

CLÁUDIA FIGUEIREDO GARRIDO CABANELLAS

AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO
PELO PROCESSO DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL, PÓS UASB, DA
REMOÇÃO DE N E P E DA DESINFECÇÃO VIA SODIS

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós – Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2013

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

G241a
2013

Garrido Cabanellas, Cláudia Figueredo, 1973-
Avaliação do sistema de tratamento de esgoto doméstico
pelo processo de escoamento superficial, pós UASB, da
remoção de N e P e da desinfecção via SODIS / Cláudia
Figueredo Garrido Cabanellas. – Viçosa, MG, 2013.
xix, 187f. : il. (algumas color.) ; 29cm.

Inclui anexos.

Orientador: Antonio Alves Soares

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Água - Reuso. 2. Escoamento. 3. Esgotos. 4. Nitrogênio.
5. Fósforo. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento
de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Agrícola e Ambiental. II. Título.

CDD 22. ed. 628.3

CLÁUDIA FIGUEIREDO GARRIDO CABANELLAS

AVALIAÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO
DOMÉSTICO PELO PROCESSO DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL, PÓS
UASB, DA REMOÇÃO DE N E P E DA DESINFECÇÃO VIA SODIS

Tese apresentada à Universidade
Federal de Viçosa, como parte
das exigências do Programa de
Pós – Graduação em Engenharia
Agrícola, para obtenção do título
de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 28 de fevereiro de 2013.

Sandra Parreiras Pereira Fonseca
Coorientadora

Ana Cardoso Clemente Filha
Ferreira de Paula

Gustavo Augusto Lacorte

Milton Edgar Pereira Flores

Antonio Alves Soares
Orientador

Dedico esta tese

As minhas filhas que são minha fonte de vida,

onde busco forças para tentar fazer sempre o melhor.

*Ao meu marido Mozart pelo amor, companheirismo, carinho, incentivo e
apoio nos momentos difíceis.*

*Aos meus pais Tânia e Evaristo, pela paciência, compreensão
que sempre tiveram comigo e pelos ensinamentos que me deram
durante toda minha vida.*

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Viçosa em especial ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA), pela oportunidade de realizar meus estudos de doutorado.

Ao professor Antônio Alves Soares, pela orientação, amizade e empenho em viabilizar a realização deste trabalho. Ao professores Coorientadores Marcos Rogerio Tótola e Alisson Carraro Borges pelas contribuições. A Sandra Parreiras Pereira Fonseca (Coorientadora) pela amizade, apoio, disponibilidade, sugestões e paciência para atender minhas solicitações.

A todos os funcionários da COPASA ETE APAC e Laboratório ETE Arrudas, pela amizade, profissionalismo, dedicação e competência na operacionalização, monitoramento do experimento e apoio na realização das análises. Em especial aos meus amigos Sirlei Azevedo, Edgar, Wellington, Roberto, Lucas e todos que me ajudaram na condução e análise da minha pesquisa.

Aos funcionários do DEA-UFV que sempre se dispuseram a atender as solicitações com presteza e competência.

Ao IFMG-Campus Bambuí pela oportunidade de realizar o meu doutorado.

Aos colegas de trabalho, em especial Rogerinho, Edinha, Ana Cardoso, Antonio Augusto Ataíde e Sheila pela colaboração e sugestões no desenvolvimento do trabalho.

A minha querida ex-aluna Katiúscia pelo carinho, amizade, paciência, competência e ajuda na realização das análises.

Aos meus familiares, em especial aos meus pais, marido, filhas pelo apoio e pelo incentivo.

Aos meus sobrinhos que sempre me trouxeram muita alegria.

A CAPES pela bolsa de doutorado e a todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

BIOGRAFIA

Cláudia Figueiredo Garrido Cabanellas, filha de Evaristo Garrido da Silva e Tania Mara Figueiredo Garrido Cabanellas, nasceu no dia 19 de junho de 1973, em Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais.

Em 10 de maio de 2002, graduou-se em Engenheira Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa, MG.

Em fevereiro de 2004, obteve-se o título de Magister Scientiae em Engenharia Agrícola, pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, MG, Brasil, tendo concentrado seus estudos na área de Recursos Hídricos e ambientais.

Em Março de 2009, iniciou seus estudos no programa de pós-graduação para obter o título de Doctor Scientiae pela UFRV, tendo concentrando seus estudos na Área de Recursos Hídricos e Ambientais, e submetendo-se à defesa da tese em 28 de fevereiro de 2013.

CONTEÚDO

LISTA DE ABREVIATURAS.....	viii
LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xiv
RESUMO.....	xvi
ABSTRACT	xviii
INTRODUÇÃO	1
CAPÍTULO 1	3
Eficiência do sistema UASB seguido de rampa de escoamento superficial.....	3
RESUMO.....	3
ABSTRACT	5
1 - INTRODUÇÃO	6
2 - REVISÃO DE LITERATURA	9
2.1 - Características do efluente.....	9
2.2 - Tratamento anaeróbio – UASB – reator anaeróbio de fluxo ascendente .	10
2.3 - Disposição de efluentes no solo pelo método de escoamento superficial	13
2.5 – Eficiência do método rampa de escoamento superficial	16
2.6 - Remoção de micro-organismos pelo tratamento UASB - Rampa de escoamento superficial.....	19
3 - MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3.1 - Caracterização da área e delineamento experimental	22
3.2 - Análises Microbiológicas	25
3.3 - Análises do solo	26
3.4 - Análise da água residuária (esgoto doméstico)	26

3.5 – Análise estatística dos dados	27
4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
4.1 Eficiência dos tratamentos no Reator UASB e na rampa de escoamento superficial	28
4.2 - Aporte de nutrientes e efeitos da aplicação do efluente doméstico no solo	37
5 - CONCLUSÃO	50
6 - REFERÊNCIAS.....	51
CAPÍTULO 2	55
Balanco de Nitrogênio e Fósforo na rampa de escoamento superficial utilizada para tratamento de esgoto doméstico	55
RESUMO.....	55
ABSTRACT	57
1 – INTRODUÇÃO	58
2 - REVISÃO DE LITERATURA.....	60
2.1 - Dinâmica do nitrogênio aplicado via esgoto no solo	60
2.2 - Princípios de remoção de nutrientes pelo sistema de tratamento por rampa de escoamento superficial.....	61
2.3 - Importância das gramíneas na cobertura da rampa de escoamento superficial para a remoção de nutrientes	63
2.4 - Transformações do nitrogênio em condições aeróbias e anaeróbias	66
2.5 - Mineralização do nitrogênio	66
2.6 - Mecanismos de remoção do nitrogênio.....	69
2.7 - Dinâmica do fósforo quando aplicado via esgoto no solo	71
2.8 - Equações utilizadas para estimar o balanço de N e P disposto no solo ..	73
3 - MATERIAL E MÉTODOS.....	78
3.1 – Descrição do local e da ETE	78
3.2 - Análises de Nitrogênio e Fósforo	80
3.3 - Análise estatística dos dados.....	82
4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	83
4.1- Remoção de nutrientes pelo sistema solo-planta-micro-organismos ao longo da rampa de escoamento superficial.....	83
4.2 - Disponibilidade de N e P para absorção pela gramínea	96

4.3 - Estudo da lixiviação do nitrato e do fósforo até 30 cm de profundidade na rampa de escoamento superficial pós reator UASB.....	98
4.4 - Balanço de N e P no sistema de escoamento superficial para o tratamento de efluentes sanitários	102
5 - CONCLUSÕES	107
6 - REFERÊNCIAS.....	108
CAPÍTULO 3	115
Desinfecção solar de esgoto doméstico pós tratamento, UASB e rampa de escoamento superficial.....	115
RESUMO.....	115
ABSTRACT	1155
1 - INTRODUÇÃO	119
2 - REVISÃO DE LITERATURA.....	121
2.1 - Micro-organismos patogênicos relacionados a esgotos domésticos.....	121
2.2 - Tecnologias de desinfecção.....	123
2.3 - Princípios da desinfecção por radiação solar.....	124
2.4 - Eficiência e cinética de desinfecção de água.....	127
2.5 - Lei de Chick	129
2.6 - Diretrizes e Leis para reuso de esgoto doméstico pós-tratamento	131
3 - MATERIAL E MÉTODOS.....	135
3.1 - Caracterização da área e delineamento experimental	135
3.2 - Monitoramentos da radiação solar e da temperatura.....	136
3.3 - Análises Microbiológicas	137
3.4 - Análises de helmintos	138
4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	140
4.1 - Eficiências de remoção de <i>E. coli</i> e helmintos pelo sistema SODIS	140
4.2 - Modelo de predição de desinfecção pelo sistema SODIS em função do tempo de exposição a RU, para as condições climáticas do município de Santa Luzia – MG.....	152
5 - CONCLUSÕES	156
6- REFERÊNCIAS.....	157
RESUMO.....	163
CONCLUSÕES GERAIS.....	167
ANEXOS	169

LISTA DE ABREVIATURAS

UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente
DBO total	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO total	Demanda química de oxigênio
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
SS	Sólidos suspensos
A	Alcalinidade
AV	Ácidos voláteis
TDH	Tempo de detenção hidráulica
pH	Potencial hidrogeniônico
SD	Sólidos sedimentáveis
SSF	Sólidos suspensos fixos
SSV	Sólidos suspensos voláteis
O&G	Óleos e graxas
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
N-NH ₃	Nitrogênio amoniacal
N- org	Nitrogênio orgânico
P-total	Fósforo total
P-rem	Fósforo remanescente
H+Al	Acidez potencial
CE	Condutividade elétrica
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETE	Estação de tratamento de esgoto
MO	Matéria orgânica
APHA	American Public Health Association
EPA	Environmental Protection Agency
CFSEMG	Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais
CTC	Capacidade de troca catiônica
V %	Saturação por bases
MS	Matéria seca

MF	Matéria Fresca
PB	Proteína bruta
ATP	Trifosfato de adenosina
TIE	Taxa de infiltração estável
UTN	Unidade de turbidez nefelométrica
OMS	Organização Mundial de Saúde
NMP	Número mais provável
DMB	Departamento de Microbiologia
IBGE	Instituto Brasileira de Geografia

