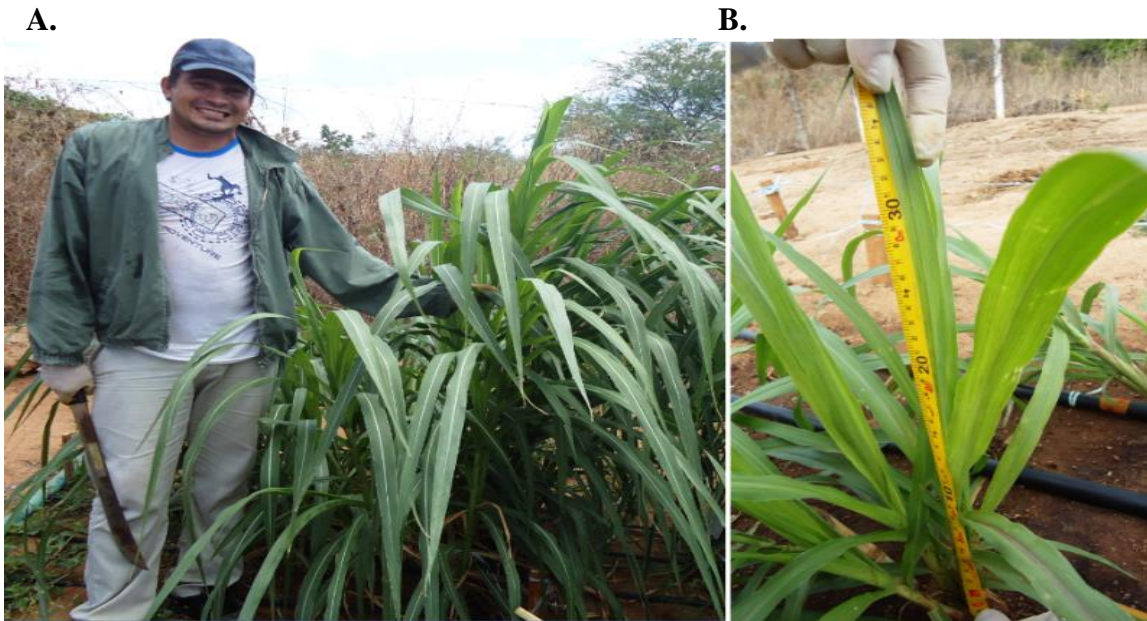
3.3.2.7 Desenvolvimento, produção e fitoextração do capim elefante irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário e água de abastecimento

No dia 13 de janeiro de 2015 realizou-se a medição das características biométricas (altura de plantas) e dados de produtivos (fitomassa fresca da parte aérea, das raízes e da planta, e fitomassa seca da parte aérea, das raízes e da planta) do capim elefante.

As características produtivas foram obtidas na área de $1,0 \text{ m}^2$ de cada uma das 25 parcelas experimentais, nas quais se efetuou um único corte do capim elefante para amostragem.

Na própria UERA/UFERSA foram determinadas a fitomassa fresca da parte aérea, das raízes e da planta por meio do método das pesagens, utilizando uma balança de precisão, tipo célula de carga, com capacidade máxima de 15 kg. Em seguida, as amostras foram encaminhadas ao LASAP para secagem em estufa sob temperatura de $65 \text{ }^\circ\text{C}$, durante um período de 72 h para parte aérea e 48 h para raízes, sendo posteriormente retiradas e pesadas em balança de precisão, determinando-se, assim, a fitomassa seca da parte aérea, das raízes e da planta.

A altura de plantas foi determinada com auxílio de uma trena metálica de 3 m de comprimento, tendo precisão de milímetros conforme ilustração da Figura 13A e B.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2016).

Figura 13. Altura de plantas de capim elefante avaliados aos 83 dias após o plantio (DAP).

Após o corte do capim elefante no campo, posteriormente, foi feita escavação ao redor do sistema radicular de uma planta por parcela com auxílio de enxada. Este procedimento foi executado com precisão para não quebrar estruturas radiculares. Para facilitar o procedimento de retirada das raízes com enxada, o solo foi umedecido, haja vista, que o sistema radicular estava profundo chegando até a camada de impedimento a 0,50 m (Figura 14).



Fonte: Arquivo do pesquisador (2016).

Figura 14. Imagens do procedimento de coleta do sistema radicular do capim elefante, após o corte.

Para a avaliação do estado nutricional e da capacidade fitorremediadora do capim elefante, foram coletas a terceira e quarta folha do terço superior da planta, sendo estas completamente

expandidas (folhas nutricionalmente equilibradas e vigorosas), conforme metodologia empregada por Sousa et al. (2014).

Esta amostragem foi efetuada em um único ciclo, momento em que as plantas estavam aptas ao corte, aos 83 dias após o plantio e altura das plantas variando de 1,80 a 2,15 m, seguindo as recomendações técnicas de Sousa et al. (2014). Foram realizados os procedimentos de descontaminação do material por meio da lavagem na seguinte sequência: água corrente destilada; solução detergente (0,1%); solução de ácido clorídrico (0,3%); água deionizada e secagem, conforme descritos por Prado (2008).

As mesmas foram identificadas e acondicionadas em sacos de papel para posterior secagem em estufa de circulação forçada de ar com temperatura de 65°C, onde o material permaneceu por 72 h, realizando a medição da biomassa seca a cada 24 horas, até atingir a massa constante (Prado, 2008). Após a secagem do material vegetal, realizou-se a moagem das amostras em moinho tipo Wiley, equipado com peneira de 40 mesh visando à obtenção de material de pequena granulometria e homogêneo, conforme recomendações de Bataglia et al. (1983).

Nas amostras secas e trituradas, da parte aérea e do sistema radicular, do capim elefante foram determinados no LASAP da UFERSA, os teores de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), sódio (Na^+), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni), cádmio (Cd) e chumbo (Pb).

Nas análises de tecido vegetal (parte aérea e raiz) realizou-se a digestão sulfúrica e nítrica. Os teores de N, P e K foram determinados por digestão sulfúrica a 350° C, durante um período de 2 h. Após esse processo, o N foi determinado pelo método Kjeldahl. Os elementos Na, K e P foram extraídos com Mehlich 1 e determinados em fotômetro de chama e espectrômetro, respectivamente. As concentrações de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe, Mn, Zn e Cu foram determinados por digestão nítrica, empregando-se tubos de teflon, capela, micro-ondas e espectrofotômetro de absorção atômica. Os metais pesados (Ni, Cd e Pb) foram extraídos com Mehlich 1 por meio do espectrofotômetro de absorção atômica, respectivamente.

Todas as recomendações de amostragem de plantas e de procedimento de análises de tecido vegetal seguiram as recomendações da Sousa et al. (2014).

Para cada elemento químico, detectado no tecido vegetal do capim elefante (N, P, K, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cd e Pb) foi determinado o Fator de Translocação (FT) e o Fator de Bioacumulação (FB) propostos por Martins (2014), empregando-se as Equações 19 e 20. De acordo com Martins (2014), FT e FB são parâmetros utilizados para identificar a capacidade de acumulação das plantas em relação aos distintos elementos que podem ser absorvidos pelas mesmas.

$$FT = \frac{CF}{CR} \quad (19)$$

em que;

FT - Fator de translocação de cada elemento químico, adimensional;

CF - Concentração dos elementos nas folhas, mg kg⁻¹;

CR - Concentração dos elementos nas raízes, mg kg⁻¹.

$$FB = \frac{CT}{CS} \quad (20)$$

em que,

FB - Fator de bioacumulação de cada elemento, adimensional;

CT - Concentração dos elementos na planta (folha + raízes), mg kg⁻¹;

CS - Concentração dos elementos no solo, mg kg⁻¹.

De acordo com os valores do fator de transferência calculado, as plantas podem ser classificadas como: Eficientes em translocar elementos quando o fator de translocação de elemento testado da raiz para parte aérea – FT > 1; ineficientes quando o FT < 1. De acordo com o fator de bioacumulação, as plantas também podem ser classificadas como: Acumuladoras quando o fator de bioacumulação – FB > 1; Indicadoras, FB = 1, e exclusoras FB < 1 (Ma et al. 2001; Fayiga & Ma, 2006; Yoon et al., 2006).

4.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Experimento I

4.1.1 Qualidade do percolato de aterro sanitário diluído em água de abastecimento utilizado no abastecimento das unidades gotejadoras

Na Tabela 11 estão apresentados os valores das características físico-químicas e microbiológicas do percolato de aterro sanitário diluído, ao longo das 160 h de operação das unidades gotejadoras. Nota-se, nessa tabela, que houve variações dos valores das características, ao longo do período experimental, em função da reposição semanal do percolato de aterro sanitário. As perdas por evaporação, provavelmente, causaram aumentos nos valores das características pH, CE, SS, SD, Fe, Ca²⁺ e Mg²⁺ juntamente com o tempo de operação das unidades gotejadoras.

Tabela 11. Valores das características físico-químicas e microbiológicas do percolato de aterro sanitário diluído, obtidos a cada 20 h até completar o tempo de operação de 160 h.

Características	Tempo de operação (h)									Média e desvio padrão
	0	20	40	60	80	100	120	140	160	
pH	6,90	7,13	7,24	7,40	7,33	7,37	7,86	7,88	7,92	7,45±0,36
CE (dS m ⁻¹)	2,54	1,91	2,10	1,91	3,19	2,93	3,30	3,56	3,76	2,80±0,71
SS (mg L ⁻¹)	38,0	43,0	68,0	120	108	234	380	447	502	216±183
SD (mg L ⁻¹)	288	360	868	1325	2373	3310	4135	5467	6125	2695±2193
Fe (mg L ⁻¹)	0,55	0,68	0,70	0,78	0,85	0,95	1,02	1,02	1,12	0,85±0,19
Mn (mg L ⁻¹)	0,03	0,05	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03±0,01
Ca ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	0,74	0,75	0,90	1,06	1,26	1,35	1,40	1,42	1,52	1,16±0,30
Mg ²⁺ (mmol _c L ⁻¹)	1,32	1,39	1,46	1,61	2,23	2,49	2,18	2,34	2,44	1,94±0,48
CT (NMP 100 mL ⁻¹)	23,0	3,00	3,00	9,00	43,0	3,00	93,0	3,00	3,00	20,33±30

Nota: CE - Condutividade elétrica; SS - sólidos suspensos; Fe - ferro total; Mn - Manganês total; Ca²⁺ - Cálcio; Mg²⁺ - Magnésio; CT – coliformes totais; e NMP – Número mais provável.

O valor médio do pH de 7,45 encontra-se dentro da faixa de 7,0 a 7,5 proposta por Nakayama et al. (2006) que classifica o risco de obstrução de gotejadores como moderado, em função do favorecimento da precipitação de elementos químicos. Esse valor médio do potencial hidrogeniônico (pH) encontrou-se dentro da faixa de 5,0 a 9,0 estabelecida pela Resolução CONAMA n° 430/2011 para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos receptores (BRASIL, 2011). Esse resultado está aquém do valor de pH encontrado por Vale (2014), onde esse pesquisador analisou o desempenho de gotejadores operando com percolato de aterro sanitário diluído sob pressões de serviço, encontrando valor de 9,05.

Esse resultado está em consonância com a faixa de 5,5 a 8,5 obtida por Matos et al. (2008) no percolado produzido em colunas de resíduo sólido urbano recém-coletado. Esses autores explicaram que as oscilações nos valores de pH, ocorre possivelmente pela degradação do material orgânico no aterro, onde a decomposição dos compostos orgânicos é caracterizada como uma fase de pH em transição, ou seja, um pH característico da passagem da fase nova para a fase velha, gerando percolado de caráter neutro a alcalino.

Analisando a Portaria nº 154/2002 (CEARÁ, 2002), o valor médio da condutividade elétrica do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento foi inferior ao limite de 3,0 dS m⁻¹, proposto para uso agrícola de água residuária. Foi constatado que esse valor estimado da CE apresenta risco moderado de salinização da água, podendo causar algumas restrições quanto às diretrizes de interpretação da qualidade das águas para irrigação (Ayers & Westcot, 1999). A condutividade elétrica desse trabalho está superior à do trabalho de Vale (2014) ao trabalhar o desempenho de gotejadores operando com percolado de aterro sanitário diluído e diferentes pressões de serviço, encontrando valor médio da CE de 3,80 dS m⁻¹.

Empregando o critério proposto por Capra & Scicolone (1998), o valor médio da condutividade elétrica encontra-se dentro da faixa limite de 1,0 a 4,5 dS m⁻¹, indicando risco moderado para obstrução de gotejadores. O resultado desta pesquisa está abaixo da faixa de 12,3 a 19,4 dS m⁻¹ encontrada por Matos et al. (2013) em estudos com percolado não diluído de resíduos sólidos urbanos, na região de Viçosa.

Os sólidos suspensos e dissolvidos apresentaram teores superiores a 100 mg L⁻¹ e 2.000 mg L⁻¹, respectivamente, indicando severo risco de obstrução de gotejadores, conforme os padrões estabelecidos por Nakayama et al. (2006).

Fazendo uma análise comparativa no trabalho conduzido por Vale (2014), estudando o comportamento do percolado de aterro sanitário são apresentadas as faixas de 228 a 576 mg L⁻¹ e de 2407 a 3608 mg L⁻¹ para as características sólidos suspensos e sólidos dissolvidos, respectivamente. Percebe-se que esses dados apresentam situação análoga aos dados desse trabalho, onde esse dado está compatível apenas para os sólidos suspensos e um pouco acima para os sólidos dissolvidos (Tabela 11). Segundo dados apresentados por Moreira & Braga (2009), elevados teores de sólidos dissolvidos indicam o surgimento de líquido proveniente da decomposição dos resíduos orgânicos pelos microrganismos ou precipitação química dos compostos inorgânicos. Os dados de sólidos dissolvidos desse trabalho estão fora da faixa do encontrado por Vale (2014), que ao trabalhar com percolado de aterro sanitário, detectou faixa oscilando de 2916 a 3608 mg L⁻¹.

O teor médio do ferro total de 0,85 mg L⁻¹ encontra-se na faixa de 0,2 a 1,5 mg L⁻¹, tendo risco de obstrução de gotejadores classificado como moderado, em função da formação de

precipitados. O valor estimado de ferro de 2,20 encontrado por Vale (2014) ao trabalhar testando diferentes tipos de gotejadores e pressões de serviço foi superior ao encontrado nesse trabalho. Além disso, as bactérias que oxidam o ferro (ferrobactérias) contribuem para o entupimento de gotejadores ocasionados por agentes químicos e biológicos. Entretanto, o segundo fator é o mais relevante, porque estas bactérias produzem grandes quantidades de mucilagem gelatinosa, como relatado por Nakayama et al. (2006). O valor estimado de ferro desse trabalho foi bem inferior aos dados obtidos por Silva et al. (2010), que ao trabalharem com percolado de aterro sanitário, encontraram faixas de 83,4 a 981,3 mg L⁻¹.

Nos emissores autocompensantes, na fase inicial do processo de entupimento, possivelmente tenha ocorrido o aumento da vazão nominal do gotejador, devido à deposição de materiais na sua membrana flexível, assim como pela deterioração da mesma. Segundo Ayers & Westcot (1999), estudando os valores limitantes para a interpretação da qualidade da água para irrigação, os resultados apresentam grau de restrição severo quanto à qualidade da água para irrigação em sistemas de gotejamento. Ainda segundo esses autores, as obstruções causadas pelas precipitações químicas de materiais como o carbonato e o sulfato de cálcio ocorrem gradualmente e, portanto, são mais difíceis de serem localizadas.

Para o manganês total a concentração média de 0,03 mg L⁻¹ foi inferior ao valor de 0,1 mg L⁻¹ que classifica o risco de obstrução de gotejadores como baixo, segundo Nakayama et al. (2006). Além disso, essa concentração média de manganês foi inferior ao valor médio estimado por Vale (2014) trabalhando com percolado de aterro sanitário, obteve uma variação de 0,03 até 0,12 mg L⁻¹.

Os valores médios de cálcio e magnésio foram inferiores aos valores limites de 12,5 mmol_c L⁻¹ e de 2,0 mmol_c L⁻¹, indicando baixo risco de obstrução de gotejadores, conforme os critérios estabelecidos por Capra & Scicolone (1998). Esses dados estão bem abaixo dos observados por Matos et al. (2013), onde o percolado de resíduo sólido apresentou faixas de 3,91 a 63,24 mmol_c L⁻¹ e de 5,72 a 785,16 mmol_c L⁻¹, para as características cálcio e magnésio, respectivamente. No mesmo sentido, estão bem inferiores aos dados examinados por Vale (2014) ao trabalhar testando alguns tipos de gotejadores operando com percolado de aterro sanitário com diferentes pressões de serviço, encontraram valores variando de 7,69 a 8,10 mmol_c L⁻¹, respectivamente.

O nível populacional médio de bactérias de 20,33 NMP 100 mL⁻¹ foi inferior ao limite de 5.000 NMP por 100 mL proposto na Portaria nº 154/2002 (CEARÁ, 2002) para irrigação de cultivos agrícolas não consumidos crus. Com relação ao risco de obstrução ocasionado pela população bacteriana, o mesmo foi classificado como baixo, conforme proposto por Nakayama et al. (2006). Esse valor estimado difere bastante dos dados médios encontrados por Vale (2014)

trabalhando com percolado de aterro sanitário, onde os níveis populacionais de coliformes totais variaram de 3 a 1100 NMP 100 mL⁻¹.

Mesmo não oferecendo riscos para irrigação de cultivos agrícolas não consumidos crus, a variação de CT de 3 a 93 NMP 100 mL⁻¹ da AA foi devido principalmente pela decomposição de folhas e frutos próximo ao tanque de abastecimento.

Alguns estudos evidenciaram que bactérias do grupo coliformes totais ocasionaram problemas de obstrução com mucilagem microbiana em tubulações e sistemas de irrigação por gotejamento (Batista et al., 2005a; Nakayama et al., 2006). Segundo Nakayama et al. (2006), as bactérias dos gêneros *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Clostridium*, *Flavobacterium*, *Vibro*, *Brevibacterium*, *Micrococcus* e *Bacillus* produzem mucilagens capazes de proporcionar a obstrução de gotejadores.

4.1.2 Desempenho das unidades gotejadoras aplicando percolado de aterro sanitário diluído

4.1.2.1 Vazão dos gotejadores (Q)

Os valores médios de Q nas unidades gotejadoras, para os tempos de funcionamento inicial (0 h) e final (160 h), foram de 1,79 e 1,09 L h⁻¹ no gotejador G1, de 1,87 e 1,88 L h⁻¹ para o gotejador G2, de 3,86 e 3,70 L h⁻¹ no gotejador G3 e de 8,15 e 7,40 L h⁻¹ para o gotejador G4, como apresentado na Figura 15.

Evidenciou-se reduções nos valores médios de Q de 39,11% para o gotejador G1; de 4,14% para o gotejador G3, e 9,21% para o gotejador G4; exceto para o gotejador G2, que apresentou sensível aumento de vazão de 0,53%, após 160 h de operação com percolado de aterro sanitário diluído.

No tempo de operação 140 h (Figura 15C), houve uma drástica redução na vazão do modelo G3 causada provavelmente pela redução parcial de vazão dos emissores.

O entupimento dos gotejadores reduz a eficiência dos sistemas de irrigação, afetando suas características de operação e exigindo manutenções mais frequentes. Geralmente, a obstrução altera a vazão dos gotejadores e, conseqüentemente, diminui a uniformidade de aplicação de água e a eficiência dos sistemas de irrigação localizada (Dazhuang et al., 2009; Duran-Ros et al., 2009).

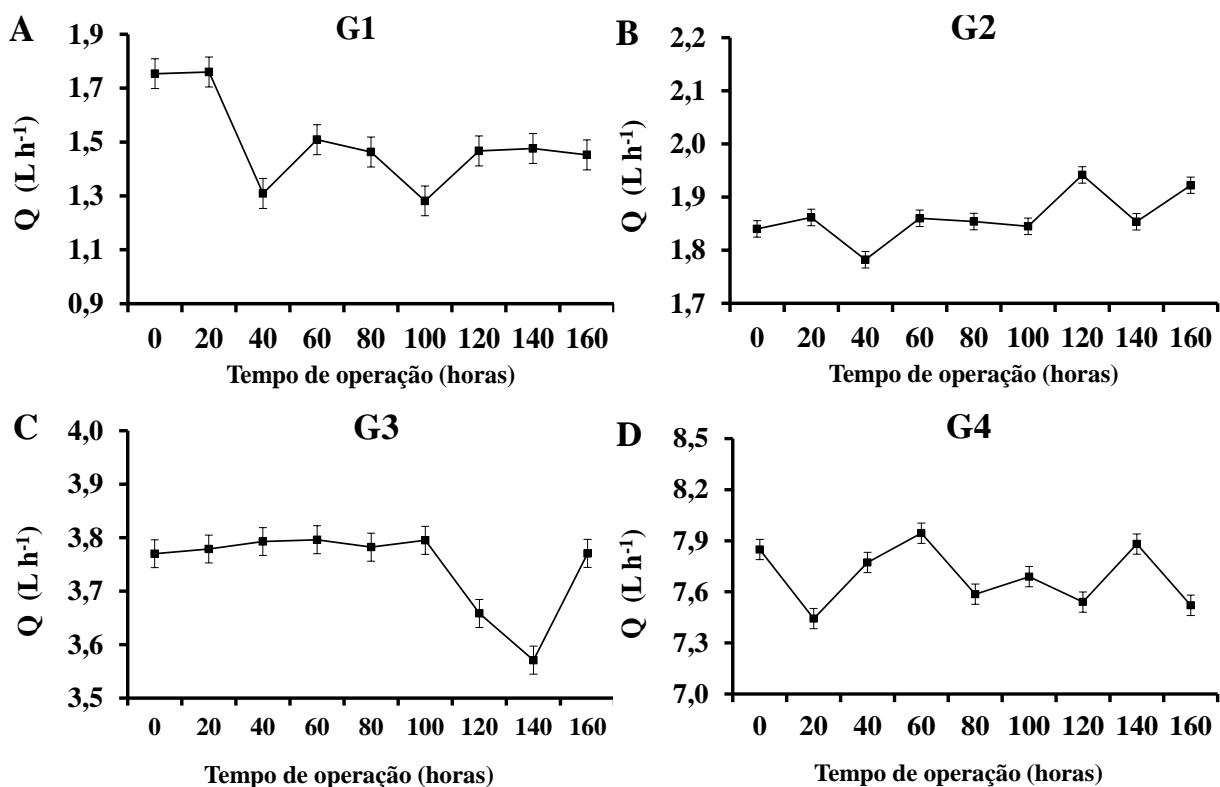


Figura 15. Valores médios e erro padrão de Q, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).

Comparando situação experimental semelhante, Vale (2014) constatou redução significativa nos valores da Q do gotejador G1 ($1,65 \text{ L h}^{-1}$) não autocompensante de 6,01% na unidade gotejadora abastecida com percolado de aterro sanitário diluído e submetida à pressão de 140 kPa.

Silva et al. (2014) ao trabalharem com unidades gotejadoras aplicando água residuária tratada da indústria da castanha de caju sob pressões de serviço, notou-se que após 160 h de operação não é recomendada o uso de gotejadores de baixa vazão nominal ($\leq 1,6 \text{ L h}^{-1}$) e maior comprimento de labirinto ($\geq 58 \text{ mm}$). Entretanto, Morata et al. (2014), obtiveram resultados contrastantes, pois não foi detectado efeito significativo do tempo de operação na redução da vazão dos gotejadores, após 320 h de aplicação de esgoto doméstico.

4.1.2.2 Coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC)

Evidenciou-se, na Figura 16, que a aplicação do percolado de aterro diluído propiciou maiores alterações no CUC da unidade gotejadora dotada do gotejador G1, devido provavelmente ao maior comprimento de labirinto desse tipo gotejador em relação aos demais. Esses dados corroboram com Vale (2014), onde unidades gotejadoras que aplicaram percolado

de aterro diluído, dotadas do mesmo gotejador G1 (não-compensante), apresentaram redução significativa nos valores do CUC nas pressões de 70 e 140 kPa, após 160 de operação.

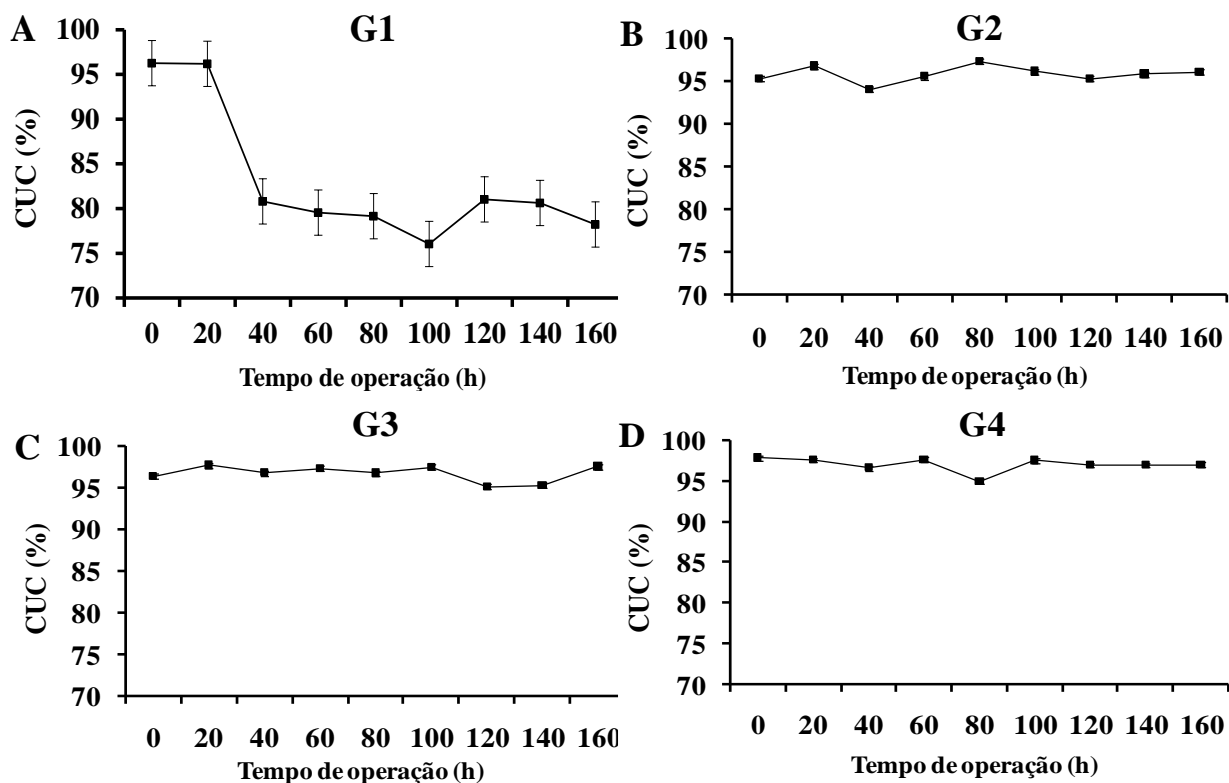


Figura 16. Valores médios e erro padrão de CUC, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).

No início do experimento (0 h), os valores de CUC das unidades de irrigação dotadas dos gotejadores G1, G2, G3 e G4 foram de 96, 95, 96 e 98%, respectivamente, sendo classificados por Merriam & Keller (1978) como excelentes ($CUC > 90\%$). Já no tempo de avaliação de 160 h o CUC da unidade de irrigação com gotejador G1 foi de 78% classificado como bom ($70\% < CUC < 80\%$); nas unidades de irrigação com os gotejadores G2, G3 e G4 os valores de CUC foram de 96, 98 e 97%, respectivamente, classificados como excelentes ($CUC > 90\%$) por Merriam & Keller (1978).

Comparando os tempos de avaliação inicial (0h) e final (160 h), notou-se redução no CUC de 19 e 1% apenas nas unidades de irrigação com os gotejadores G1 e G2. Esses resultados diferem dos encontrados por Batista et al. (2010), onde constataram redução no CUC de apenas 4% em sistema de irrigação por gotejamento aplicando água residuária doméstica terciária durante 120 h.

4.1.2.3 Coeficiente de variação de vazão (CVQ)

Observou-se, na Figura 17, que as maiores alterações nos valores do coeficiente de variação de vazão (CVQ) ocorreram na unidade gotejadora G1. No tempo de avaliação inicial (0 hora), os valores de CVQ foram de 4,63; 5,93; 4,67 e 2,64% nas unidades gotejadoras G1, G2, G3 e G4, respectivamente, recebendo a classificação bom (CVQ < 10%), conforme recomendação da ASAE Standards (2008). Enquanto, no tempo de avaliação final (160 horas), o valor do CVQ na unidade gotejadora G1 foi de 26,89%, classificado como inaceitável (CVQ > 20%) e nas demais unidades gotejadoras, a classificação boa foi mantida (ASAE STANDARDS, 2008).

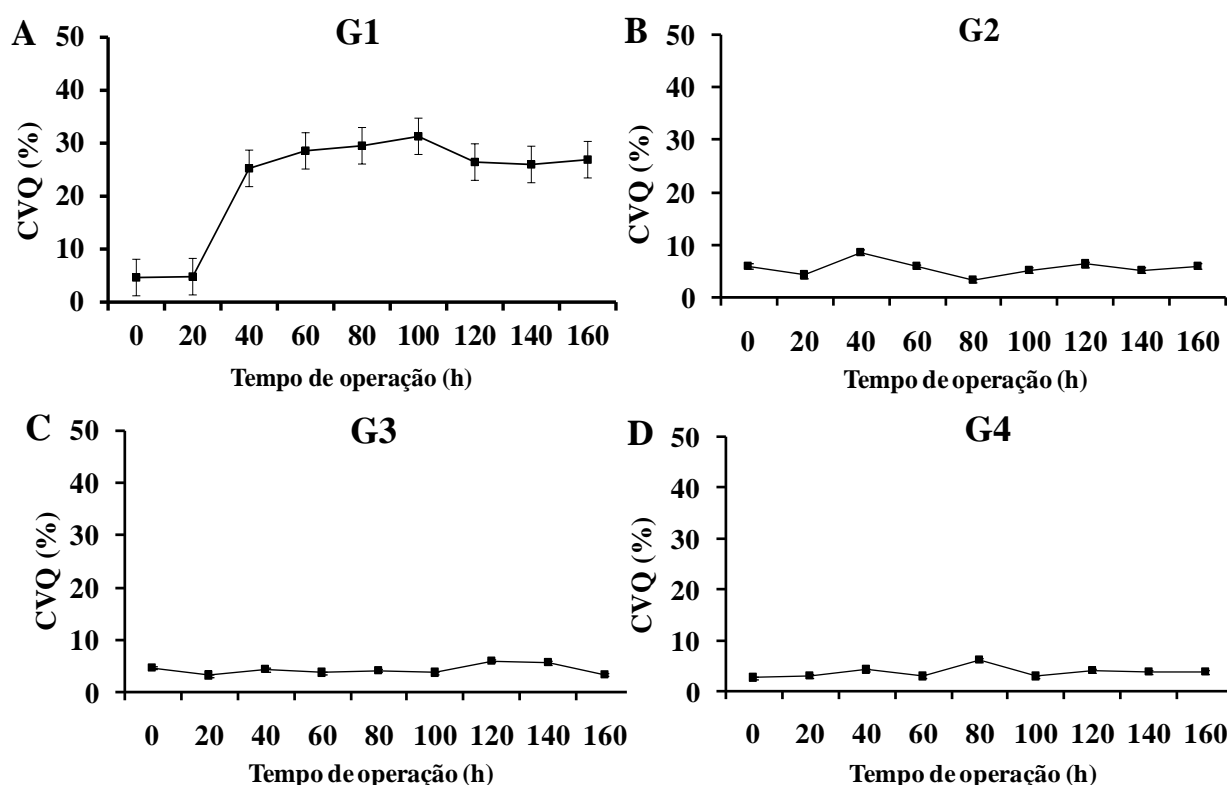


Figura 17. Valores médios e erro padrão de CVQ, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).

No trabalho desenvolvido por Silva et al. (2013), verificou-se que os valores de CVQ das unidades gotejadoras oscilaram entre 4 e 5%, após 160 h de aplicação de água residuária do processamento da castanha de caju, na pressão de serviço de 140 kPa. Estabelecendo comparação entre os tempos de avaliação inicial (0) e final (160 h), observou-se que o aumento nos valores de CVQ foi de 5,8 e 1,4 vezes, respectivamente, nas unidades gotejadoras G1 e G4.

No trabalho conduzido por Vale (2014) com percolado nessas mesmas condições experimentais, evidenciaram-se menor valor de CVQ na unidade gotejadora G3 (4 L h⁻¹)

operando na pressão de serviço de 140 KPa. O referido autor relatou, também, que os valores médios do CVQ variaram em até 2% nas unidades gotejadoras submetidas à pressão de serviço de 140 kPa, sendo esses dados inferiores ao do presente trabalho representado por 2,64%.

4.1.2.4 Coeficiente de uniformidade estatístico (Us)

Verificou-se, na Figura 18, que as maiores alterações nos valores da uniformidade estatística (Us) ocorreram na unidade gotejadora G1.

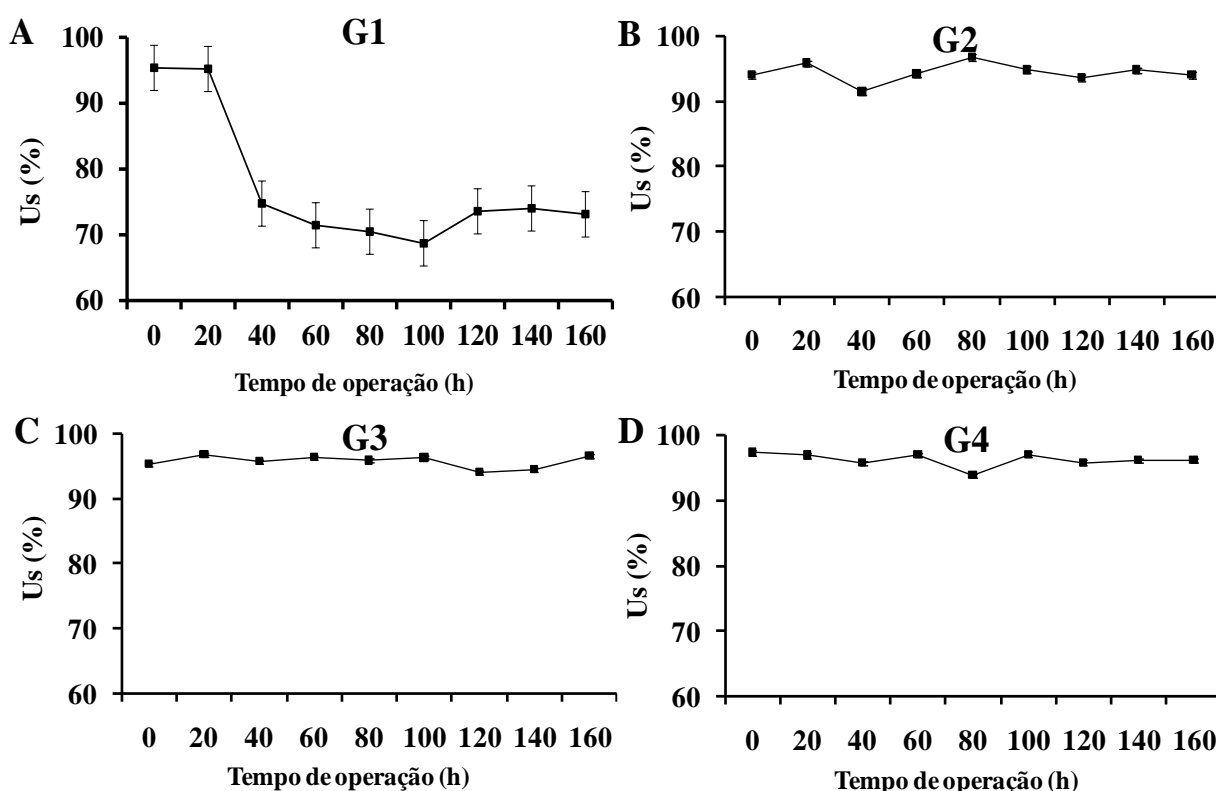


Figura 18. Valores médios e erro padrão de Us, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).

Nesse sentido, sua maior suscetibilidade ao entupimento em relação aos demais gotejadores, corrobora com o trabalho realizado por Batista et al. (2013c) com água residuária de suinocultura, onde o gotejador com maior comprimento de labirinto e não compensante foi o mais suscetível à obstrução.

No início do experimento (0 h) os valores de Us foram de 95,37; 94,07; 95,33 e 97,36% para as unidades gotejadoras G1, G2, G3 e G4, classificados como excelente ($95\% < Us < 100\%$), excelente-bom ($90\% < Us < 95\%$), excelente e excelente, respectivamente (ASAE STANDARDS, 2008).

Já no final do experimento (160 h) o valor de U_s foi de: 73,11% na unidade gotejadora G1, classificado como ruim ($65\% < U_s < 70\%$); 94,04% na unidade gotejadora G2, classificado como excelente-bom ($90\% < U_s < 95\%$); 96,62% na unidade gotejadora G3, classificado como excelente; e 96,19% na unidade gotejadora G4, classificado como excelente (ASAE STANDARDS, 2008). Comparando os tempos de avaliação inicial e final, notou-se redução nos valores de U_s de 23 e 1% nas unidades gotejadoras G1 e G4, respectivamente.

Em condições experimentais semelhantes, Vale (2014) também encontrou redução de U_s em unidade gotejadora, com emissor G2 ($2,0 \text{ L h}^{-1}$) autocompensante, operando com percolado de aterro sanitário diluído durante 160 h. O referido autor notou ao final do estudo que o valor de U_s chegou a 91%, sendo superior ao menor valor de U_s (71%) encontrado no presente estudo.

4.1.2.5 Vazão relativa (QR)

Evidenciaram-se, na Figura 19, os valores da vazão relativa (QR), ao longo do tempo de operação, das unidades gotejadoras G1, G2, G3 e G4.

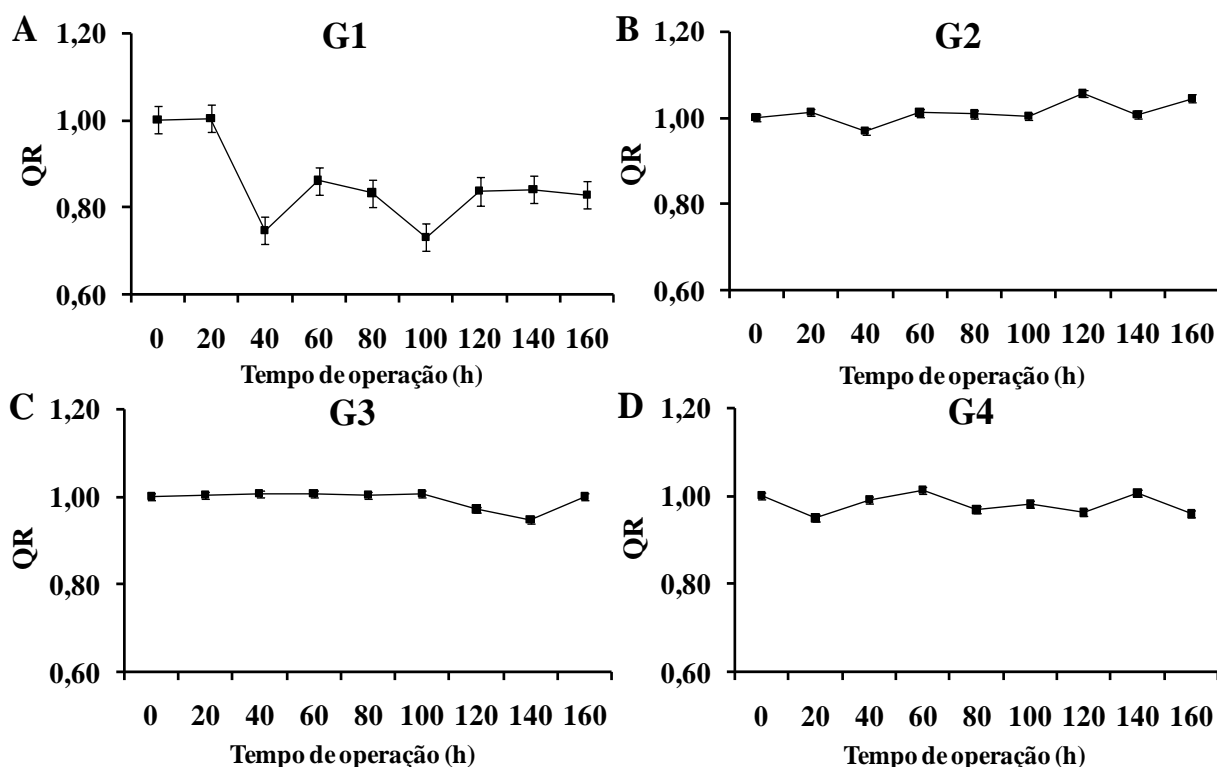


Figura 19. Valores médios e erro padrão de QR, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).

Valores de QR iguais a 1 ($QR = 1,00$) evidenciam ausência de entupimento nos gotejadores; os valores de QR superiores a 1 ($QR > 1,00$) mostram danos causados na membrana de

autocompensão dos gotejadores G2, G3 e G4 provavelmente, devido: a) ao aquecimento do efluente dentro dos emissores anti-drenantes, nos momentos em que o sistema não estava operando, resultando em dilatação dos componentes dos gotejadores (Cararo et al., 2006); e) à deterioração do dispositivo de autocompensão pela ação de atividade microbiana (Ravina et al., 1992); e os valores de QR inferiores a 1 ($QR < 1,00$) indicam obstrução acarretando redução na vazão dos gotejadores, pois ocorre o estreitamento das dimensões internas do emissor com biofilme, resultando na redução da área de seção transversal de escoamento, como evidenciado nos estudos de Batista et al. (2013c) e Silva et al. (2013).

Notou-se para o gotejador G1, após 20 h de operação, que todos os valores de QR foram inferiores a 1,00, indicando entupimento dos gotejadores que resulta na redução de vazão; tendo valor máximo no tempo de operação de 102 h, quando se deriva e iguala a zero a equação de regressão, que relaciona os dados de QR e tempo de operação, para o gotejador G1. Já no gotejador G2, os valores de QR foram superiores a 1,00 em quase todos os tempos de operação, exceto às 0 e 40 h; evidenciou-se que houve o predomínio do aumento da vazão, em função da acumulação de biofilme na membrana de autocompensão do gotejador. Para o gotejador G3, verificou-se que houve aumento da vazão ($QR > 1$) dos gotejadores às 40, 60 e 100 h, enquanto às 120 e 140 h ocorreu redução da vazão ($QR < 1$) dos gotejadores, esta oscilação nos valores de QR é atribuída à dinâmica de formação do biofilme. No gotejador G4, os valores de QR foram inferiores a 1,00 na maioria dos tempos de operação, exceto às 0, 60 e 140 h, destacando a predominância do aumento na vazão dos gotejadores. Em condições experimentais diferentes, Oliver et al. (2014) obtiveram valores médios de QR de 0,47, 0,63 e 0,79 nas unidades de irrigação com gotejadores E1 ($1,60 \text{ L h}^{-1}$), E2 ($2,0 \text{ L h}^{-1}$) e E3 ($2,3 \text{ L h}^{-1}$), respectivamente, após 3600 h de operação com água residuária doméstica tratada.

4.1.2.6 Redução da vazão relativa (RQR)

Estão apresentados na Figura 20, os valores médios de RQR das unidades gotejadoras G1, G2, G3 e G4, ao longo do período de operação. Valores de RQR superiores a zero ($RQR > 0$) indicam entupimento dos gotejadores pela redução na vazão dos gotejadores, enquanto valores de RQR inferiores a zero ($RQR < 0$) expressa a obstrução dos gotejadores em função do aumento da vazão dos gotejadores.

Para o gotejador G1, predominaram valores superiores a zero de RQR, após 20 h de operação das unidades de irrigação. No gotejador G2, os valores de RQR foram inferiores a zero em todos os tempos de operação, exceto as 0 e 40 h. Já no gotejador G3, houve o predomínio dos valores inferiores a zero de RQR, exceto nos tempos de operação de 0, 120 e 140 h. Para o

gotejador G3, quase todos os valores de RQR foram superiores a zero, com exceção dos tempos de operação 0, 60 e 140 h.

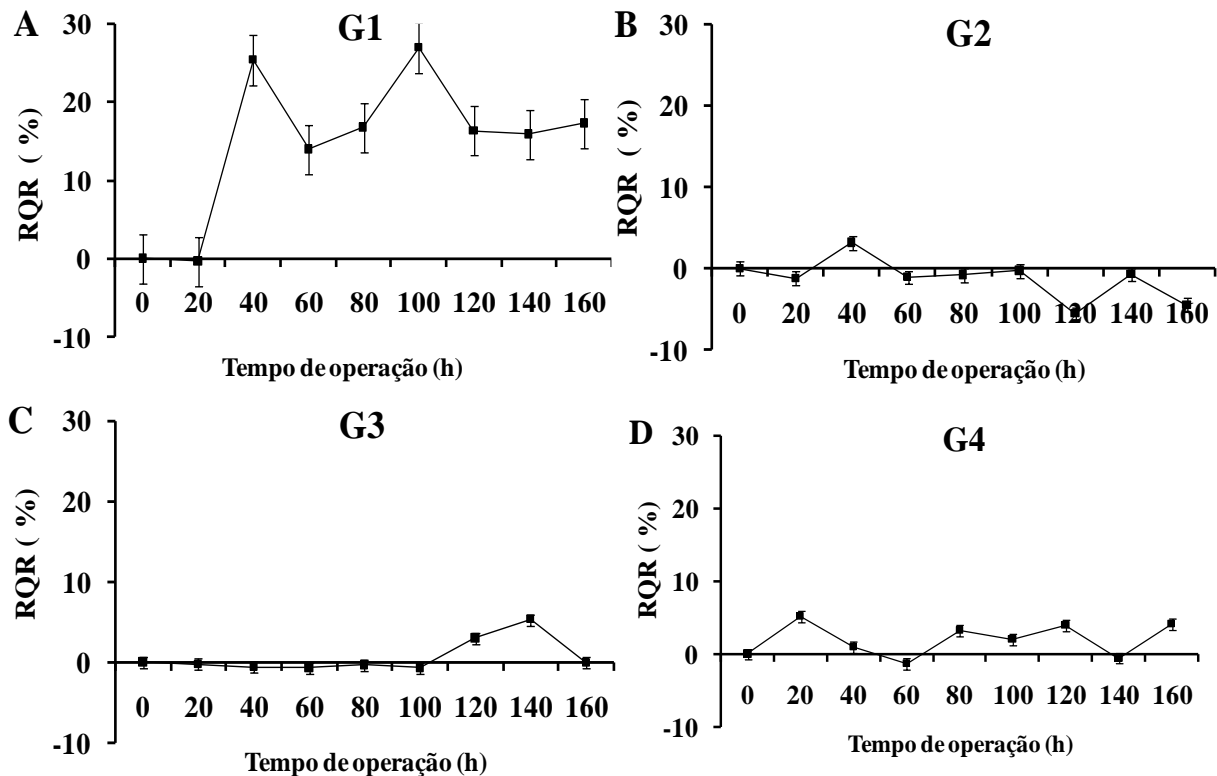


Figura 20. Valores médios e erro padrão de RQR, durante 160 h de operação do sistema, nas unidades gotejadoras dotadas dos quatro tipos de emissores (G1-A, G2-B, G3-C e G4-D).

No trabalho de Vale (2014) com unidades gotejadoras aplicando percolado de aterro diluído durante 160 h, notou-se que houve aumento da vazão atual do gotejador G1 ($RQR < 0$) ao longo de todo período experimental, submetido às pressões de serviço 70 e 280 kPa, do gotejador G2 em todas as pressões de serviço e do gotejador G3 na pressão de serviço de 70 kPa. No entanto, o gotejador G2 quando submetido à pressão de serviço de 70 kPa destacou-se dos demais, apresentando aumento de vazão de 12% no tempo de operação de 80 h.

4.2 Análise de variância dos indicadores de desempenho das unidades gotejadoras aplicando percolado de aterro sanitário diluído

Na Tabela 12, encontra-se o resumo da análise de variância (ANOVA) das variáveis Q, CUC, CVQ, Us, RQ e RQR das unidades gotejadoras G1, G2, G3 e G4, ao longo do período experimental.

Tabela 12. Resumo da análise de variância obtidas das variáveis Q, CUC, CVQ, Us, RQ e RQR, no esquema de parcelas subdivididas.

Fontes de variação	GL	Quadrado médio					
		Q	CUC	CVQ	Us	RQ	RQR
Tipo de gotejador (G)	3	289,99**	1635,47*	2954,7769*	2954,7769*	0,19**	1884,23**
Resíduo (a)	9	0,685	488,54	741,0803	741,0803	0,015	154,05
Tempo de avaliação (T)	8	0,0491*	67,59 ^{ns}	126,1416*	126,1415*	0,0097**	97,33**
G x T	24	0,0742**	57,96 ^{ns}	105,3342*	105,3342*	0,011**	109,44**
Resíduo (b)	99	0,0194	36,56	59,5033	59,5033	0,025	24,99
CV (%) parcelas		7,07	23,72	300,50	29,93	12,93	309,60
CV (%) subparcelas		3,77	6,49	85,15	8,48	5,20	124,70

** , * e ^{ns} significativo a 1 e 5% e não significativo a 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente. GL – graus de liberdade. CV - coeficiente de variação.

Para a variável Q, tanto o fator isolado (G) como a interação (G x T) foram significativos à 1% de probabilidade, pelo teste F, tendo 7,07% de coeficiente de variação das parcelas principais e 3,77% nas subparcelas. Analisando a variável CUC, constatou-se que apenas o fator tipo de gotejador (G) foi significativa a 5% de probabilidade, pelo teste F, tendo coeficientes de variação das parcelas e subparcelas de 23,72 e 6,49%, respectivamente.

Enquanto, para a variável CVQ tanto o fator G quanto a interação G x T foram significativas a 5% de probabilidade, pelo teste F, com valores de coeficientes de variação de 300,50 e 85,15%, correspondendo às parcelas e subparcelas, respectivamente. Avaliando estatisticamente a variável Us, percebeu-se que tanto os fatores isolados como a interação apresentaram efeitos significativos a 5% de probabilidade, pelo teste F, neste o coeficiente de variação foi de 8,48 e de 29,93%, nas parcelas e subparcelas, respectivamente. Ainda com base nessa tabela, verificou-se que as variáveis RQ e RQR das unidades gotejadoras em função do tempo de operação, exerceram efeitos significativos a 1% de probabilidade pelo teste “F”, tanto no fator isolado, bem na interação G x T, apresentando coeficientes de variação nas parcelas e subparcelas de 5,20 e 124,70%, respectivamente.

4.3 Análises das médias dos indicadores de desempenho das unidades gotejadoras aplicando percolado de aterro sanitário diluído

4.3.1 Análise das médias da vazão dos gotejadores (Q)

Apresentam-se, na Tabela 13, as médias da vazão dos quatro gotejadores (Q) em função do tempo de avaliação. Os valores médios de Q dos gotejadores G2 e G3 não diferiram estatisticamente ao longo do período experimental, indicando maior resistência ao entupimento.

Enquanto, os gotejadores G1 e G4 apresentaram diferenças estatísticas: a) com apenas 40 h de operação, os níveis de entupimento do gotejador G1 começaram a afetar o seu desempenho; e b) com apenas 20 h de funcionamento, o entupimento alterou o valor médio de Q das unidades gotejadoras G4.

Tabela 13. Valores médios do Q das unidades gotejadoras para o fator emissor dentro de cada nível de tempo de avaliação.

Tempos de avaliação (horas)	Tipo de gotejador			
	G1	G2	G3	G4
0	1,75a	1,86a	3,75a	7,84ab
20	1,76a	1,86a	3,78a	7,44c
40	1,31b	1,78a	3,79a	7,77abc
60	1,51ab	1,86a	3,80a	7,94a
80	1,46ab	1,85a	3,78a	7,59abc
100	1,28b	1,84a	3,80a	7,69abc
120	1,47ab	1,94a	3,66a	7,54bc
140	1,48ab	1,85a	3,57a	7,88ab
160	1,45ab	1,92a	3,77a	7,52bc

* Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

No trabalho realizado por Silva et al. (2012), o gotejador G1 (1,65 L h⁻¹) não autocompensante, apresentou reduções nos valores de Q de 42, 1 e 6% nas pressões de serviço de 70, 210 e 280 kPa, respectivamente, quando aplicou água residuária do processamento da castanha de caju durante 160 h.

Busato et al. (2012) constataram reduções de Q de 26,13 e 27,40% em dois tipos de gotejadores M1 (2,2 L h⁻¹) e M2 (2,6 L h⁻¹), respectivamente, aplicando água ferruginosa. Batista et al. (2011), estabelecendo comparações entre os tempos de operação de 0 e 500 h, notaram que houve redução de Q das unidades gotejadoras de 62, 22 e 61% para águas residuárias domésticas sem tratamento, secundária e terciária, respectivamente.

4.3.2 Análise das médias do coeficiente de uniformidade de Christiansen (CUC)

Na Tabela 14 constam os valores médios do CUC nas unidades gotejadoras, para o fator tipo de gotejador. Verificou-se, nessa tabela, que o CUC de G1 difere estatisticamente do CUC de G4, enquanto este não apresenta diferença estatística em relação ao CUC de G2 e G3.

Em condições experimentais diferentes, Cunha et al. (2006) encontraram valores médios de CUC de 95% no tempo de operação inicial (0 h) e CUC de 0% no tempo de operação final (36 h) em unidades gotejadoras operando com água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro não filtrada.

Tabela 14. Valores médios do CUC das unidades gotejadoras para o fator emissor.

Tipo de gotejador	CUC (%)
G1	83,10b
G2	95,83ab
G3	96,73ab
G4	97,05a

* Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra na coluna, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Busato & Soares (2010) encontraram valores de CUC iguais a 96 e 74% nos tempos de operação de 0 e 700 h, respectivamente, em unidade de irrigação por gotejamento operando com água ferruginosa.

4.3.3 Análise das médias do coeficiente de variação de vazão (CVQ)

Encontram-se, na Tabela 15, os valores médios do CVQ das unidades gotejadoras para o fator gotejador dentro de cada nível de tempo de avaliação. Verificou-se, nessa tabela, que não houve diferença estatística entre os valores médios do CVQ das unidades gotejadoras G2, G3 e G4 quando os tempos de avaliação são comparados. Enquanto, na unidade gotejadora G1 houve diferença estatística dos valores médios de CVQ das 0 e 20 h em relação aos demais tempos de operação.

Tabela 15. Valores médios do CVQ (%) das unidades gotejadoras para o fator emissor dentro de cada nível de tempo de avaliação.

Tempos de avaliação (horas)	Tipo de gotejador			
	G1	G2	G3	G4
0	4,63bA	5,93aA	4,67aA	2,64aA
20	4,80bA	4,18aA	3,19aA	3,08aA
40	25,25aA	8,54aB	4,28aB	4,22aB
60	28,56aA	5,86aB	3,68aB	2,96aB
80	29,52aA	3,27aB	4,15aB	6,14aB
100	31,30aA	5,20aB	3,71aB	2,92aB
120	26,44aA	6,33aB	5,94aB	4,14aB
140	26,00aA	5,20aB	5,57aB	3,82aB
160	26,89aA	5,96aB	3,38aB	3,81aB

* Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas e nas linhas, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Ao comparar os valores do CVQ das unidades gotejadoras G1, G2, G3 e G4 para cada tempo de avaliação, constatou-se a partir do tempo de avaliação de 40 h que o CVQ da unidade gotejadora G1 difere estatisticamente do CVQ das demais unidades gotejadoras. Esses resultados diferem dos encontrados por Liu & Huang (2009), onde as unidades gotejadoras com vazão nominal de 2,83 e de 1,88 L h⁻¹, apresentaram aumento nos valores de CVQ de 62 e

135%, respectivamente, quando operadas por 1680 horas com água residuária doméstica tratada.

No trabalho apresentado por Silva et al. (2012) foram obtidos ao final dos ensaios experimentais, valores de CVQ de 11,88 a 22,83% nas unidades gotejadoras de 3,75 L h⁻¹ abastecidas com água residuária doméstica secundária, discordando dos valores de CVQ de 26,89; 5,96; 3,38 e 3,81% obtidos no presente estudo após 160 h de operação com percolado diluído. No entanto, esses resultados corroboram com os obtidos por Silva et al. (2013) em unidades gotejadoras, operando 160 h, com água residuária do processamento da castanha do caju. Neste estudo evidenciou-se que o gotejador não autocompensante (G1 com vazão nominal de 1,65 L h⁻¹) foi mais sensível à obstrução por bioincrustação em relação aos gotejadores autocompensantes (G2 e G3 com vazão nominal de 2 e 4 L h⁻¹, respectivamente), devido a boa eficiência do mecanismo de autolimpeza destes emissores.

4.3.4 Análise das médias do coeficiente de uniformidade estatístico (Us)

Na Tabela 16, estão apresentados os valores médios de Us das unidades gotejadoras, para o fator gotejador dentro de cada nível de tempo de avaliação. Observou-se que não houve diferença estatística entre os valores médios de Us, quando os tempos de avaliação são comparados para os gotejadores G2, G3 e G4, indicando maior resistência destes tipos de emissores em relação a G1. Na unidade gotejadora G1, os valores de Us de 0 e 20 horas diferem estatisticamente dos demais tempos de operação, em função da maior sensibilidade ao entupimento deste tipo de emissor.

Tabela 16. Valores médios de Us (%) das unidades gotejadoras para o fator emissor dentro de cada nível de tempo de avaliação.

Tempos de avaliação (horas)	Tipo de gotejador			
	G1	G2	G3	G4
0	95,38aA	94,07aA	95,33aA	97,36aA
20	95,21aA	95,82aA	96,81aA	96,91aA
40	74,75bB	91,47aA	95,72aA	95,78aA
60	71,44bB	94,14aA	96,32aA	97,04aA
80	70,48bB	96,74aA	95,85aA	93,86aA
100	68,70bB	94,80aA	96,28aA	97,08aA
120	73,56bB	93,67aA	94,06aA	96,86aA
140	74,01bB	94,80aA	94,43aA	96,18aA
160	73,11bB	94,04aA	96,62aA	96,18aA

* Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas e nas linhas, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Quando os valores médios de Us das unidades gotejadoras G1, G2, G3 e G4 são comparados em cada tempo de avaliação, evidenciou-se que houve diferença estatística de Us da unidade

gotejadoras G1 em relação ao demais a partir de 40 h. Esses resultados diferem dos obtidos por Batista et al. (2011) com unidades gotejadoras operando água residuária doméstica sem tratamento, secundária e terciária, onde após 500 h de operação, os valores médios de Us foram de 54, 24 e 59%, respectivamente. Segundo Silva et al. (2012), ao final do ciclo da mamona irrigada com água residuária doméstica secundária, os valores de Us oscilaram de 84,00 a 97,20% diferindo dos resultados obtidos no presente estudo que foram de 73,11; 94,04; 96,62; e 96,18% nas unidades gotejadoras G1, G2, G3 e G4, respectivamente, após 160 h de operação com percolado diluído.

4.3.5 Análise das médias da vazão relativa (QR)

Estabelecendo comparação entre as médias da variável QR seguidas de pelo menos uma mesma letra minúscula nas colunas da Tabela 17, constatou-se que: houve diferença estatística na unidade gotejadora G1, a partir do tempo de operação de 40 h, obtendo valor mínimo às 100 h, enquanto não houve diferença estatística entre os tempos de operação nas unidades gotejadoras G2, G3 e G4. No trabalho conduzido por Silva et al. (2013) com água residuária do processamento da castanha de caju, foram ensaiados os mesmos tipos de gotejadores (G1 = 1,6 L h⁻¹, G2 = 2,0 L h⁻¹ e G3 = 4,0 L h⁻¹). Estes autores evidenciaram que o gotejador G1 foi o mais sensível à obstrução em relação aos gotejadores G2 e G3, devido ao maior comprimento de labirinto que favoreceu a formação de biofilme. Com base nessa Tabela, pode-se ver os valores médios de QR das unidades gotejadoras, para o fator gotejador dentro de cada nível de tempo de avaliação.

Tabela 17. Valores médios da QR das unidades gotejadoras para o fator emissor dentro de cada nível de tempo de avaliação.

Tempos de avaliação (horas)	Tipo de gotejador			
	G1	G2	G3	G4
0	1,00aA	1,00aA	1,00aA	1,00aA
20	1,00aA	1,01aA	1,00aA	0,95aA
40	0,75cB	0,97aA	1,01aA	0,99aA
60	0,86bcB	1,01aA	1,01aA	1,01aA
80	0,83bcB	1,01aA	1,00aA	0,97aA
100	0,73cB	1,00aA	1,01aA	0,98aA
120	0,84bC	1,06aAB	0,97aAB	0,96aB
140	0,84bcB	1,01aA	0,95aA	1,01aA
160	0,83bcB	1,04aA	1,00aA	0,96aA

* Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas e nas linhas, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Comparando as médias da variável QR seguidas de pelo menos uma mesma letra maiúscula nas linhas da Tabela 17, notou-se que a partir do tempo de operação de 40 h, a unidade gotejadora G1 difere das demais. No entanto, entre as unidades gotejadoras G2, G3 e G4 as médias não diferem entre si em nenhum dos tempos de operação. Este fato evidencia a maior sensibilidade à obstrução do gotejador G1, devido provavelmente ao maior comprimento de labirinto (Tabela 8) em relação aos demais gotejadores, corroborando com o estudo desenvolvido por Ravina et al. (1992) com gotejadores aplicando água residuária doméstica tratada. Neste caso, o maior comprimento do labirinto do gotejador G1 provavelmente favoreceu tanto a sedimentação de partículas quanto a adesão de bactérias com parede celular hidrofóbica, resultando no desenvolvimento de biofilme.

Semelhantemente Cararo et al. (2006) verificaram aumento linear do nível de entupimento com o comprimento do labirinto. Por outro lado, a maior resistência ao entupimento dos gotejadores G2, G3 e G4 está relacionada ao mecanismo de auto-limpeza inerente aos tipos de gotejadores, devido à atuação da membrana de autocompensação.

Segundo Resende et al. (2000), nos gotejadores auto-limpantes, o mecanismo de auto-limpeza é projetado para expelir qualquer partícula que possa causar o entupimento, pelo incremento da pressão diferencial, que faz com que o diafragma aumente, momentaneamente, o volume do corte transversal da saída de água para expulsar as partículas do emissor.

4.3.6 Análise das médias da redução da vazão relativa (RQR)

Comparando as médias da variável RQR seguidas de pelo menos uma mesma letra minúscula nas colunas da Tabela 18, verificou-se que: na unidade gotejadora G1 houve diferença estatística, também, a partir de 40 h de operação, atingindo máximo valor de RQR às 100 h; e nas unidades gotejadoras G2, G3 e G4, as médias não difeririam estatisticamente entre si em nenhum dos tempos de operação. Diferentemente, Oliver et al. (2014) obtiveram reduções nos valores de RQR de até 53%, após 3600 h de operação dos sistemas de irrigação por gotejamento operando com água residuária doméstica tratada.

Analisando as médias da variável RQR, seguidas de pelo menos uma mesma letra maiúscula nas linhas da Tabela 18, observou-se que a partir do tempo de operação de 40 h, passa a existir diferença estatística de G1 em relação a G2, G3 e G4. Enquanto, entre as unidades gotejadoras G2, G3 e G4 as médias não diferem entre si para nenhum dos tempos de operação.

Tabela 18. Valores médios da RQR das unidades gotejadoras para o fator emissor dentro de cada nível de tempo de avaliação.

Tempos de avaliação (horas)	Tipo de gotejador			
	G1	G2	G3	G4
0	0,00cA	0,00aA	0,00aA	0,00aA
20	-0,39cA	-1,21aA	-0,25aA	5,14aA
40	25,37abA	3,14aB	-0,61aB	0,93aB
60	13,9bA	-1,10aB	-0,69aB	-1,31aB
80	16,77abA	-0,78aB	-0,33aB	3,29aB
100	26,92abA	-0,31aB	-0,68aB	2,00aB
120	16,38abA	-5,57aC	2,98aBC	3,91aBC
140	15,90abA	-0,75aB	5,32aB	-0,54aB
160	17,25abA	-4,49aB	-0,06aB	4,15aB

* Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra nas colunas e nas linhas, não diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

4.4 Modelos empíricos da aplicação do percolado de aterro sanitário diluído pelas unidades gotejadoras

Na Tabela 19, apresentam-se os modelos de regressão ajustados às variáveis Q, CUC, CVQ, Us, QR e RQR em função dos tempos de operação, para as unidades gotejadoras G1, G2, G3 e G4. De maneira geral, analisando os fatores T e G, apenas o gotejador G1 foi significativo para as variáveis estudadas. Por outro lado, foi constatado estatisticamente para os gotejadores G2, G3 e G4, que não houve efeito significativo do tempo de operação sobre as variáveis Q, CUC, CVQ, Us, QR e RQR, indicando que a média foi a melhor representação dos dados.

Na unidade gotejadora G1, o modelo quadrático foi o que se ajustou aos dados de Q, CUC, CVQ, Us, QR e RQR em função de T, tendo valores de R^2 de 0,60; 0,82; 0,85, 0,85; 0,60; e 0,60, respectivamente. Aplicando a primeira derivada neste modelo obteve-se: o valor mínimo de Q ($1,36 \text{ L h}^{-1}$) no tempo de operação de 106 h; o valor mínimo de CUC (77,18%) no tempo de operação de 111 h; o valor máximo de CVQ (31,06%) no tempo de operação de 111 h; o valor mínimo de Us (68,94%) no tempo de operação de 111 h; o valor mínimo de QR (0,79) no tempo de operação de 102 h; e o valor máximo de RQR (21,27%) no tempo de operação de 102 h.

No trabalho de Vale (2014), o mesmo gotejador G1 do presente trabalho foi ensaiado com percolado de aterro sanitário na pressão de serviço de 140 kPa. O referido autor ajustou para os dados de CUC, CVQ e Us em função de T os modelos raiz quadrada, linear e linear, respectivamente, tendo valores de R^2 de 0,92; 0,82; e 0,82. Enquanto para Q, QR e RQR em função do tempo de operação a média foi a melhor representação para os dados. Por outro lado,

Tabela 19. Equações de regressão ajustadas às variáveis Q (L h⁻¹), CUC (%), CVQ (%), Us (%), QR (decimal) e RQR (%) em função do tempo de operação (T), das unidades gotejadoras para os tipos de gotejadores (G) e respectivos coeficientes de determinação (R²).