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO 1

FIGURA 1 – Fluxograma completo da estação de tratamento de esgoto ETE APAC.....	22
FIGURA 2 – Tratamento preliminar, UASB e rampa de escoamento superficial da estação de tratamento de esgoto da COPASA – APAC na cidade de Santa Luzia.....	23
FIGURA 3 – Rampa de escoamento superficial da estação de tratamento de esgoto da COPASA – APAC na cidade de Santa Luzia.....	25
FIGURA 4 – Valores de pH do solo no T0, T1, T2 e T3 nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	38
FIGURA 5 – Concentração de fósforo no solo no T0, T1, T2 e T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	38
FIGURA 6 - Concentração de potássio no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	39
FIGURA 7 - Concentração de cálcio no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	40
FIGURA 8 – Concentração de magnésio no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	41
FIGURA 9 – Concentração de acidez potencial no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	41
FIGURA 10 – Concentração de soma de bases no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	42
FIGURA 11 – Concentração de capacidade de troca catiônica (t) no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	42
FIGURA 12 – Valores de saturação de bases no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	43
FIGURA 13 – Valores de matéria orgânica no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	43
FIGURA 14 – Teor de fósforo remanescente no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	44
FIGURA 15 – Valores de zinco no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades	

de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	44
FIGURA 16 – Concentração de ferro no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	44
FIGURA 17 – Valores de manganês no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	45
FIGURA 18 – Valores de cobre no solo no T0, T1, T2 E T3, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.....	46

CAPÍTULO 2

FIGURA 19 – Espécies de nitrogênio amoniacal x pH.....	83
FIGURA 20 - Detalhe da instalação das calhas para regularização da vazão e calha de distribuição no início da rampa de escoamento superficial utilizada na pesquisa	93
FIGURA 21- Coletores semi-abertos utilizados para determinar perdas de nitrogênio por volatilização da amônia.....	96
FIGURA 22 – Comportamento do NTK ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.....	100
FIGURA 23 – Comportamento do N-amoniacal ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.....	101
FIGURA 24 – Comportamento do N-orgânico ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.....	101
FIGURA 25 – Comportamento do N-nitrato ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.....	102
FIGURA 26 - Comportamento do N-volatilizado ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco	103
FIGURA 27 – Comportamento do N-solo ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.....	104
FIGURA 28 – Comportamento do P-total ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.....	104
FIGURA 29 – Comportamento do P-remanescente ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.....	105
FIGURA 30 – Comportamento do fosfato ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.....	106
FIGURA 31 – Comportamento do C-biomassa microbiana ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações seco.....	107

FIGURA 32 – Comportamento do P-biomassa microbiana ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações seco.....	107
FIGURA 33 – Teores de nitrogênio no solo observado nas estações chuvoso e seco nas profundidades de 0-15 cm, após a disposição do efluente doméstico.....	112
FIGURA 34 – Teores de nitrogênio no solo observado nas estações chuvoso e seco nas profundidades de 15-30 cm, após a disposição do efluente doméstico.....	112
FIGURA 35 – Balanço de nitrogênio na rampa de escoamento superficial na estação chuvosa.....	115
FIGURA 36 – Balanço de nitrogênio na rampa de escoamento superficial na estação seca.....	116
FIGURA 37 – Balanço de fósforo na rampa de escoamento superficial na estação chuvosa.....	118
FIGURA 38 – Balanço de fósforo na rampa de escoamento superficial na estação seca.....	118
CAPÍTULO 3	
FIGURA 40 – Espectro eletromagnético.....	136
FIGURA 41 – Inativação do DNA pela radiação UV.....	137
FIGURA 42 – Tratamento preliminar, UASB e escoamento superficial.....	145
FIGURA 43 – Reator de desinfecção por radiação solar sodis, operando com três lâminas diferentes.....	145
FIGURA 44 – Radiação solar global média diária, no período de fevereiro a agosto de 2011.....	152
FIGURA 45 – Temperatura do reator SODIS com lâmina de 15 cm, ao longo da 24 horas de exposição solar.....	153
FIGURA 46 – Temperatura do reator SODIS com lâmina de 20 cm, ao longo da 24 horas de exposição solar.....	153
FIGURA 47 – Temperatura do reator SODIS com lâmina de 25 cm, ao longo da 24 horas de exposição solar.....	154
FIGURA 48 – Variação radiação ultravioleta média nas estações chuvoso e seco durante 24 horas.....	155

FIGURA 49 – Radiação solar global média acumulada durante 24 horas nas estações chuvoso e seco.....	156
FIGURA 50 – Remoção de E. coli (Log N/NO) em função da dose de radiação solar aplicada a lâmina de 15 cm.....	156
FIGURA 51 – Remoção de E. coli (Log N/NO) em função da dose de radiação solar aplicada a lâmina de 20 cm.....	157
FIGURA 52 – Remoção de E. coli (Log N/NO) em função da dose de radiação solar aplicada a lâmina de 25 cm.....	157
FIGURA 53 – Remoção média de E. coli na estação chuvosa para as 3 lâminas avaliadas.....	158
FIGURA 54 – Remoção média de E. coli na estação seca para as 3 lâminas avaliadas.....	159
FIGURA 55 – Modelo ajustado de acordo com a Lei de Chick, para inativação de micro-organismos em um dado instante.....	162
FIGURA 56 – Superfície de resposta da relação, concentração final e inicial de E. coli (N/NO), em função da radiação global e a lâmina de efluente na estação chuvosa.....	163
FIGURA 57 – Superfície de resposta da relação, concentração final e inicial de E. coli (N/NO), em função da radiação global e a lâmina de efluente na estação seca.....	163

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

TABELA 1 – Características físico – químicas dos esgotos sanitários.....	22
TABELA 2 – Vantagens e desvantagens dos sistemas de aplicação no solo	26
TABELA 3 – Eficiências obtidas em sistemas de tratamento de efluentes por escoamento superficial.....	31
TABELA 4 – Características de alimentação do reator anaeróbio em escala real.....	37
TABELA 5 – Características de alimentação da rampa de escoamento superficial.....	37
TABELA 6 – Eficiência média do tratamento do efluente pelo reator UASB nas estações chuvosa e seca.....	40
TABELA 7 – Eficiência média de remoção dos parâmetros físico-químicos do efluente pela rampa de escoamento superficial.....	42

CAPÍTULO 2

TABELA 8 – Produção e teores de proteína bruta de Tifton 85 em diferentes idades quando submetido a diversos níveis de adubação nitrogenada em duas épocas do ano.....	76
TABELA 9 – Valores recomendados para os fatores de volatilização.....	70
TABELA 10 – Valores recomendados para os fatores de desnitrificação.....	88
TABELA 11 – Características de alimentação da rampa de escoamento superficial.....	91
TABELA 12 – Estatística descritiva do tratamento por escoamento superficial de efluente doméstico quanto aos nutrientes n e p em diferentes pontos da rampa na estação chuvosa e seco.....	95
TABELA 13 – Análise da gramínea Tifton 85 submetida à aplicação de efluente doméstico.....	106
TABELA 14 – Variações das concentrações de N no solo com o tempo nas camadas de 0-15 e 15 a 30cm de profundidade.....	109

TABELA 15 – Balanço de nitrogênio nas estações chuvosa e seca na rampa de escoamento superficial.....112

TABELA 16 – Balanço de fósforo nas estações chuvoso e seco na rampa de escoamento superficial.....109

TABELA17 – Variações das concentrações de P no solo com o tempo nas camadas de 0-15 e 15-30cm de profundidade.....114

CAPÍTULO 3

TABELA 18 – Características biológicas de efluentes sanitários brutos..... 125

TABELA 19 – Remoção de organismos patogênicos em sistemas de tratamento de esgotos.....131

TABELA 20 – Diretrizes de qualidade microbiológica recomendada pela OMS (2006) para esgotos sanitários tratados utilizados para a irrigação de culturas agrícolas^(A).....140

TABELA 21 – Resolução do CONAMA destinadas às águas de irrigação.. ...145

TABELA 22 - Resultados médios de inativação de coliformes fecais pelo SODIS nas estações chuvoso e seco.....147

TABELA 23 - Radiação acumulada média mensal de 24 horas de exposição.....149

TABELA 24 - Resultados médios de inativação de helmintos pela radiação solar (SODIS) para as lâminas de 15, 20 e 25 cm do efluente doméstico tratado.....157

TABELA 25 - Concentração de ovos de helmintos/l no efluente bruto, efluente do UASB, da rampa e do reator SODIS.....158

TABELA 26 – Equações de regressão ajustadas das variáveis E. coli e helmintos em função do tempo de exposição (t), radiação global (rg) e altura de lâmina (L)159

RESUMO

GARRIDO CABANELLAS, Cláudia Figueiredo, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2013. Avaliação do sistema de tratamento de esgoto doméstico pelo processo de escoamento superficial, pós UASB, da remoção de N e P e da desinfecção via SODIS. Orientador: Antônio Alves Soares. Coorientadores: Alisson Carraro Borges, Marcos Rogério Tótola e Sandra Parreiras Pereira Fonseca.

O objetivo deste trabalho foi avaliar um sistema de tratamento de esgoto doméstico, constituído por sistema preliminar, seguido por reator UASB e rampa de escoamento superficial cultivada com gramínea Tifton 85, durante um ano; analisar o balanço de nutrientes na rampa de escoamento superficial e avaliar o desempenho do reator SODIS, para desinfecção do efluente do sistema. Foram coletadas amostras, a cada 30 a 35 dias, do afluente e efluentes do UASB e da rampa de escoamento superficial, da gramínea, do solo, nas profundidades 0-15 cm e 15-30 cm, e do nitrogênio volatilizado. No reator UASB as eficiências foram: DBO 95 e 86%, DQO 93 e 88%, NTK 40 e 31%, N-org de 85% e 79%, alcalinidade total 193 mg.L⁻¹ e 202 mg.L⁻¹, sulfetos 92% e 80%, SS 97% e 91%, respectivamente, para as estações chuvosa e seca. Na rampa de escoamento superficial, obtiveram-se eficiências de: DBO 62% e 85%, DQO 71% e 72%, ST 6% e 21%, N-org 14% e 35%, NTK 46% e 54%, N-NH₃ 48% e 21%, PT 46% e 46%, *E. coli* 1 unidade log e 2 unidades log, nas estações chuvosa e seca, respectivamente. Não foi observado deslocamento dos elementos analisados na camada de 0 a 30 cm do solo. Verificou-se redução do NTK e acréscimo do NO₃⁻ ao longo da rampa. A volatilização de nitrogênio foi de 0,42 e 0,36%, nos período chuvoso e seco, respectivamente. Houve redução de 55% do Pt no efluente da rampa, demonstrando a capacidade de remoção deste elemento pela gramínea. Os valores de proteína bruta na forrageira variaram de 13 a 22 %. Foram avaliadas as lamina de 15, 20 e 25 cm no sistema piloto (SODIS) instalado após o sistema de escoamento superficial, cujo afluente apresentava turbidez média de 26 NTU, SST de 23 mgL⁻¹ e concentrações de *E. coli* de 10⁵ e 10⁷ NMP 100ml⁻¹. Observou-se que, na estação chuvosa, nas 24 horas de exposição à

radiação solar (25 MJm^{-2}) ocorreu remoção de aproximadamente 4 Unidades logarítmicas de *E. coli* e na estação seca 2 unidades logarítmicas de *E. coli* com 10 MJm^{-2} . A redução da população de *E. coli* é menor para maiores lâminas do efluente no SODIS. Não houve redução de ovos de helmintos no efluente da rampa após 24 h de exposição à radiação solar.

ABSTRACT

GARRIDO CABANELLAS, Cláudia Figueiredo, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2013. **Evaluation of a UASB wastewater system treatment, followed by an overland system in the removal of N and P and the solar radiation disinfection system SODIS.** Adviser: Antônio Alves Soares. Co-advisers: Alisson Carraro Borges, Marcos Rogerio Tótola and Sandra Pereira Parreiras Fonseca.

The objective of this study was to evaluate a wastewater treatment system consisting of a primary system, followed by UASB and an overland flow system cultivated with grass Tifton 85, during one year; to analyze the balance of nutrients in the overland flow system and to evaluate the performance of a solar radiation wastewater disinfection system - SODIS. Every 30 to 35 days samples of the influent and the effluent of the UASB, the overland flow system, the grass, the soil, at the depths 0-15 cm and 15-30 cm, and the volatilized nitrogen were collected. It was found that the UASB efficiencies were: BOD 95 and 86%, COD 93 and 88%, NTK 40 and 31%, N-org 85% and 79%, total alkalinity of 193 and 202 mg.L⁻¹, sulfides 92% and 80%, and SS 97% and 91%, respectively, for the rain and the dry seasons. The overland flow system presented the following efficiencies: BOD 62 and 85%, COD 71 and 72%, ST 6 and 21%, N-org 14 and 35%, NTK 46 and 54%, N- NH₃ 48 and 21%, PT 46% and 46%, E. coli 1 log unit e 2 log unit, for the rain and the dry seasons, respectively. There was no movement of the elements studied along the first 30 cm of soil. The TKN reduced and the NO₃⁻ increased along the ramp of the overland flow system. The nitrogen volatilization was 0,42% and 0,36%, for the rain and the dry seasons, respectively. There was a reduction of 55% of the Pt in the overland flow system, showing the capacity of Pt absorption for the grass. The grass protein ranged from 13 to 22%. The depths of 15, 20 and 25 cm were tested in the pilot solar radiation disinfection system (SODIS). The wastewater presented an average turbidity of 26 NTU, TSS of 23 mg / L, and 10⁵ to 10⁷ NMP/100ml of E. coli. In the rain season, with a 24 hours of exposure to solar radiation occurred a removal of approximately 4 log of E. coli, when the daily average solar radiation was 25 MJ/m². In the dry season, after 24 hours of solar exposure approximately 2 log of E. coli was removed, for an average solar radiation of 10 MJ/m². The E. Coli population reduction was higher for lower

depths e the SODIS. The SODIS was not effective to remove the helminthes eggs.

INTRODUÇÃO

No Brasil há um grande déficit nos sistemas de coleta e tratamento de esgoto que são lançados no meio ambiente causando impactos ambientais e sanitários. Por outro lado existe uma demanda hídrica de qualidade e quantidade elevada.

Buscando atender a estas questões vem sendo desenvolvidas pesquisas que permitam atender a população com rede de coleta e tratamento de efluentes por meio de tecnologias de baixo custo e eficientes, compatíveis aos sistemas mais tecnificados.

O sistema UASB seguido de disposição no solo tem sido considerado uma boa alternativa de tratamento de baixo custo, condizentes com a necessidade brasileira e de países em desenvolvimento.

Outro aspecto importante há salientar é a grande demanda de água pelo setor agrícola para irrigação na produção de alimentos, considerado hoje como maior consumidor de água. No entanto a demanda hídrica deste setor pode ser substituída por águas utilizadas, realizando o reuso pela fertirrigação, desde que sejam superados os riscos a saúde pública.

Os riscos à saúde pública quando o esgoto é usado na fertirrigação de culturas utilizadas no consumo humano, são divididos em três categorias. Na primeira categoria risco ao consumidor, pessoas que consomem os vegetais produzidos com o uso do esgoto. Na segunda categoria estão os riscos aos produtores agrícolas que estão expostos ao esgoto. Na terceira categoria se encontram as pessoas que moram no entorno do local onde o esgoto é usado na produção de alimentos, formando a categoria da população de risco de vizinhança (STRAUSS, 2000).

Os tratamentos UASB seguido de rampa de escoamento superficial não atendem as normas quanto aos aspectos sanitários para reuso. Buscando atender a estas recomendações tem-se avaliado o uso do reator

SODIS pós tratamento do efluente doméstico para reduzir os riscos de contaminação microbiológica.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o sistema UASB seguido de rampa de escoamento superficial nas estações seca e chuvosa, e a desinfecção do efluente deste sistema pelo reator SODIS, nas condições edafoclimáticas de Santa Luzia – Minas Gerais, visando especificamente:

- Avaliar a eficiência do sistema UASB/rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco;
- Analisar a dinâmica dos nutrientes do efluente doméstico disposto na rampa de escoamento superficial;
- Avaliar eficiência de desinfecção do esgoto doméstico tratado utilizando o reator SODIS.

CAPÍTULO 1

Eficiência do sistema UASB seguido de rampa de escoamento superficial.

RESUMO

GARRIDO CABANELLAS, Cláudia Figueiredo, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2013. Eficiência de um sistema de tratamento de esgoto doméstico pelo processo de escoamento superficial, pós UASB, da remoção de N e P e da desinfecção via SODIS. Orientador: Antônio Alves Soares. Coorientadores: Alisson Carraro Borges, Marcos Rogério Tótola e Sandra Parreiras Pereira Fonseca.

Este trabalho apresenta avaliação de um sistema de tratamento de esgoto doméstico, composto por sistema preliminar, seguido de reator UASB e rampa de escoamento superficial vegetada pela gramínea Tifton 85. A cada 6 m ao longo da rampa de escoamento superficial, a cada 30 – 35 dias eram coletadas amostras compostas de efluente, e do solo nas profundidades 0-15 cm e 15-30 cm. Nas amostras de efluente foram realizadas análises de pH, temperatura, SS, ST, DBO, DQO, NTK, N-org, N-NH₃, PT, turbidez, CE, O&G, Alcalinidade total, sulfetos, surfactantes ATA, *E. coli*. No solo foram realizadas as análises de: P e P-rem, PT, Fe, K, Zn, Mn, Cu, Al, Ca, Mg, H+Al, pH, SB, CTC, T e MO. Verificou-se que no reator UASB as eficiências foram: DBO 95 e 85%, DQO 93 e 88%, NTK 40 e 31%, N-org de 85% e 79%, alcalinidade total 193 mg.L⁻¹ e 202 mg.L⁻¹, sulfetos 92% e 80%, SST 96% e 90%, respectivamente, nas estações seca e chuvosa. Na rampa de escoamento superficial, obtiveram-se eficiências de: DBO 62 e 85%, DQO 70 e 72%, ST 6 e 21%, N-org 14 e 35%, NTK 46 e 54%, N-NH₃ 48 e 20%, PT 46 e 46%, *E. coli* 1 e 2 unidades logarítmicas. Depois de 9 meses de operação não foi observado deslocamento dos elementos analisados até a profundidade de 30 cm do solo. O reator UASB, seguido de rampa de escoamento superficial, apresenta-se como uma boa alternativa para o tratamento de esgoto doméstico.

Palavras-chave: UASB, rampa de escoamento superficial, esgoto doméstico.

Efficiency of a domestic sewage treatment consisting of an UASB followed by an overland flow system

ABSTRACT

GARRIDO CABANELLAS, Cláudia Figueiredo, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2013. **Evaluation of a UASB wastewater system treatment, followed by an overland system in the removal of N and P and the solar radiation disinfection system SODIS.** Adviser: Antônio Alves Soares. Co-advisers: Alisson Carraro Borges, Marcos Rogerio Tótola e Sandra Parreiras Pereira Fonseca.

This paper presents the evaluation of an wastewater treatment system consisting of primary system, followed by UASB and overland flow system, cultivated with grass Tifton 85. Every 6 m along the ramp, each 30-35 days, it were collected samples of effluent, and of the soil, at the depths of 0-15 cm and 15-30 cm. The effluent samples were analyzed for pH, temperature, SS, ST, BOD, COD, TKN, N-org, NH₃-N, TP, turbidity, EC, O & G, Total alkalinity, sulfates, surfactants ATA, E. coli. The soil samples were analyzed for: P and P-rem, PT, Fe, K, Zn, Mn, Cu, Al, Ca, Mg, H + Al, pH, SB, CTC, T and MO. It was found that the UASB efficiencies were: BOD 95 and 85%, COD 93 and 88%, NTK 40 and 31%, N-org 85% and 79%, total alkalinity 193 and 202 mg.L⁻¹, sulfides 92% and 80%, SST 96% and 90%, respectively for the rain and the dry seasons, respectively. The overland flow efficiencies were: BOD 62 and 85%, COD 70 and 72%, ST 6 and 21%, org-N 14 and 35%, NTK 46 and 54%, N-NH₃ 48 and 20%, PT 46 and 46%, *E. coli* 1 e 2 log units. After 9 months of operation there was no movement of the elements studied along the first 30 cm of soil. The UASB followed by overland flow, presents itself as a good alternative for domestic sewage treatment.

Keywords: UASB, overland flow, domestic sewage.