Gotejadores	Variável Q	
	Equações de regressão	R ²
G1	$\hat{Q} = 1,764 - 0,00764^*T + 0,000036^*T^2$	0,60
G2	$\hat{Q} = \bar{Q} = 1,862$	-
G3	$\hat{Q} = \bar{Q} = 3,393$	-
G4	$\hat{Q} = \bar{Q} = 7,691$	-
Gotejadores	Variável CUC	
	Equações de regressão	R ²
G1	$C\hat{U}C = 97,294 - 0,361^{**}T + 0,00162^*T^2$	0,82
G2	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 95,834$	-
G3	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 96,726$	-
G4	$C\hat{U}C = C\bar{U}C = 97,055$	-
	Variável CVQ	
	Equações de regressão	R ²
G1	$C\hat{V}Q = 2,753 + 0,531^*T - 0,00249^{**}T^2$	0,85
G2	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 5,606$	-
G3	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 4,284$	-
G4	$C\hat{V}Q = C\bar{V}Q = 3,748$	-
	Variável Us	
	Equações de regressão	R ²
G1	$\hat{U}_s = 97,246 - 0,531^{**}T + 0,00249^{**}T^2$	0,85
G2	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 94,393$	-
G3	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 95,715$	-
G4	$\hat{U}_s = \bar{U}_s = 95,251$	-
	Variável QR	
	Equações de regressão	R ²
G1	$\hat{Q}R = 1,006 - 0,00428^*T + 0,0000209^*T^2$	0,60
G2	$\hat{Q}R = \bar{Q}R = -1,232$	-
G3	$\hat{Q}R = \bar{Q}R = 0,633$	-
G4	$\hat{Q}R = \bar{Q}R = 1,953$	-
	Variável RQR	
	Equações de regressão	R ²
G1	$R\hat{Q}R = -0,643 + 0,428^*T - 0,00209^*T^2$	0,60
G2	$R\hat{Q}R = R\bar{Q}R = 1,012$	-
G3	$R\hat{Q}R = R\bar{Q}R = 0,994$	-
G4	$R\hat{Q}R = R\bar{Q}R = 0,981$	-

Nota: * e ** Significativo à 1 e 5% de probabilidade pelo teste “t”. T - tempo de operação, em h.

Batista et al. (2014b) encontraram relações quadráticas entre os dados de CUC e T nas unidades gotejadoras G1 (2,0 L h⁻¹), G2 (1,7 L h⁻¹) e G3 (3,6 L h⁻¹), que aplicaram três horas de efluente suíno seguida de uma hora de aplicação de água de abastecimento, durante 160 h, tendo R² variando de 0,96 a 0,99. Em outro estudo Batista et al. (2012) observaram que a média foi a que melhor representação da relação entre CVQ e T, nas unidades gotejadoras G1 (2,0 L h⁻¹) e G3 (3,6 L h⁻¹), aplicando água residuária de suinocultura, durante 160 h.

4.5 Matriz de interação de Pearson relacionando as variáveis de desempenho hidráulico e da qualidade do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento

Na Tabela 20 está apresentada a correlação de Pearson, para os diferentes tipos de gotejadores (G), relacionando as variáveis de desempenho hidráulico (Q, CUC, CVQ, Us, QR e RQR) e a qualidade do percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento (pH, SS, SD, Fe, Mn, Ca²⁺, Mg²⁺ e CT).

Com base nessa tabela, percebeu-se que ao isolarmos o fator vazão como variável comparativa, tem-se que esse fator apresenta correlação significativa positiva do tipo moderada a 1% de probabilidade pelo teste t para o CUC, correlação significativa moderada negativa para CVQ a 1% de probabilidade, moderada positiva a 1% de probabilidade para Us e correlação fraca positiva e negativa para QR e RRQ, respectivamente. Quanto ao parâmetro de qualidade do percolado diluído, não houve significância no que se refere a correlação entre estes seguindo os critérios estabelecidos por Figueiredo Filho & Silva Júnior (2009).

Ao fixar a variável CUC, houve correlação significativa linear do tipo forte positiva para Us e QR a 1% de probabilidade pelo teste t e, forte negativa para o CVQ e RQR entre as duas variáveis. Situação diferente foi evidenciada no trabalho de Vale (2014), onde foi observada correlação significativa do tipo forte positiva para CUC e Q.

Para a variável CVQ houve correlação significativa perfeita negativa para Us, indicando neste caso que se uma variável aumenta, a outra sempre diminui linearmente a 1% de probabilidade pelo teste t. No entanto, existe correlação significativa forte negativa e positiva para QR e RRQ, isto é, o grau de correlação é considerado decrescente e crescente linearmente. Essas mesmas variáveis foram estudadas por Vale (2014), trabalhando com percolado, ele detectou correlação significativa do tipo forte negativa para Q e CUC, respectivamente.

Analisando estatisticamente a variável fixa Us, nota-se que houve correlação significativa forte positiva e negativa forte para QR e RRQ, isto é, o grau de correlação é considerado crescente e decrescente linearmente a 1% de probabilidade pelo teste t., simultaneamente. No

estudo de Vale (2014), foi constatado que houve correlação significativa fraca positiva, forte positiva e negativa perfeita para Q, CUC e CVQ.

Fazendo inferência comparativa para a variável QR tem-se que esse fator apresenta correlação significativa negativa forte a 1% de probabilidade pelo teste t. Essa resposta não tem semelhança com a pesquisa de Vale (2014), evidenciando que houve correlação significativa fraca negativa, negativa fraca e positiva fraca para as variáveis Q, CUC, CVQ e Us.

Para a variável fixa RQR não houve correlação significativa do tipo negativa ou positiva. Esses dados são conflitantes com o trabalho de Vale (2014), estudando a correlação de Pearson em 17 variáveis em função do tempo de operação com três tipos de emissores, foi relatado mediante esse estudo que a RQR apresentou correlação forte negativa a 1% de probabilidade pelo teste t para a variável QR.

Analisando a variável pH isoladamente, evidenciou-se que houve correlação significativa do tipo fraca negativa para Mn e forte positiva para SS, SD, Fe, Ca^{2+} e Mg^{2+} testados a 1% de probabilidade pelo teste t, exceto para CT que apresentou efeitos significativos ao nível de significâncias de 10% de probabilidade pelo teste t.

No trabalho de Vale (2014) foi proposto mediante esse estudo que o pH apresentou correlação significância fraca negativa e fraca positiva a 10% de probabilidade pelo teste t para as variáveis CVQ e Us, respectivamente.

Estudando as unidades de irrigação gotejadoras sobre a variável SS isoladamente, possui um tipo de correlação forte positiva para o SD e Fe, respectivamente. No entanto, essa mesma variável apresentou correlação moderada positiva ou crescimento linear para Mn. Situação diferente foi reportada por Vale (2014), onde foi encontrada correlação significativa para algumas variáveis a 1, 5 e 10% de probabilidade pelo teste t e, essas correlações oscilaram de fraca a forte classificada como positiva e negativa, respectivamente.

Considerando a variável fixa em estudo SD, comprova-se que houve correlação significativa do tipo forte positiva para Fe, Ca^{2+} e Mg^{2+} e forte negativa para Mn testados a 1% de probabilidade pelo teste t, exceto para CT que não exerceu efeitos significativos para a variável SD. Esses resultados estão discordando dos dados de Vale (2014), ao estudar a correlação entre 17 variáveis e inclusive o SD, este parâmetro apresentou correlação significativa a 10% de probabilidade pelo teste t apenas para o pH, tendo sua classificação como fraca positiva.

Tabela 20. Correlação de Pearson de 14 variáveis estudadas, nas unidades de irrigação por gotejamento que operaram com percolado de aterro sanitário diluído em água de abastecimento.

Variáveis	Q	CUC	CVQ	Us	QR	RQR	pH	SS	SD	Fe	Mn	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CT
Q	1,00**													
CUC	0,5026**	1,00**												
CVQ	-0,5077**	-0,9978**	1,00**											
Us	0,5077**	0,9978**	-1,00**	1,00**										
QR	0,3109*	0,9261**	-0,9170**	0,9170**	1,00**									
RQR	-0,3065*	-0,9238**	0,9148**	-0,9148**	-0,9941**	1,00**								
pH	-0,0113 ^{NS}	-0,1824 ^{NS}	0,1782 ^{NS}	-0,1782 ^{NS}	-0,1239 ^{NS}	0,0945 ^{NS}	1,00**							
SS	-0,0099 ^{NS}	-0,1512 ^{NS}	0,1409 ^{NS}	-0,1409 ^{NS}	-0,1030 ^{NS}	0,0683 ^{NS}	0,9496**	1,00**						
SD	-0,0113 ^{NS}	-0,1727 ^{NS}	0,1625 ^{NS}	-0,1625 ^{NS}	-0,1269 ^{NS}	0,0931 ^{NS}	0,9312**	0,9795**	1,00**					
Fe	-0,0138 ^{NS}	-0,1970*	0,1913 ^{NS}	-0,1913 ^{NS}	-0,1526 ^{NS}	0,1220 ^{NS}	0,9420**	0,9322**	0,9610**	1,00**				
Mn	0,0039 ^{NS}	0,2008 ^{NS}	-0,1251 ^{NS}	0,1951 ^{NS}	0,1773 ^{NS}	-0,1743 ^{NS}	-0,3951**	-0,4703**	-0,5304**	-0,4649**	1,00**			
Ca ²⁺	-0,0130 ^{NS}	-0,2194 ⁰	0,2149 ⁰	-0,2149 ⁰	-0,1652 ^{NS}	0,1390 ^{NS}	0,8900**	0,8853	0,9418**	0,9727**	-0,6098**	1,00**		
Mg ²⁺	-0,0139 ^{NS}	-0,1991 ^{NS}	0,1928 ^{NS}	-0,1928 ^{NS}	-0,1685 ^{NS}	-0,1475 ^{NS}	0,7564**	0,7929 ^{NS}	0,8842**	0,9167**	-0,6103 ^{NS}	0,9596**	1,00**	
CT	-0,0046 ^{NS}	-0,0433 ^{NS}	0,0553 ^{NS}	-0,0553 ^{NS}	0,0126 ^{NS}	0,0009 ^{NS}	0,2398 ⁰	0,1431 ^{NS}	0,1130 ^{NS}	0,1848 ^{NS}	0,0000 ^{NS}	0,2359 ⁰	0,1592 ^{NS}	1,00**

Nota: Q - vazão; CUC - coeficiente de uniformidade de Christiansen; CVQ - coeficiente de variação de vazão; Us - coeficiente de uniformidade estatística; QR - coeficiente de vazão relativa; RQR - coeficiente de redução da vazão relativa; pH - potencial hidrogeniônico do PAS diluído em AA; SS - sólidos suspensos do PAS diluído em AA; SD - sólidos dissolvidos do PAS diluído em AA; Fe - ferro total do PAS diluído em AA; Mn - manganês total do PAS diluído em AA; Ca²⁺ - cálcio do PAS diluído em AA; Mg²⁺ - magnésio do PAS diluído em AA e CT - coliformes totais do PAS diluído em AA.

** , * , ⁰ e ^{NS} Significativo a 1%, significativo a 5%, significativo a 10% e não significativo a 10% de probabilidade, respectivamente, pelo teste t.

Fixando a variável Fe constatou-se que houve correlação significativa do tipo forte positiva para Ca^{2+} e Mg^{2+} , moderada negativa para Mn.

Comparando a correlação do Fe desse trabalho com o experimento de Vale (2014), sob condições experimentais semelhantes, verifica-se diferenças significativas nas correlações de Fe com CUC, CVQ, Us, pH, SS e SD, isto é, houve correlação positiva entre essas variáveis.

Para a variável fixa Mn potencialmente constatou-se que houve apenas correlação significativa moderada negativa para Ca^{2+} . Essa situação é totalmente diferente do trabalho apresentado por Vale (2014), onde em condições experimentais análogas, constatou-se diferenças significativas nas correlações do Mn com CUC, CVQ, Us, pH, SS e Fe.

Analisando a variável Ca^{2+} como fator comparativo entre as unidades de irrigação, verificou-se correlação forte positiva ou de crescimento linear para Mg^{2+} , indicando neste caso que se uma variável aumenta, a outra sempre aumenta linearmente a 1% de probabilidade pelo teste t. Porém, analogicamente foram constatados efeitos significativos com tipo de correlação fraca positiva entre a variável CT ao nível de significância de 10% de probabilidade pelo teste t. Em condições semelhantes, no trabalho estudado por Vale (2014), foi constatado efeito significativo a 10% de probabilidade pelo teste t para a correlação do Ca^{2+} com SS.

Para a variável fixa Mg^{2+} visualmente verificou-se que houve correlação significativa existente para pH, SD, Fe, Ca^{2+} e Mg^{2+} . Comparando esses dados com os resultados de Vale (2014), nota-se diferenças em algumas correlações, onde o Mn apresentou correlação significativa fraca positiva apenas para o pH e Ca^{2+} , respectivamente.

4.6 Caracterização visual do biofilme

Na Figura 21, estão apresentados os gotejadores G1, G2, G3 e G4 com e sem a presença de bioincrustação. Verificou-se, nessa figura, a formação de mucilagem com coloração castanho escuro preenchendo as pequenas aberturas e as câmaras de autocompensão dos emissores corroborando com os resultados obtidos em unidades gotejadoras aplicando água residuária gerada no processamento da castanha de caju (Silva et al., 2013), esgoto sanitário tratado (Batista et al., 2011) e água residuária de suinocultura primária (Batista et al., 2013a).

O biofilme apresentou maior adesão na área de filtração dos gotejadores e na câmara da membrana de autocompensão (Figuras 21), corroborando com as imagens registradas por Silva et al. (2013) de gotejadores obstruídos com biofilme, resultante da aplicação de água residuária do processamento da castanha de caju.

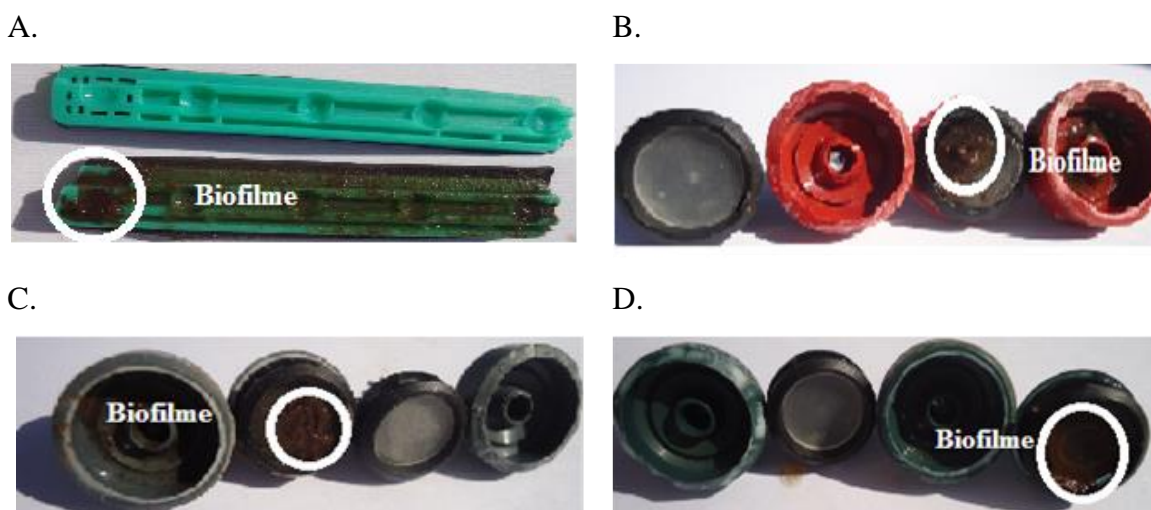


Figura 21. Gotejadores G1 (A), G2 (B), G3(C) e G4(D) com e sem bioincrustação.

Esse resultado difere do obtido por Dehghanisani et al. (2005) e Duran-Ros et al. (2009) com unidade de irrigação aplicando água residuária doméstica tratada, onde a bioincrustação foi composta por biofilme, cálcio, silicato de alumínio, manganês, areia e algas. Batista et al. (2013b) relataram a formação de um biofilme complexo, resultante da interação entre agentes físico (sólidos suspensos), químico (precipitados de enxofre) e biológico (bactérias, fitoplânctons, fungos e protozoários) em gotejadores operando com água residuária de suinocultura primária.

A partir das investigações por microscopia óptica constatou-se que a bioincrustação é composta por sólidos suspensos e agentes biológicos (vermes, *Fusarium* sp, conídios e protozoários), como apresentado na Figura 22.

Esses resultados estão semelhantes aos dados visualizados por Vale (2014), onde constatou-se que na matriz bioincrustação formada no interior dos gotejadores G1, G2 e G3, permitiu a constatação da presença dos seguintes agentes biológicos responsáveis pelo entupimento dos emissores, tais como: leveduras, larvas de vermes e cistos de protozoários.

No trabalho de Batista et al. (2010), houve o relato da formação de biofilme, em gotejadores que operaram com água residuária doméstica terciária, resultante da interação entre a mucilagens bacterianas e algas. Nesse trabalho, algumas bactérias de importância agrícola, como por exemplo, dos gêneros, *Clostridium*, *Bacillus*, *Pseudomonas* e *Enterobacter*, excretaram uma substância denominada de mucilagem ou muco microbiano, no qual se aderiram partículas orgânicas e que estas são representadas por células vivas ou em decomposição (algas vivas).

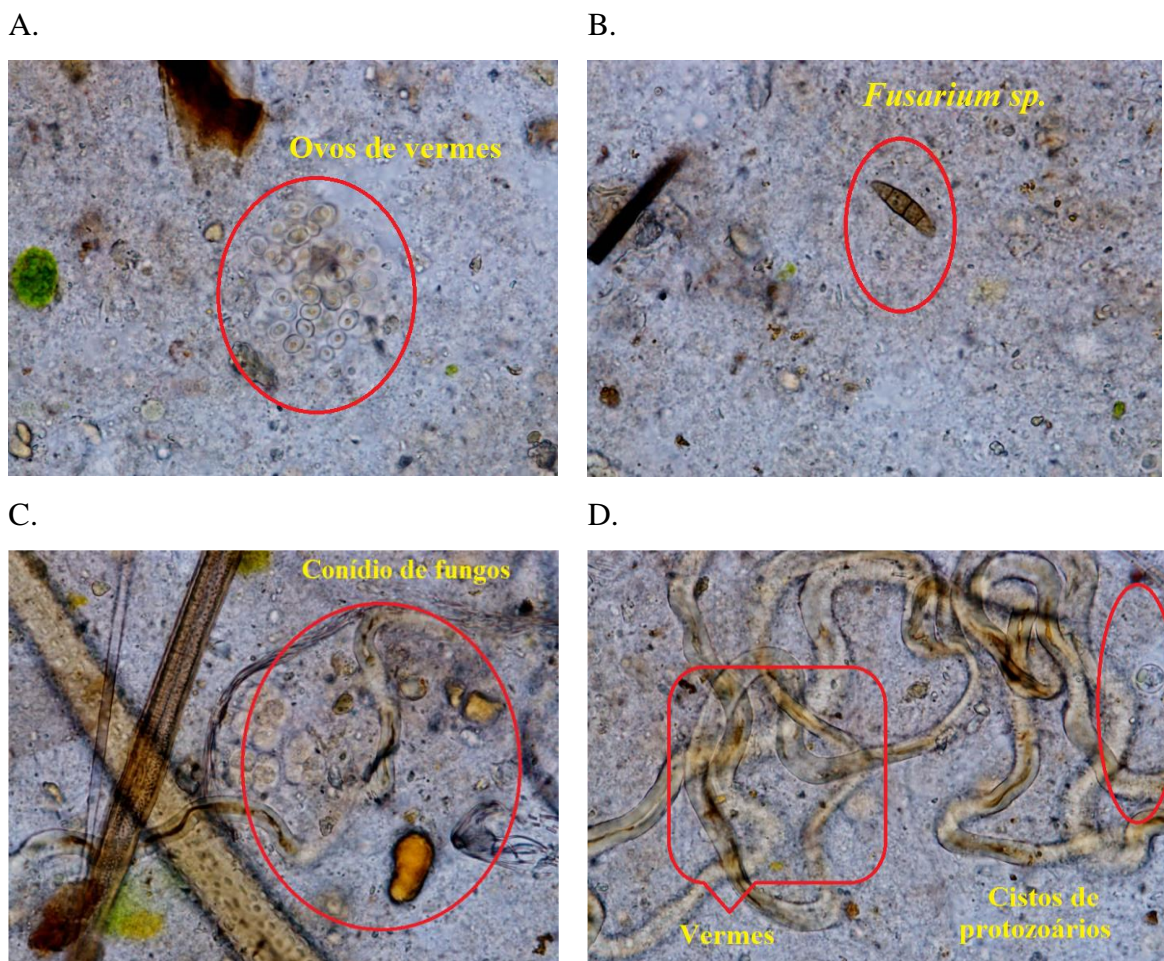


Figura 22. Imagens microscópicas da composição do biofilme retirados dos gotejadores G1 (A), G2 (B), G3 (C) e G4 (D) com o material ocasionador da obstrução destacando a presença ovos de vermes, *Fusarium sp.*, conídios e protozoários analisados na lente objetiva de 100x de aumento.

5.0 Experimento II

5.1 Qualidade da água de abastecimento e do percolado de aterro sanitário utilizados na irrigação do capim elefante

Na Tabela 21, estão apresentados os valores das características físico-químicas da água de abastecimento e do percolado de aterro sanitário, obtidos ao longo do período de 83 dias. Segundo Bila (2000), o percolado de aterro sanitário apresenta variações em sua composição físico-química e microbiológica em função das características dos resíduos sólidos urbanos dispostos, do clima, do manejo e da idade das células do aterro.

Tabela 21. Valores das características físico-químicas e microbiológica do percolado de aterro sanitário (PAS) e da água de abastecimento (AA), obtidos ao longo do período experimental.

Atributos	13/10/2014		09/12/2014		13/01/2015		Média	
	AA	PAS	AA	PAS	AA	PAS	AA	PAS
DBO (mg L ⁻¹)	NR	6500	NR	5800	NR	156	NR	4152
DQO (mg L ⁻¹)	NR	12400	NR	9600	NR	6630	NR	9543
DBO/DQO (mg L ⁻¹)	NR	0,52	NR	0,60	NR	0,02	NR	0,38
pH	7,65	8,56	7,80	8,82	5,64	8,45	7,03	8,61
Temperatura °C	23,4	30,50	22,70	29,60	24,40	28,50	23,50	29,50
Sólidos sedimentáveis (mL L ⁻¹)	0,00	0,20	0,00	1,00	0,00	0,20	0,00	0,47
Sólidos suspensos (mg L ⁻¹)	0,00	2200	3,00	220	0,00	1100	1,00	1173
Sólidos dissolvidos totais (mg L ⁻¹)	0,00	44545	325	15900	0,00	27440	108	29295
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	0,00	46745	328	16120	0,00	28540	109	30468
Turbidez (UNT)	0,14	176	0,16	305	0,2	158	0,17	213
Condutividade elétrica (dS m ⁻¹)	0,75	14,16	0,50	19,03	1,72	17,06	0,99	16,75
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	ND	520	ND	324	ND	423	ND	422,33
Fósforo total (mg L ⁻¹)	ND	42,10	ND	61,53	ND	46,5	ND	50,04
Potássio (mg L ⁻¹)	9,10	102,60	8,86	74,36	5,73	60,37	7,90	79,11
Sódio (mmol _c L ⁻¹)	4,12	71,30	4,70	127,60	4,90	144,64	4,57	114,51
Cálcio (mmol _c L ⁻¹)	1,57	22,70	1,50	56,55	1,88	60,75	1,65	46,67
Magnésio (mmol _c L ⁻¹)	0,72	26,5	0,60	23,26	0,98	45,91	0,77	31,89
Cloreto (mmol _c L ⁻¹)	1,44	69,78	1,50	45,00	1,74	65	1,56	59,93
Carbonato (mmol _c L ⁻¹)	0,13	40,6	0,24	30,50	0,32	66,50	0,23	45,87
Bicarbonato (mmol _c L ⁻¹)	3,00	55,00	3,01	85,46	3,93	242	3,31	127,49
Manganês (mg L ⁻¹)	0,02	1,07	0,009	0,92	0,034	1,45	0,02	1,15
Ferro (mg L ⁻¹)	0,3	1,16	0,011	56,84	0,42	1,67	0,24	19,89
Cádmio (mg L ⁻¹)	0,02	0,14	0,020	0,01	0,006	0,09	0,015	0,080
Zinco (mg L ⁻¹)	0,08	0,08	0,014	0,03	0,514	0,08	0,203	0,063
Cobre (mg L ⁻¹)	0,01	0,01	0,015	0,03	0,006	0,01	0,010	0,017
Níquel (mg L ⁻¹)	0,03	0,95	0,067	0,10	0,018	0,90	0,038	0,650
Chumbo (mg L ⁻¹)	0,01	1,20	0,00	0,20	0,00	0,10	0,003	0,500
Cromo (mg L ⁻¹)	0,05	0,65	0,00	0,001	0,00	0,78	0,017	0,477
Alumínio (mg L ⁻¹)	0,00	4,90	0,00	3,95	0,00	5,10	0,00	4,65
CT (NMP 100 mL ⁻¹)	10	510	1500	340	3000	1100	356*	576*
CTe (NMP 100 mL ⁻¹)	0	330	603	0	1250	0	91*	7*
Bactéria Heterotrófica (UFC/mL)	650	0	100	0	200	0	235*	0*
CSR (mmol _c L ⁻¹)	0,85	47,70	1,10	10,75	0,52	195,35	0,82	84,60
RAS (mmol _c L ⁻¹)	3,79	14,39	4,58	22,5	3,42	21,57	4,15	18,27

Nota: NR – não realizada análise; DBO – demanda bioquímica de oxigênio; DQO – demanda química de oxigênio; pH – potencial hidrogeniônico; UNT – unidade nefelométrica de turbidez; CSR – carbonato de sódio residual; RAS – razão de adsorção de sódio; CT – coliformes totais; CTe – coliformes termotolerantes e NMP – número mais provável. UFC = unidade formadora de colônias. * Média geométrica.

O referido autor relatou, ainda, de forma detalhada que: a) os íons Na⁺, K⁺, Ca²⁺ e Mg²⁺ no percolado estão relacionados à presença de material orgânico, resíduos da construção e galvanoplastia e cascas de ovos nos resíduos sólido urbano disposta nas células do aterro; b) os íons PO₄³⁻, NO₃³⁻, CO₃²⁻ são incrementados no percolado pela existência de material orgânico

no resíduo sólido urbano; c) o íon Al^{3+} está associado a existência de latas descartáveis, utensílios domésticos, cosméticos, embalagens laminadas; d) os íons Cu^{2+} e Fe^{2+} tem como fontes geradoras material eletrônico, latas, tampas de garrafas; e) os íons Hg^{2+} e Mn^{2+} são incrementados pela presença de Pilhas comuns e alcalinas, lâmpadas fluorescentes; f) os íons Ni^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} estão associados a existência de baterias recarregáveis (telefones e automóveis), resíduos da galvanoplastia; g) os íons As^{3+} , Sb^{3+} , Cr^{x+} se originam de embalagens de tintas, vernizes, solventes orgânicos; e h) os íons Cl^- , Br^- , Ag^+ estão associados a presença de tubos de PVC, negativos de filmes. Deve-se ressaltar que nas coletas realizadas e inclusive nos períodos chuvosos, observou-se redução dos valores de alguns elementos e até mesmo dos teores de DBO e DQO.

Para o PAS observou-se que os valores da DBO e DQO variaram de 156 a 6500 mg L^{-1} e de 6630 até 12400 mg L^{-1} , sendo representado pelas médias de 4152 e 9543 mg L^{-1} , respectivamente. Esses resultados diferem dos encontrados por Coelho (2013) com percolado de aterro sanitário em condições experimentais semelhantes, onde os valores de DBO e DQO oscilaram de 2412 a 3012 mg L^{-1} e de 5000 a 6040 mg L^{-1} , respectivamente.

De acordo com a Resolução do CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011a) e a Portaria nº 154/2002 (CEARÁ, 2002), os valores médios de DBO e (DQO) do PAS não atendem ao padrão de 120 e 200 mg L^{-1} para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos receptores, respectivamente. Com relação ao risco de obstrução de gotejadores, Capra & Scicolone (2004) alertaram que valores de DBO superiores a 25 mg L^{-1} comprometem o desempenho hidráulico de sistemas de irrigação por gotejamento.

O fator de biodegradação da matéria orgânica (DBO/DQO) do PAS encontrado para cada coleta foi de 0,52; 0,60 e 0,02. Segundo Castilho Jr. et al. (2010), quando esta relação decresce rapidamente ficando próximo de zero, é característico de aterros envelhecidos; isto é, devido à libertação de grandes moléculas orgânicas recalcitrantes provenientes dos resíduos sólidos. Por conseguinte, percolados de aterros de idade elevada são caracterizados pela sua baixa relação de DBO/DQO, $\text{NH}_3\text{-N}$ bastante elevada, contendo quantidades de ácidos fúlvicos e húmica que não são facilmente biodegradáveis.

O grau de estabilização dos resíduos sólidos tem um efeito significativo sobre as características do percolado. O valor médio do pH foi de 8,61, característico de lixiviado proveniente de um aterro velho (> 10 anos) onde predomina a fase metanogênica, conforme reportado por Renou et al. (2008). As elevadas concentrações de amônia e alcalinidade encontradas em alguns percolados de aterros sanitários são provavelmente, responsáveis pela toxicidade observada neste efluente.

Considerando que o aterro sanitário de Mossoró foi inaugurado no início do ano de 2008 (PMM, SANEPAV, 2012), e que a relação DBO/DQO foi igual a um valor médio de 0,40 e com base nesse dado, verificou-se que o aterro sanitário em estudo pode ser enquadrado ou caracterizada como um aterro maduro - fase metanogênica, porque o percolado é rico em material orgânico degradável por apresentar valores elevados de DBO, DQO e pH. Deve-se ressaltar que para AA não foi realizada análises de DBO e DQO e nem determinada a relação DBO/DQO.

No PAS, o valor médio do pH encontrou-se dentro da faixa de 5,0 a 9,0 estabelecida pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento de efluentes tratados em corpos hídricos receptores (BRASIL, 2011a). De acordo com Nakayama et al. (2006), o valor médio do pH encontra-se acima do limite de 7,5, que classifica o risco de obstrução de gotejadores como severo, em função da precipitação de elementos químicos. Para AA, o valor médio de pH encontra-se entre 7,0 e 7,5, tendo risco moderado de entupimento para os gotejadores.

O pH mede a acidez ou alcalinidade do meio, e expressa a concentração de íons de hidrogênio (H^+) ou de hidróxidos (OH^-) no meio. Como os níveis de pH controlam vários processos químicos que acontecem no solo, especificamente, na disponibilidade de nutrientes de planta – é vital manter níveis adequadas para plantas para atingir seu potencial de produção total (Meurer et al., 2010).

Como o pH do solo influencia direta e indiretamente a capacidade das plantas em absorver nutrientes na solução do solo, as partículas inorgânicas e orgânicas do solo apresentam cargas elétricas nas suas superfícies que podem ser classificadas em cargas permanentes e cargas dependentes do pH (Meurer et al., 2010). Assim, para uma concentração 0,00001 molar ou 10^{-5} M em H^+ , equivale ao pH 5 sendo que no solo a faixa de pH entre 5,5 a 6,2 é a que apresenta maior disponibilidade da maioria dos nutrientes essenciais disponíveis às plantas (Novais et al., 2007).

Segundo Ayers & Westcot (1999), a faixa normal de pH da água de irrigação deve oscilar de 6,5 a 8,4, assim o pH do PAS de 8,61 encontra-se fora desta faixa, enquanto o pH da AA de 7,03 se situa dentro destes limites. Esses dados diferem dos encontrados por Coelho et al. (2015a), onde os valores médios de pH para PAS e AA foram de 7,45 e 7,47, respectivamente.

Os valores médios de sólidos sedimentáveis presente no PAS e AA foram 0,47 e 0,00 mL L^{-1} , respectivamente. No caso de PAS, este valor médio é inferior ao limite de 1,0 mL L^{-1} estabelecido na Resolução nº 430/2011 (BRASIL, 2011a), não representando risco de assoreamento para corpos hídricos receptores.

Os sólidos suspensos presentes no PAS e na AA apresentaram valores médios de 1173 e 1 mg L^{-1} , respectivamente. Em relação ao PAS, o valor médio de sólidos suspensos ultrapassa o

limite de 50 mg L⁻¹ estabelecido na Portaria nº 154/2002 (CEARÁ, 2002) para lançamento de efluentes domésticos tratados em corpos hídricos. Para PAS o risco de obstrução é classificado como severo (> 100 mg L⁻¹), enquanto AA apresenta baixo risco de entupimento (< 50 mg L⁻¹), conforme recomendações de Nakayama et al. (2006). No trabalho de Coelho (2013) com PAS, o valor médio de sólidos suspensos encontrado foi de 370 mg L⁻¹, bem inferior ao obtido no presente estudo.

No PAS a concentração média de sólidos dissolvidos totais foi de 29295 mg L⁻¹, superando os valores de 10000 a 25000 mg L⁻¹ e de 5000 a 10000 mg L⁻¹ apresentados por Moreira & Braga (2009) para percolado de aterros com idades de 0 a 5 e de 5 a 10 anos, respectivamente. Além disso, o teor médio de sólido dissolvido total é superior ao valor limite de 2.000 mg L⁻¹, tendo risco de obstrução de gotejadores classificado como severo (Nakayama et al., 2006). Enquanto, em AA a concentração média de sólidos dissolvidos foi inferior ao limite 500 mg L⁻¹, indicando baixo risco de obstrução em relação a esta característica (Nakayama et al., 2006).

Para a turbidez os valores médios de PAS e AA foram de 213 e 0,17 UNT, respectivamente. Segundo Sanches-Roman et al. (2007), a remoção da turbidez de águas residuárias possibilita maior eficiência da inativação dos microrganismos patogênicos por processos de tratamento terciário que empregam radiação ultravioleta. No caso de AA, a turbidez média é inferior ao limite de 5,0 UNT apresentado pela Portaria MS nº 2914/2011 (BRASIL, 2011b).

No PAS e na AA, os valores médios de sólidos totais foram de 30468 e 109 mg L⁻¹, respectivamente. Em relação à PAS, esse valor foi superior à média de 19733 mg L⁻¹ encontrada por Coelho (2013) em ensaios experimentais com percolado de aterro sanitário.

Com relação a condutividade elétrica, o valor médio do PAS foi superior ao limite de 3,0 dS m⁻¹ proposto pela Portaria nº 154/2002 (CEARÁ, 2002) e de 3,1 dS m⁻¹ apresentado por Capra & Scicolone (1998), classificando o risco de obstrução de gotejadores como severo. Esse resultado é semelhante à média de 16,4 dS m⁻¹ obtida por Coelho et al. (2015b) ao analisar a qualidade do percolado de aterro sanitário para fins de irrigação. No caso da condutividade elétrica de AA, o seu valor médio atendeu ao padrão de potabilidade previsto na Portaria MS nº 2914/2011 (BRASIL, 2011b), sendo inferior ao limite de 1,57 dS m⁻¹. Além disso, a condutividade elétrica média de AA indica moderado risco de obstrução de gotejadores, por estar dentro da faixa limite de 0,8 a 3,1 dS m⁻¹ proposta por Capra & Scicolone (1998).

Os valores médios do nitrogênio total e do fósforo total do PAS de 422,32 e de 50,04 mg L⁻¹ diferem dos 520 e 4,9 mg L⁻¹ encontrados por Coelho et al. (2015b) em percolado de aterro sanitário, mediante condições experimentais semelhantes. Segundo Almeida (2010), esse teor médio de fósforo total foi superior ao limite de 2,0 mg L⁻¹ estabelecido para qualidade da água de irrigação. Ressalta-se que a elevação dos teores de nitrogênio e fósforo nas águas

superficiais, favorece o crescimento de algas e plantas aquáticas, acarretando o processo da eutrofização (von Sperling, 2011). Na AA não foram realizadas análises das concentrações de nitrogênio total e do fósforo total.

A concentração média de potássio no PAS e na AA foi superior ao limite de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ apresentado por Almeida (2010) para qualidade da água de irrigação. O trabalho desenvolvido por Coelho et al. (2015a) com percolado de aterro sanitário apresentou valor médio do potássio de $2289,21 \text{ mg L}^{-1}$, valor esse superior ao encontrado no presente trabalho.

No PAS, o valor médio do sódio de $114,51 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ foi semelhante ao valor médio de $116,61 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ obtido por Coelho et al. (2015b) em ensaios com percolado de aterro sanitário. Na AA, o valor médio de $4,57 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ foi inferior ao limite de $8,7 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ estabelecido na Portaria MS nº 2914/2011 (BRASIL, 2011b).

Segundo Ayers & Westcot (1999), águas que possuem altas concentrações do sódio em relação ao cálcio e ao magnésio podem provocar sérios problemas de infiltração de água no solo devido à dispersão das argilas. Os mesmos autores relataram que concentrações de sódio superiores a $3,0$ e $9,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ fornecidas via irrigação por aspersão e superfície, respectivamente, podem reduzir o desenvolvimento e a produção de cultivos agrícolas sensíveis.

Por conseguinte, este pode ser adsorvido pelo complexo de troca e, nesse caso, as partículas de argila podem dispersar-se e o solo perder sua estrutura, tornando-se impermeável (Holanda Filho et al., 2011). Assim, os sais dissolvidos na solução do solo provocam alterações nos processos fisiológicos das culturas, com consequente redução no seu crescimento e na produtividade.

A superioridade do sódio em relação aos demais cátions resulta na sua adsorção ao complexo de troca com reflexos negativos na dispersão das argilas e perda da qualidade física à dinâmica de água e nutrientes (Homem et al., 2012).

A concentração média de cálcio no PAS e na AA foi de $46,67$ e $1,65 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, representado risco de obstrução de gotejadores classificado por Capra & Scicolone (1998) como severo ($> 22,5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) e baixo ($< 12,5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$), respectivamente. Estas médias diferem dos teores do cálcio de $10,44$ e $2,98 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ determinados por Coelho et al. (2015a) em estudos com PAS e AA, mediante condições experimentais semelhantes.

Para o magnésio o teor médio de magnésio foi de $31,89$ e $0,77 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ no PAS e na AA, respectivamente, onde o risco de entupimento de gotejadores foi classificado como severo ($> 7,3 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) e baixo ($< 2,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$) por Capra & Scicolone (1998); não corroborando com os resultados de Coelho et al. (2015a), onde os valores médios de magnésio para PAS e AA foram de $18,38$ e $2,86 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$.

O valor médio de cloreto de $59,93 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ no PAS foi maior que o limite tóxico de $30 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ representando risco de toxicidade aos cultivos agrícolas, conforme sugerido por Ayers & Westcot (1999) e Almeida (2010). De acordo com Ayers & Westcot (1999), os efeitos deletérios do cloreto aos cultivos agrícola é devido à não retenção e adsorção pelas partículas do solo, facilitando o seu deslocamento com água do solo, sendo absorvido pelas raízes e translocando às folhas; onde se acumula pela transpiração e se sua concentração excede a tolerância da planta, produzem-se danos como necroses e queimaduras nas folhas.

A concentração média de cloreto de AA atende as recomendações propostas por Ayers e Westcot (1999) para irrigação de cultivos agrícolas ($<3,0 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$). Além disso, a concentração média de cloreto é inferior o limite de $7,05 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, atendendo as recomendações de potabilidade da água da Portaria nº 2914/2011 (BRASIL, 2011b).

No trabalho desenvolvido por Coelho et al. (2015b) com APS e AA, os valores médios de cloretos detectado em condições experimentais semelhantes às do presente estudo foram de $75,00$ e $4,95 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, respectivamente.

Para PAS e AA, os valores médios de carbonatos e bicarbonatos foram de $45,87$ e $0,23 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ e de $127,49$ e $3,31 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, respectivamente. Os resultados encontrados para o carbonato assemelham-se os valores médios de $42,50$ e $0,20 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ determinados por Coelho (2013) em PAS e AA, enquanto os valores médios de bicarbonatos do presente estudo diferem de $65,00$ e $3,93 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ também obtidos por Coelho (2013). Enfatiza-se que os principais precipitados responsáveis pelo potencial risco de entupimento de sistemas de irrigação por gotejamentos em regiões áridas e semiáridas são os cloretos, nitrato de cálcio, sulfato de cálcio, hidróxido de manganês, fosfato de ferro, carbonato de cálcio e bicarbonato.

Segundo relatos de Almeida et al. (2013), se a concentração de cálcio for superior a $6 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$, os fertilizantes fosfatados obstruíram os emissores; ao mesmo tempo, se as concentrações de bicarbonatos estiverem acima de $5 \text{ mmol}_c \text{ L}^{-1}$ provocaram problemas mais graves nos emissores dos sistemas de irrigação localizados. Os principais efeitos do excesso de carbonato e bicarbonato são os problemas de precipitações nos gotejadores, diminuindo a eficiência de aplicação de água e fertilizantes quando se utiliza irrigação localizada e pratica fertirrigação em sistemas de irrigação por gotejamento.

A concentração média do manganês de $1,15 \text{ mg L}^{-1}$ no PAS foi superior ao limite de $1,00 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido para o lançamento de águas residuárias em corpo hídrico receptor (BRASIL, 2011a). Além disso, a concentração média de manganês no PAS foi superior ao limite de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$, representando riscos de toxicidade para cultivos agrícolas em solos ácidos. O manganês representa moderado risco de obstrução de gotejadores, pois o seu valor médio no PAS encontra-se dentro da faixa limite de $0,1$ a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ (Nakayama et al., 2006).

O teor médio de $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ para o manganês na AA foi menor que $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, sendo classificado como baixo o risco de obstrução de gotejadores. Segundo Ayers & Westcot (1999), concentrações de manganês menores que $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ não ocasionam problema de toxicidade às plantas. Segundo a Portaria MS nº 2914/2011 (BRASIL, 2011b), a concentração média de manganês foi menor que o limite de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$, indicando a potabilidade dessa água para essa característica.

Segundo Coelho (2013), os valores médios de manganês no PAS e AA foram de $3,66$ e $0,01 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente, em condições experimentais semelhantes.

O valor médio do ferro total de $19,89 \text{ mg L}^{-1}$ presente no PAS foi superior ao limite de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido por Nakayama et al. (2006) que classifica o risco de obstrução de gotejadores como severo. O teor médio de ferro total não atende ao padrão de lançamento de água residuária tratada em corpo hídrico, onde o limite máximo é de $15,0 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2011a).

Na AA a concentração média de ferro total de $0,24 \text{ mg L}^{-1}$ encontra-se na faixa de $0,2$ a $1,5 \text{ mg L}^{-1}$, classificando o risco de obstrução de gotejadores como moderado. Segundo Ayers & Westcot (1999), o valor médio do ferro total do presente trabalho foi inferior ao limite de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ não contribuindo para a acidez e a indisponibilidade do fósforo e do molibdênio às plantas. Em relação à potabilidade da água, o ferro é uma característica organoléptica, pois altera sua coloração. De acordo com a Portaria MS nº 2914/2011 (BRASIL, 2011b), a concentração média de ferro total foi inferior ao limite de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$, indicando condição de potabilidade dessa água para esta característica. Em condições experimentais semelhantes, Coelho (2013) obtiveram concentrações médias de ferro total de $5,07$ e $0,26 \text{ mg L}^{-1}$ para PAS e AA, respectivamente.

Mallagoli et al. (2013) afirmaram que os constituintes presentes nos percolados de aterro sanitário podem ser divididos em matéria orgânica dissolvida, macronutrientes inorgânicos, metais potencialmente tóxicos e compostos orgânicos xenobióticos.

Nas condições do presente experimento, considerando essencialmente o estudo dos metais pesados, presentes no PAS, potencialmente tóxicos para saúde humana e meio ambiente com pH médio de $8,61$ e temperatura média do efluente de $29,50 \text{ °C}$ (Tabela 21).

No PAS o valor médio do cádmio foi de $0,080 \text{ mg L}^{-1}$ inferior ao limite de $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ da Resolução CONAMA nº. 430/2011 (BRASIL, 2011a) para lançamento de efluentes em corpos hídricos. Enquanto na AA, o valor médio do cádmio de $0,015 \text{ mg L}^{-1}$ foi superior ao limite de $0,005 \text{ mg L}^{-1}$ da Portaria MS nº 2914/2011 (BRASIL, 2011b). Em relação a irrigação de cultivos agrícolas tanto PAS quanto AA apresentam valores médios superiores ao limite de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido por Ayers & Westcot (1999), tendo risco de causar toxicidade ao feijão, beterraba

e nabo. No trabalho de Coelho (2013) os valores médios de cádmio no PAS e na AA foram de 0,13 e 0,00, respectivamente, inferiores aos encontrados no presente estudo, exceto para o PAS.

As concentrações médias de zinco no PAS e na AA foram de 0,063 e 0,203 mg L⁻¹, respectivamente. Em relação ao PAS, o valor médio de zinco foi inferior ao limite de 5,0 mg L⁻¹ estabelecido para o lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores (BRASIL, 2011a). Enquanto para AA, o valor médio de zinco atende ao limite de 5,0 mg L⁻¹ para potabilidade da água (BRASIL, 2011b).

Estes resultados diferem dos encontrados por Coelho (2013), onde os teores médios de zinco para PAS e AA foram de 1,13 e 0,05 mg L⁻¹, respectivamente. Ayers & Westcot (1999) relataram que teores de zinco inferiores à 2,00 mg L⁻¹ não representa toxicidade para plantas em solos com pH superior a 6,0 e com textura fina. Segundo Nascimento et al. (2010), a mobilidade do Zn, pode ser influenciada fortemente pelas reações de adsorção não-específica, pela formação de complexos de esfera externa, de menor estabilidade, o que exerce papel importante na retenção deste metal no solo estudado.

O valor médio do cobre de 0,017 mg L⁻¹ no PAS foi inferior ao limite de 0,20 mg L⁻¹, não sendo tóxico para plantas em soluções nutritivas, segundo Ayers & Westcot (1999). De acordo com BRASIL (2011a), o valor médio de cobre é inferior ao limite de 1,0 mg L⁻¹ estabelecido para lançamento de água residuária tratada em corpos hídricos receptores. A concentração média de cobre na AA foi inferior ao limite de 2,0 mg L⁻¹ estabelecidos na Portaria MS nº 2914/2011 (BRASIL, 2011b). Em condições experimentais semelhante, Coelho (2013) obteve teores de cobre no PAS e na AA de 0,10 e 0,01 mg L⁻¹, respectivamente. Queiroz et al. (2004) e Silva & Mendonça (2007), verificaram que dentre os metais pesados, o cobre, teve sua concentração diminuída em vários tratamentos estudados, indicando que esse mineral, além de ser em parte extraído pelas culturas, tornou-se menos disponível em razão da forte adsorção nos coloides orgânicos e inorgânicos do solo.

Os teores de níquel no PAS e AA foram de 0,650 e 0,038 mg L⁻¹, não corroborando com os valores médios de 2,080 e 0,120 mg L⁻¹ apresentados por Coelho (2013) em condições experimentais semelhantes. No PAS, a concentração média do níquel foi inferior ao limite 2,0 mg L⁻¹ da Resolução CONAMA nº 430/11 (BRASIL, 2011a). Para AA, o valor médio do níquel foi inferior ao limite de 0,07 mg L⁻¹ da Portaria MS nº 2914/2011 (BRASIL, 2011b).

Quando o pH do meio estiver abaixo de 6,50 (pH < 6,50), a maioria dos compostos de Níquel são solúveis e, em condições em que o pH permanecer acima de 6,50 (pH > 6,50), esse metal potencialmente tóxico para saúde humana e meio ambiente, predomina na forma insolúvel como hidróxido de níquel (Antoniadis et al., 2007).

Analisando o PAS e AA notou-se que os valores médios de chumbo foram de 0,500 e 0,003 mg L⁻¹, respectivamente. Sendo que o valor médio de chumbo no PAS foi igual ao limite de 0,5 mg L⁻¹ para lançamento de água residuária tratada em corpos hídricos (BRASIL, 2011a). Na AA o valor médio de chumbo foi inferior ao limite de 0,01 mg L⁻¹ para potabilidade da água (BRASIL, 2011b). Estes valores médios, também, foram inferiores ao limite de 5,0 mg L⁻¹ estabelecido por Ayers & Westcot (1999) para irrigação de cultivos agrícolas, pois em altas concentrações pode inibir o crescimento celular.

Para PAS e AA os teores médios de cromo foram de 0,477 e 0,017 mg L⁻¹, superiores ao limite de 0,10 mg L⁻¹ proposto por Ayers & Westcot (1999) para irrigação de cultivos agrícolas. No PAS o valor médio do cromo é inferior ao limite de 1,0 mg L⁻¹ estabelecido para lançamento de águas residuárias em corpos hídricos (BRASIL, 2011a). Já para AA, o teor médio de cromo é inferior ao limite de 0,05 mg L⁻¹ para potabilidade da água (BRASIL, 2011b).

A concentração média de alumínio no PAS foi de 4,65 mg L⁻¹, enquanto em AA essa característica não foi detectada. Segundo Ayers & Westcot (1999), concentração de alumínio na água de irrigação superior a 5,0 mg L⁻¹, pode tornar improdutivos solos ácidos (pH < 5,5) e em solo com pH > 7,0, o alumínio precipita e elimina sua toxicidade.

O PAS apresenta elevados valores de pH, condutividade elétrica e cloretos resultando em nível populacional baixo de bactérias, onde os valores médios geométricos foram de 576,7 e 0 bactérias por 100 mL para coliformes totais, coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas, respectivamente. Analisando as médias geométricas das populações bacterianas verificou-se que essas individualmente são sempre inferiores ao limite de 1000000 bactérias por 100 mL estabelecido por Nakayama et al. (2006), classificando o risco de obstrução de gotejadores como baixo. Coelho (2013) também constataram baixos níveis populacionais de coliformes totais (29 NMN 100 mL⁻¹) e termotolerantes (0 NMN 100 mL⁻¹) em percolado de aterro sanitário, mediante condições experimentais similares.

Segundo Brito et al. (2005), o grupo de bactérias denominado coliformes totais são representados por bacilos gram-negativos, sendo que a maioria das bactérias pertencem aos gêneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* e *Enterobacter*. Entretanto, os gêneros de bactérias *Pseudomonas*, *Enterobacter*, *Clostridium*, *Flavobacterium*, *Vibro*, *Brevibacterium*, *Micrococcus* e *Bacillus* propiciam problemas de entupimento de gotejadores e muitos destes encontram-se dentro do grupo coliformes totais (Nakayama et al., 2006); justificando, assim, a adoção dessa característica como indicadora de entupimento biológico no presente estudo.

Na AA houve o desenvolvimento de bactérias, devido ao armazenamento da mesma em reservatório, onde provavelmente ocorreu a entrada de radiação solar, insetos, pequenas anfíbios e de resíduos orgânicos. Neste caso, os níveis populacionais de coliformes totais,

coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas foram de 356, 91 e 235 bactérias por 100 mL, respectivamente, também classificados por Nakayama et al. (2006) como de baixo risco de obstrução de gotejadores.

No PAS e AA os níveis populacionais de coliformes termotolerantes foram inferiores ao limite de 5000 número mais provável por 100 mL proposto pela Portaria nº. 154/2002 (CEARÁ, 2002) para irrigação de cultivos agrícolas não consumidos crus.

A concentração de carbonato de sódio residual (CSR) no PAS e na AA foram reportadas como valores médios de 84,60 e 0,82 mmol_c L⁻¹, sendo classificada por Wilcox et al. (1954) como inadequado e adequada para fins de irrigação, respectivamente.

Observando os valores médios da condutividade elétrica (16,75 dS m⁻¹) e da relação de adsorção de sódio igual a 18,27 (mmol_c L⁻¹)^{0,5} conjuntamente, verificou-se que o PAS representa um risco severo quanto à salinização e ao excesso de sódio, seguindo os critérios de Ayers & Westcot (1999). Comparando estes resultados com os dados de Coelho (2013) determinados em PAS, notou-se que o valor médio da condutividade elétrica foi semelhante (16,40 dS m⁻¹), porém a razão de adsorção de sódio foi inferior a 31,53 (mmol_c L⁻¹)^{0,5}.

Utilizando a classificação proposta pelo U. S. SALINITY LABORATORY STAFF, apresentada por Bernardo et al. (2006), a AA pode ser classificada como de salinidade alta, C3 e com baixo perigo de alcalinização do solo, S1.

5.2 - Produção de fitomassa e características morfométricas do capim elefante irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário e de água de abastecimento

Constam na Tabela 22, as comparações de médias pelo teste de Tukey, o coeficiente de variação (%), o Erro-padrão, da Probabilidade o F e dos contrastes de médias entre os tratamentos referente às variáveis Altura de plantas (AP), Biomassa fresca da parte aérea (BFPA), Biomassa seca da parte aérea (MSPA), Biomassa fresca da raiz (BFR), Biomassa seca da raiz (BSR), Biomassa fresca total (BFT) e Biomassa seca total (MST), dentro de cada nível de proporções de percolado de aterro sanitário (Tratamentos) e água de abastecimento.

Verifica-se, nessa Tabela, que as variáveis AP, BFPA, MSPA, BFR, BSR e MST não apresentaram efeitos significativos para proporções de percolado de aterro sanitário e água de abastecimento testado a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Por outro lado, a Biomassa fresca da parte aérea (BFPA) exerceu efeito significativo a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Tabela 22. Características morfológicas das plantas de capim elefante avaliados aos 83 dias após o plantio.

Tratamentos	Características morfológicas						
	AP (m)	BFPA	MSPA	BFR (t.ha ⁻¹)	BSR	BFT	MST
T1	1,76	75,88	13,13	0,68	0,55	79,62b	13,68
T2	1,99	50,31	12,01	0,42	0,50	85,14ab	12,51
T3	1,92	84,50	19,58	0,71	0,66	130,04a	20,25
T4	1,99	69,91	13,18	0,55	0,52	98,10ab	13,71
T5	1,94	61,54	16,13	0,52	0,32	98,44ab	16,46
Média	1,92	67,43	14,81	0,57	0,51	98,26	15,32
Coefficiente de variação (%)	9,25	52,65	33,27	60,31	67,44	24,67	31,56
Erro-padrão	0,07	15,87	2,20	0,15	0,15	10,84	2,16
Probabilidade	0,28 ^{NS}	60,88 ^{NS}	15,10 ^{NS}	66,78 ^{NS}	65,08 ^{NS}	3,93*	13,25 ^{NS}
Contraste C ₁ : T5 Vs (T1 + T2 + T3 + T4)	75,85 ^{NS}	73,58 ^{NS}	41,11 ^{NS}	72,49 ^{NS}	20,32 ^{NS}	79,33 ^{NS}	45,57 ^{NS}
Contraste C ₂ : T4 Vs (T1 + T2 + T3)	26,12 ^{NS}	84,99 ^{NS}	66,10 ^{NS}	83,82 ^{NS}	84,62 ^{NS}	76,61 ^{NS}	64,52 ^{NS}
Contraste C ₃ : T3 Vs (T1 + T2)	61,51 ^{NS}	28,73 ^{NS}	1,93*	39,74 ^{NS}	49,15 ^{NS}	0,25**	1,58*
Contraste C ₄ : T2 Vs T1	6,40 ^{NS}	27,16 ^{NS}	72,45 ^{NS}	25,55 ^{NS}	82,99 ^{NS}	72,34 ^{NS}	70,81 ^{NS}

AP = Altura de plantas; BFPA = Biomassa fresca da parte aérea; MSPA = matéria seca da parte aérea; BFR = biomassa fresca de raiz; BSR = Biomassa seca de raiz; BFT = Biomassa fresca total; MST = matéria seca total; C1 = Contraste 1; C2 = Contraste 2; C3 = Contraste 3; ; C4 = Contraste 4;

* Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas para cada tempo de funcionamento e minúscula nas linhas para cada proporção de água não diferem entre si, a 1 e 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey, * e **, respectivamente.

Para a variável AP não houve efeitos significativos pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade ($0,28^{NS}$), tendo 9,25% como coeficiente de variação para tratamentos (proporções), médias de 1,92 e Erro padrão igual a 0,07. Esses dados estão inferiores aos reportados por Coelho et al. (2015a), observaram maior valor do crescimento em altura de 2,82 m das plantas de capim elefante nessas mesmas condições experimentais.

Possivelmente, uma provável explicação para este fato, pode está associado a elevadas concentrações de sódio no percolado e que, sucessivas aplicações desse composto causaram a redução na qualidade do solo e, conseqüentemente, diminuição na produção de biomassa dessa cultura (Tabela 11). Pela análise dos dados, verifica-se que os contrastes entre os tratamentos para esta variável não apresentaram superioridade estatística ao nível de 5% de probabilidade pelo teste t (Tabela 22).

Já para a variável biomassa fresca da parte aérea (BFPA) avaliados em $t.ha^{-1}$, não foi evidenciado superioridade de médias entre os tratamentos com valor de $60,88^{NS}$. Evidenciando com isso, valor da média geral igual a 67,43, coeficiente de variação de 52,65 e desvio padrão de 15,87. Esses dados estão superiores aos citados por Coelho et al. (2015a), onde observaram para este parâmetro maior valor estimado na ordem de $12,52 t.ha^{-1}$ comparando nas mesmas condições experimentais. Com base nessa Tabela, percebe-se que não houve diferenças significativas entre os contrastes testados a 1% de probabilidade pelo teste t (Tabela 22).

Consta na Tabela 22 a massa seca da parte aérea (MSPA), em $t.ha^{-1}$, não houve efeitos significativos entre os tratamentos avaliados pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade ($15,10^{NS}$), tendo 33,27% como coeficiente de variação, média geral dos dados de 14,81 e Erro padrão igual a 2,20. Esse dado está superior ao valor médio encontrado por Coelho et al. (2015), que ao avaliarem a produção de capim elefante em um ARGISSOLO Vermelho Amarelo nessas mesmas condições com percolado de aterro sanitário. Esses autores conseguiram obtiveram maior valor estimado de $3,64 t.ha^{-1}$. Pela Tabela de contraste, estatisticamente apenas o C3 apresentou superioridade estatística a 5% de probabilidade ($1,93^*$). Nesse caso, o tratamento 3 foi o que apresentou melhor comportamento na massa seca da parte aérea.

Destaca-se ainda que de maneira geral, à medida que se aumentaram as doses de percolado e diminuïrem a quantidade de água aplicadas no solo, ocorreu um acréscimo na quantidade da MSPA, mostrando que doses elevadas desse resíduo líquido não prejudicaram a produção de matéria seca da parte aérea.

Esses resultados estão semelhantes aos apresentados por Friderichs et al. (2010), que ao avaliarem a produção de capim elefante, cv. Botucatu, em VERTISSOLO sob diferentes doses de efluentes produzidos em fossa séptica biodigestora, verificaram que houve maior produção

de matéria seca do capim-elefante nas duas épocas avaliadas com o aumento das doses do efluente.

Para a variável BFR não foi verificado efeitos estatísticos ($66,38^{NS}$), tendo 60,31% como coeficiente de variação para tratamentos (proporções), média geral do conjunto de dados igual a 0,57 e Erro padrão igual a 0,15 (Tabela 22).

Situação semelhante foi encontrada para a variável biomassa seca de raízes (BSR), em função dos efeitos das proporções de percolado ($65,08^{NS}$), apresentando coeficiente de variação na ordem de 67,44%, média geral igual a 0,51 e Erro padrão igual a 0,15. Na Tabela de contraste, estatisticamente todos os contrastes são iguais (Tabela 22).

A Biomassa fresca total (BFT) apresentou superioridade de médias entre os tratamentos testados a 5% de probabilidade ($3,93^*$). Nesse sentido, o C.V% foi 24,67%, a média geral estimada em 98,26 e Erro padrão 10,84. Constata-se que o C3 foi superior aos demais contrastes ($0,25^{**}$) a 1% de probabilidade. Com isso, ficou provado que o tratamento 3 apresentou comportamento melhor em relação quantidade de biomassa fresca total (Tabela 22).

A massa seca total (MST), em $t\cdot ha^{-1}$, não apresentou superioridade estatística entre os tratamentos ($13,258^{NS}$), tendo o C,V % de 31,56%, a média de 15,32 e o Erro padrão 2,16. Pelo estudo de contrastes (Tabela 23), verifica-se que apenas o contraste C3 obteve-se diferenças estatísticas a 1% de probabilidade pelo teste t (Tabela 22).

Além disto, constatou-se que o percolado utilizado no experimento é um subproduto de interesse agrônômico e que apresenta composição nutricional promissora nos dias atuais para uso no cultivo agrícola, podendo assim, ser utilizado em estudos futuros na fertirrigação de cultivos para fins energéticos, promovendo tanto um destino viável a este resíduo líquido quanto às vantagens de redução de custo com fertilizantes, tomando-se cuidado apenas com a dose aplicada, ao tipo de solo e profundidade do lençol freático.

5.3 Estado nutricional do capim elefante irrigado com proporções de água de abastecimento e de percolado de aterro sanitário

5.3.1 Estado nutricional das folhas

Na Tabela 23, estão demonstrados os valores estimados da composição nutricional do capim elefante avaliado aos 83 dias após o plantio. Ao final do experimento, foi feita comparações das médias pelo teste de Tukey, coeficiente de variação, Erro-padrão, probabilidade do F e análise estatística dos contrastes das variáveis nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio

(Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), ferro (Fe), manganês (Mn), cobre (Cu), zinco (Zn), níquel (Ni), cádmio (Cd) e chumbo (Pb).

Pela análise dessa tabela, constata-se que as variáveis Ca, Mg, Ni, Cd e Pb não apresentam efeitos significativos a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Por outro lado, as demais variáveis em estudo exerceram efeitos significativos (Tabela 23).

O nitrogênio (N) apresentou efeitos significativos pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade (0,45*), tendo o coeficiente de variação de 13,35%, média geral dos dados em torno de 26,39 e Erro padrão igual a 1,57. Constatou-se que o T2, T4 e T5 foram apresentados como os mais expressivos quanto ao teor de N nas folhas do capim elefante, porém o menor valor de N nas folhas foi detectado no tratamento testemunha chegando a 21,11 g kg⁻¹. Esse valor está dentro da faixa normal de 20 a 26 g kg⁻¹ estudada para forrageiras (Werner et al., 1997). Pelo estudo dos contrastes apenas o C2 e C4 foram significativos a 5 e 1% de probabilidade pelo teste t (Tabela 23).

A concentração de P nas folhas dessa gramínea apresentou efeitos significativos a 1% de probabilidade (0,26**). Foi reportado na Tabela 23 que o T4 e o T5 foram os mais expressivos quanto ao conteúdo de P nas folhas. No entanto, os menores valores de P nas folhas foram verificados no T1 e T2, correspondendo a 1,08 e 1,16 g kg⁻¹, respectivamente. Os maiores valores de P desse trabalho de 3,94 e 4,22 g kg⁻¹, representados pelos tratamentos T4 e T5, está dentro da faixa considerada normal estudada para forrageiras (Malavolta et al., 1997). O P requerido para o ótimo crescimento das plantas forrageiras varia de 1,0 a 5,0 g kg⁻¹ na matéria seca (Malavolta et al., 1997). Com relação aos contrastes, apenas o C1 e C2 foram significativos a 5 e 1% de probabilidade.

A concentração de K do tecido foliar apresentou diferenças estatísticas a 5% de probabilidade (3,87*). Foi verificado que o T1 (Testemunha) apresentou os maiores valores de K no tecido vegetal chegando até 83,86 g kg⁻¹. Esse valor está superior à faixa normal de 15 a 30 g kg⁻¹ estudada para forrageiras (Werner et al., 1997). Analisando os contrastes, ficou comprovado que o C3 e C4 foram significativos a 5% de probabilidade (Tabela 23).

O teor de cálcio não apresentou efeitos estatísticos (13,66^{NS}), tendo o coeficiente de variação valor de 24,89%, média geral de 21,96 e Erro padrão igual a 2,44. Na Tabela 23, apenas o C1 foi significativo a 5% de probabilidade (1,40*).

O teor de magnésio das folhas dessa gramínea não apresentou efeitos significativos (59,29^{NS}), tendo o C.V igual a 20,60%, média geral de 4,37 e Erro padrão igual a 0,40. Não foi constatado efeitos significativos entre os contrastes (Tabela 23).

Tabela 23. Estado nutricional das folhas de capim elefante avaliado aos 83 dias após o plantio.

Estado nutricional													
Tratamentos	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb
	(g kg ⁻¹)								(mg kg ⁻¹)				
T1	21,11b	1,08b	83,86a	20,48	4,48	1431,33a	204,25b	12,67b	8,49b	0,71b	0,01	0,006	0,032
T2	29,05a	1,16b	71,96ab	18,96	4,44	1470,99a	180,25b	11,03b	8,14b	0,53b	0,01	0,006	0,041
T3	23,53ab	1,08b	68,01b	20,63	4,05	1014,99ab	157,01b	11,02b	8,20b	0,34b	0,01	0,007	0,042
T4	29,48a	4,22a	69,49ab	21,83	4,02	1014,99ab	245,25b	15,01b	8,23b	0,42b	0,01	0,006	0,024
T5	28,70a	3,94a	75,43ab	27,96	4,45	876,21b	2885,75a	207,01a	85,12a	6,91a	0,02	0,007	0,041
Média	26,39	2,29	73,75	21,96	4,37	1161,70	734,50	51,45	23,63	1,77	0,01	0,006	0,03
C.V (%)	13,35	62,18	10,59	24,89	20,60	22,43	32,32	49,75	34,42	35,94	45,61	16,79	48,57
Erro-padrão	1,57	0,63	3,49	2,44	0,40	116,53	106,15	11,44	3,63	0,28	0,03	0,0005	0,07
Probabilidade	0,45*	0,26**	3,87*	13,66 ^{NS}	59,29 ^{NS}	0,61**	0,0001**	0,0001**	0,0001**	0,0001**	9,91 ^{NS}	48,25 ^{NS}	46,11 ^{NS}
Probabilidade dos contrastes (%)													
C ₁ : T5 Vs (T1 + T2 + T3 + T4)	12,65 ^{NS}	1,00*	72,23 ^{NS}	1,40*	22,39 ^{NS}	0,90**	0,0001**	0,0001**	0,0001**	0,0001**	1,61 ^{NS}	8,73 ^{NS}	51,91 ^{NS}
C ₂ : T4 Vs (T1 + T2 + T3)	1,89*	0,07**	16,13 ^{NS}	51,79 ^{NS}	48,45 ^{NS}	2,77*	62,23 ^{NS}	80,94 ^{NS}	98,87 ^{NS}	71,86 ^{NS}	51,54 ^{NS}	77,63 ^{NS}	15,16 ^{NS}
C ₃ : T3 Vs (T1 + T2)	42,62 ^{NS}	96,16 ^{NS}	3,41*	76,62 ^{NS}	42,64 ^{NS}	0,75**	78,89 ^{NS}	94,61 ^{NS}	97,93 ^{NS}	45,17 ^{NS}	44,68 ^{NS}	64,55 ^{NS}	53,54 ^{NS}
C ₄ : T2 Vs T1	0,28**	93,14 ^{NS}	2,85*	66,88 ^{NS}	94,49 ^{NS}	81,29 ^{NS}	87,50 ^{NS}	93,34 ^{NS}	94,74 ^{NS}	66,20 ^{NS}	38,68 ^{NS}	79,01 ^{NS}	47,50 ^{NS}

N = nitrogênio; P = Fósforo; K = Potássio; Ca = Cálcio; Mg = magnésio; Na = Sódio; Fe = Ferro; Mn = manganês; Zn = Zinco; Cu = cobre; Ni = níquel; Cd = cádmio; Pb = chumbo; C1 = Contraste 1; C2 = Contraste 2; C3 = Contraste 3; C4 = Contraste 4;

* Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas para cada tempo de funcionamento e minúscula nas linhas para cada proporção de água não diferem entre si, a 1 e 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Os teores de sódio foram influenciados significativamente pelos tratamentos a 1% de probabilidade ($0,61^{**}$), tendo o coeficiente de variação no valor de 22,43%, média estimada de 1161,70 e Erro padrão igual a 116,53. Notou-se que o T1 e T2 foram os mais expressivos quanto ao teor de Na nas folhas, variando de 1431,33 a 1470,99 mg kg⁻¹, respectivamente. Apenas o C4 não apresentou diferenças significativas. No entanto, houve diferença estatística entre os contrastes C1, C2 e C3 ao nível de 5 e 1% de probabilidade (Tabela 23).