1 - INTRODUÇÃO

De acordo com a sinopse do Censo demográfico de 2010, somente 55,45% dos municípios brasileiros têm rede de esgoto, sendo que 41,91% das residências com banheiro ou sanitário utilizam fossa séptica ou outro tipo de disposição, enquanto 2,64% das residências ainda não possuem banheiro ou sanitário (IBGE, 2010). Dos 55,45% atendidos por rede de coleta de esgoto, aproximadamente 80% são despejados sem tratamento nos corpos hídricos. O déficit de coleta e tratamento de esgotos sanitários representa um impacto ambiental de grandes proporções, afetando a qualidade dos recursos hídricos nos seus aspectos físico-químicos e microbiológicos.

A crescente demanda de água de qualidade, aliada à necessidade de conservação da qualidade dos recursos hídricos, tem proporcionado a busca de novas técnicas ou mesmo o aperfeiçoamento das já existentes, para o tratamento de efluentes, antes de lançá-los no ambiente ou para seu aproveitamento.

As tecnologias convencionais de tratamento de efluentes são eficientes. No entanto, seu elevado custo de implantação e operação inviabiliza a utilização dessas unidades de tratamento nos países em desenvolvimento. Com o intuito de proporcionar saneamento básico à maior parte da população, tem-se buscado alternativas de baixo custo e de manutenção simples, compatíveis com a realidade brasileira.

Os sistemas anaeróbios de tratamento de efluentes são apropriados às condições ambientais e socioeconômicas de quase todo o território brasileiro devido suas características climatológicas predominantes no país. O reator UASB é um tratamento anaeróbio que ocupa pequenas áreas, com eficiência em torno de 60 a 70%. Entretanto, o seu uso é restrito, por não alcançar padrões de tratamento que atendam à legislação. Como alternativa pesquisadores têm proposto o uso de sistemas anaeróbios combinados a

sistemas de pós-tratamento, alcançando-se assim os padrões necessários para atender a legislação vigente.

Com o intuito de se manter e melhorar a qualidade dos recursos hídricos tem-se estimulado a busca por técnicas de baixo custo para tratamento terciário ou pós-tratamento das águas residuárias, buscando-se a redução de nutrientes no efluente lançado nos cursos de água que traz, como principal consequência, a eutrofização.

Os sistemas de disposição de água residuária no solo tem menor custo se comparado com os sistemas convencionais.

Uma das técnicas de tratamento de efluente doméstico mais viáveis econômica e ambientalmente, é a disposição no solo. O efluente doméstico é rico em matéria orgânica e nutriente, sendo recomendado para benefício do solo, desde que atenda às exigências sanitárias e ambientais.

Especificamente, a técnica de tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial tem as seguintes vantagens: baixo custo de implantação, manutenção e operação; pouca demanda de mão de obra qualificada; boa eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes (fósforo e nitrogênio) e baixo consumo de energia.

Diante do exposto, objetivou-se, com a realização deste estudo, avaliar a eficiência de um sistema em escala plena (reator de manta de lodo de fluxo ascendente, seguido de rampa de escoamento superficial) no tratamento do esgoto doméstico. Os objetivos específicos foram:

- Analisar a eficiência dos componentes UASB – rampa de escoamento superficial, bem como a eficiência global do sistema de tratamento proposto;
- Avaliar a dinâmica de contaminantes no solo na rampa de escoamento superficial;
- Caracterizar o comportamento dos contaminantes no solo para o tratamento de efluentes sanitários, por escoamento superficial, para a ETE

em estudo;

- Avaliar a eficiência do manejo 35 dias ininterruptos de operação e 5 dias de pousio.

2 - REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - Características do efluente

Segundo Andrade Neto e Campos (2003), o efluente doméstico possui mais de 98% de sua composição constituída por água, porém há contaminantes, entre os quais se destacam: sólidos suspensos, compostos orgânicos (proteínas 40 a 60%; carboidratos 25 a 50%; e óleos e graxas 10%), nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos inertes, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, ocasionalmente, compostos tóxicos decorrentes de atividades industriais ou acidentais.

Os efluentes sanitários têm suas características microbiológicas muito variáveis, em função do desenvolvimento regional e saúde da população.

Na Tabela 1 são apresentadas as características físicas e químicas dos esgotos sanitários.

Tabela 1- Características físicas e químicas dos esgotos sanitários

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab/d.)			
	Faixa	Típico	Faixas	Típico
Sólidos totais	120 – 220	180	700- 1350	1100
Em suspensão	35 – 70	60	200 - 450	350
• Fixos	7 – 14	10	40 - 100	80
• Voláteis	25 – 60	50	165 - 350	320
Dissolvidos	85 – 150	120	500 - 900	700
• Fixos	50 – 90	70	300 - 550	400
• Voláteis	35 – 60	50	200 - 350	300
DBO ₅	40 – 60	50	250 - 400	300
DQO	80 – 120	100	450 - 800	600
DBO _{última}	60 – 90	75	350 - 600	450
Nitrogênio Total	6,0 – 10,0	8,0	35 - 60	45
Nitrogênio orgânico	2,5 – 4,0	3,5	15 - 25	20
Amônia (NH ₃ – N)	3,5 – 6,0	4,5	20 - 35	25
Nitrito (NO ₂ ⁻ N)	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
Nitrato (NO ₃ ⁻ N)	0,0 – 0,2	≈ 0	0 - 1	≈ 0
Fósforo	0,7 – 2,5	1,0	4 - 15	7
Fósforo orgânico	0,2 – 1,0	0,3	1 - 6	2
Fósforo inorgânico	0,5 – 1,5	0,7	3 - 9	5
pH	-	-	6,7 – 8,0	7,0
Alcalinidade	20 – 40	30	10 -250	200
Metais pesados	≈ 0	≈ 0	traços	traços
Compostos orgânicos tóxicos	≈ 0	≈ 0	traços	traços

Fontes: von Sperling (2005).

De acordo com os dados apresentados na Tabela 1, pode-se verificar que as características físicas e químicas do esgoto doméstico são compatíveis para utilização na agricultura, pois é rico em nutrientes que podem aumentar a fertilidade do solo, dispendo de forma ambiental e economicamente viável, este resíduo. Em contrapartida aos efeitos benéficos, temos os efeitos negativos, que podem afetar a saúde pública, contaminar o solo e os recursos hídricos.

2.2 - Tratamento anaeróbio – UASB – reator anaeróbio de fluxo ascendente

Os reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB) constituem-se na principal tendência atual de tratamento de esgotos no Brasil. No entanto, como unidades de tratamento primário apresentam uma eficiência de DBO

em torno de apenas de 70%, necessitando de um pós-tratamento a nível secundário (Von Sperling, 2005).

O processo de tratamento anaeróbio é a conversão da matéria orgânica em condições de ausência de oxigênio molecular livre, sendo utilizados os aceptores de elétrons inorgânicos como NO_3^- (nitrato), SO_4^{2-} (sulfato) ou CO_2 (dióxido de carbono). É o processo onde diversos grupos de micro-organismos atuam interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em metano, gás carbônico, água, gás sulfídrico e amônia, além de novas células.

No reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), ou reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo, o princípio do processo consiste na estabilização da matéria orgânica, anaerobiamente, por microrganismos que crescem dispersos no meio líquido. O efluente entra na parte inferior do reator, onde se localiza o lodo mais denso, com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação. A mistura é responsável pelo maior contato entre a biomassa e o substrato, e é conseguida pelo fluxo ascensional do efluente e pelas bolhas de biogás geradas pela decomposição anaeróbia da matéria orgânica, nas regiões próximas ao topo do compartimento de digestão, onde se localiza o lodo menos denso. A parte superior do reator UASB possui um separador trifásico, que apresenta uma forma cônica ou piramidal, permitindo a saída do efluente clarificado, a coleta do biogás gerado no processo e a retenção dos sólidos dentro do sistema. Esses sólidos retidos constituem a biomassa, que permanece no reator por tempo suficientemente elevado para que a matéria orgânica seja degradada. O lodo retirado periodicamente do sistema já se encontra estabilizado, necessitando apenas de secagem e disposição final (COPASA, 2012).

Os micro-organismos decompositores anaeróbios são divididos em três grupos de bactérias, com funções distintas:

As bactérias fermentativas hidrolisam a matéria orgânica particulada (polímeros) em materiais dissolvidos mais simples monômeros, e estes em:

hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos orgânicos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos como glicose, os quais podem atravessar as paredes celulares das bactérias fermentativas.

Os compostos dissolvidos gerados no processo de hidrólise são absorvidos nas celulidrolíseas das bactérias fermentativas e, após a acidogênese, são convertidos em novas células e excretados em compostos simples, como ácidos graxos voláteis de cadeia curta (AGV), álcoois, ácido láctico e compostos minerais como CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S (von Sperling, 2005).

Ainda segundo Von Sperling (2005) as bactérias acetogênicas são responsáveis pela oxidação dos produtos gerados na fase fermentativa. Os substratos gerados são hidrogênio, dióxido de carbono e acetato. Existem duas formas de consumo de hidrogênio: pela formação de ácidos orgânicos, como propiônico e butírico, ácidos estes formados pela reação do hidrogênio com dióxido de carbono e ácido acético e pelas bactérias metanogênicas que utilizam hidrogênio e gás carbônico para produzir metano. O acréscimo da produção de ácidos pelas bactérias acetogênicas com consequente queda do pH, pode vir a prejudicar o desempenho da etapa metanogênica.

As bactérias metanogênicas, na etapa final no processo de degradação anaeróbia gera o metano é pelas bactérias acetotróficas, a partir da redução de ácido acético, e pelas bactérias hidrogenotróficas, a partir da redução do dióxido de carbono e hidrogênio.

A metanogênese limita a velocidade do processo de digestão anaeróbia e se desenvolve quando o pH está próximo a 7.

De acordo com von Sperling (2005), a digestão anaeróbica pode conter ainda a fase denominada de sulfetogênese, onde o sulfato e outros compostos à base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons, durante a oxidação de compostos orgânicos.

A temperatura ótima dos reatores biológicos está na faixa de 25 a 35°C, garantindo um tratamento mais estável (METCALF & EDDY, 2003). As arqueias anaeróbias metanogênicas são consideradas sensíveis ao pH,

sendo que reator deve ser operado na faixa 6,5 e 8,2, SPEECE (1996) apud CERQUEIRA (2004).

No reator UASB ocorre à retenção de uma parcela expressiva dos sólidos suspensos presentes no esgoto bruto (inclusive ovos de helmintos), que, pela sua densidade e devido ao escoamento hidráulico ascendente, ficam retidos no leito de lodo biológico espesso.