A concentração de Fe nas folhas de capim elefante foi significativa a 1% de probabilidade ($0,0001^{**}$). Com isso, o T5 foi superior aos demais com até 2885,75 mg kg⁻¹ no tecido foliar. Esse valor está fora da faixa considerada normal de 50 a 200 mg kg⁻¹ estudada para forrageiras (Werner et al., 1997). Pela análise dos contrastes, apenas o C1 foi significativo a 1% de probabilidade ($0,0001^{*}$). Nesse sentido, o T5 obteve-se melhor rendimento em relação aos demais (Tabela 23).

A concentração de Mn exerceu efeitos significativos ao nível de 1% de probabilidade ($0,0001^{**}$). Na Tabela 23, o T5 apresentou maior concentração de Mn no tecido foliar de 207,01 mg kg⁻¹. Esse valor está acima da faixa considerada normal de 40 a 200 mg kg⁻¹ estudada para forrageiras (Werner et al., 1996). Através do estudo dos contrastes, apenas o contraste C1 foi significativo a 1% de probabilidade ($0,0001^{*}$).

Os teores de Zn nas folhas do capim elefante apresentaram superioridade estatística ($0,0001^{**}$). Com base na referida Tabela, percebe-se que o T5 apresentou maior valor de Zn de 85,12 mg kg⁻¹ nas folhas. Esse valor está superior a faixa considerada normal de 15 a 70 mg kg⁻¹ estudada para forrageiras (Werner et al., 1997). Também para o Zn, apenas o contraste C1 foi significativo a 1% de probabilidade ($0,0001^{*}$).

Na Tabela 23, o teor de Cu nas folhas exerceu efeitos significativos ao nível de 1% de probabilidade ($0,0001^{**}$). O T5 mais uma vez, proporcionou maior valor de 6,91 mg kg⁻¹. Esse valor está dentro da faixa considerada normal de 4 a 20 mg kg⁻¹ para forrageiras segundo Werner et al. (1997). Da mesma forma para o Mn e Cu, apenas o contraste C1 foi significativo a 1% de probabilidade ($0,0001^{*}$).

Ainda com base nessa Tabela, analisando alguns elementos potencialmente tóxicos às plantas e ao meio ambiente, tais como o Ni, Cd e o Pb, estes não exerceram efeitos significativos no tecido foliar das plantas de capim elefante. Nesse sentido, não foi encontrada nenhuma evidência significativa para os contrastes destes metais pesados nas plantas de capim elefante.

5.3.2 Estado nutricional de raízes

A composição nutricional das plantas de capim elefante, foi estudada referente aos macronutrientes, microcomponentes e metais pesados presente nas raízes aos 83 dias após o plantio. Analisando o teste de Tukey a 5% de probabilidade, percebe-se que apenas as concentrações de N, Mn, Cd e Pb não apresentam efeitos significativos em relação aos tratamentos testados (Tabela 24).

O teor de fósforo nas raízes das plantas de capim elefante apresentou efeitos significativos ao nível de 1% de probabilidade (0,05^{**}). Em que o T5 apresentou valor de máximo de 0,78 g kg⁻¹ de P no tecido vegetal. Essa concentração no sistema radicular está superior a faixa considerada normal para forrageiras que é de 0,25 a 0,35 g kg⁻¹ estudada por Ribeiro et al. (1999). Foi constatado que apenas os contrastes C1 e C2 apresentaram diferenças significativas a 1% de probabilidade (Tabela 24).

A concentração de K nas raízes exerceu influências significativas a 1% de probabilidade (0,06^{**}). Onde o T5 foi o mais expressivo quanto ao valor de K chegando até 24,24 g kg⁻¹. Esse valor está acima da faixa considerada normal de 0,75 a 2,25 g kg⁻¹ estudada para forrageiras (Ribeiro et al., 1999). Apenas o contraste C1 foi significativo ao nível de 1% de probabilidade (0,001^{**}) conforme reportado na Tabela 24.

O teor de cálcio nas raízes apresentou efeitos estatísticos a 1% de probabilidade pelo teste de Tukey (0,001^{**}), tendo o coeficiente de variação valor de 16,61%, média estimada de 13,81 e Erro padrão igual a 1,02. O T5 apresentou maior conteúdo de Ca nas raízes das plantas de capim elefante, obtendo-se maior valor de 25,07 g kg⁻¹ (Tabela 24). Essa concentração está dentro da faixa considerada normal estudada para forrageiras segundo Malavolta et al. (1997), que é de 15 a 30 g kg⁻¹. Da mesma forma para o K e Ca, apenas o contraste C1 foi significativo a 1% de probabilidade (0,001^{**}).

O conteúdo de magnésio proporcionou superioridade estatística ao nível de 1% de probabilidade (0,001^{**}). O T5 é apresentado como superior aos demais e expresso pelo valor máximo de 6,86 g kg⁻¹ (Tabela 24). Esse valor está superior a faixa estudada por Manarin et al. (2002), ao verificarem que a concentração média desse mineral nas lâminas foliares de forrageiras variou de 4,1 a 5,4 g kg⁻¹. Nesse sentido, nota-se que apenas o C1 foi significativo a 1% de probabilidade (0,001^{*}).

A concentração de sódio nas raízes dessa forrageira apresentou efeitos bastantes significativos (2,21^{**}), tendo o C.V% de 22,08%, média de 4,36 e Erro padrão igual a 0,32.

Tabela 24. Estado nutricional de raízes de capim elefante avaliado aos 83 dias após o plantio.

Tratamentos	Estado nutricional de raízes												
	N	P	K	Ca	Mg	Na	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Cd	Pb
	(g kg ⁻¹)								(mg kg ⁻¹)				
T1	12,61	0,13c	12,69b	9,38b	3,29b	3830,27b	1315,01c	229,75	118,25a	13,53a	0,15b	0,025	0,338
T2	11,29	0,21bc	14,67b	11,71b	4,46b	4058,27b	3120,25ab	242,97	115,32a	7,86ab	0,23b	0,026	0,421
T3	14,87	0,19bc	13,89b	10,67b	3,91b	4405,22ab	1066,75c	207,42	103,37ab	6,99ab	0,14b	0,023	0,354
T4	15,22	0,53ab	15,87b	12,21b	4,28b	4881,04ab	1671,25bc	202,47	103,92ab	5,56b	0,14b	0,023	0,348
T5	14,44	0,78a	24,24a	25,07a	6,86a	6110,24a	4103,25a	310,15	81,45b	6,82ab	0,49a	0,021	0,344
Média	13,68	0,36	16,27	13,81	4,36	4657,01	2255,31	238,55	104,46	8,15	0,23	0,024	0,361
Coeficiente de variação (%)	20,67	53,61	21,52	16,61	16,88	22,08	34,77	31,31	15,53	48,71	23,00	18,41	17,26
Erro-padrão	1,26	0,08	1,56	1,02	0,32	459,91	350,64	33,40	7,25	1,77	0,02	0,0019	0,027
Probabilidade	18,56 ^{NS}	0,05 ^{**}	0,06 ^{**}	0,001 ^{**}	0,001 ^{**}	2,21 [*]	0,001 ^{**}	20,38 ^{NS}	1,98 [*]	4,65 [*]	0,001 ^{**}	51,39 ^{NS}	26,14 ^{NS}
Probabilidade dos contrastes (%)													
Contraste C ₁ : T5 Vs (T1 + T2 + T3 + T4)	42,74 ^{NS}	0,02 ^{**}	0,001 ^{**}	0,001 ^{**}	0,001 ^{**}	0,24 ^{**}	0,001 ^{**}	3,31 [*]	0,21 ^{**}	34,26 ^{NS}	0,001 ^{**}	19,89 ^{NS}	47,45 ^{NS}
Contraste C ₂ : T4 Vs (T1 + T2 + T3)	10,13 ^{NS}	0,31 ^{**}	25,66 ^{NS}	18,67 ^{NS}	6,07 ^{NS}	14,29 ^{NS}	53,35 ^{NS}	50,12 ^{NS}	27,47 ^{NS}	5,77 ^{NS}	58,90 ^{NS}	44,39 ^{NS}	45,43 ^{NS}
Contraste C ₃ : T3 Vs (T1 + T2)	7,66 ^{NS}	82,59 ^{NS}	91,58 ^{NS}	92,38 ^{NS}	20,02 ^{NS}	42,52 ^{NS}	1,64 [*]	48,97 ^{NS}	15,06 ^{NS}	10,78 ^{NS}	15,54 ^{NS}	33,66 ^{NS}	47,41 ^{NS}
Contraste C ₄ : T2 Vs T1	47,46 ^{NS}	48,81 ^{NS}	38,56 ^{NS}	12,91 ^{NS}	71,99 ^{NS}	73,05 ^{NS}	0,22 ^{**}	78,27 ^{NS}	77,92 ^{NS}	3,83 [*]	4,97 [*]	57,53 ^{NS}	5,37 ^{NS}

N = nitrogênio; P = Fósforo; K = Potássio; Ca = Cálcio; Mg = magnésio; Na = Sódio; Fe = Ferro; Mn = manganês; Zn = Zinco; Cu = cobre; Ni = níquel; Cd = cádmio; Pb = chumbo; C1 = Contraste 1; C2 = Contraste 2; C3 = Contraste 3; ; C4 = Contraste 4;

* Médias seguidas de pelo menos uma mesma letra maiúscula nas colunas para cada tempo de funcionamento e minúscula nas linhas para cada proporção de água não diferem entre si, a 1 e 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Ao comparar os tratamentos (Tabela 24), o T5 foi o que apresentou maior concentração de Na na ordem de 6110,24 g kg⁻¹. Segundo Brasil et al. (2005) e Fia et al. (2011), os fatores que mais contribuem para o insucesso do sistema na remoção de sódio pelas plantas forrageiras são a grande solubilidade desse elemento químico, baixa absorção e a baixa associação do cátion com o material orgânico.

A concentração encontrada de Na nesse trabalho está muito acima da faixa tido como ideal, caracterizando com isso, que essa cultura é conveniente para realizar o processo de fitoextração de Na (Tabela 24). Pelos estudos dos contrastes, somente o C1 exerceu efeitos significativos (0,24^{**}).

Na Tabela 24, a concentração de Fe nas raízes foi significativa estatisticamente pelo teste de Tukey a 1% de probabilidade (0,001^{**}). Ao comparar as médias entre os tratamentos, o T5 foi superou aos demais, apresentando maior concentração de Fe de 4103,25 mg kg⁻¹. Segundo Malavolta et al. (1997), a exigência nutricional para pastagens é de de 0,154 mg kg⁻¹. O resultado de Fe desse trabalho está superior a essa faixa considerada normal. Através do estudo de contrastes, somente o C2 não apresentou efeitos significativos pelo teste t.

Na Tabela 24, o teor de zinco nas raízes apresentou superioridade estatística a 5% de probabilidade (1,98^{*}). O T1 e T2 foram os que obtiveram maiores valores de Zn no tecido radicular, sendo representados pelas médias de 118,25 e 115,32 mg kg⁻¹, respectivamente. Conforme Malavolta et al. (1997), a faixa considerada atóxica para forrageiras varia de 15 a 50 mg kg⁻¹. Notou-se que o C1 foi significativo a 1% de probabilidade pelo teste t (0,21^{**}).

Os teores de cobre nas raízes exerceram efeitos significativos a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey (4,65^{*}) segundo consta na Tabela 24. Foi verificado que o T1 foi superior estatisticamente aos demais tratamentos, sendo expresso pelo maior valor de 13,53 mg kg⁻¹. Segundo Malavolta et al. (1997), a faixa considerada não atóxica de Cu para capim elefante varia de 5 a 20 mg kg⁻¹. Apenas o C4 obteve-se efeito significativo a 5% de probabilidade (3,83^{*}).

A concentração de Ni nas raízes apresentou efeitos estatísticos pelo teste de Tukey a 1% de probabilidade (0,001^{**}), tendo o coeficiente de variação valor de 23%, média de 0,23 e Erro padrão de 0,02 (Tabela 24). O T5 apresentou valor máximo de 0,49 mg kg⁻¹ de Ni nas raízes das plantas de capim elefante. Esse fato é justificado porque o T5 recebeu somente percolado de aterro sanitário contendo elevados teores de sais e inclusive de metais pesados como o Ni em sua composição (Tabela 21). Os contrastes C1 e C4 foram significativos ao nível de 5 e 1% de probabilidade pelo teste t (Tabela 24).

Ainda com base nessa Tabela, analisando alguns elementos potencialmente tóxicos às plantas, tais como o Cd e o Pb, estes não foram significativos no tecido radicular das plantas de

capim elefante, com valor-p de 51,53^{NS} e 26,14^{NS}, respectivamente. Nesse sentido, não foi encontrada nenhuma evidencia significativa para os contrastes destes metais pesados nas plantas de capim elefante.

5.4 Capacidade fitoextratora do capim elefante irrigado com proporções de água de abastecimento e de percolado de aterro sanitário

5.4.1 Fator de translocação

O fator de translocação mede a capacidade da planta de translocar o metal da raiz para parte aérea e o fator de bioacumulação, mede a capacidade da planta em absorver íons da solução do solo e depois bioacumular no tecido da parte aérea ou raiz. Nenhuma planta atualmente conhecida preenche todos esses critérios (Bhargava et al., 2012).

Na Tabela 25, encontra-se os valores estimados do fator de translocação do capim elefante aos 83 dias após o plantio. Com base nessa tabela, pode-se estudar todas as variáveis de interesse através desse fator pelo teste de Tukey, pelo coeficiente de variação (%), Erro-padrão, Probabilidade do F e análise estatística dos contrastes de médias referentes às variáveis nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni), cádmio (Cd) e chumbo (Pb).

Em relação ao fator de translocação (Tabela 25), notou-se que as plantas do capim elefante não apresentam efeitos significativos em relação aos tratamentos referente às variáveis N, P, Ca, Ni, Cd e Pb testados ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey. Por outro lado, as demais variáveis em estudo exerceram efeitos significativos a 1 e 5% de probabilidade.

O FT do N não foi significativo ao nível de 5% de probabilidade (15,75^{NS}). Tendo a média igual a 2,03, coeficiente de variação de 28,74% e Erro padrão 0,26. Nesse sentido, não houve efeitos significativos quanto ao estudo dos contrastes ao nível de 5% de probabilidade pelo teste t (Tabela 25).

Para o P, observou-se que a capacidade do capim elefante em translocar esse macronutriente das raízes até a parte aérea não foi significativo (21,17^{NS}), sendo representado pela média de 6,76, C.V de 38,98% e Erro padrão de 1,17 (Tabela 25). Não houve efeitos significativos com relação ao estudo dos contrastes ao nível de 5% de probabilidade pelo teste t.

Pela Tabela 25, o TB do K pelas plantas de capim elefante exerceu efeitos significativos ao nível de 1% de probabilidade (0,96^{**}). A partir do teste de comparação de médias, ficou evidenciado que o T3 translocou mais K pelas raízes até os colmos + folhas, alcançando valor máximo de 130,04.

Tabela 25. Fator de translocação (adimensional) do capim elefante avaliados no final do experimento aos 83 dias após o plantio.

Tratamentos	N	P	K ¹	Ca	Mg ¹	Na ¹	Fe ¹	Mn ¹	Zn ¹	Cu ¹	Ni	Cd	Pb
T1	1,65	8,62	79,71ab	2,26	67,92ab	0,40a	0,15b	0,06b	0,07b	0,065b	0,14	0,29	0,1
T2	2,62	5,71	85,14ab	1,71	41,8ab	0,39a	0,06b	0,04b	0,07b	0,075b	0,06	0,24	0,09
T3	1,65	5,99	130,04a	1,97	71,5a	0,23ab	0,15b	0,05b	0,08b	0,054b	0,09	0,30	0,11
T4	1,99	8,16	98,10ab	1,88	55,1ab	0,21ab	0,15b	0,07b	0,08b	0,078b	0,08	0,30	0,07
T5	2,03	5,33	98,44b	1,13	51,7b	0,15b	0,72a	0,7a	1,07a	1,01a	0,05	0,36	0,12
Média	2,03	6,76	98,28	1,79	67,90	0,28	0,25	0,18	0,27	0,25	0,08	0,31	0,10
Coef. de variação (%)	28,74	38,98	28,86	33,63	27,74	40,12	35,93	64,20	57,62	40,88	67,15	31,12	53,50
Erro-padrão	0,26	1,17	0,64	0,26	0,13	0,05	0,04	0,05	0,07	0,047	0,02	0,04	0,024
Probabilidade	15,75 ^{NS}	21,17 ^{NS}	0,96 ^{**}	9,32 ^{NS}	1,26 [*]	0,92 ^{**}	0,0001 ^{**}	0,0001 ^{**}	0,0001 ^{**}	0,0001 ^{**}	24,84 ^{NS}	43,98 ^{NS}	19,30 ^{NS}
Probabilidade dos contrastes (%)													
Contraste C ₁ : T5 Vs (T1 + T2 + T3 + T4)	90,35 ^{NS}	18,07 ^{NS}	0,53 ^{NS}	1,48 [*]	0,55 ^{NS}	0,75 ^{**}	0,001 ^{**}	0,001 ^{**}	0,001 ^{**}	0,001 ^{**}	18,31 ^{NS}	10,66 ^{NS}	35,75 ^{NS}
Contraste C ₂ : T4 Vs (T1 + T2 + T3)	74,59 ^{NS}	36,08 ^{NS}	9,34 ^{NS}	74,95 ^{NS}	4,03 ^{NS}	2,99 [*]	46,88 ^{NS}	75,72 ^{NS}	94,69 ^{NS}	83,47 ^{NS}	60,93 ^{NS}	69,17 ^{NS}	30,55 ^{NS}
Contraste C ₃ : T3 Vs (T1 + T2)	8,36 ^{NS}	42,67 ^{NS}	31,10 ^{**}	95,15 ^{NS}	4,08 [*]	2,04 [*]	38,31 ^{NS}	98,64 ^{NS}	92,11 ^{NS}	79,34 ^{NS}	91,41 ^{NS}	58,02 ^{NS}	51,85 ^{NS}
Contraste C ₄ : T2 Vs T1	5,68 ^{NS}	10,07 ^{NS}	3,29 ^{NS}	17,23 ^{NS}	95,20 ^{NS}	94,55 ^{NS}	13,16 ^{NS}	81,48 ^{NS}	98,31 ^{NS}	88,06 ^{NS}	6,81 ^{NS}	40,41 ^{NS}	88,24 ^{NS}

Nota: ¹ Médias seguidas de letras iguais, na coluna, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey à 5% de probabilidade. ^{**} e ^{*} Significativos a 1 e 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente. ns - não significativo a 5% de probabilidade pelos testes F e t.

N - Nitrogênio; P - fósforo; K - potássio; Ca - cálcio; Mg - magnésio; Na - sódio; Fe - ferro; Mn - manganês; Zn - zinco; Cu - cobre; Ni - níquel; Cd - cádmio; Pb - chumbo;

Além disso, o FT do K pelas plantas foi superior a 1,0, e nessas condições, determinou-se que essa forrageira pode atuar como fitorremediadora. Apenas o C3 foi significativo a 1% de probabilidade pelo teste t (31,10^{**}). Devido esse maior aporte de K pelas plantas, ou de translocar altos níveis de K das raízes para as folhas através do processo de fitoextração, esta cultura é conferida como uma espécie eficiente ou hiperacumuladora desse íon (Tabela 25).

O FT do Ca foi significativo pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade (1,26^{*}) quanto a capacidade das plantas em translocar o Mg das raízes para outras partes da planta (Tabela 25). Tendo a média representada por 1,79, o C.V% de 33,63 e Erro padrão de 0,26. Notou-se que apenas o C1 foi significativo a 5% de probabilidade (1,48^{*}).

Verificou-se na Tabela 25, que a capacidade do capim elefante em translocar o Mg até as folhas foi significativo ao nível de 5% de probabilidade (1,26^{*}), tendo o C.V de 27,74%, média de 67,90 e Erro padrão de 0,13. A partir do confronto de médias, o T3 translocou maior quantidade de Mg chegando ao valor máximo de 71,50. Como o FT do Mg pelas plantas de capim elefante foi superior a 1 (Yoon et al., 2006), esse valor médio indica que essa espécie de planta é eficiente em translocar esse íon da raiz até a parte aérea. Notou-se que apenas o C3 foi significativo a 5% de probabilidade pelo teste t (4,08^{*}).

Foi constatado que as plantas de capim elefante apresentaram efeitos significativos quanto a capacidade de translocar o Na das raízes para as folhas (0,92^{**}) segundo se confirma na Tabela 25. Verificou-se que ao comparar os diferentes tratamentos, notou-se que o T1 e T2 foram apresentados como os melhores tratamentos quanto à translocação desse íon até as folhas. Nesse sentido, o FT do Na pelas plantas foi inferior a 1 (Martins, 2014), esse valor médio mostra que essa cultura é ineficiente em translocar Na da raiz para parte aérea. Pelo diagnóstico dos contrastes, notou-se que apenas o contraste C4 não obteve superioridade estatística (94,55^{NS}).

O fator de transferência do Fe dessa forrageira apresentou efeito significativo ao nível de 1% de probabilidade (0,0001^{**}) quanto a alocação desse microcomponente nos tecidos das plantas. O T5 foi superior em até 0,72 em relação aos demais tratamentos quanto à alocação desse elemento metálico das raízes até as folhas (Tabela 25). O FT do Fe foi menor que 1,0, por esse fato, notou-se que essa cultura é ineficiente em transferir Fe da raiz para a parte aérea. Nesse sentido, os menores valores translocados de Fe podem ter ocorrido devido ao processo de lixiviação ou complexação dos íons metálicos a compostos orgânicos do percolado. Demonstrou-se que apenas o C1 obteve superioridade estatística em relação aos demais contrastes (0,001^{**}).

Verificou-se pela (Tabela 25), que a capacidade do capim elefante em translocar o Mn até as folhas foi significativo ao nível de 1% de probabilidade (0,0001^{**}), tendo o C.V de 64,20%, média de 0,18 e Erro padrão de 0,05. Notou-se que o T5 foi o tratamento que apresentou maior

translocação de Mn até as folhas de 0,70. Como o fator de translocação do Mn pelas plantas foi inferior a 1 (Ma et al., 2001; Fayiga & Ma, 2006), esse valor médio comprova que essa cultura não é eficiente em translocar Mn da raiz para parte aérea. Evidenciou-se, que apenas o contraste C1 obteve efeito significativo ao nível de 1% de probabilidade.

Pela Tabela 25, o FT do Zn foi significativo pelo teste de Tukey a 1% de probabilidade (0,0001^{*}) quanto a capacidade em translocar esse íon das raízes para folhas das plantas de capim elefante. Tendo a média representada por 0,27, o C.V% de 57,62 e Erro padrão de 0,07. O T5 foi o que apresentou maior fator de translocação de Zn (1,07). Os resultados encontrados para o FT do Zn apontaram que esse índice está menor que 1,0 (Yoon et al., 2006), indicando ineficiência em translocar tal microcomponente. Observou-se que apenas o C1 foi significativo a 1% de probabilidade (0,0001^{**}).

O FT do Cu apresentou efeitos significativos ao nível de 1% de probabilidade (0,0001^{**}) em transloca esse micronutriente das raízes às folhas (Tabela 25), tendo o com coeficiente de variação de 40,88%, média de 0,25 e Erro padrão de 0,047. Ao defrontar as médias entre os tratamentos, o T5 foi o que proporcionou maior translocação de Cu até as folhas (1,01). Como o FT desse micronutriente foi inferior a 1,0, essa forrageira mostra não ser acumuladora de Cu. Observou-se que nenhum dos contrastes (C2, C3 e C4) proporcionaram efeitos significativos ao nível a 5% de probabilidade pelo teste t, exceto o C1.

A capacidade do capim elefante em transferir os metais potencialmente tóxicos ou íons metálicos das raízes até as folhas estudado pelo fator de translocação não exerceu efeitos significativos quanto ao Ni, Cd e Pb, representados pelas probabilidades de teste F de 24,84^{NS}, 43,98^{NS} e 19,30^{NS}, respectivamente (Tabela 25).

5.4.2 Fator de bioacumulação

Na Tabela 26, nota-se os valores referente ao fator de bioacumulação (FB) do *pennisetum purpureum* avaliados aos 83 dias após o plantio. Nessa Tabela, constata-se comparações de médias pelo teste de Tukey, coeficiente de variação, Erro-padrão, probabilidade do F e análise estatística dos contrastes das variáveis nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn), cobre (Cu), níquel (Ni), cádmio (Cd) e chumbo (Pb).

O fator de bioacumulação (FB) pelas plantas de capim elefante não exerceu efeitos significativos em relação aos tratamentos testados a 5% de probabilidade pelo teste de Tukey para as variáveis N, K, Mg, Na, Zn, Cu e Cd. Por outro lado, as demais variáveis em estudo

exerceram efeitos significativos a 1 e 5% de probabilidade, havendo indicativo da elevada taxa de absorção desse elemento e preferência em acumular no sistema radicular (Tabela 26).

Para o FB do N, observou-se que a capacidade do capim elefante em bioacumular esse elemento até a parte aérea não foi significativo ($93,69^{NS}$), tendo o C.V de 25,79%, média de 34,10 e Erro padrão de 3,93 (Tabela 26). Nesse sentido, não houve efeitos significativos quanto ao estudo dos contrastes ao nível de 5% de probabilidade pelo teste t.

Pela Tabela 26, o TB do P pelas plantas de capim elefante exerceu efeitos significativos ao nível de 5% de probabilidade ($3,18^*$). A partir do teste de comparação de médias, ficou comprovado que o T4 bioacumulou mais P para as plantas, chegando até 0,338. O fator de bioacumulação do P pelas plantas foi menor que 1,0, nessas condições, não há indicação da taxa de absorção de P e sua preferência em se acumular no tecido vegetal. Apenas o C1 foi significativo a 1% de probabilidade pelo teste t ($0,21^{**}$).

Para o FB do K, ressalta-se que as plantas de capim elefante não exerceram efeitos significativos quanto a capacidade de bioacumular esse elemento na parte aérea ($82,77^{NS}$), tendo o C.V de 49,92%, média de 0,38 e Erro padrão de 0,086 (Tabela 26). No entanto, não houve efeitos significativos quanto ao estudo dos contrastes ao nível de 5% de probabilidade pelo teste t.

A capacidade dessa forrageira em bioacumular Ca, avaliado pelo índice de bioacumulação, foi significativo ao nível de 5% de probabilidade ($3,39^*$). Notou-se que o T5 apresentou maior conteúdo de Ca de 19,22. Como o fator de bioacumulação do Ca foi maior que 1,0, então, segundo Martins (2014), essa gramínea é indicada como eficiente em bioacumular esse cátion do solo até o sistema radicular (Tabela 26). Apenas houve efeitos significativos do C1 ao nível de 1% de probabilidade pelo teste t ($0,31^{**}$).

Para o FB do Mg, observou-se que as plantas de capim elefante não desempenharam efeitos significativos quanto a capacidade de bioacumular esse elemento no sistema radicular ($52,26^{NS}$), tendo o C.V de 38,42%, média de 3,53 e Erro padrão de 0,607 (Tabela 26). Entretanto, não houve efeitos significativos quanto ao estudo dos contrastes ao nível de 5% de probabilidade pelo teste t.

O FB do Na pelas plantas de capim elefante não foi significativo quanto a capacidade de fitoremediação desse elemento presente solo até o tecido vegetal ($44,13^{NS}$). Enquanto isso, o coeficiente de variação do Na foi de 153,53%, média geral de 25,85 e Erro padrão de 17,73 (Tabela 26). Na avaliação geral de contrastes, não houve superioridade entre os tratamentos.

Tabela 26. Fator de biacumulação (adimensional) do capim elefante avaliados no final do experimento aos 83 dias após o plantio.

Tratamentos	N	P ¹	K	Ca ¹	Mg	Na	Fe ¹	Mn ¹	Zn	Cu	Ni ¹	Cd	Pb ¹
T1	35,28	0,018ab	0,438	13,76ab	4,15	31,96	56,29b	2,16b	26,64	45,56	4,52b	9,22	1,10b
T2	35,61	0,060b	0,306	11,65b	4,13	54,13	106,91a	4,59ab	22,64	30,81	5,42b	16,22	1,49ab
T3	34,87	0,040ab	0,394	11,49b	3,20	11,89	36,75b	1,80b	59,55	23,37	3,18b	8,50	1,45ab
T4	33,34	0,338a	0,368	12,89ab	3,09	14,13	62,83b	1,58b	33,17	17,21	1,64b	1,69	1,17b
T5	31,40	0,044ab	0,424	19,22a	3,09	17,18	128,84a	4,0a	36,08	26,81	82,53a	16,67	1,94a
Média	34,10	0,08	0,386	13,80	3,53	25,85	78,32	2,43	35,61	28,75	19,45	10,46	1,43
Coef. de variação (%)	25,79	188,29	49,92	27,80	38,42	153,36	24,64	31,41	124,61	67,36	223,95	104,56	27,38
Erro-padrão	3,93	0,07	0,086	1,71	0,607	17,735	8,631	0,342	19,781	8,661	39,52	4,893	0,175
Probabilidade	93,69 ^{NS}	3,18*	82,77 ^{NS}	3,39*	52,26 ^{NS}	44,13 ^{NS}	0,0001**	0,10**	71,61 ^{NS}	24,66 ^{NS}	1,79*	22,04 ^{NS}	2,80*
Probabilidades dos contrastes (%)													
Contraste C1: T5 Vs (T1 + T2 + T3 + T4)	44,71 ^{NS}	55,35 ^{NS}	62,05 ^{NS}	0,31**	37,37 ^{NS}	52,11 ^{NS}	0,0001**	0,0001**	90,24 ^{NS}	71,82 ^{NS}	0,01**	19,74 ^{NS}	0,46**
Contraste C2: T4 Vs (T1 + T2 + T3)	67,37 ^{NS}	0,21**	92,54 ^{NS}	80,80 ^{NS}	26,70 ^{NS}	31,95 ^{NS}	46,11 ^{NS}	12,23 ^{NS}	99,33 ^{NS}	10,46 ^{NS}	95,06 ^{NS}	9,76 ^{NS}	42,13 ^{NS}
Contraste C3: T3 Vs (T1 + T2)	90,68 ^{NS}	76,48 ^{NS}	83,75 ^{NS}	57,16 ^{NS}	22,64 ^{NS}	17,06 ^{NS}	0,06**	18,57 ^{NS}	16,88 ^{NS}	18,87 ^{NS}	97,10 ^{NS}	49,11 ^{NS}	46,76 ^{NS}
Contraste C4: T2 Vs T1	95,29 ^{NS}	29,48 ^{NS}	70,12 ^{NS}	39,89 ^{NS}	97,81 ^{NS}	38,97 ^{NS}	0,08**	39,27 ^{NS}	88,78 ^{NS}	24,60 ^{NS}	98,74 ^{NS}	32,67 ^{NS}	13,77 ^{NS}

Nota: ¹ Médias seguidas de letras iguais, na coluna, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey à 5% de probabilidade. ** e * Significativos a 1 e 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente. ns - não significativo a 5% de probabilidade pelos testes F e t.

N - Nitrogênio; P - Fósforo; K - Potássio; Ca - Cálcio; Mg - magnésio; Na - Sódio; Fe - ferro; Mn - manganês; Zn - zinco; Cu - cobre; Ni - níquel; Cd - cádmio; Pb - chumbo

Com base nessa Tabela, o FB do Fe dessa forrageira foi significativo a 1% de probabilidade (0,0001^{**}). O potencial fitorremediador dessa forrageira em extrair maior conteúdo de Fe do solo até as raízes foi comprovado no T5, correspondendo a 128,84. Constatou-se efeitos significativos para o C1, C3 e C4 ao nível de 1% de probabilidade pelo teste t, representados pelos valores-p de 0,0001^{**}, 0,06^{**} e 0,08^{**} (Tabela 26).

Como o FB do Fe das plantas de capim elefante foi superior a 1,0, haja vista, essa cultura mostra-se como eficiente em extrair esse íon do solo para as raízes. Nesse sentido, os menores valores de Fe translocados do solo até o tecido vegetal podem ter ocorrido devido ao processo de lixiviação ou complexação dos íons metálicos a compostos orgânicos do percolado. Constatou-se efeito significativos para o C1, C3 e C4 ao nível de 1% de probabilidade pelo teste t, representado pelo valor-p 0,0001^{**}, 0,06^{**} e 0,08^{**} (Tabela 26).