Os reatores anaeróbios reduzem cerca de 70% do material carbonáceo, porém necessitam de um pós-tratamento, para garantir da adequação do efluente final às exigências da legislação vigente e para não degradar o meio ambiente.

2.3 - Disposição de efluentes no solo pelo método de escoamento superficial

O solo é considerado um sistema disperso e heterogêneo, possuindo características que o possibilitam ser utilizado no tratamento de efluentes líquidos, atuando como um filtro natural, constituído pela matriz do solo, com suas propriedades de adsorção física e química, pelos micro-organismos e pelas plantas.

De acordo com Queiroz et al., (2004) no processo de disposição de efluentes no solo, o mesmo atua como elemento depurador, sendo o sistema solo-planta um reator renovável, regido pelas leis da natureza; pode-se entender também, nesse contexto, os esgotos como fonte de energia, e não como um problema ambiental. O tratamento se dá tanto por processos físicos e químicos no solo quanto por processos biológicos na interface do sistema solo-água-planta, onde se forma o biofilme (BASTOS et al., 2003).

A disposição de esgotos no solo disseminou-se por todo o mundo, sobretudo em regiões áridas e semiáridas (Medeiros et al., 2005). Isso se deve ao fato de os sistemas de tratamento de esgotos por disposição no solo apresentarem elevada eficiência de remoção de matéria orgânica compatível com os sistemas convencionais e nutrientes superiores aos sistemas convencionais de tratamento (PAGANINI, 1997).

Na Tabela 2, estão sintetizadas as vantagens e desvantagens do método de disposição de efluentes no solo pela rampa de escoamento superficial.

Tabela 2 – Vantagens e desvantagens do sistema rampa de escoamento superficial.

Escoamento superficial	
Vantagens	<ul style="list-style-type: none"> - Alta eficiência na remoção de DBO; - Remoção satisfatória de P, N e coliformes; - Método combinado de tratamento e disposição final; - Construção, operação e manutenção simples; - Custos de construção e operação baixos; - Boa resistência a variações de carga; - Não gera lodo; - Fertiliza e condiciona o solo; - A cobertura vegetal pode ser reaproveitada ou utilizada comercialmente; - Aplicação o ano todo; - Menor área necessária em relação à infiltração lenta; - Menor dependência das características do solo (dentro os sistemas de aplicação no solo); - É apropriado para o tratamento de esgotos de comunidades rurais e indústrias sazonais, que geram resíduos orgânicos (indústrias cítricas e usinas de açúcar e álcool).
Desvantagens	<ul style="list-style-type: none"> - Possibilidade de maus odores; - Dependente do solo, clima e vegetação; - Risco de contaminação dos vegetais; - Risco de contaminação dos trabalhadores rurais; - Possibilidade de alterações químicas no solo, vegetais e lençol freático; - Contaminação potencial do lençol por nitratos; - Maior dependência da inclinação da rampa; - Geração de efluente final que necessita disposição posterior; - A baixas temperaturas, a aplicação pode ser limitada.

Fonte: Adaptado de Cerqueira, 2004.

O método de rampa de escoamento superficial deve ser adotado para terrenos com declividade entre 2 a 8%, em solos de baixa permeabilidade, preferencialmente os argilosos, a fim de impedir a infiltração de água contaminada nas camadas mais profundas do solo.

O efluente é distribuído na parte superior da rampa, através de um fluxo laminar que escoar ao longo do seu comprimento, pela superfície vegetada, até o canal coletor situado na parte inferior da rampa.

A pequena espessura da lâmina líquida favorece as trocas gasosas com a atmosfera, proporcionando que o processo de tratamento seja principalmente aeróbio, portanto não apresenta os odores desagradáveis característicos da degradação anaeróbia (FONSECA, 2007).

À medida que o efluente escoar na área recoberta pela vegetação, os sólidos em suspensão são filtrados e a matéria orgânica é oxidada pelos microrganismos que se estabelecem nas plantas e no solo (TONETTI et AL., 2012).

Os sólidos orgânicos e minerais são retidos no solo por ação física, química e biológica de transformação, pela ação de micro-organismos. A matéria orgânica encontrada nos esgotos domésticos é constituída de proteínas, carboidratos e lipídios, que são utilizados pelos micro-organismos em seu metabolismo, transformando a matéria orgânica em compostos mais simples, que são utilizados como alimento e para produção de energia.

Podem-se observar ainda melhorias no solo, como: revitalização da composição pelos micro-organismos que beneficiam o crescimento dos vegetais benéficos às plantas que os absorvem, e transformação em biomassa vegetal.

De acordo com Bernardes (1986), o solo reduz, em 95%, os organismos presentes nos efluentes sanitários, pela ação física, no processo de infiltração e na competição biológica dos inúmeros micro-organismos envolvidos.

Segundo o manual EPA (1981), a remoção de nitrogênio depende da temperatura, das taxas de aplicação dos efluentes e dos horários de aplicação.

De acordo com Gilde et al. (1971), a vegetação funciona como suporte que promove um “habitat” para a biota, evita erosões, retém sólidos e remove nitrogênio, fósforo e metais pesados.

A família das gramíneas perenes e tolerantes à água são as principais plantas utilizadas nos sistemas de escoamento superficial. O sistema radicular absorve mineral na forma de macro e microelementos obtidos pela

estabilização da matéria orgânica, para que possam ser sintetizados pelo sistema foliar. As raízes também respiram, e, portanto absorvem O₂ e eliminam CO₂ que ao combinar com NTK, magnésio, ferro e outros, auxiliam na estabilização da matéria orgânica disposta no solo (PAGANINI, 1997).

No tocante ao aspecto operacional, para Tonetti *et al.* (2010), a utilização de taxas de aplicação muito baixas, em torno de 0,10 m³·h⁻¹·m⁻¹, ocasiona a formação de caminhos preferenciais devido à diferença de velocidade entre as linhas de escoamento e pela ausência total de vazão em alguns trechos. Ocasionalmente à desuniformidade da cor e tamanho da vegetação de cobertura (KLÜSENER FILHO, 2001).

A remoção do fósforo pode ocorrer por meio da adsorção ao solo e da absorção pelas plantas e pela população microbiana. O fósforo se encontra principalmente, na forma de ortofosfato e é adsorvido por minerais argilosos e na matriz de certos solos orgânicos, o que o torna resistente à lixiviação.

Segundo Cerqueira (2004) a remoção de fósforo é limitada a 40 a 50% devido ao rápido contato efluente solo.

2.5 – Eficiência do método rampa de escoamento superficial

A eficiência de uma unidade de tratamento de esgoto doméstico pelo método do escoamento superficial está relacionada com as características e o manejo do sistema solo-plantas, clima e condições de operação, como: taxa de aplicação, período e frequência da aplicação do esgoto, gramínea utilizada e frequência de corte da gramínea (FONSECA, 2000). Esteticamente, o efluente final é claro e sem odor característico, não apresentando aparência desagradável ou mesmo repulsiva (KLÜSENER FILHO, 2001).

Em solos inundados ou irrigados, o pH do líquido que está sendo disposto, tende a aproximar-se do neutro. Esta alteração do pH está relacionada com a mineralização bacteriana da matéria orgânica, com a utilização do hidrogênio do sulfeto pelas sulfobactérias. A elevação do pH na

disposição dos esgotos por escoamento à superfície também ocorre até que ele aproxime-se do neutro, e estabiliza-se em seguida. Este incremento do pH é muito importante para a solubilidade dos elementos, e mostrou-se regular em todas as análises efetuadas em Populina-SP (PAGANINI,1997).

Os valores de eficiência de diversos sistemas já estudados são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Eficiências obtidas em sistemas de tratamento de efluentes por escoamento superficial

Origem	Características do sistema				Parâmetros avaliados			
	Dimensão Inclinação	Vegetação Sistema de Aplicação	Período Frequência Taxa de aplicação	Região Solo	Variável	Aflu.	Eflu	Ef. %
1	4,25m X 40m 3,5%	Tifton 85 <i>Cynodon sp</i> Tubos perfurados	8 h/dia 5 dias / semana 0,10 a 0,40 m ³ /h*m	LIMEIRA SP	DBO(mg/L)	172	56	67
					DQO(mg/L)	395	124	69
					NTK(mg/L)	41	14	66
					NH3(mg/L)	20	7	65
					N-org(mg/L)	21	7	67
					P (mg/L)	5,4	2	64
2	3,5m X 23m 4%	<i>Brachiara humidicula</i> Tubos perfurados	10 horas/dia 5 dias / semana 0,20 a 0,70 m ³ /h*m	PIRACICABA SP	DBO(mg/L)	277	82	70
					DQO (mg/L)	608	225	63
					P (mg/L)	6,5	4,7	27
3	2,0m X 20m 2%	Coastcross <i>Cynodon sp</i> Tubos perfurados	8h/dia 5dias / semana 0,24 a 0,36 m ³ /h*m	VIÇOSA MG	DBO mg/L)	340	137	60
					DQO (mg/L)	715	263	63
					ST (mg/L)	683	402	41
					SSED(mL/L)	9	0,1	99
					Coliformes Totais	1,0E+8	5,5E+7	45
					Coliformes Fecais	1,0E+7	8,5E+6	15

Fonte:*1 KLÜSENER FILHO,2001 (Efluente doméstico tratado em filtro anaeróbio); *2 MARQUEZINI, 2000 (Efluente doméstico bruto (Tela)); *3 FONSECA, 2000 (Efluente doméstico bruto (Grade e desarenador)).

Sistemas de tratamento por escoamento superficial são eficientes na remoção de DBO, SST, nitrogênio entre outras variáveis, entretanto seu desempenho é influenciado pelo clima, solo, preparação do local, cobertura vegetal e características dos efluentes.

As taxas de remoção de nitrogênio nas rampas com aplicação intermitente são maiores do que nas rampas com aplicação contínua, inclusive sob maiores taxas de aplicação. Uma possível explicação para a redução nas taxas de remoção de nitrogênio é que a nitrificação é inibida, quase que completamente, pelos baixos níveis de oxigênio resultantes da condição contínua de inundação na rampa. A redução na eficiência causada pela aplicação contínua é mais pronunciada para a remoção de nitrogênio do que para a remoção de DBO (SMITH & SCHROEDER, 1985).

Deve-se monitorar constantemente a vazão, as taxas aplicadas, o período e a frequência de aplicação do esgoto e a qualidade do afluente e do efluente. Se há uma infiltração do efluente no perfil do solo, deve-se monitorar a qualidade da água subterrânea.

A remoção de DBO não varia para temperatura entre 18 e 28°C. No entanto, podem ser esperadas reduções na taxa de remoção de DBO para temperaturas da superfície do solo abaixo de 10°C (CERQUEIRA, 2004).

A descarga, em massa, de DBO e SST de sistemas de escoamento superficial aumenta significativamente devido à ação da precipitação pluviométrica. A magnitude do aumento é diretamente relacionada à intensidade e duração da chuva. É importante notar que a qualidade do efluente, durante uma precipitação, de rampas que não recebem a aplicação de esgoto é geralmente inferior à qualidade do efluente de sistemas de tratamento de esgoto por escoamento superficial (FIGUEIREDO et al., 1984 apud CERQUEIRA, 2004).

De acordo com Chernicharo et al., (2000) em um sistema de escoamento superficial constituído por 3 rampas com 25 metros de comprimento, 3 metros de largura e declividade de 4% e taxas de aplicação linear variando de 0,20 a 0,60 m³ h⁻¹m⁻¹ (6,4 a 19,2 cm d⁻¹) por períodos de aplicação de 8 horas/dia (frequência de 5 dias/semana), foram obtidos bons resultados com taxas de aplicação de até 0,50 m³ h⁻¹m⁻¹, tendo sido observadas baixas concentrações de sólidos suspensos e de matéria orgânica no efluente final (resultados médios variando entre 98 e 119 mg/L

de DQO; 48 e 62 mg L⁻¹ de DBO; 17 e 57 mg L⁻¹ de SST, quanto a qualidade microbiológica, foi verificada remoção de ovos de helmintos no sistema UASB/escoamento superficial, que apresentou uma concentração média de 0,2 ovo L⁻¹ no efluente final. Todavia, a remoção de coliformes fecais no sistema foi apenas satisfatória, apresentando eficiências médias de remoção de 2 a 3 unidades logarítmicas.

Segundo Matos (2007) as eficiências de remoção de poluentes pelo escoamento superficial são: 70 a 85% para DQO e DBO, 60 a 80% para o P e de 50 a 90% para o N_{total}.

Quanto ao manejo do sistema Couracci Filho et al., (2001), propõe ciclos de operação de 4 dias de aplicação e 2 dias secos (pousio) para evitar a propagação de insetos e Paganini (1997) propõe ciclo de operação de 5 dias por semana devido ao horário de trabalho.

2.6 - Remoção de micro-organismos pelo tratamento UASB - Rampa de escoamento superficial

Os principais organismos indicadores de qualidade microbiológica dos esgotos são: *E. coli* e os ovos de helmintos. Devido aos baixos tempos de detenção nos reatores anaeróbios, a remoção de organismos patogênicos é baixa nestas unidades. A remoção de ovos de helmintos se dá por um processo físico, resultando da adsorção em flocos de lodo ou sedimentação simples, em virtude dos ovos apresentarem maior densidade que a água. Já a redução dos coliformes é lenta, por se tratar de um processo biológico, resultante do metabolismo de decaimento das bactérias. Sendo assim, o principal fator determinante para sua remoção de *E. coli* é o tempo de detenção hidráulica (CAVALCANTI et al., 2001).

A ação dos micro-organismos presentes nos solos não estéreis e nas plantas é um dos principais fatores de remoção de micro-organismos

patogênicos que chegam com o esgoto ao solo (CAVINATTO E PAGANINI, 2007).

A sobrevivência de bactérias patogênicas depende de fatores, tais como: pH, umidade, radiação solar, temperatura, concentração de matéria orgânica (CHERNICHARO, 1997; FONSECA, 2007).

Os principais mecanismos de remoção de micro-organismos na rampa de escoamento superficial no solo incluem competição vital (direta e indireta), devido às transformações bioquímicas do substrato, principalmente a estabilização (mineralização) da matéria orgânica (Andrade Neto, 1997), sedimentação, filtração pelas camadas orgânicas superficiais e vegetação, adsorção às partículas do solo, irradiação e dessecação durante o período de secagem.

Os protozoários e os ovos de helmintos são removidos, primeiramente, por filtração física, na superfície do solo, devido as suas dimensões. Os micro-organismos presentes na mistura solo-esgoto podem ser transportados como células livres, dentro dos poros do solo ou na água que escoar na superfície do mesmo (TYRRELL E QUINTON, 2003).

As bactérias, os helmintos (ovos) e os protozoários, são removidos na primeira camada orgânica, que tem aproximadamente 1 cm de espessura. Essa camada atua como biofilme, reduzindo até 97% dos micro-organismos. É importante lembrar que, em solos de textura fina, essa remoção pode chegar até 99,9% e acontece nos primeiros 150 cm de profundidade. Nesses solos, 90% das bactérias morrem nas primeiras 48 horas após a irrigação. O restante morre nas duas semanas seguintes (PAGANINI, 1997).

Muirhead et al., (2006) citaram que a remoção do *E. coli*, durante o escoamento em faixas de tratamento cultivadas, foi expressivamente maior do que nas faixas de tratamento sem cultivo. Isso foi atribuído a uma maior taxa de infiltração nas faixas cultivadas devido ao sistema radicular, que possibilitou a passagem de maior volume de percolado através da matriz do solo, dando oportunidade para a filtração e a absorção dos micro-organismos. Concluíram que a remoção limitada (<50%) das bactérias do

escoamento superficial sob condições de escoamento de excessiva saturação é devido às bactérias serem rapidamente transportadas pela superfície e ter pouca oportunidade de interagir com a matriz do solo.

Araújo et al. (2000), trabalhando na unidade-piloto de tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial, pré-tratado em reator UASB, observaram, na contagem de coliformes fecais, a remoção de uma unidade logarítmica no reator UASB e de uma a duas unidades logarítmicas nas rampas de tratamento, resultando em efluente com concentrações finais variando entre 10^4 e 10^5 NMP/100 mL.

A remoção de vírus e bactérias por adsorção é favorecida pelo maior contato entre o efluente líquido e o meio de adsorção. Isso é obtido pela manutenção da carga hidráulica baixa ou pela redução da taxa de infiltração.

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - Caracterização da área e delineamento experimental

A pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgoto da Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA, denominada ETE–APAC, localizada no município de Santa Luzia, MG com co-ordenadas geográficas latitude 19°46'11”sul e longitude 43°51'05”oeste. O município possui as seguintes características climáticas: temperatura média anual de 21,45°C, precipitação média anual de 1477,3 mm, invernos secos e amenos e verões chuvosos (TEMPO AGORA, 2012).

A ETE–APAC é uma estação de tratamento de esgotos com características estritamente domésticas, pois trata o efluente de uma penitenciária. A ETE-APAC é composta por tratamento preliminar, constituído pelas unidades de gradeamento, desarenador e medidor de vazão (canal aberto com calha tipo Parshall), seguidas de um reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) e, posteriormente, de um sistema de escoamento superficial (Figuras 1 e 2).

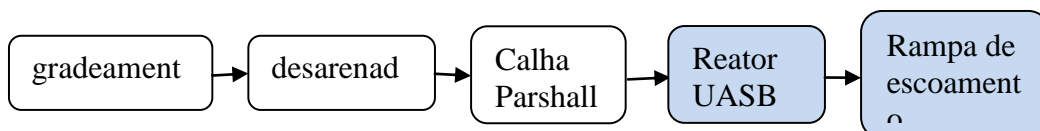


Figura 1 - Fluxograma completo da Estação de Tratamento de Esgoto ETEAPAC



Figura 2 - Tratamento preliminar, UASB e rampa de escoamento superficial da Estação de tratamento de esgoto da COPASA – APAC na cidade de Santa Luzia.

A rampa de escoamento superficial foi construída observando as recomendações quanto ao tipo e compactação do solo. Suas dimensões eram 27 m de largura X 36 m de comprimento e declividade de 5%. A cada 6 m, ao longo do comprimento da rampa de escoamento superficial, foi colocada, na direção da largura da rampa, calha pré-fabricada de cimento, com 20 cm de largura e 15 cm de profundidade, para uniformizar a vazão, reduzindo as áreas mortas e a formação de canais preferenciais. O primeiro plantio da gramínea Tifton 85 bermudagrass *Cynodon ssp* ocorreu em 17 de julho de 2010 e o replantio foi feito em agosto de 2010, visando obter melhor uniformidade de plantas, ao longo da rampa de escoamento superficial. Não foi feita nenhuma correção, nem preparo do solo para plantio. O solo da rampa de escoamento superficial foi analisado no Laboratório de Solos do IFMG - Campus Bambuí, sendo classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo Ácrico câmbico, de classe textural argilosa.

Anterior ao plantio da gramínea Tifton 85 havia sido plantado a gramínea Coastcross, que aparentemente não havia se desenvolvido. No entanto, durante a condução do experimento, verificou-se que as duas gramíneas estavam presentes em toda a extensão da rampa de escoamento

superficial, ocorrendo ainda presença de pragas, que foram removidas, por capina manual, durante a condução da pesquisa. Contudo, pode afirmar-se que a presença da gramínea Tifton 85 foi predominante.

O efluente do reator UASB foi distribuído nas rampas por uma calha nivelada no início da rampa de escoamento, aplicando a vazão transiente com média de $0,5 \text{ L.s}^{-1}$, durante o período de 24 h, diariamente (Figura 3). O período de aplicação do efluente foi de 24 h.d^{-1} , com frequência de 30 a 35 dias de aplicação e 5 dias de pousio.

Nas Tabelas 4 e 5 são apresentadas as características operacionais dos sistemas UASB e rampa de escoamento superficial.

Tabela 4 – Características de alimentação do reator anaeróbio em escala plena

Característica operacional	Mínima	Média	Máxima
Vazão de projeto (L s^{-1})	0,73	1,20	2,17
Vazão aplicada (L s^{-1})	-	0,60	-
Tempo de detenção hidráulica médio (h)	-	5,50	-
Velocidade ascensional média à meia profundidade do reator (m/h)	-	0,84	-
Taxa de aplicação superficial média no decantador ($\text{m}^3\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)	-	9,65	-

Nota: O UASB foi operado em regime hidráulico transiente (vazão variável ao longo do dia)

Tabela 5 – Características de alimentação da rampa de escoamento superficial

Característica operacional	Mínima	Média	Máxima
Vazão afluente rampa (L s^{-1})	0,004	0,500	2,950
Vazão aplicada (m^3h^{-1})	0,014	1,800	10,620
Vazão efluente rampa (L s^{-1})	0,003	0,360	1,800
Taxa de aplicação ($\text{m}^3\text{m}^{-1}\text{h}^{-1}$)	0,001	0,067	0,410
Carga hidráulica (cm dia^{-1})	0,033	4,350	27,230

Nota: A rampa foi operada em regime hidráulico transiente (vazão variável ao longo do dia)

A diferença observada entre a vazão afluyente e efluente na rampa de escoamento superficial ocorre devido aos processos de percolação, evaporação, infiltração do esgoto.