Verificou-se pela (Tabela 26), que a capacidade do capim elefante em bioacumular o Mn até as raízes foi significativo ao nível de 1% de probabilidade (0,10^{**}), tendo o C.V de 31,41%, média de 35,61 e Erro padrão de 0,342. A partir do confronto de médias, o T5 bioacumulou mais Mn para as plantas, chegando até 4,0. Como o FB do Mn foi maior que 1,0, e nessas condições, há uma indicação dessa forrageira absorção o Mn e sua preferencia em acumular nas raízes. Notou-se que apenas o C1 foi significativo a 1% de probabilidade pelo teste t (0,0001^{**}).

O FB do Zn, Cu e Cd não exerceu efeitos significativos quanto a capacidade do capim elefante em extrair esses microcomponentes do solo até raízes. Estando esses dados representados pelo valor-p das probabilidades de 71,61^{NS}, 24,66^{NS} e 22,04^{NS}, respectivamente (Tabela 26).

Ainda com base nessa Tabela, o fator de bioacumulação do Ni pelas plantas aos 83 dias após o plantio, evidenciou resultados significativos a 5% de probabilidade pelo teste Tukey (1,79^{*}). Notou-se que a maior quantidade desse metal pesado extraído pelas raízes ocorreu no T5 (82,53). Quanto a classificação desse fator, essa forrageira foi caracterizada como acumuladora de Ni (Fator de bioacumulação > 1,0). Apenas o C1 foi significativo a 1% de probabilidade (0,01^{**}).

O FB do Pb avaliado pelo cultivo das plantas de capim elefante evidenciou resultados significativos a 5% de probabilidade pelo teste Tukey (2,80^{*}). Notou-se que a maior quantidade desse metal pesado extraído pelas raízes ocorreu no T5 (1,94). Quanto a classificação desse fator, essa forrageira foi caracterizada como acumuladora de Pb (Fator de bioacumulação > 1,0). Na Tabela 26, fazendo uma análise dos contrastes, apenas o C1 foi significativo a 1% de probabilidade (0,46^{**}).

5.5 Efeitos da aplicação de proporção de água de abastecimento e de percolado de aterro sanitário nas características químicas do solo

No apêndice 2, pode-se observar o diagnóstico de significância para todas as variáveis químicas estudadas e na Figura 23, estão apresentados os valores médios de pH, condutividade elétrica (CE), matéria orgânica (MO), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolado (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.

O pH do solo é um dos fatores que mais influencia a disponibilidade de nutrientes às plantas, onde valores considerados como ótimos variam de 6,0 a 6,5; nessa faixa ocorre a disponibilidade máxima de macronutrientes, bem como limita a disponibilidade máxima dos micronutrientes e metais pesados. Segundo Malavolta et al. (1997), a acidez do solo é uma das principais limitações da produção agrícola.

Sabe-se que a maior ou menor mobilidade e conseqüentemente disponibilidade dos nutrientes e de metais pesados às plantas é determinada pelas características intrínsecas do solo, como conteúdo original do nutriente e do metal, textura, teores e tipos de argila, pH, capacidade de troca de cátions (CTC), teor de matéria orgânica entre outros, que influenciam as reações de adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, complexação e oxirredução (Novais et al., 2007).

Durante o período experimental de 83 DAP em cultivo com capim elefante, a aplicação de PAS mais AA, proporcionou variações nos valores de pH ao longo do perfil do solo, na camada de 0 a 0,10 m, de 8,39; 0,10 a 0,20 m, de 7,80; na camada de 0,20 a 0,30 m, de 7,37; na de 0,30 a 0,40 m, de 7,11; e 7,09 na última camada de 0,40 a 0,50 m (Figura 23A). Como o pH do PAS oscilou de 7,11 a 8,39, faixa essa distante à do pH natural do solo, acredita-se que, no final do período da aplicação do PAS, a acidez inicial do solo foi corrigida, devido à alcalinidade propiciada pelo excesso de sais.

O T5 apresentou em todas as profundidades os menores valores de pH, devido provavelmente ao aumento nas taxas de produção de amônio, pelo processo de mineralização do N orgânico, que posteriormente, foi nitrificado liberando íons H^+ no meio com conseqüente redução do pH, porém, os maiores valores de pH foram constatados em T2. O maior valor de pH ocorreu na camada superficial (0 a 0,10 m), enquanto o menor foi notado no T2.

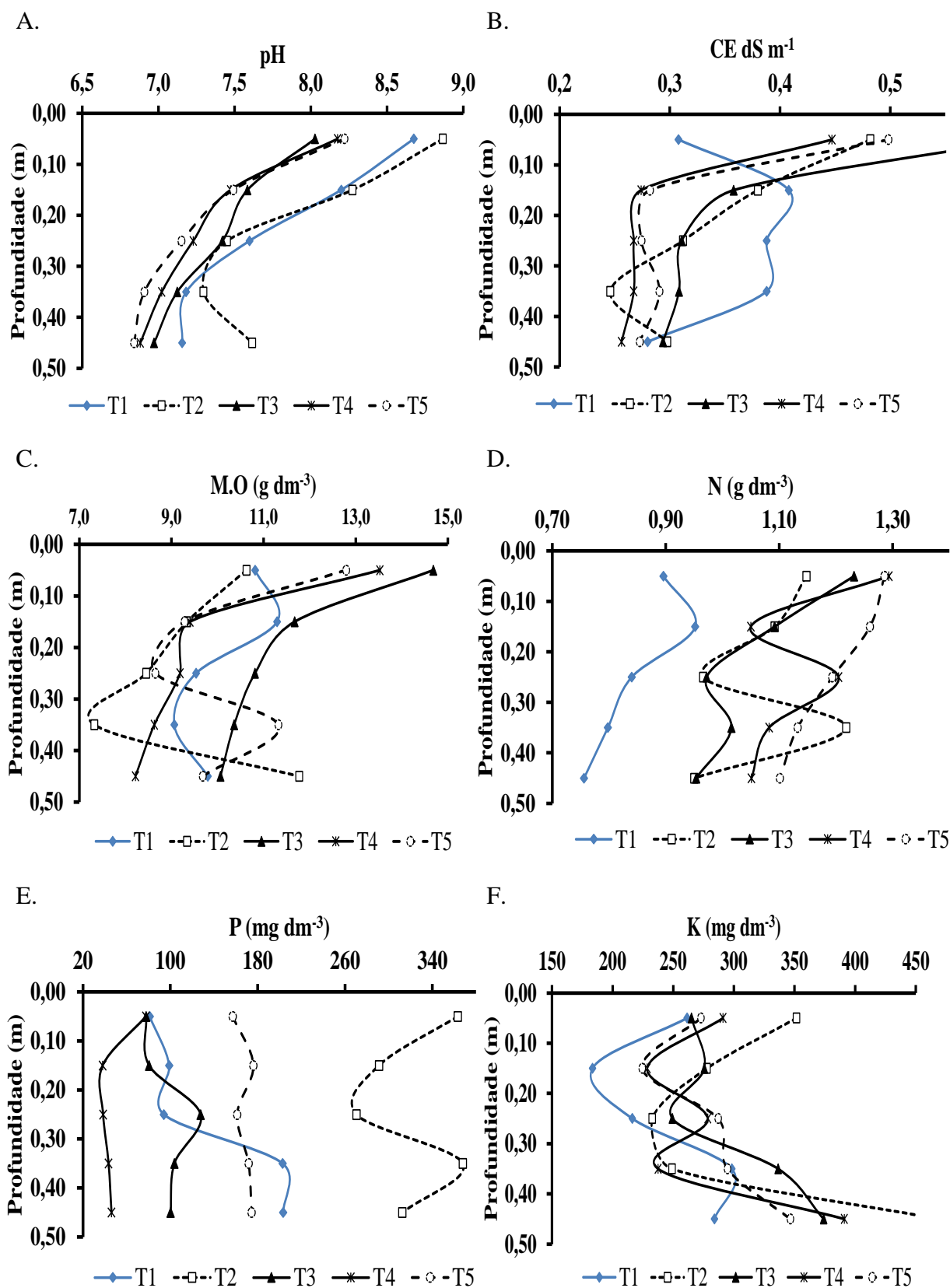


Figura 23. Comportamento do pH (A), condutividade elétrica (B), matéria orgânica (C), nitrogênio (D), fósforo (E) e potássio (F) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.

Esse incremento do pH no solo em função da aplicação do PAS foi provavelmente atribuído a adição de cátions trocáveis e ânions, bem como ao efeito cumulativo durante o tempo de aplicação. A literatura apresenta relatos tanto de aumento quanto de redução dos valores de pH decorrente da aplicação de águas residuárias de distintas naturezas no solo, tais alterações estão associadas a composição e a dose do efluente (Silva et al., 2004). Estudos realizados por Ferreira et al. (2003) observaram que ocorreu elevação no pH de um ARGISSOLO Vermelho Distrófico Típico, quando se aplicou efluentes de curtume e rejeito carbonífero.

Observou-se, na Figura 23B, que os valores de CEes diminuíram ao longo do perfil do solo em todos os tratamentos aplicados, exceto no tratamento T1. Nas camadas de 0 a 0,10 m, de 0,10 a 0,20 m e de 0,20 a 0,30 m houve redução dos valores de CEes nos tratamentos T2 até T5. Esse processo de redução da condutividade elétrica se deu através dos elevados teores de sais presente no solo, favorecendo o processo de dispersão de argilas e, conseqüentemente, lixiviação dos sais. No entanto, no T1 não ocorreu o processo de dispersão de argilas superficialmente (até 10 cm de profundidade), porém, a partir desse ponto, foi iniciado esse processo em função das sucessivas irrigações ao longo do período experimental. Resultados diferentes foram obtidos por Coelho et al. (2015a), onde houve aumento da CEes do solo juntamente com o incremento de PAS em relação a AA, nas profundidades de 0 a 0,20 e de 0,20 a 0,40 m.

Verificou-se que os valores de MO reduziram, ao longo do perfil do solo, em todos os tratamentos (Figura 23C). Os maiores valores de MO ocorreram na camada mais superficial do solo, porém houve comportamento distinto dos tratamentos. O tratamento T3 foi o que apresentou menor variação nos teores de MO, ao longo do perfil do solo; já com relação aos demais tratamentos, quanto maior a dosagem de PAS em relação a AA, menor foi o aporte de MO. No trabalho de Coelho et al. (2015b) em condições experimentais análogas, notaram que o teor de MO reduziu em função da aplicação das proporções de PAS em relação AA, principalmente na camada de 0 a 0,20 m. De acordo com a classificação proposta pela CFSEMG (1999), o teor de MO é baixo (7,1 a 20,0 g dm⁻³) para todas as profundidades estudadas.

Observou-se, na Figura 23D, que os valores médios de N diminuíram ao longo do perfil do solo, para todos os tratamentos, devido a menor mineralização da MO na camada de 0,0 a 0,20 m. O tratamento T2 apresentou maior variação nas concentrações de N, ao longo do perfil do solo, enquanto T1 e o T5 tiveram menor oscilação dos dados. Comparando os tratamentos T2, T3, T4 e T5, notou-se incremento de N no solo com o aumento da proporção de PAS em relação a AA, onde o T5 se destacou pelos maiores aportes de N, exceto nas camadas de 0 a 0,10 m e de 0,30 a 0,40 m. Estes resultados diferem em parte dos obtidos por Coelho (2013), onde evidenciou-se redução do N tanto com relação as profundidades do solo quanto com o aumento

das proporções de PAS em relação AA. Segundo Silva et al. (2011b), a maior parte do N dos resíduos líquidos se encontram na forma orgânica, podendo ser mineralizada após disposição no solo, por meio de hidrólise enzimática, produzida pela atividade da microbiota do solo e de outros processos de degradação do material orgânico.

Notou-se, na Figura 23E, que o tratamento T2 foi o que mais incrementou P ao longo do perfil do solo, enquanto no tratamento T4 os teores de P foram inferiores ao do T1. Além disso, os tratamentos T1 e T2 apresentaram as maiores oscilações nos valores médios de P no perfil do solo, em função provavelmente da relação deste macronutriente com as argilas do solo, carbonato de cálcio e matéria orgânica incrementado ao solo pelo PAS.

Percebe-se que houve lixiviação de P em todos os tratamentos, inclusive no T1 que recebeu apenas AA; esta lixiviação reduziu muito os teores de P ao longo do perfil das parcelas de solo submetidas ao T4, devido ao fato dos teores de carbonato de Ca e de matéria orgânica interferirem nos processos de adsorção e precipitação de fósforo no solo (Souza et al., 2006). Dessa forma, as proporções de PAS em relação a AA nesse tratamento que potencializou este processo. Estes resultados não corroboram com os obtidos por Coelho (2013), que relatou redução nos teores de P com o aumento da proporção de PAS em relação AA e surgimento de lixiviação do fósforo em apenas um dos tratamentos ensaiados.

Analisando de forma conjunto os teores de P e os teores de argila (Tabela 9) em todas as profundidades, do ponto de vista agrônomo o solo estudado é classificado como muito bom, exceto na camada de 0,10 a 0,20 m do tratamento T4 que o teor de P foi classificado como bom, este fato é devido, provavelmente, ao aumento da disponibilização de P pelos processos de adsorção e precipitação. Segundo Novais et al. (2007), o P pode ser complexado pela MO do efluente e formar sais de baixa solubilidade (por exemplo, o fosfato de cálcio), favorecendo ao processo de lixiviação.

O aumento na disponibilidade de P deve-se à presença do nutriente no PAS e ao aumento do pH nesta camada do solo. O aumento do pH do solo até próximo a 7,0 propicia maior disponibilidade de P, uma vez que, em condições ácidas, ocorre reação do H_2PO_4^- com as formas iônicas de ferro e de alumínio, formando compostos de baixa solubilidade. A matéria orgânica, por sua vez, bloqueia os sítios de adsorção em óxido de ferro e de alumínio do solo, diminuindo a capacidade de adsorção do H_2PO_4^- (Novais et al., 2007).

Evidenciou-se, na Figura 23F, que ocorreram oscilações nos valores de K, ao longo do perfil do solo, nos cinco tratamentos estudados, em função do incremento de K pelo PAS e da lixiviação do mesmo entre as camadas de solo. Em geral, o incremento na proporção de PAS em relação AA, aumentou os teores de K no solo, entretanto os maiores valores foram evidenciados nos tratamentos T2, T4 e T3 na camada de 0,40 a 0,50 m. Já na superfície do solo

(0 a 0,10 m), os maiores teores de K ocorreram nos tratamentos T2 e T4. De acordo com CFSEMG (1999), os teores de K do solo são classificados agronomicamente como muito bom ($> 120 \text{ mg dm}^{-3}$) em todos os tratamentos e nas profundidades estudadas.

Além do acréscimo de K, também, ocorreu aumento nos teores de Ca e Mg (Figuras 24B e 29C) onde o excesso desses íons na solução do solo pode promover maior ocupação dos sítios de trocas nos colóides do solo, dificultando a adsorção de K a estes colóides, prejudicando a liberação de íons à solução do solo e conseqüentemente, maiores perdas por lixiviação (Celere et al., 2007).

Raij (1981) relatou que ao evitar a elevação do teor de K em relação ao Mg, mantendo elevado o teor de Ca, houve diminuição das perdas de K por lixiviação. Por outro lado, Feigin et al. (1991), afirmaram que mesmo havendo aumento na concentração de K do solo mediante aplicação de água residuária, a quantidade desse nutriente exigido pelas plantas é tão elevada que dificilmente apenas a irrigação com efluente poderia suprir adequadamente as plantas.

Em condições experimentais semelhantes, Coelho et al. (2015b) relataram que a concentração de K diminuíram consideravelmente nos primeiros 0,10 m de profundidade do solo, em todos os tratamentos estudados.

Estão apresentados, na Figura 24, os valores médios de sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg), cálcio mais magnésio (Ca + Mg), soma de bases (SB) e capacidade efetiva de troca de cátions (CTC_{efetiva}) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolado (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.

Observou-se um incremento das concentrações de Na à medida que se aumentou as proporções de PAS no solo (Figura 24A), onde os tratamentos que continham o efluente (T2, T3, T4 e T5) apresentaram concentrações superiores às do tratamento T1. Este fato pode ser atribuído as elevadas concentrações de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , RAS e CEes presentes no PAS (Tabela 11), associado ao aumento expressivo do pH em até 8,61, ao longo do período experimental.

Os maiores valores de Na foram notados na camada superficial do solo (0,0 - 0,10 m) de todos os tratamentos que receberam PAS, tendo maior valor em T2. Este fato é justificado pelo aumento da concentração de sais na área do bulbo molhado no solo, onde há uma maior evaporação da água, promovendo o acúmulo dos sais, também, na zona radicular das plantas. Essas concentrações elevadas de Na no solo promovem expansão da dupla camada difusa, e conseqüentemente, acarreta a dispersão dos colóides do solo, o que interfere nas características físicas dos solos, como a estrutura, porosidade, condutividade hidráulica, infiltração, aeração e capacidade produtiva destes solos (Novais et al., 2007).

Houve lixiviação do Na principalmente nas camadas superficiais do solo, ocasionado pela aplicação do PAS. Isso indica a necessidade de monitoramento da concentração de Na trocável, quando esse efluente, é usado na irrigação, do solo, em vista da alta mobilidade do Na.

No trabalho desenvolvido por Coelho (2013) em condições experimentais semelhantes, o teor de Na no solo sofreu efeito significativo linear em relação às doses de PAS aplicadas e quadrático em relação ao tempo de aplicação. Sendo o tempo onde ocorreu um maior valor de Na foi aos 81 dias, obtendo valor máximo de Na de 508 mg dm^{-3} , nas profundidades de 0,20 a 0,40 m.

Na Figura 24B, notou-se que a concentração de Ca nos tratamentos T2 a T5 com PAS foi superior ao T1, na camada de 0 a 0,10 m, porém entre os tratamentos com PAS houve pequena variação de Ca nessa camada. Percebe-se que a lixiviação ao longo do perfil do solo ocorreu em todos os tratamentos, e inclusive no T1. Nas camadas de 0,10 a 0,20 m e de 0,20 a 0,30 m, houve incremento de Ca com o aumento na proporção de PAS em relação AA, sendo os maiores valores notados em T5.

Uma explicação para o aumento das concentrações de Ca ao longo do perfil do solo se deve à alta concentração deste nutriente no PAS (Tabela 11), além da formação geológica dos solos da região, onde predominam rochas calcárias. No estudo de Coelho et al. (2015a) notou-se que os valores de Ca aumentaram, ao longo do perfil do solo, para todos os tratamentos aplicados, demonstrando que ocorreu lixiviação desse elemento. Segundo Santos et al. (2006a), verificaram reduções nos teores de Ca no solo irrigado com água residuária doméstica tratada, ao longo do tempo, atribuindo ao incremento da concentração de Na no complexo de troca das argilas, deslocando assim o Ca. Consultando as diretrizes da CFSEMG (1999), os teores de Ca permitem que o solo seja classificado do ponto de vista agrônomo como médio ($1,21 - 2,40 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) nas camadas de 0 a 0,10 m e de 0,10 a 0,20 m do tratamento T1 e bom ($2,41 - 4,00 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) nas demais situações.

Evidenciou-se, na Figura 24C, que o incremento na proporção de PAS em relação AA, aumentou o valor de Mg, principalmente no tratamento T5. Além disso, houve a lixiviação do Mg, ao longo do perfil do solo, resultando nas maiores concentrações desse íon na camada de 0,40 a 0,50 m de todos os tratamentos.

Estes resultados diferem dos encontrados por Coelho et al. (2015a), onde não houve um padrão comum da relação entre as doses de PAS e a concentração do Mg, ao longo do perfil do solo. Do ponto de vista agrônomo, em todos os tratamentos e profundidades, os teores de Mg foram superiores ao limite de $1,5 \text{ dm}^{-3}$, estabelecido pela CFSEMG (1999), classificando este solo como muito bom.

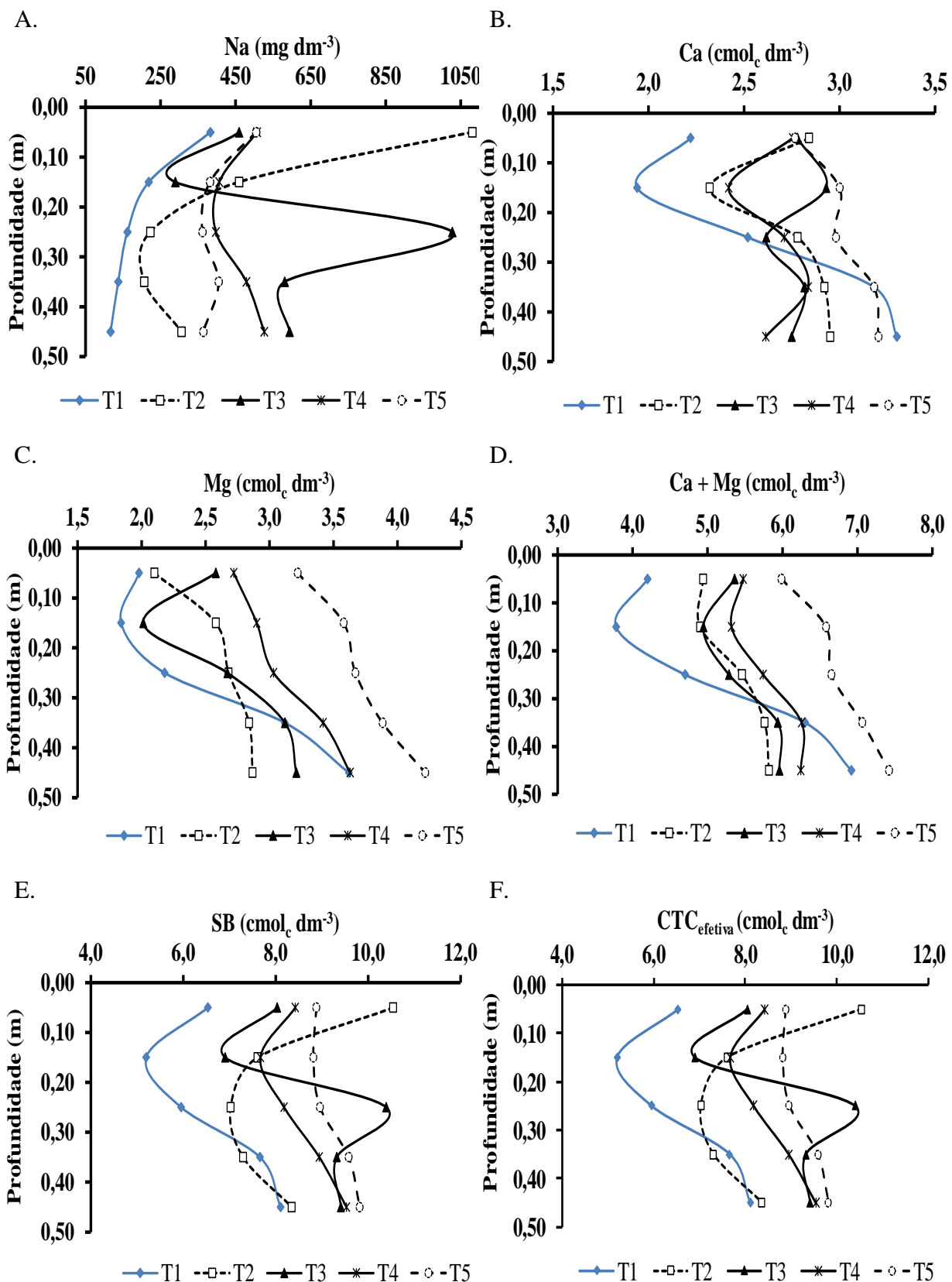


Figura 24. Comportamento do sódio (A), cálcio (B), magnésio (C), cálcio mais magnésio (D), soma de bases (E) e capacidade efetiva de troca de cátions (F) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.

Observou-se, na Figura 24D, que ocorreu lixiviação de Ca + Mg em todos os tratamentos e nas camadas de 0 a 0,10 m, 0,10 a 0,20 m e 0,20 a 0,30 m o aumento na proporção de PAS em relação AA elevou os teores de Ca + Mg, principalmente no tratamento T5. Os menores valores desses nutrientes na superfície do solo (0 a 0,10 m), pode ser justificado pela interação preferencial entre o Na e o complexo de troca das argilas e ao processo de lixiviação.

Comparando os tratamentos T2 a T5 com T1 (Figura 24E), evidenciou-se que os valores de SB foram superiores com a aplicação do PAS, exceto em T2 na camada de 0,30 a 0,40 m. As oscilações de SB, ao longo do perfil do solo, são atribuídas a lixiviação dos íons (Na, K, Ca, Mg e outros). Resultados similares são retratados por Coelho et al. (2015a), notaram aumento dos valores de SB com o incremento na proporção de PAS em relação AA. Em outro trabalho que também relata esse comportamento, Erthal et al. (2010) com água residuária de bovinocultura, evidenciaram aumento dos valores de SB com os incrementos nas taxas de aplicação do efluente. Por outro lado, Queiroz et al. (2004) observaram que os valores de SB tenderam a aumentar com o tempo de aplicação da água residuária da suinocultura, em área cultivada com diferentes espécies de forrageiras.

Consultando as diretrizes da CFSEMG (1999), os valores da SB permitem classificar agronomicamente o solo estudado como bom (3,61 - 6,00 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) em tratamento T1 na camada de 0,10 a 0,20 m e muito bom ($> 6,00 \text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) nas demais situações.

Na superfície do solo (0 a 0,10 m) o incremento da proporção de PAS em relação AA aumentou o valor da $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$, onde o tratamento T2 se destacou com o maior valor, conforme apresentado na Figura 24F. Segundo Coelho et al. (2015a), os aumentos nos valores de $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$ são atribuídos à alta concentração de íons e aos colóides orgânicos presentes no PAS. Analisando o comportamento da $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$, ao longo do perfil do solo, notou-se que houve a lixiviação dos íons, resultando em maiores valores de CTC para T1, T4 e T5 na camada de 0,40 a 0,50 m, enquanto T2 e T3 o máximo valor ocorreu nas camadas de 0 a 0,10 m e 0,20 a 0,30 m, respectivamente.

Estes resultados diferem dos apresentados por Coelho et al. (2015a), pois notaram redução dos valores de $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$, nos tratamentos que aplicaram PAS mais AA, ao longo do perfil do solo. Já no estudo de Erthal et al. (2010), foi constatado aumento da CTC com acréscimos das taxas de aplicação de água residuária da bovinocultura, principalmente nas camadas superficiais do solo.

Com base nos valores de $\text{CTC}_{\text{efetiva}}$, o solo pode ser classificado agronomicamente como bom (4,61 - 8,00 $\text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$) e muito bom ($> 6,00 \text{cmol}_c \text{dm}^{-3}$), segundo as diretrizes da CFSEMG (1999).

Constam na Figura 25 os valores médios da percentagem de sódio trocável (PST), cobre (Cu), ferro (Fe) e zinco (Zn) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolado (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.

Analisando a Figura 25A, percebeu-se que os maiores valores de PST ocorreram na camada superficial (0 a 0,10 m), além disso houve decréscimo de PST, ao longo do perfil do solo, exceto nos tratamentos T3 e T4. Comparando os tratamentos T2 a T5 com T1, notou-se incremento de PST com o aumento das proporções de PAS em relação AA, porém o maior valor foi evidenciado em T2 na camada superficial.

No trabalho de Coelho (2013) em condições experimentais similares, houve incremento de PST nas camadas de 0,0 a 0,2 m e de 0,2 a 0,4 m do perfil do solo, quando as doses do PAS foram aumentadas, sendo que os maiores valores de PST ocorrem em T5 (4 mm de PAS mais AA) nas duas profundidades estudadas, devido ao maior incremento de Na.

Estes resultados não corroboram com os apresentados por Silva et al. (2010), que obtiveram valor máximo de PST de 13,17% na camada de 0,6 a 0,7 m de um CAMBISSOLO irrigado com a maior dose de percolado de resíduo sólido urbano dentre os tratamentos ensaiados, durante um período de oito meses.

Elevadas concentrações de sódio ou potássio trocável, ou, relativamente ao Ca e Mg, promovem dispersão dos colóides do solo, onde material disperso, sob a ação mecânica das gotas d'água, se orienta e se movimenta para o interior dos poros bloqueando a passagem da água e do ar, formando de uma densa e fina camada superficial, constitui um impedimento para a infiltração da água, difusão de gases e emergência das plântulas (Novais et al., 2007; Holanda Filho et al., 2011).

Analisando as concentrações médias de PST (18,65%), RAS (19,48 mmol_c L⁻¹), CE (16,75 dS m⁻¹) e do pH do solo (8,61) presente na Tabela 11, e comparando com os limites atribuídos nos estudos realizados por Richards (1954), constatou-se que o solo estudado do presente trabalho foi classificado como um solo salino-sódico, por suas concentrações médias de PST serem superiores a 15%, o pH > 8,50, a CE > 4,0 e a RAS > 13%.

Verificou-se, na Figura 25B, que o tratamento T5 foi o que mais incrementou Cu, ao longo do perfil do solo. Somente na camada de 0,40 a 0,50 m ocorreu incremento de Cu em todos os tratamentos estudados. Este fato pode ser atribuído ao teor de Cu no PAS aplicado sucessivas vezes ao solo (Tabela 11). Entretanto, para valores de pH superiores a 5,5, o Cu torna-se menos disponível na solução do solo e para as plantas (Novais et al., 2007). Os resultados do presente estudo diferem dos apresentados por Coelho (2013) que notou redução dos teores de Cu, ao longo do perfil do solo, na maioria das proporções de PAS e AA.

Do ponto de vista agrônômico, o solo apresentou duas classificações, a muito baixa para os valores de Cu menores que $0,3 \text{ mg dm}^{-3}$ e a baixa para os teores entre $0,3$ e $0,7 \text{ mg dm}^{-3}$ (CFSEMG, 1999); notou-se que os valores de Cu não devem ser considerados como preocupantes e causadores de toxidez no solo e na planta.

Enquanto do ponto de vista ambiental, todos os teores de Cu foram inferiores ao limite de 60 mg kg^{-1} de peso seco estabelecido na Resolução CONAMA nº 420/2009 (BRASIL, 2009) para prevenção da contaminação dos solos por resíduos.

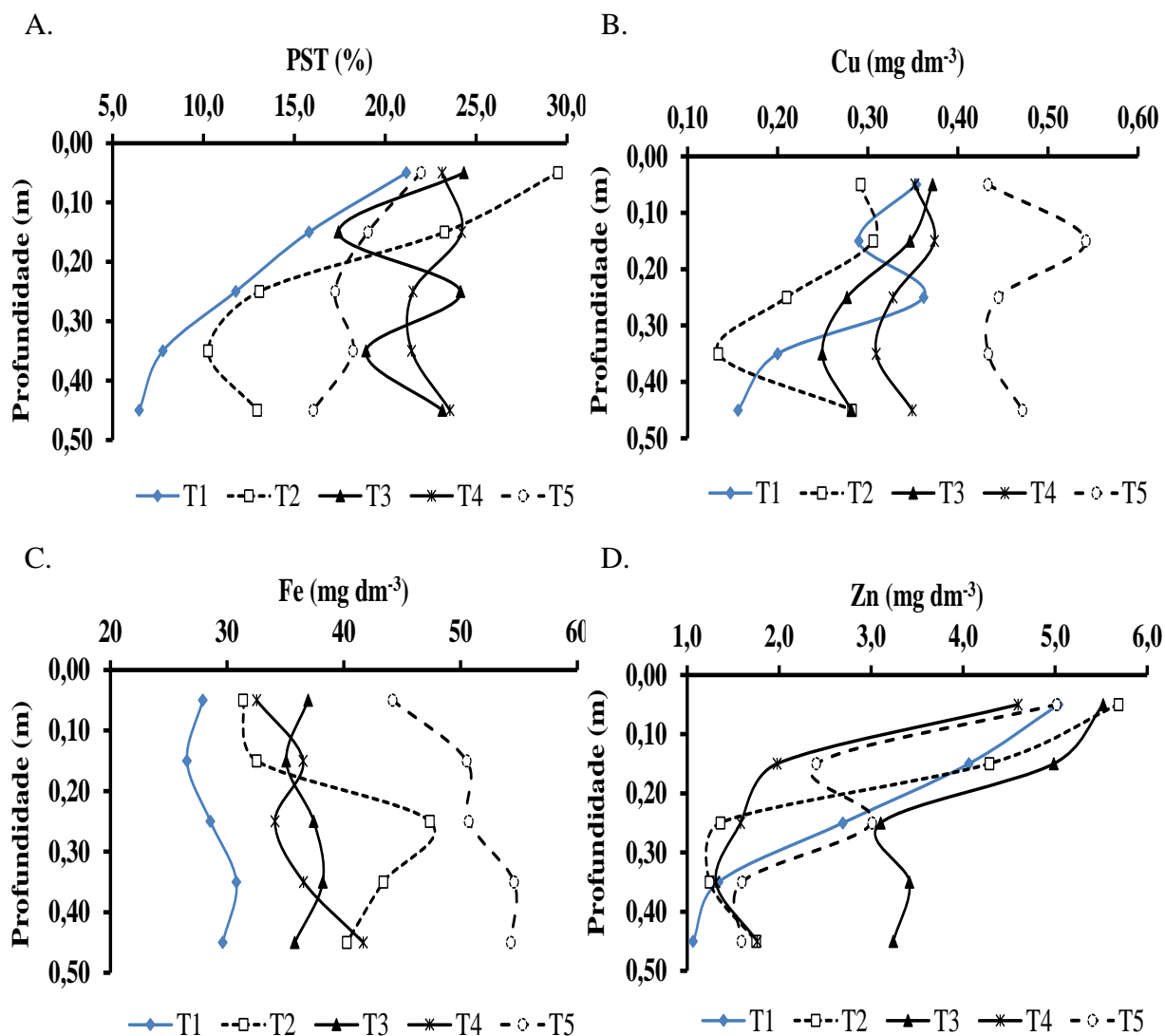


Figura 25. Percentagem de sódio trocável (A), cobre (B), ferro (Fe) e zinco (Zn) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolato de aterro sanitário (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.

Confrontando os teores de Fe, notou-se aumento desse metal nos tratamentos T2 a T5 em relação a T1, devido ao incremento de Fe contido no PAS (Figura 25C). Ao longo do perfil do solo houve lixiviação do Fe em todos os tratamentos. O tratamento T5 foi o que apresentou os

maiores teores de Fe em todas as profundidades estudadas, enquanto em T1 constataram-se os menores valores de Fe.

Estes resultados não corroboram com os encontrados por Coelho (2013) em condições experimentais similares, onde os teores de Fe reduziram com a profundidade do solo em todos os tratamentos testados.

De acordo com a CFSEMG (1999), os teores de Fe permitem classificar agronomicamente esse solo como médio (19 - 30 mg dm⁻³), bom (31 - 45 mg dm⁻³) e alto (> 45 mg dm⁻³). A Resolução Conama n° 420/2009 (BRASIL, 2009) não apresenta valores de prevenção da contaminação por Fe.

Observou-se, na Figura 25D, que ocorreu redução da concentração de Zn, ao longo do perfil do solo, em todos os tratamentos, corroborando com os resultados de Coelho (2013) em condições experimentais semelhantes. Em relação ao incremento de Zn no solo destacou-se o tratamento T3, devido ao aporte desse elemento-traço no PAS aplicados sucessivas vezes. Em geral, na superfície do solo foi onde ocorreram os maiores teores de Zn, sendo que T2 e T3 se destacaram em relação aos demais tratamentos. Segundo Novais et al. (2007), aos valores de pH superiores a 7,0, possibilita mínima disponibilidade de Zn na solução do solo e, conseqüentemente, para as plantas. Em outro estudo Queiroz et al. (2004), aplicaram água residuária de suinocultura em forrageiras, constaram aumento na concentração de Zn no solo.

Os teores de Zn permitem classificar o solo estudado como alto (>2,2 mg dm⁻³, seguindo as diretrizes da CFSEMG (1999). Segundo a Resolução do CONAMA n° 420/2009 (BRASIL, 2009), os valores das concentrações de Zn encontradas no solo estudado após aplicação do PAS não são alarmantes, pois são inferiores aos valores de 300 mg dm⁻³ estabelecidos para prevenção de toxicidade.

Na Figura 26 estão apresentados os valores médios do manganês (Mn), níquel (Ni), cádmio (Cd) e chumbo (Pb) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolado (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.

Notou-se, na Figura 26A, que as maiores concentrações de Mn ocorreram na camada superficial (0 a 0,10 m), sendo que a aplicação das proporções de PAS mais AA incrementaram os valores de Mn ao longo do perfil do solo, exceto para T2 na camada de 0 a 0,10 m. Houve redução dos teores de Mn com a profundidade do solo, semelhante ao resultado de Coelho (2013). Comparando as camadas de 0,30 a 0,40 m e de 0,40 a 0,50 m, notou-se ligeira lixiviação, para os tratamentos T2 e T5. A disponibilidade do Mn no solo depende, sobretudo do pH, do potencial de oxi-redução, do teor de MO e do equilíbrio com outros cátions como o Fe, Ca e Mg (Novais et al., 2007).

De acordo com as diretrizes da CFSEMG (1999), os valores de Mn permitem classificar agronomicamente esse solo como muito alto, já que para todos os tratamentos analisados em todas as profundidades foram superiores ao limite de 12,0 mg dm⁻³. A Resolução Conama nº 420/2009 (BRASIL, 2009) não apresenta valores de prevenção da contaminação do solo por Mn.

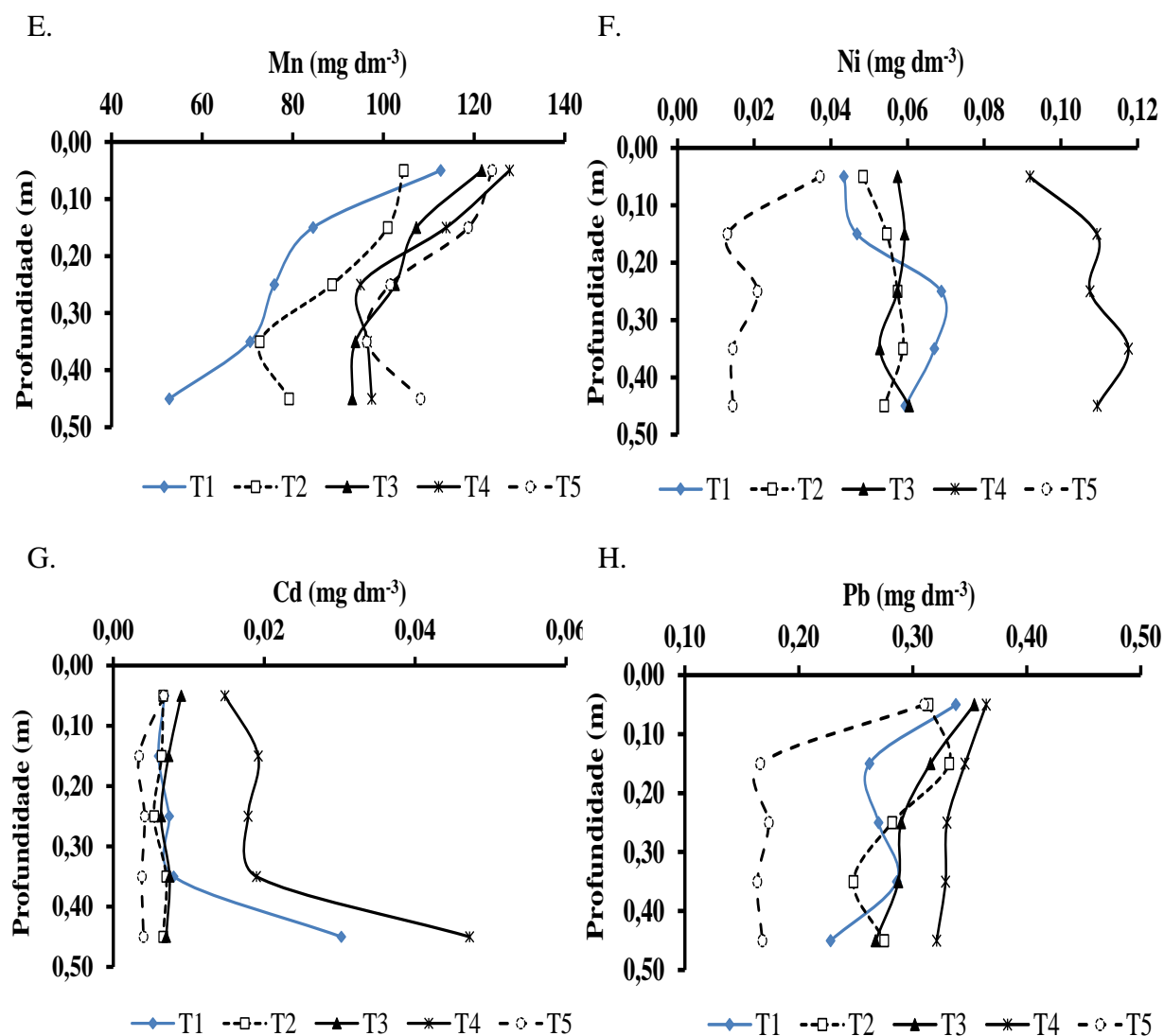


Figura 26. Conteúdo do manganês (A), níquel (B), cádmio (C) e chumbo (D) de um ARGISSOLO Vermelho Amarelo cultivado com capim elefante, irrigado com proporções de percolado de aterro sanitário (PAS) e água de abastecimento (AA) em cinco profundidades, aos 83 dias após o plantio.

A redução na disponibilidade do Cu, Zn e Mn pode ser relacionada ao aumento no teor de MO no solo visto que é constituída por ácidos húmicos e fúlvicos, polifenóis, aminoácidos, peptídeos, proteínas e polissacarídeos. Estes compostos são responsáveis pela formação de complexos orgânicos, podendo diminuir a solubilidade do cobre, em virtude da formação de complexos com ácidos húmicos ou aumentar sua disponibilidade em virtude da complexação

com ácidos fúlvicos e outros compostos orgânicos descritos anteriormente (Messias et al., 2007).

Confrontando os tratamentos estudados, evidenciou-se que as concentrações de Ni em T4 foram as maiores, em todas as camadas de solo, enquanto em T5 ocorreram os menores valores. Esse processo de redução do Ni no T4 em relação aos demais tratamentos está relacionado aos elevados teores de sais que propiciaram o processo de dispersão de argilas, e conseqüentemente, lixiviação dos sais, para tanto, houve redução nos valores de Ni. Na camada superficial do solo (0 a 0,10) os valores de Ni dos tratamentos T2, T3 e T4 foram superiores a T1 e T5.

Percebeu-se que em pelo menos uma das camadas de solo de cada tratamento houve a lixiviação de Ni, corroborando com Coelho (2013) que notaram aumento de Ni, ao longo do perfil do solo, para todos os tratamentos estudados, demonstrando que ocorreu lixiviação desse elemento para as camadas mais inferiores do solo, o que deve ter cuidado, pois pode ocasionar poluição das águas subterrâneas.

Sabe-se que, a deficiência de Ni afeta o crescimento, metabolismo, envelhecimento e absorção de Fe pelas plantas. Entretanto, o Ni em concentrações adequadas aumenta a resistência das plantas às doenças (Novais et al., 2007).

Consultando a Resolução CONAMA nº 420/2009 (BRASIL, 2009), verificou-se que os valores de Ni desse trabalho não são tão preocupantes do ponto de vista ambiental, pois esses teores foram inferiores ao limite de 30 mg dm^{-3} estabelecidos para prevenção de toxicidade.

Na Figura 26C constatou-se que houve lixiviação do Cd nos tratamentos T1 e T4, sendo que em T4 ocorreram os maiores incrementos de Cd, ao longo do perfil do solo. Diferentemente do trabalho de Coelho (2013), onde os teores de Cd mantiveram-se praticamente constante ao longo do perfil do solo, para todos os tratamentos estudados, dispensando as preocupações de contaminação ou toxidade de solos, plantas e águas por estes elementos. Teores de Cd mantiveram-se praticamente constante ao longo do perfil do solo, para todos os tratamentos estudados, dispensando as preocupações de contaminação ou toxidade de solos, plantas e águas por este elemento. Provavelmente a saturação do complexo de troca das argilas com o Na, resultou nos menores valores de Cd no tratamento T5.

Segundo a Resolução do CONAMA nº 430/2009 (BRASIL, 2009), as concentrações de Cd encontradas no solo estudado após aplicação do PAS não são preocupantes, pois são inferiores ao limite de $1,3 \text{ mg dm}^{-3}$ estabelecido para prevenção de toxicidade.

Analisando as concentrações de Pb (Figura 26D), verificou-se que houve incremento desse elemento-traço no T4 em todas as camadas, no T3 exceto na camada de 0,30 a 0,40 m e no T2 somente na camada 0,10 a 0,20 m. Enquanto T5 apresentou teores de Pb inferiores aos de T1 em todas as camadas de solo estudada, devido provavelmente ao efeito da dispersão das argilas.

Notou-se, também, que houve lixiviação do Pb em pelo menos uma camada de solo de todos os tratamentos, exceto no tratamento T4.

Esses resultados corroboram em parte com os encontrados por Coelho (2013), pois as concentrações de Pb aumentaram, ao longo do perfil do solo, exceto em T2 (2 mm de PAS mais AA), onde os teores de Pb diminuíram, indicando que houve lixiviação desse elemento para as camadas mais inferiores do solo.

Pela Resolução do CONAMA nº 420/2009 (BRASIL, 2009), as concentrações de Pb encontradas no solo estudado após aplicação do PAS não são consideradas impróprias para agricultura, pois são bastante inferiores ao limite de 72 mg dm^{-3} estabelecido para prevenção de toxicidade.

6.0 CONCLUSÕES

- 1) A bioincrustação resultante da interação entre os atributos físico-químicos e biológicos do percolado ocasionou entupimento parcial dos gotejadores e, conseqüentemente, redução no desempenho hidráulico das unidades gotejadoras;
- 2) No percolado diluído, os atributos físico-químicos que mais interferiram no processo de obstrução foram os sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, pH, condutividade elétrica e ferro total;
- 3) Houve diferença estatística dos níveis de obstrução do gotejador G1 em relação aos demais, indicando menor suscetibilidade ao entupimento dos gotejadores G2, G3 e G4;
- 4) As plantas de capim elefante avaliadas aos 83 dias após o plantio, estavam nutricionalmente equilibradas em N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Fe, Cu, mas com teores abaixo da faixa considerada normal para Ni, Cd e o Pb;
- 5) O capim elefante apresentam alta capacidade de extraírem íons da solução do solo até as raízes e de translocarem das raízes até a parte aérea e, principalmente os metais pesados potencialmente tóxicos como o Ni, Cd e o Pb;
- 6) Os elevados teores de sais do percolado acarretaram dispersão das argilas, ao longo perfil do perfil do solo;
- 7) Houve alteração significativa nos valores pH, N, P, Mg, Cu, Mn, Fe, Zn, Ni, Cd e Pb do solo em função das aplicações sucessivas das diluições de percolado de aterro sanitário em água de abastecimento público;
- 8) O tratamento T3 (100% da dose de efluente pelo critério da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos mais água de abastecimento público) foi o mais recomendado para a produção de capim elefante em argissolo; e
- 9) A produção de capim elefante irrigado com percolado dentro dos aterros sanitários é uma alternativa que minimiza a erosão do solo que cobrem as células de resíduos sólidos urbanos, evitando, assim, sua exposição nos períodos chuvosos.

7.0 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR-14724. 3º ed. Informação e documentação-Trabalhos acadêmicos-Apresentação-Procedimentos. Rio de Janeiro, 11p. 2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 10.004. Resíduos sólidos – classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004b, 77p. Disponível em: <<http://www.aslaa.com.br/legislacoes/NBR%20n%2010004-2004.pdf>> Acesso em: 29 jul. 2012.

_____. NBR 10.005. Lixiviação de resíduos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004c. 10p.

_____. NBR 10.006 Solubilização de resíduos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004d. 2p.

_____. NBR 10.007. Amostragem de resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2004e. 21p.

_____. NBR 12.808. Resíduos de serviços de saúde. Rio de Janeiro: ABNT, 1993. 2p.

_____. NBR 14.598. Trata de produtos de petróleo. Rio de Janeiro: ABNT, 2007. 2p.

ABNT - Associação brasileira de normas técnicas. Coletânea de normas técnicas: resíduos sólidos. Rio de Janeiro: ABNT, 2011. 131p.

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. Equipamentos de irrigação agrícola - Emissores e tubos emissores - Especificações e métodos de ensaio. ABNT NBR ISO 9261. São Paulo: ABNT, 2006. 17p.

Abramovay, R.; Speranza, J.; Petitgand, C. Lixo zero: gestão de resíduos sólidos para uma sociedade mais próspera. Planeta sustentável: Instituto Ethos, São Paulo, 2013. Disponível em:<<http://www3.ethos.org.br/wpcontent/uploads/2013/09/residuos--lixo-zero.pdf>>cesso em: 23 jan. 2015.

ABRELPE - Associação brasileira de empresas de limpeza pública e resíduos especiais. Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil 2010. São Paulo: Associated Companies ABRELPE, 2014. 117p.

Adrover, M.; Moyà, G.; Vadell, J. Use of hydroponics culture to assess nutrient supply by treated wastewater. Journal of Environmental Management, v. 127, p. 162-165, 2013.

Alencar, C.A.B.; Cunha, F.F.; martins, C.E.; Cóser, A.C.; Rocha, W.S.D.; Araújo, R.A.S. Irrigação de pastagem: atualidade e recomendações para uso e manejo. Revista Brasileira de Zootecnia, v. 38, n. (suplemento especial), p.98-108, 2009.

Allen, R. G.; Pereira, L. S.; Raes, D.; Smith, M. Evapotranspiración del cultivo, Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Roma: FAO, 2006. 298p.

Almeida, E.; Assalin, M. R.; Rosa, M. A. Tratamento de efluentes industriais por processos oxidativos na presença de ozônio. Química Nova, São Paulo, v. 27, p. 818- 824, 2004.

Almeida, O. T. Qualidade da água de irrigação. 1 ed. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. 227p.

- Almeida, M. C. A.; Morégula, A. A.; Marrocos, P. C. L.; Souza, S. M. M.; Farias, M. T. Concentração de fenol em resíduos de laboratórios de análises clínicas. *Jornal Brasileiro de Patologia e Medicina Laboratorial*, v. 47, p. 431- 437, 2011.
- Almeida, C. D. G. C.; Silva, S. S.; Albuquerque Filho, J. A. C.; Silva, E. F. F. Susceptibilidade ao entupimento de microtubos gotejadores sob fertirrigação. *Irriga*, v. 18, n. 3, p. 454-470, 2013.
- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, p. 711–728, 2013.
- Alves, C.; Pio, C.; Determinação de hidrocarbonetos voláteis e semi-voláteis na atmosfera. *Revista Química Nova*, v. 29, p. 477-488, 2006.
- American Society For Agricultural Engineerin - ASAE EP 405.1 APR1988 (R2008). Design and installation of microirrigation systems. ASABE, St. Joseph, MI, 2008, 5p.
- Antoniadis, V.; Mckinley, J. D.; Zuhairi, W. Y. W. Single-Element and Competitive Metal Mobility Measured with Column Infiltration and Batch Test. *Journal Environment Quality*. v. 36, p. 53-60, 2007.
- Ayers, R. S.; Westcot, D. W. A qualidade da água na agricultura. Traduzida por H.R. Gheyi, J. F. de Medeiros, F. A. V. Damaceno. Campina Grande: UFPB. (Estudos FAO 29, 1999). 1999. 153 p.
- Bataglia, O.C.; Furlani, A.M.C.; Teixeira, J.P.F.; Furlani, P.R.; Gallo, J.R. Métodos de análise química de plantas. Campinas: Instituto Agrônômico, 1983. 48p. (Boletim Técnico, 78).
- Batista, R. O.; Matos, A. T.; Cunha, F. F.; Lo Monaco, P. A. Obstrução de gotejadores utilizados para a aplicação de água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro. *Irriga*, v. 10, p. 288-294, 2005a.
- Batista, R. O.; Lo Monaco, P. A Matos, A. T.; Cunha, F. F. Alteração na vazão de gotejadores tipo fita utilizados na aplicação de água residuária da despolpa de frutos do cafeeiro. *Engenharia na Agricultura*, v. 13, p. 69-73, 2005b.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Soares, A. A.; Matos, A. T.; Cecon, P. R. Vazão de gotejadores utilizados na fertirrigação com água residuária de suinocultura. *Engenharia na Agricultura*, v.18, p.413-418, 2010.
- Batista, R. O.; Costa, F. G. B.; Lopes, H. S. S.; Coelho, D. C. L.; Paiva, M. R. F. C. Efeito das características do esgoto doméstico na uniformidade de aplicação de sistemas de irrigação por gotejamento. *Revista Caatinga*, v. 24, p. 137-144, 2011.
- Batista, R. O.; Matos, A. T.; Cunha, F. F.; Lo Mônaco, P. A.; Santos, D. B. Hydraulic performance of drip irrigation subunits using wastewater from coffee fruit processing. *Water Resources and Irrigation Management*, v.1, p.1-6, 2012.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Santos, D. B.; Oliveira, A. F. M.; Azevedo, C. A. V.; Medeiros, S. S. Obstrução e uniformidade de aplicação em sistemas de irrigação por gotejamento aplicando-se efluente da suinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, p.698–705, 2013a.

- Batista, R. O.; Matos, A. T.; Cunha, F. F.; Lo Mônaco, P. A.; Santos, D. B. Remoção de óleo e sólidos totais em biofitros operando com esgoto doméstico primário. *Water Resources and Irrigation Management*, v. 2, p.37-43, 2013b.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Santos, D. B.; Mesquita, F. O.; Silva, K. B. Suscetibilidade ao entupimento de gotejadores operando com água residuária de suinocultura. *Water Resources and Irrigation Management*, v. 2, p. 19-25, 2013c.
- Batista, R. O.; silva júnior, M. J.; santos, D. B.; cunha, F. F.; mesquita, F. O.; freire, F. G. C. Gotejadores aplicando proporções de tempo de irrigação com efluente da suinocultura e água de abastecimento. *Bioscience Journal*, v. 30, p. 1746-1756, 2014a.
- Batista, R. O.; Oliveira, R. A.; Figueiredo, V. B.; Silva, K. B.; Ferreira, D. A. C. Vazão de gotejadores com distintos tempos de irrigação aplicando água residuária de suinocultura e água de abastecimento. *Engenharia Agrícola*, v. 34, p. 1283-1295, 2014b.
- Bene, C. D.; Pellegrino, E.; Debolini, M.; Silvestri, N.; Bonari, E. Short and long term effects of olive mill wastewater land spreading on soil chemical and biological properties. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 56, p. 21-30, 2013.
- Bernardo, S.; Soares, A. A.; Mantovani, E. C. Manual de irrigação. 8ªed. Viçosa, Impr. Universitária. 2006. 625p.
- Bezerra, B. G.; Fideles Filho, J. Análise de crescimento da cultura do algodoeiro irrigada com águas residuárias. *Revista Ciências Agrônômicas*, v. 40, p. 339-345, 2009.
- Bechtold, T.; Mahamud-Ali, A.; Mussak, R. Natural dyes for natural textile dyeing: A comparison of methods to assays the quality of Canadian golden rod plant material. *Dyes and Pigments*. v. 75, p. 287- 293, 2007.
- Bhargava, Atul et al. Autores. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Journal of Environmental Management*, Rio de Janeiro 105: 103-120, 2012.
- Bila, D. M., Aplicação de processos combinados no tratamento do chorume. Rio de Janeiro: PEQ/COPPE/UFRJ, 2000. Dissertação de Mestrado.
- Bila, D. M.; Azevedo, E. B.; Dezotti, M. Organização e processos oxidativos avançados. In: Dezotti, M (Org). *Processos e técnicas para controle ambiental de efluentes líquidos*. Rio de Janeiro: E-papers, 2008. p. 243-308.
- Bixio, D.; Thoe, C.; De Koning, J.; Joksimovic, D.; Savic, D.; Wintgens, T.; Melin, T.; *Water Reuse in Europe, Desalination*, v. 187, p. 89-101, 2006.
- Blainski, E.; Tormena, C. A.; Fidalski, J.; Guimarães, R. M. L. Quantificação da degradação física do solo por meio da curva de resistência do solo a penetração. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v.32, p.975-983, 2008.
- Botrel, M.A.; Xavier, D.F.; Carvalho, M.M.; Daher, R.F.; Gomes, F.T. Caracterização morfológica e agrônômica de algumas cultivares de capim-elefante. Juiz de Fora: EMBRAPA-CNPGL, 1995. 24p.

- Brasil, M. S.; Matos, A. T.; Soares, A. A.; Ferreira, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.9, p.133-137, 2005.
- Brasil, M. S.; Matos, A. T.; Fia, R.; Silva, N. C. L. Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Engenharia na Agricultura*, v.15, p.307-315, 2007.
- Brasil. Ministério da saúde. Secretaria de vigilância sanitária. Portaria nº. 11, de maio de 1997. Regulamento técnico sobre as condições higiênico-sanitárias e boas praticas de fabricação. Brasília, 1997. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=23>> Acesso em 28 de setembro de 2015.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 30 jun. 2012.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. In: BRASIL. MMA. CONAMA. Resoluções do CONAMA. Brasília: MMA-Secretaria Executiva-CONAMA, 2012. p.899. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/61AA3835/LivroConama.pdf>>. Acesso em: 03 jan. 2013.
- BRASIL. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. *Diário Oficial da União*, Brasília, n. 1, pp. 1-21, 2010.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA (2011). Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011a. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 17 mar. 2014.
- BRASIL. Portaria MS nº 2914, de 12 de dezembro de 2011b. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. *Diário Oficial*, Brasília, 2011b. Disponível em: <http://www.cvs.saude.sp.gov.br/zip/Portaria_MS_2914-11.pdf>. Acesso em: 29 dez. 2015.
- Brito, L. L. A.; Cardoso, A. B.; Salvador, D. P.; Heller, L. Amadurecimento de filtros lentos de areia e remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma avaliação em instalação piloto. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.10, p.307-317, 2005.
- Busato, C. C. M.; Soares, A. A. Desempenho de gotejadores, utilizando água de baixa qualidade química e biológica. *Bioscience Journal*, v. 26, p. 739-746, 2010.

- Busato, C. C. M.; Soares, A. A.; Ramos, M. M.; Reis, E. F.; Busato, C. Dicloroisocianurato na prevenção do entupimento devido ao uso de águas ferruginosas em sistemas de irrigação por gotejamento. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 33, p.49-56, 2012.
- Cabral, J. R.; Freitas, P. S. L.; Resende, R.; Muniz, A. S.; Bertonha, A. Impacto da água residuária de suinocultura no solo e na produção de capim-elefante. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.15, p.823–831, 2011.
- Capra, A.; Scicolone, B. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. *Agricultural Water Management*, v. 68, p.135-149, 2004.
- Capra, A.; Scicolone, B. Recycling of poor quality urban wastewater by drip irrigation systems. *Journal Cleaner Production*, v. 15, p. 1.529-1.534, 2007.
- Capra, A.; Scicolone, B. Water quality and distribution uniformity in drip/trickle irrigation systems. *Journal of Agricultural Engineering Research*, v. 70, p. 355-365, 1998.
- Cararo, D. C.; Botrel, T. A.; Hills, D. J.; Leverenz, H. L. Analysis of clogging in drip emitters during wastewater irrigation. *Applied Engineering in Agriculture*, v. 22, p. 251-257, 2006.
- Carmo, M. L.; Procopio, S. O.; Pires, F. R.; Cargnelutti Filho, A.; Barroso, A. L. L.; Silva, G. P.; Carmo, E. L.; Braz, G. B. P.; Silva, W. F. P.; Braz, A. J. B. P. & Pacheco, L. P. Seleção de plantas para fitorremediação de solos contaminados com picloram. *Planta Daninha*, v. 26, p. 301-313, 2008.
- Carnevali, R.A.; Silva, S.C.; Bueno, A.A.O. et al. Herbage production and grazing losses in *Panicum maximum* cv. Mombaça under four grazing managements. *Tropical Grasslands*, v. 40, p.165-176, 2006.
- Carvalho, A. L.; Matos, A. T.; Hamakawa, P. J.; Azevedo, R. F. Produção de percolado por resíduos sólidos urbanos de diferentes idades, na presença de resíduos da construção civil e sob recirculação. *Engenharia na Agricultura*, v. 14, p. 131-138, 2006.
- Castilho Jr, A. B.; Dalsasso, R.L.; Rohers, F. Pré-tratamento de lixiviados de aterros sanitários por filtração direta ascendente e coluna de carvão ativado. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, p. 385-392, 2010.
- CEARÁ. Portaria nº154, de 22 de Julho de 2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. Diário Oficial do Estado do Ceará, Fortaleza, 2002. Disponível em: http://www.semace.ce.gov.br/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95>. Acesso em: 28 dez. 2013.
- Celere, M. S.; Oliveira, A. S.; Trevilato, T. M. B.; Segura-Muñoz, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. *Caderno de Saúde Pública*, v. 23, p. 939-947, 2007.
- CFSEMG - Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais -. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais - 5ª aproximação. Viçosa: 1999. 359p.
- Chaves, L. H. G.; Mesquita, E. F.; Araujo, D. L.; França, C. P.; Crescimento, distribuição e acúmulo de cobre e zinco em plantas de pinhão-manso. *Revista Ciência Agronômica*, v. 41, p. 167-176, 2010.

- Chevremont, A. C.; Boudenne, J. L.; Coulomb, B.; Farnet, A. M. Impact of watering with UV-LED-treated wastewater on microbial and physico-chemical parameters of soil. *Water Research*, v. 47, p. 1971-1982, 2013.
- Christiansen, J. E. Irrigation by sprinkling. Berkeley: University of California, 1942. (California Agricultural Experimental Station. Bulletin, 670).
- Cisias, F. C. A.; Mayorga, R. D. Estudo hipotético sobre águas residuárias. *Revista Científica Eletrônica de Agronomia*, v. 21, p.16-29, 2012.
- Coelho, D. C. L. Atributos químicos de um Argissolo e produção de capim elefante decorrente da aplicação de percolado de aterro sanitário. Mossoró: UFERSA, 2013. 100f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo).
- Coelho, D. C. L.; Batista, R. O.; Silva, P. C. M.; Mesquita, F. O. Produção de capim elefante utilizando percolado de aterro sanitário. *Bioscience journal*, v. 31, p. 830-840, 2015a.
- Coelho, D. C. L.; Batista, R. O.; Oliveira, A. F. M.; Silva, K. B. Alterações químicas de Argissolo irrigado com percolado de aterro sanitário e água de abastecimento. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, p.598-604, 2015b.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). Decreto Estadual 15.425/80. In: *Legislação Estadual, Série Documentos*. São Paulo: CETESB, 1995.
- Condé, M. S.; Homem, B. G. C.; Almeida Neto, O. B.; Santiago, A. M. F. Influência da aplicação de águas residuárias de criatórios de animais no solo: atributos químicos e físicos. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, v. 2, p. 99-106, 2012.
- Coscione, A. R.; Abreu, C. A.; Santos, G. C. G. Chelating agents to solubilize heavy metals from oxisols contaminated by the addition of organic and inorganic residues. *Scientia Agrícola*, v. 66, p.64-70, 2009.
- Costa, K. A. P.; Oliveira, I. P.; Severiano, E. C.; Sampaio, F. M. T.; Corrijo, M. S.; Rodrigues, C. R. Extração de nutrientes pela fitomassa de cultivares de *Brachiaria brizantha* sob doses de nitrogênio. *Ciência Animal Brasileira*, v. 11, p. 307-314, 2010.
- Costa, L. R.; Gurgel, M. T.; Alves, S. M. C.; Mota, A. F.; Azevedo, J.; Almeida, J. P. N. Crescimento de mudas de cajueiro anão precoce irrigado com efluente doméstico tratado. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 7, p.421-426, 2012.
- Cunha, F. F.; Matos, A. T.; Batista, R. O.; Lo Monaco, P. A. Uniformidade de distribuição em sistemas de irrigação por gotejamento utilizando água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro. *Acta Scientiarum. Agronomy*, v. 28, p. 143-147, 2006.
- Cussioli, N. A. M. Disposição final de resíduos potencialmente infectantes de serviços de saúde em célula especial e por co-disposição com resíduos sólidos urbanos. Viçosa: UFV, 2005. 334p. Tese de Doutorado.
- Dalri, A. B.; Garcia, C. J. B.; Zanini, J. R.; Faria, R. T.; Palaretti, L. F. Caracterização técnica e desempenho hidráulico de quatro gotejadores autocompensantes utilizados no Brasil. *Ciência Rural*, v. 45, p. 1439-1444, 2015.

- Dazhuang, Y.; Zhihui, B.; Rowan, M.; Likun, G.; Shumei, R.; Peiling, Y. Biofilm structure and its influence on clogging in drip irrigation emitters distributing reclaimed wastewater. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, p. 834-841, 2009.
- Defelipo, B. V. & Ribeiro, A. C. *Análise química do solo: Metodologia*. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa, 1981. 15p.
- Dehghanisani, H.; Yamamoto, T.; Ould Ahmad, B. V.; Fujiyama, H.; Miyamoto, K. The effect of chlorine on emitter clogging induced by algae and protozoa and the performance of drip irrigation. *Transaction of the ASAE*, v. 48, p.519-527, 2005.
- Denículi, W.; Bernardo, S.; Thiébaud, J. T. L.; Sedyama, G. C. Uniformidade de distribuição de água, em condições de campo num sistema de irrigação por gotejamento. *Revista Ceres*, v. 27, p 155-162, 1980.
- Donagema, G. K.; Campos, D. V. B.; Calderano, S. B.; Teixeira, W. G.; Viana, J. H. M. *Manual de métodos de análise de solos*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230p.
- Doorenbos J.; W.O. Pruitt, *Guidelines for predicting crop water requirements*, FAO-ONU, Rome, Irrigation and Drainage Paper no. 24 (rev.), 1977. 144 pp.
- Drumond, L. C. D.; Zanini, J. R.; Aguiar, A. P. A.; Rodrigues, G. P.; Fernandes, A. L. T. Produção de matéria seca em pastagens de Tifton 85 irrigada, com diferentes doses de dejetos líquidos de suíno. *Engenharia Agrícola*, v.26, p.426-433, 2006.
- Duarte, A. S.; Airoidi, 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.
- Duran-Ros, M.; Puig-Bargues, J.; Arbat, G.; Barragan, J.; Ramirez De Cartagena, F. Effect of filter, emitter and location on clogging when using effluents. *Agricultural Water Management*, v. 96, p.67-79, 2009.
- Durigan, M. A. B.; Vaz, S. R.; Peralta-Zamora, P. Degradação de poluentes emergentes por processos fenton e foto-fenton. *Química Nova*, v. 35, p. 1381-1387, 2012.
- Dushenkov, P. B. A.; Kumar, N.; Motto, H.; Raskin, I. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental Science and Technology*, v. 29, p. 1239-1245, 1995.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 3.ed. Brasília: Embrapa Solos, 2013. 353p.
- EPA "Computer-Assisted Procedure for the Design and Evaluation of Wastewater Treatment Systems (CAPDET): Program User's Guide." Washington, DC, USA: United States Corps of Engineers and United States Environmental Protection Agency, 1981.
- Erthal, V. J. T.; Ferreira, P. A.; Pereira, O. G.; Matos, A. T. Características fisiológicas, nutricionais e rendimentos de forrageiras fertirrigadas com água residuária de bovinocultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p. 458-466, 2010.