Figura 3 - Rampa de escoamento superficial da Estação de tratamento de esgoto da COPASA – APAC na cidade de Santa Luzia.

A instalação do experimento iniciou-se em julho de 2010 e a coleta de amostras foram realizadas de dezembro de 2010 a julho de 2011, sendo divididos em primavera – verão (chuvoso) e outono – inverno (seco).

3.2 - Análises Microbiológicas

As amostras para análise microbiológicas foram coletadas a cada 30-35 dias. Os pontos de coleta do efluente foram: efluente bruto, saída do UASB e saída da rampa de escoamento superficial. As amostras foram coletadas nos horários que melhor representam a variação do lançamento do esgoto, às 9 e 14 horas, constituindo, para cada ponto, uma amostra simples, perfazendo um total de 48 amostras.

As amostras de esgoto foram coletadas em frascos autoclavados, esterilizados, com volume de 100 mL. Em seguida, acondicionadas em caixa térmica, sob temperatura de aproximadamente 4°C, e encaminhadas, para análise, no Laboratório da COPASA ETE Arrudas.

Nas amostras coletadas, foram realizadas as contagens de *E. coli*, por meio do teste comercial, Auto-análise Colilert (AC), efetuadas em triplicata e no máximo seis horas após cada coleta, segundo recomendações descritas por APHA (2001).

3.3 - Análises do solo

Para cada período, antes dos cortes da gramínea, foram coletadas amostras compostas de solo. As amostras foram coletadas em 3 pontos aleatórios de cada uma das seis faixas da rampa de escoamento superficial, utilizando o trado em duas profundidades (0-15 cm e 15-30 cm), no período foram avaliadas 108 amostras.

O nitrogênio no solo foi obtido pela quantificação de matéria orgânica. Foram avaliados a quantidade de P e P-rem, fósforo total, Fe, K, Zn, Mn, Cu, utilizando o Extrator Mehlich 1 e Al, Ca, Mg pelo Extrator KCl 1mol/L, H+Al – Extrator SMP, pH, SB, CTC (T) a pH 7 e MO. As amostras foram coletadas nas camadas 0-15 cm e de 15-30 cm de profundidade. A matéria orgânica foi calculada a partir do carbono orgânico, determinado pelo método Walkley-Black citado por Loures (2002), de acordo com a seguinte relação: $MO = C_{org} \times 1,724$.

3.4 - Análise da água residuária (esgoto doméstico)

As amostras de efluente semi compostas foram coletadas a cada 30-35 dias, as 9 e 14 h. Para coleta utilizou-se béquer de plástico de 500 mL, em cada uma das calhas, ao longo de toda a rampa, totalizando 112 amostra no período.

Nas amostras do esgoto foram realizadas análises de: pH (método eletrométrico); temperatura (termômetro de mercúrio digital); Série de

Sólidos (método gravimétrico); DBO (método iodométrico – processo Winkler); DQO (método oxidimétrico com refluxo aberto); nitrogênio total e orgânico (processo semimicro Kjeldahl); nitrato (eletrodo específico); fósforo total (meio de digestão nítrico-perclórico, determinado em espectrofotômetro), turbidez (aparelho turbidímetro), CE (aparelho condutivímetro), óleos e graxas. Todas as análises foram feitas em, no máximo, 24 horas após coleta, segundo recomendações descritas por APHA (2001). As análises foram feitas no Laboratório da COPASA ETE Arrudas.

3.5 – Análise estatística dos dados

Os dados do sistema de tratamento de esgoto proposto foram analisados para as estações do ano que foram classificadas de acordo com as características climáticas locais chuvoso e seco. Inicialmente foram realizadas análises descritivas das variáveis avaliadas em resposta as estações pré-definidas.

Buscando avaliar a interferência das estações na variável do solo utilizado na rampa de tratamento de esgoto doméstico, nas profundidades de 0-15 cm e 15-30 cm de profundidade, foram ajustadas equações de regressão aos dados coletados em função das faixas de profundidade, visando descrever para cada variável, seu comportamento no solo. Posteriormente foram realizadas as análises de variância.

A escolha do modelo de regressão baseou-se na significância dos coeficientes, utilizando-se o teste “T” a 5% de significância (para o efeito do escoamento do efluente doméstico no solo) e 10% de probabilidade (comportamento no perfil do solo de cada variável) e nos valores do coeficiente de determinação R^2 .

Para as análises estatísticas, foi utilizado o software SAEG 5.0.

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Eficiência dos tratamentos no Reator UASB e na rampa de escoamento superficial

Os dados apresentados nas Tabelas 6 e 7, correspondem a média de 5 análises de cada variável realizadas nos meses de dezembro/10, janeiro, fevereiro, março, abril/2011 (estação chuvosa) com 3 repetições e 4 análises de cada variável realizadas nos meses maio, junho julho e agosto/2011 (estação seca) com 3 repetições.

Tabela 6 – Eficiência média do sistema reator UASB seguido de rampa de escoamento superficial (período chuvoso), quanto as variáveis físicas, químicas e microbiológica do esgoto doméstico.

Variável	Unidade	Chuvoso					EFC (%)
		E.B. Valor	UASB		Rampa		
			Valor	EF (%)	Valor	EF (%)	
DBO	mg.L ⁻¹	1069,00	53,00	95,04	20,03	62,20	98,13
DQO	mg.L ⁻¹	2704,00	167,00	93,82	48,81	70,77	98,19
pH	-	5,95	6,91	-16,03	6,33	8,32	-6,39
SD	mL.L ⁻¹	51,00	0,44	99,14	0,32	27,27	99,37
ST	mg.L ⁻¹	2357,60	279,50	88,14	260,80	6,69	88,94
SS	mg.L ⁻¹	1644,83	51,60	96,86	23,66	54,13	98,56
SSF	mg.L ⁻¹	216,67	14,00	93,54	21,20	-51,43	90,22
SSV	mg.L ⁻¹	1428,17	37,60	97,37	6,50	82,71	99,54
ALC	mg.L ⁻¹	161,67	193,00	-19,38	115,70	40,05	28,43
Sulfetos	mg.L ⁻¹	1,38	0,10	92,73	0,10	0,00	92,73
O&G	mg.L ⁻¹	393,20	14,50	96,31	18,66	-28,69	95,25
NT	mg.L ⁻¹	61,50	36,40	40,81	19,54	46,31	68,23
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	21,33	32,40	-51,88	16,67	48,55	21,85
N- org	mg.L ⁻¹	40,17	4,00	85,06	3,87	35,36	90,37
Nitrato	mg.L ⁻¹	1,20	0,15	87,50	3,45	-2200	-187,50
P	mg.L ⁻¹	8,62	3,25	62,28	1,77	45,62	79,47
Surfactante	mg.L ⁻¹	8,22	5,07	38,33	0,25	95,09	96,96
CE	µS.cm ⁻¹	685,20	592,00	13,60	481,20	18,72	29,77
<i>E. coli</i>	100mL ⁻¹	3,20 10 ⁶	1,20 10 ⁵	1 log	5,20 10 ⁴	<1 log	2 log

Obs: EB= esgoto bruto, EF = eficiência %, EFC= eficiência composta % pelos dois sistemas.

Tabela 7 - Eficiência média do sistema composto pelo reator UASB seguido de rampa de escoamento superficial (período seco), quanto as variáveis físicas, químicas e microbiológica do esgoto doméstico.

Variável	Unidade	Seco					
		E.B. Valor	UASB		RAMPA		EFC
			Valor	EF. (%)	Valor	EF. (%)	(%)
DBO	mg.L ⁻¹	464,63	66,38	85,71	9,63	85,50	97,93
DQO	mg.L ⁻¹	1259,13	206,88	83,57	57,88	72,02	95,40
pH	-	6,30	6,71	-6,55	7,56	-12,55	-20,00
SD	mL.L ⁻¹	9,64	0,15	98,44	0,10	33,33	98,96
ST	mg.L ⁻¹	876,25	314,75	64,08	247,75	21,29	71,73
SS	mg.L ⁻¹	642,13	58,38	90,91	19,88	65,95	96,90
SSF	mg.L ⁻¹	61,63	9,13	85,19	5,63	38,36	90,86
SSV	mg.L ⁻¹	580,50	49,25	91,52	14,25	71,07	97,55
ALC	mg.L ⁻¹	137,50	202,33	-47,15	121,38	40,01	11,72
Sulfetos	mg.L ⁻¹	0,51	0,10	80,49	0,10	0,00	80,49
O&G	mg.L ⁻¹	165,00	22,25	86,52	17,50	21,35	89,39
NT	mg.L ⁻¹	42,50	29,25	31,18	13,38	54,25	68,52
N-NH ₃	mg.L ⁻¹	25,75	52,45	-50,95	10,38	20,87	59,69
N- org	mg.L ⁻¹	17,00	3,50	79,41	3,00	14,29	82,35
Nitrato	mg.L ⁻¹	1,75	0,32	81,71	5,76	-1700	-229,14
P	mg.L ⁻¹	5,83	3,73	36,11	2,02	45,91	65,35
Surfactante	mg.L ⁻¹	9,44	6,35	32,64	0,35	94,45	96,27
CE	µS.cm ⁻¹	731,25	650,12	11,09	510,75	21,43	30,15
<i>E. coli</i>	NMP 100mL ⁻¹	8,00 10 ⁷	1,50 10 ⁶	2 log	1,20 10 ⁴	2 log	4 log

Obs: EB= esgoto bruto, EF = eficiência %, EFC= eficiência composta % pelos dois sistemas.

Analisando a eficiência obtida pelo UASB seguido de escoamento superficial, no tratamento de efluente doméstico, verifica-se que no período chuvoso (Tabela 6) houve maior redução na maioria das variáveis analisadas, quando comparados com o período seco (Tabela 7). Essa diferença pode ser justificada pelas condições climáticas, haja vista que o aumento da temperatura influencia diretamente no desempenho do reator UASB, a umidade interfere na oxigenação e conseqüentemente no desempenho da rampa escoamento superficial e o fotoperíodo, a temperatura entre outros interferem no desenvolvimento da gramínea Tifton 85.