- Fayiga, A. O.; Ma, L. Q. Using phosphate rock to immobilize metals in soil and increase arsenic uptake by hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Science of the Total Environment*, v. 359, p. 17-25, 2006.
- Feigin, A.; Ravina, I.; Shalhevet, J. Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection. Berlin: Springer-Verlag, 1991, 233p.
- Feitosa, T.; Garruti, D. S.; Lima, J. R.; Mota, S.; Bezerra, F. M. L.; Aquino, B. F.; Santos, A. B. Qualidade de frutos de melancia produzidos com reuso de água de esgoto doméstico tratado. *Revista Tecnologia*, v. 30, p.53-60, 2009.
- Fennell, L. P.; Boldor, D. Continuous microwave drying of sweet sorghum bagasse biomass. *Biomass and Bioenergy*, v. 70, p. 542–552, 2014.
- Ferreira, A. S.; Camargo, F. A. O; Tedesco, M. J. & Bissani. C. A. Alterações de atributos químicos e biológicos de solo e rendimento de milho e soja pela utilização de resíduos de curtume e carbonífero. *Revista Brasileira de Ciência do solo*, v. 27, p. 755-763, 2003.
- Ferreira, D. F. Sisvar: A computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia*, v.35, p.1039-1042, 2011.
- Fia, F. R. L.; Matos, A. T.; Fia, R.; Lambert, T. F.; Matos, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. *Revista Ambiente & Água*, v. 6, p. 77-89, 2011.
- Figueiredo Filho, D. B.; Silva Júnior, J. A. Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r). *Revista Política Hoje*, v. 18, p.115-146, 2009.
- Forslund, A.; Ensink, J. H. J.; Markussen, B.; Battilani, A.; Psarras, G.; Gola, S.; Sandei, L.; Fletcher, T.; Dalsgaard, A. *Escherichia coli* contamination and health aspects of soil and tomatoes (*Solanum lycopersicum* L.) subsurface drip irrigated with on-site treated domestic wastewater. *Water Research*, v. 46, p. 5917-5934, 2013.
- Freitas, W. S.; Oliveira, R. A.; Pinto, F. A.; Cecon, P. R.; Galvão, J. C. C. Efeito da aplicação de águas residuárias de suinocultura sobre a produção do milho para silagem. *Engenharia na Agricultura*, v. 13, p. 95-102, 2005.
- Friderichs, B. A.; Abreu, F.; Tomich, T. R.; Feiden, A.; Galvani, F.; Lisita, F. O.; Silva, W. T. L.; Corrêa, M.; Diamante, M.; Soares, M. T. S. Produção de capim elefante em vertissolo sob diferentes doses de efluentes de fossa séptica biodigestor. *Cadernos de Agroecologia*, v. 5, p. 1-4, 2010.
- FUNASA – Fundação Nacional De Saúde. Aplicação controlada de água residuária e lodo de esgoto no solo, para melhorar e incrementar a agricultura do semi-árido nordestino. Brasília: Funasa, 2006. 120 p.
- Gilbert, R. G.; Ford, H. W. Operatinal Principles/Emitter clogging. In: Nakayama, F. S.; BUCKS, D. A. Trickle irrigation of crop production. [S.L.]: Elsevier Science Publishers, 383 p. 1986.

- Godecke, M. V.; Naime, R. H.; Figueiredo, J. A. S. O Consumismo e a geração de resíduos sólidos urbanos no Brasil. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 8, p. 1700-1712, 2012.
- Gonçalves, I. Z.; Garcia, G. O.; Rigo, M. M.; Reis, E. F. dos.; Tomaz, M. A. Nutrition and growth of the conilon coffee after application of treated wastewater. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 8, p.71-77, 2013.
- Gouveia, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. *Ciência & Saúde Coletiva*, v.17, n. 6, p. 1505-1510, 2012.
- Gouveia, N.; Prado, R. R. Riscos à saúde em áreas próximas a aterros de resíduos sólidos urbanos. *Revista Saúde Pública*, v. 44, p. 859-866, 2010.
- Grant, K.; Kreyling, J.; Dienstbach, L. F. H.; Beierkuhnlein, C.; Jentsch, A. Water stress due to increased intra-annual precipitation variability reduced forage yield but raised forage quality of a temperate grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 186, p. 11-22, 2014.
- Guo, J. S.; Abbas, A. A.; Chen, Y. P.; Liu, Z. P.; Fang, F.; Chen, P. "Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process", *Journal of Hazardous Materials*, v. 178, pp. 699-705, 2010.
- Gutierrez, K. G.; Matos, A. T.; Rossmann, M. Influência da presença de camada de resíduos de construção civil na remoção de metais pesados em percolado recirculado de aterro sanitário. *Revista Ambiente & Água*, v. 5, p. 87-98, 2010.
- Holanda Filho, R. S. F.; Santos, D. B.; Azevedo, C. A. V.; Coelho, E. F.; Lima, V. L. A. Água salina nos atributos químicos do solo e no estado nutricional da mandioca. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, p. 60-66, 2011.
- Homem, B. G. C.; Almeida Neto, O. B.; Santiago, A. M. F.; Souza, G. H. Dispersão da argila provocada pela fertirrigação com águas residuárias de criatórios de animais. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, v. 2, p. 89-98, 2012.
- IPT/CEMPRE - Instituto de Pesquisas Tecnológicas – Compromisso Empresarial para Reciclagem -. Lixo municipal. Manual de gerenciamento integrado. 2.ed. São Paulo: CEMPRE, 2000. 370p.
- Jacobi, P.; Besen, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. *Estudos Avançados*, v. 25, p. 135-158, 2011.
- Keller, J.; Bliesner, R. D. *Sprinkle and Trickle Irrigation*. New York: van nostrand reinhold, 1990. 652p.
- Kim, Y.; Logan, B. E. Simultaneous removal of organic matter and salt ions from saline wastewater in bioelectrochemical systems. *Desalination*, v. 308, p. 115–121, 2013.
- Kumar, N. P. B. A.; Dushenkov, V.; Motto, H.; Raskin, I.; Phytoextraction. The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soil. *Environmental Science and Technology*, v. 29, p. 1232-1238, 1995.

- Lacerda, P. M.; Rodrigues, R. F.; Nalini Júnior, H. A.; Malafaia, G. Rodrigues, A. S. L. Influência da irrigação com águas residuárias no desenvolvimento de feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*). Revista Acadêmica de Ciência Agrárias e Ambiental, v. 9, p. 159-168, 2011.
- Lal, K.; Yadav, R. K.; Kaur, R.; Bundela, D. S.; Khan, M. I.; Chaudhary, M.; Meena, R. L.; DAR, S. R.; SINGH, G. Productivity, essential oil yield, and heavy metal accumulation in lemon grass (*Cymbopogon flexuosus*) under varied wastewater-groundwater irrigation regimes. Industrial Crops and Products, v. 45, p. 270-278, 2013.
- Lange, L. C.; Alves, J. F.; Amaral, M. C. S.; Melo Júnior, W. R. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de fenton. Revista Engenharia sanitária e Ambiental, v.11, p. 175-183, 2006.
- Li, S.; Yoo, H. K.; Macauley, M.; Palmer, K.; Shih, S. Assessing the role of renewable energy policies in landfill gas to energy projects. Journal Energy Economics, v. 49, p. 687-697, 2015.
- Liu, H.; Huang, G. Laboratory experiment on drip emitter clogging with fresh water and treated sewage effluent. Agricultural Water Management, v. 96, p. 745-756, 2009.
- Lo Monaco, P. A.; Matos, A. T.; Martinez, H. E. P.; Ferreira, P. A.; Ramos, M. M. Características químicas do solo após a fertirrigação do cafeeiro com águas residuárias da lavagem e descascamento de seus frutos. Irriga, v.14, p.348-364, 2009.
- Luiz, G. L. M.; Rosendo, D.J. S. Identificação dos impactos ambientais decorrentes dos resíduos sólidos produzidos na área urbana do município de Capinópolis-MG. Revista Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium, v. 3, p. 182-200, 2012.
- Ma, L. Q.; Komar, K. M.; Tu, C.; Zhang, W.; Cai, Y.; Kennelley, E. D. A fern that hyperaccumulates arsenic. Nature, v. 409, p.579-588, 2001.
- Maillera, R.; Gasperia, J.; Chebbo, G.; Rocher, V. Priority and emerging pollutants in sewage sludge and fate during sludge treatment. Journal Waste Management, v. 34, p. 1217-1226, 2014.
- Malavolta, E.; Vitti, G. C.; Oliveira, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2. ed. Piracicaba: Potafós, 1997. 319 p.
- Mallagoli, E. D. M.; Manzini, F. F.; Plicas, L. M. A. Teores elevados de metais potencialmente tóxicos em amostras de fertilizantes. Fórum Ambiental da Alta Paulista, v. 9, p. 19-35, 2013.
- Mancini, S. D.; Ferraz, J. L.; Bizzo, W. A. Resíduos Sólidos. In: Rosa, A. H.; Fraceto, L. F.; Moschini-Carlos, V. (Ed.) Meio ambiente e sustentabilidade. Porto Alegre: Bookman, 2012. p. 346-374.
- Manarin, C. A.; Monteiro, F. A. Nitrogênio na produção e diagnose foliar do capim-Mombaça. Boletim de Indústria Animal, v.59, p.115-123, 2002.

- Mantovani, E. C.; Costa, L.C. Manejo integrado das culturas e dos recursos hídricos. Workshop internacional sobre manejo integrado das culturas e dos recursos hídricos. Brasília: SRH/MMA-DEA-UFV, 154 p. 1998.
- Martins, D. F. F. Estudo integrado do potencial fitorremediador da *Eichhornia crassipes* em ambientes naturais e sua utilização para obtenção de extratos protéicos. Natal, UFRN, 2014. 162f. Tese (Doutorado).
- Matos, A. T.; Abrahão, S. S.; Pereira, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. Revista Ambiente e Água, v. 3, p.43-53, 2008.
- Matos, F. O.; Moura, Q. L.; Conde, G. B.; Morales, G. P.; Brasil, E. C. Impactos ambientais decorrentes do aterro sanitário da região metropolitana de belém-pa: aplicação de ferramentas de melhoria ambiental. Revista Caminhos da Geografia, v. 12, p.297–305, 2011.
- Matos, A. T.; Silva, D. F.; Lo Monaco, P. A. V.; Pereira, O. G. Produtividade e composição química do capim-tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. Engenharia Agrícola, v. 33, p.188-200, 2013.
- Maus, V.; Costa, A. B.; Righers, A. A. Tratamento do lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos por processo fenton. Tecno-Lógica, v. 13, p.52-59, 2009.
- Medeiros, J. C.; Albuquerque, J. A.; Mafra, A. L.; Rosa, J. D.; Gatiboni, L. C. Relação cálcio: magnésio do corretivo da acidez do solo na nutrição e no desenvolvimento inicial de plantas de milho em um Cambissolo Húmico Áplico. Semina: Ciências Agrárias, v. 29, p.799-806, 2008.
- Merriam, J. L.; Keller, J. Farm irrigation system evaluation: a guide for management. Logan: Utah State University, 1978. 271p.
- Mesquita, F. O.; Silva, K. B.; Souza, L.; Dantas, T. B.; Batista, R. O. Uniformidade de aplicação de percolado de aterro sanitário diluído em unidades de irrigação por gotejamento. Agropecuária científica no semiárido, v. 11, p. 145-156, 2015.
- Messias, A. S.; Silva, H. A.; Lima, V. N.; Souza, J. E. G. Avaliação da mobilidade de micronutrientes em solo tratado com lodo de esgoto. Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional, v. 3, p.193-211, 2007.
- Meurer, E. J. Fundamentos de química do solo. In: Meurer, E. J.; Rhenheimer, D.; MEDINA, J. C. (4ªEd.). Fenômenos de sorção em solos. Porto Alegre: Evangraf LTDA, 2010. cap. 5, p. 107-146.
- Mileusnic, M.; Mapani, B. S.; Kamona, A. F.; Ruzicc, S.; Mapaure, I.; Chimwamurombe, P. M. Assessment of agricultural soil contamination by potentially toxic metals dispersed from improperly disposed tailings. Journal of Geochemical Exploration, v. 144, p. 409-420, 2014.
- Mollahoseini, H. Long term effects of municipal wastewater irrigation on some properties of a semiarid region soil of Iran. International journal of Agronomy and Plant Production, v. 4, p. 1023-1028, 2013.

- Morais, R. F.; Souza, B. J.; Leite, J. M.; Soares, L. H. B.; Alves, B. J. R.; Boddey, R. M.; Urquiaga, S. Elephant grass genotypes for bioenergy production by direct biomass combustion. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 44, p. 133-140, 2009.
- Morata, G. T.; Dantas, G. F.; Dalri, A. B.; Palaretti, L. F.; Faria, R. T.; Santos, G. O. Entupimento de gotejadores com uso de efluente de esgoto sob dois sistemas de filtragem. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v. 8, p. 86 - 97, 2014.
- Moreira, C. A.; Braga, A. C. O. Anomalias de cargabilidade em aterro de resíduos sólidos domiciliares. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 27, p. 55-62, 2009.
- Muscolo, A.; Panuccio, M. R.; Eshel, A. cophysiology of *Pennisetum clandestinum*: a valuable salt tolerant grass. *Environmental and Experimental Botany*, v. 92, p. 55– 63, 2013.
- Mussatto, S. I.; Fernandes, M.; Milagres, A. M. F. Enzima: Poderosa ferramenta na indústria. *Ciência Hoje*, v. 41, p. 28-33, 2007.
- Nakayama, F. S.; Boman, B. J.; Pitts, D. Maintenance. In: Lamm, F. R.; Ayars, J. E.; Nakayama, F. S. (Eds.). *Microirrigation for crop production: Design, Operation, and Management*. Amsterdam: Elsevier, 2006, cap. 11, p. 389 - 430.
- Nakayama, F. S.; Bucks, D. A. *Trickle irrigation for crop production*. St. Joseph: ASAE, 383p. 1986.
- Nascimento, C. W. A.; Xing, B. Phytoextraction: a review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Scientia Agricola*, v. 63, p. 299-311, 2006.
- Nascimento, R. S. M. P.; Carvalho, G. S.; Passos, L. P.; Marques, J. J. Lixiviação de chumbo e zinco em solo tratado com resíduos de siderurgia. *Pesquisa Agropecuaria Tropical*, v. 40, p. 497-504, 2010.
- Novais, R. F.; Smyth, T. J.; Nunes, F. N. Fósforo. In: Novais, R. F.; Alvarez, V. H.; Barros, N. F.; Fontes, R. L. F.; Cantarutti, R. B.; Neves, J. C. L. (Eds.) *Fertilidade do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência de Solo, 2007, p.471-550.
- Oliveira, D. M. et al. *Fitorremediação: o estado da arte*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2007.
- Oliver, M. M. H.; Hewa, G. A.; Pezzaniti, D. Bio-fouling of subsurface type drip emitters applying reclaimed water under medium soil thermal variation. *Agricultural Water Management*, v. 133, p. 12-23, 2014.
- Pelissari, R. A. Z.; Sampaio, S. C.; Gomes, S. D.; Crepalli, M. S. Lodo têxtil e água residuária da suinocultura na produção de mudas de *eucalyptus grandis* (W, Hill ex Maiden). *Engenharia Agrícola*, v. 29, p. 288-300, 2009.
- PMM - Prefeitura Municipal de Mossoró. 2012. Disponível em: <http://2013.prefeitura.demossoro.com.br/>
- Prado, R. M. *Manual de nutrição de plantas forrageiras*. Jaboticabal: FUNESP, 2008.500 p.

- Prasad, M. N. V.; Freitas, H. M. O. Metal hyperaccumulation in plants - Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*, v. 6, p. 285-321, 2003.
- Puig-Bargués, J.; Arbat, G.; Elbana, M.; Duran-Ros, M.; Barragán, J.; Ramírez de Cartagena, F.; Lamm, F. R. Effect of flushing frequency on emitter clogging in microirrigation with effluents. *Agricultural Water Management*, v. 97, p.883-891, 2010.
- Qing, X.; Yutong, Z.; Shenggao, L. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 120, p. 377–385, 2015.
- Queiroz, F. M.; Matos, A. T.; Pereira, O. G.; Oliveira, R. A. Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras. *Ciência Rural*, v. 34, p.1.487-1.492, 2004.
- Raij, B. V. Avaliação da fertilidade do solo. Piracicaba, Instituto da Potassa e Fosfato - Instituto Internacional da Potassa, 1981. 142p.
- Rasmussen, J.; Soegaard, K; Pirhofer-Walzl, K.; Eriksen, J. N₂-fixation and residual N effect of four legume species and four companion grass species. *European Journal of Agronomy*, v. 36, p. 66-74. 2011.
- Ravina, I.; Paz, E.; Sofer, Z.; Marcu, A.; Shisha, A.; SAGI, G. Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimer wastewater. *Irrigation Science*, v. 13, p. 129-139, 1992.
- Rebouças, J. R. L.; Dias, N. da S.; Gonzaga, M. I. da S.; Gheyi, H. R.; Sousa Neto, O. N. de. Crescimento do feijão-caupi irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratado. *Caatinga*, v. 23, p.97-102, 2010.
- Renou, S.; Givaudan, J.G.; Poulain, S.; Dirassouyan, F.; Moulin, P, “Landfill leachate treatment: Review and opportunity”, *Journal of Hazardous Materials*, v. 150. pp 468-493, 2008.
- Resende, S. R.; Coelho, D. R.; Piedade, S. M. S. Suscetibilidade de gotejadores ao entupimento de causa biológica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, p. 368-375, 2000.
- Ribeiro, A. C.; Guimarães, P. T. G.; Alvarez Venegas, V. H. (Ed.). *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação*. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. 359 p.
- Rice, E. W.; Baird, R. B.; Clesceri, A. D. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 22. ed. Washington: APHA, AWWA, WPCR, 2012. 1496p.
- Richards, L. A. *Diagnosis and improvement of saline and álcali soils*. Washington, US Department of Agriculture, 1954. 160p. (USDA Agricultural Handbook, 60).
- Rizzo, A. C. L.; Leite, S. G. F.; Soriano, A. U.; Santos, R. L. C.; Sobral, L. G. S. *Biorremediação de solos contaminados por petróleo: ênfase no uso de biorreatores*. (Série Tecnologia Ambiental, 37), 76p. Rio de Janeiro, CETEM/MCT, 2007.

- Rosolem, C. A.; Tozi, T. S.; Garcia, R. A. Amostragem de terra para fins de fertilidade em função da ferramenta de amostragem. *Rev. Ceres*, v. 57, p. 405-414, 2010.
- Sahin, Ü.; Anapali, Ö.; Dönmez, M. F.; Şahin, F. Biological treatment of clogged emitters in a drip irrigation system. *Journal of Environmental Management*, v. 76, p.338-341, 2005.
- Sanches-Roman, R.; Soares, A. A.; Matos, A.T; Sediya, G. C.; Souza, O.; Mounter, H. A. Domestic wastewater disinfection using solar radiation for agricultural reuse. *Transactions of the ASABE*, v. 50, p. 65-71, 2007.
- SANEPAV Saneamento Ambiental LTDA. 2012. Disponível em: < <http://www.sanepav.com.br/>>.
- Santos Júnior, J. A.; Barros Júnior, G. Santos, J. K. L.; Brito, E. T. F. S. Uso racional da água: Ações interdisciplinares em escola rural do semiárido brasileiro. *Ambiente e Água*, v. 8, p.263-271, 2013.
- Santos Júnior, J. A.; Souza, C. F.; Pérez-Marin, A. M.; Cavalcante, A. R.; Medeiros, S. S. Interação urina e efluente doméstico na produção do milho cultivado em solos do semiárido paraibano. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 19, p.456–463, 2015.
- Santos, C. F.; Novak, E. Plantas nativas do cerrado e possibilidades em fitoremediação. *Revista de ciências ambientais*, v. 07, p. 67-78, 2013.
- Santos, M. V.; Freitas, F. C. L.; Ferreira, F. A.; Viana, R. G.; Tuffi Santos, L. D. & Fonseca, D. M. Eficácia e persistência no solo de herbicidas utilizados em pastagem. *Planta Daninha*, v. 24, p. 391-398, 2006.
- Santos, N. A.; Soares, T. M.; Silva, E. F.; Silva, D. J. R.; Montenegro, A. A. A. Cultivo hidropônico de alface com água salobra subterrânea e rejeito da dessalinização em Ibimirim, PE. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p. 961-969, 2010.
- Šestinova, O.; Findoráková, L.; Hančulák, J.; Fedorová, E.; Špaldon, T. The Water Reservoir Ružín - Accumulation of Priority Pollutants in Sediments in the Years 2010 – 2014. *World Multidisciplinary Earth Sciences Symposium*, v. 15, p. 844–848, 2015.
- Saraiva, V. M.; König, A. Produtividade do capim-elefante-roxo irrigado com efluente doméstico tratado no semiárido potiguar e suas utilidades. *Holos*, v. 1, p. 28-46, 2013.
- Silva, F.C. (Org.). *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. 2.ed. Brasília: EMBRAPA. Embrapa Informação Tecnológica, 1999. 627p.
- Silva Neto, S. P.; Silva, J. E. C.; Santos, A. C.; Castro, J. G. D.; Dim, V. P.; Araújo, A. dos S. Características agrônômicas e nutricionais do capim-Marandu em função da aplicação de resíduo líquido de frigorífico. *Acta Scientiarum. Animal Sciences*, v. 32, p. 9-17, 2010.
- Silva, D. F.; Matos, A. T.; Pereira, O. G.; Cecon, P. R.; Batista, R. O.; 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*. v. 33, p.243-251, 2011a.

- Silva, C. A. M. C.; Campos, J. C.; Ferreira, J. A.; Miguel, M. A. L.; Quintaes, B. R. Caracterização microbiológica de lixiviados gerados por resíduos sólidos domiciliares e de serviços de saúde da cidade do Rio de Janeiro. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.16, p.127-132, 2011b.
- Silva, L. P.; Silva, M. M.; Correa, M. M.; Souza, F. C. D.; Silva, E. F. F. Desempenho de gotejadores autocompensantes com diferentes efluentes de esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16, p. 480-486, 2012.
- Silva, K. B.; Silva Júnior, M. J.; Batista, R. O.; Santos, D. B.; Barbosa Filho, S. Desempenho de gotejadores operando com efluente da castanha de caju sob distintas pressões de serviço. *Revista Ceres*, v. 60, p. 339-346, 2013.
- Silva, K. B.; Silva Júnior, M. J.; Batista, R. O.; Santos, D. B.; Batista, R. O.; Lemos Filho, L. C. A. Irrigação por gotejamento com água residuária tratada da indústria da castanha de caju sob pressões de serviço. *Semina*, v. 35, p. 695-706, 2014.
- Simões, K. S.; Peixoto, M. F. S. P.; Almeida, A. T.; Ledo, C. A. S.; Peixoto, C. P.; Pereira, F. A. C. Água residuária de esgoto doméstico tratado na atividade microbiana do solo e crescimento da mamoneira. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, p. 518–523, 2013.
- Soares, D. C. F.; Oliveira, E. F.; Silva, G. D. F.; *Salvinia auriculata*: Aquatic bioindicator studied by instrumental neutron activation analysis (INAA). *Applied Radiation and Isotopes*, v. 66, p. 561-564, 2007.
- Sou-Dakouré, M. Y.; Mermoud, A.; Yacouba, H.; Boivin, P. Impacts of irrigation with industrial treated wastewater on soil properties. *Geoderma*, v. 200, p. 31–39, 2013.
- Souza, H. A.; Modesto, V. C.; Pompeu, R. C. F. F.; Natale, W. Tamanho da amostra foliar para avaliação do estado nutricional e índice SPAD de capim-elefante irrigado para corte. *Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal*, v. 15, p.584-591, 2014.
- Souza, L. O. C.; Mantovani, E. C.; Soares, A. A.; Ramos, M. M.; Freitas, P. S. L. Avaliação de sistemas de irrigação por gotejamento, utilizados na cafeicultura. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, p.541–548. 2006.
- Souza, J. A. R. de; Moreira, D. A; Martins, I. P.; Carvalho, C. V. de M. e; Carvalho, W. B. de. Sanidade de frutos de pimentão fertirrigados com água residuária de suinocultura. *Revista Ambiente & Água*, v. 8, p.124-134, 2013.
- Strelau, J. R. M.; Castilhos Jr, A. B.; Madureira, L. A. S. Extração de Compostos Orgânicos em Lixiviados de Aterros Sanitários e Determinação por Cromatografia a Gás Acoplada ao Espectrômetro de Massas. *Revista de Ciência & Tecnologia*, v. 16, p.19-30, 2009.
- Suchara, I.; Florek, M.; Godzik, B.; Maňkovská, B.; Rabnecz, G.; Sucharová, J.; Tuba, Z.; Kapusta, P. Mapping of main sources of pollutants and their transport in Visegrad space. *Silvia Taroucy Institute for Landscape and Ornamental Gardening Průhonice*, 127 pp. 2007.
- Suszek, M.; Sampaio, S. C.; Santos, R. F.; Nunes, O. L. G. S.; Gomes, S. D.; Mallmann, L. S. Uso de água residuária da suinocultura na bioestabilização de resíduos verdes urbanos.

- Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 9, (Suplemento), p.176-180, 2005.
- Tabasová, A.; Kropá, J.; Kermes, K.; Nemet, A.; Stehlík, P., “Waste-to-energy technologies: Impact on environment”, *Energy*, v. 44, pp. 146-155, 2012.
- Taiz, L.; Zeiger, E. *Fisiologia vegetal*. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 719p.
- Topak, R.; Süheri, S.; Acar, B. Effect of different drip irrigation regimes on sugar beet (*Beta vulgaris* L.) yield, quality and water use efficiency in Middle Anatolian, turkey. *Irrigation Science*, v. 29, p. 79-89, 2011.
- Tozetto, C. M. Modelagem matemática de aterros sanitários com a simulação hidrológica da geração de lixiviado: estudo de caso do aterro sanitário de Curitiba. Curitiba: UFPR, 2008. 156f. Dissertação (Mestrado).
- Vale, H. S. M. Desempenho de gotejadores operando com percolado de aterro sanitário diluído sob pressões de serviço. Mossoró: UFERSA, 2014. 112f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo).
- Vale, H. S. M.; Arruda, L. E. V.; Costa, D. O.; Costa, F. G. B.; Batista, R. O. Potencial de entupimento de um sistema de irrigação por gotejamento operando com esgoto doméstico tratado. *Water Resources and Irrigation Management*, v. 2, p. 63-70, 2013.
- Valle, C. E. d, 1995. Como se preparar para as Normas – ISO 14000 – Qualidade Ambiental. São Paulo: Editora Pioneira.
- Varallo, A. C. T.; Sousa, C. F.; Santoro, B. L.; Mudanças nas características físico-químicas de um latossolo vermelho-amarelo distrófico após a irrigação com água de reuso na cultura de alface crespa (*Lactuca sativa*). *Engenharia Agrícola*, v. 32, p. 271-279, 2012.
- Vermeiren, L., Jobling, G. A. Irrigação localizada. Tradução de H. R. Gheyi, F. A. V. Damasceno, L. G. A. Silva Jr., J. F. de Medeiros, Campina Grande, UFPB, 1997. 184p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 36).
- Vieira, G. H. S.; Mantovani, E. C.; Silva, J. G. F.; Ramos, M. M.; Silva, C. M. Recuperação de gotejadores obstruídos Recuperação de gotejadores obstruídos devido à utilização de águas ferruginosas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 8, p.1-6, 2004.
- von Sperling, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3.ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2011. 452p.
- Werner, J. C.; Paulino, V. T.; Cantarella, H.; Andrade, N. O.; Quaggio, J. A. Forrageiras. In: Raij, B. van.; Cantarella, H.; Quaggio, J. A.; Furlani, A. M. C. Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2: ed. Campinas: Instituto Agrônômico, 1997. p. 263-273. (Boletim Técnico, 100).
- Werner, J. C.; Paulino, V. T.; Cantarella, H.; Andrade, N. O.; Quaggio, J. A. Forrageiras. In: Raij, B. van; Cantarella, H.; Quaggio, J. A.; Furlani, A. M. C. (Org.). Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. 2ed. Campinas: Instituto Agrônômico e Fundação IAC, 1996. 255p. (Boletim técnico, 100).

- Wilcox, J. C.; Swailes, G. E. Uniformity of water distribution by some under tree orchard sprinkler. *Scientific Agriculture*, v. 27, p. 565-583, 1947.
- Wilson, P.C.; Whitwell, T.; Klaine, S. J. Phytotoxicity, uptake, and distribution of ¹⁴C-simazine in *Acorus gramineus* and *Pontederia cordata*. *Weed Science*, v. 48, p. 701-709, 2000.
- Yoon, J.; Cao, X.; Zhou, Q.; Ma, L.Q. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Science of the Total Environment*, v. 368, p.456-464, 2006.
- Zancheta, A. C. F.; Abreu, C. A.; Zambrosi, F. C. B.; Erismann, N. M. & Lagôa, A. M. M. A. Fitoextração de cobre por espécies de plantas cultivadas em solução nutritiva. v. 70, p. 737-744, 2011.

8.0 APÊNDICES

Apêndice 1. Plataforma da bancada experimental e sistemas de irrigação.



Fonte: Arquivo do pesquisador (2015).

Apêndice 2. Quadrado médio da fertilidade do solo avaliados pelas variáveis pH, CE, N, M.O; P, K, Na, Ca, Mg, Cu, Mn, Fe, Zn, Ni, Cd e Pb do solo fertirrigado com distintas dosagens de percolado de aterro sanitário na profundidade de 0,0 – 0,50 m.

Tratamentos	pH -	CE (dS m ⁻¹)	N (g dm ⁻³)	M.O (mg dm ⁻³)	P (mg dm ⁻³)	K (mg dm ⁻³)	Na (mg dm ⁻³)	Ca (cmol _c dm ⁻³)	Mg (cmol _c dm ⁻³)	Cu (mg dm ⁻³)	Mn (mg dm ⁻³)	Fe (mg dm ⁻³)	Zn (mg dm ⁻³)	Ni (mg dm ⁻³)	Cd (mg dm ⁻³)	Pb (mg dm ⁻³)
Tratamento	3,58**	0,02 ^{NS}	0,41**	6,93 ^{NS}	280397**	32702 ^{NS}	607205 ^{NS}	0,87 ^{NS}	9,14**	0,19**	3172,63**	2197,11**	11,80**	0,032**	0,002**	0,086**
Bloco	10,65 ^{NS}	0,21**	0,37**	63,51*	8837,24 ^{NS}	181272**	212169 ^{NS}	1,24*	7,37**	0,07**	7943,71**	205,43*	69,01**	0,0001 ^{NS}	0,001 ^{NS}	0,038**
Erro a	0,06	0,02	0,04	18,98	6112,17	21396,90	348095	0,39	0,35	0,01	313,92	72,24	2,18	0,0002	0,0005	0,002
Prof.	0,16 ^{NS}	0,11**	0,28**	7,05 ^{NS}	61675,87**	13968,90 ^{NS}	795363 ^{NS}	2,89**	2,35**	0,030*	18,09 ^{NS}	136,94*	3,07 ^{NS}	0,0003 ^{NS}	0,0004 ^{NS}	0,022**
Prof x Trat	0,166 ^{NS}	0,12**	0,082**	15,80*	86108,55**	22056,51 ^{NS}	740796*	0,82**	0,64 ^{NS}	0,04**	568,82**	396,32**	3,78 ^{NS}	0,0005 ^{NS}	0,0006 ^{NS}	0,011**
Erro b	0,07	0,01	0,03	7,84	6755,73	20686,58	366291	0,15	0,40	0,01	237,41	57,91	2,98	0,0002	0,0006	0,0022
Média	7,39	0,26	1,04	10,03	152,17	304,71	418,93	2,80	3,10	0,32	94,70	39,35	2,59	0,05	0,01	0,271
C.V(%) - 1	3,38	62,54	20,40	43,43	51,17	48,00	140,83	22,54	19,10	34,36	18,71	21,60	57,01	27,37	196,28	19,08
C.V(%) - 2	3,60	47,38	17,30	27,91	53,80	47,20	144,47	13,93	20,93	33,72	16,27	19,34	68,93	29,03	213,56	17,33
Erro-padrão	0,117	0,06	0,08	1,41	36,40	64,54	269,31	0,20	1,10	0,04	7,10	3,48	0,74	0,007	0,01	0,084

Nota: ¹** e *Significativos a 1 e 5% de probabilidade pelo teste F, respectivamente. ns - não significativo a 5% de probabilidade pelos testes F.;

CV (%) – coeficiente de variação; Erro a = resíduo a; Erro b – resíduo b; Prof. – profundidade;

pH – potencial hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica; N - Nitrogênio; M.O – matéria orgânica; P - fósforo; K - potássio; Na – Sódio; Ca - cálcio; Mg - magnésio; Cu – cobre; Mn – manganês; Fe - ferro; Zn - zinco; Ni - níquel; Cd - cádmio; Pb – chumbo.