Verificou-se ainda que a eficiência do reator UASB foi maior que o valor médio obtido por este sistema, este fato deve estar relacionado ao

maior tempo de detenção hidráulica que este reator UASB estava operando aproximadamente 11 horas, visto que o mesmo operava com a metade da vazão de projeto que previa um tempo de detenção hidráulica de 5,5 horas .

A eficiência média de redução da DQO no sistema de tratamento foi de 98 e 95%, nas estações chuvosa e seca, respectivamente. O reator UASB foi responsável por 94 e 84%, sendo que a maior eficiência foi obtida no período mais quente, ou seja, no período chuvoso. E a remoção de DBO no sistema de tratamento foi de 98% no período chuvoso e de 97% no período seco, valores muito próximos. O reator UASB como etapa individual do sistema removeu 95% (53 mg.L^{-1}) e 85% ($66,38 \text{ mg.L}^{-1}$) de DBO, respectivamente aos períodos chuvoso e seco, a menor eficiência observada no período seco pode estar relacionada a interferência das condições climáticas.

Comparativamente, Cruz (2009) ao operar um sistema anaeróbio com TDH de nove horas encontrou valores de concentração de DBO de $77 \pm 50 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto Cirne *et al.* (2007) obtiveram uma média de 86 mg.L^{-1} .

Tonetti *et al.* (2011) ao avaliarem um conjunto de filtros anaeróbios operados com TDH de nove horas encontraram remoção média de $76 \pm 12\%$ em relação a DQO e $71 \pm 15\%$ em termos de DBO, abaixo do obtido neste estudo este fato pode estar relacionado a diferença entre os sistemas utilizados ou devido a diferença do tempo de detenção que neste trabalho foi maior o que poderia estar gerando este acréscimo de eficiência no sistema.

A rampa de escoamento superficial contribuiu com 62% (20 mg.L^{-1}) e 85% (10 mg.L^{-1}), para os respectivos períodos chuvoso e seco, a menor remoção do período chuvoso pode estar relacionada a maior velocidade de escoamento devido ao aumento de vazão ocasionado pelo acréscimo pluviométrico, que proporciona o arraste de partículas e deslocamento do biofilme da interface solo planta.

Fonseca (2000), observou na rampa escoamento superficial uma redução média de DQO de 63,2% e DBO de 61,2%, com taxa média de aplicação de $0,24 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, valores menores que os obtidos neste estudo.

Esta diferença pode estar relacionada à taxa de aplicação que possuiu regime hidráulico transiente, variando de 0,0005 a 0,41 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, com média de 0,067 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, inferior à aplicada por Fonseca (2007) que foi de 0,48 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ ou a característica do efluente visto que a mesma utilizou esgoto proveniente de tanque séptico, enquanto neste estudo avaliou-se a disposição na rampa de escoamento superficial de esgoto tratado, proveniente de reator UASB, que é mais eficiente que o tanque séptico.

Calijuri (2009) avaliando a redução das variáveis DBO, DQO e SST pelo reator UASB encontrou 77 a 84% (DBO), 69 a 75% (DQO), respectivamente nos meses mais frios e mais quentes, e 76% SST, valores abaixo dos obtidos nesta pesquisa.

Wolfe (1986), citado por Cerqueira (2004), não verificou nenhuma tendência sazonal na remoção de matéria orgânica. Já neste estudo, foi verificada uma pequena alteração nas concentrações entre as estações.

De acordo com Gomes e Chernicharo (2005) as eficiências de remoção do reator UASB, acrescidas das eficiências do sistema rampa de escoamento superficial, foram capazes de manter a eficiência global do sistema em torno de 90%, resultados semelhantes aos obtidos neste estudo.

O pH do sistema combinado UASB/Rampa de escoamento superficial, apresentou acréscimo de 6% no período chuvoso e de 20% no seco. O pH do afluente e efluente no reator UASB variou entre 5,0 a 6,6 e 6,6 a 7,0, a pequena variação do pH demonstra a boa capacidade de tamponamento do reator UASB.

No sistema de tratamento, verificou-se que a rampa de escoamento superficial teve eficiência de remoção da alcalinidade total em torno de 40% nas estações avaliadas. Observou-se que no UASB a alcalinidade total média do efluente foi maior que do afluente, com acréscimo em torno de 33% do valor inicial, representando o consumo de ácidos voláteis efetivo, indício de estabilidade do reator.

De acordo com Chernicharo (2007) no monitoramento e avaliação de reatores anaeróbios, a verificação sistemática da alcalinidade é mais

importante do que a avaliação do pH, devido à variação em escala logarítmica do mesmo, significando que pequenos abaixamentos de pH implicam no consumo de elevada quantidade de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento do meio.

Freire et al., (2008) que utilizaram água residuária sintética para a realização de estudos em um reator de leito fluidificado, avaliando a alcalinidade total do efluente do UASB, observaram incremento de alcalinidade após a passagem pelo reator, concordando com o observado neste estudo.

Quanto aos sólidos presentes no efluente verificou-se que a maior remoção ocorria no UASB em torno de 80%, ocorrendo uma pequena contribuição pela passagem na rampa de escoamento superficial (14%). Verificou-se ainda que a remoção de SST foi de 97% no período chuvoso, e 91% no período seco, obtendo eficiência semelhante ao SSV, caracterizando a deposição do material sólido e degradação da matéria orgânica no UASB.

Em relação aos sólidos, o tratamento prévio do efluente doméstico em reator UASB, reduz expressivamente sua concentração pois ao passar pelo leito de lodo o material sólido fica aderido as partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação formando o lodo do reator UASB. Avaliando a eficiência da remoção de sólidos na rampa de escoamento superficial, verifica-se que houve baixa remoção de sólidos totais, variando de 6 e 21% nas estações chuvoso e seco, respectivamente. A fração dos sólidos fixos totais apresentaram acréscimo de 51% no período chuvoso e redução de 38% no período seco na rampa de escoamento superficial, o aumento de sólidos fixos pode estar relacionado ao arraste de solo no escoamento do efluente na rampa. A menor eficiência verificada na estação chuvosa pode ser consequência do aumento da vazão, que proporciona maior velocidade de escoamento e deslocamento das partículas de solo da rampa fato que também foi verificado na avaliação da DBO.

Com relação à remoção da fração dos sólidos voláteis, no sistema foi de 99 e 97% para as estações chuvosa e seca. Observou-se ainda que a maior eficiência dos sólidos voláteis foi obtida no UASB 97 e 91% respectivamente para as estações chuvoso e seco, devido provavelmente à degradação do material orgânico e sedimentação do material sólido volátil.

A remoção de sulfetos ocorreu apenas no UASB, sendo na estação chuvosa de 93% e seca de 80%, a diminuição da concentração de sulfetos no reator UASB se deve ao mesmo ser utilizado como aceptor de elétrons pelas bactérias anaeróbias. Não foi verificada remoção de sulfetos na rampa de escoamento superficial, pois na rampa predominam-se condições aeróbias e os micro-organismos aeróbios utilizam o oxigênio como aceptores de elétrons.

Verificou-se que no período chuvoso e seco o NTK teve uma redução de aproximadamente 68%, respectivamente, sendo que a maior contribuição para redução do NTK foi do escoamento superficial, valores maiores que 50%. Já o UASB apresentou conversão do NTK de 41 e 31% em $N-NH_3$ dentro da faixa encontrada por Calijuri (2009) 23 e 82%, no UASB para os meses mais quentes e mais frios respectivamente.

Ainda de acordo com Calijuri (2009) há notável conversão de parte do nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal (em geral, em torno de 40%, sendo cerca de 30 e 50%, respectivamente nos períodos quente e frio).

A remoção de nitrogênio em sistemas de escoamento superficial em plena operação encontra-se na faixa de 200 e 400 $kg \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$ de Nitrogênio. A assimilação pela cobertura vegetal é de 6 a 25% do nitrogênio aplicado ao sistema (CARLSON et al., 1974; KRUZIC & SCHROEDER, 1990; FRANCO, 1992).

Fonseca (2007) obteve remoção de 39 e 10% na concentração de nitrogênio e fósforo respectivamente, no efluente doméstico disposto em rampa de escoamento superficial com 18 m.

A redução do nitrogênio orgânico no sistema foi de 90% no período chuvoso e 82% no seco. A maior conversão do Norg foi estabelecida no

UASB, provavelmente pelas bactérias heterotróficas ou autotróficas, por meio dos processos de amonificação ou hidrólise respectivamente.

A conversão do NTK e N orgânico em nitrogênio amoniacal justificam a eficiência negativa, ou seja, o acréscimo do mesmo observado no efluente do UASB, NH_3^+ igual a 52 e 51%, respectivamente nas estações chuvosa e seca devido à ausência de oxigênio neste sistema o nitrogênio passa pelo processo de desnitrificação. Os resultados obtidos na etapa rampa de escoamento superficial evidencia a ocorrência do processo de nitrificação, pois há redução do NH_3^+ e um acréscimo do NO_3^- . O sistema global apresenta eficiência de remoção de 21 a 59% de NH_3^+ e acréscimo de NO_3^- de 187 e 229%.

O nitrogênio orgânico removido no sistema foi de 90 e 82% nas estações chuvosa e seca. O reator UASB contribuiu com respectivamente 85 e 79% da redução do Norg, esta remoção pode estar relacionada a transformação do Norg em NH_3^+ no reator UASB. A rampa de escoamento apresenta uma pequena diminuição de Norg e elevada de NH_3^+ . Avaliando o processo de tratamento UASB/Rampa de escoamento superficial verificou-se que a rampa de escoamento possui características aeróbias, pois ocorre a redução do NH_3^+ e acréscimo na concentração de NO_3^- .

Tonetti et al., (2011) verificaram no que se refere ao NTK, que houve uma expressiva remoção após a aplicação do efluente anaeróbio na rampa de escoamento superficial.

O nitrogênio amoniacal no sistema teve redução de 48 e 21% nas estações chuvosa e seca na rampa de escoamento superficial e inicialmente um acréscimo de 50% no UASB devido às condições anaeróbias.

O nitrogênio amoniacal é removido na rampa de escoamento superficial por troca iônica, com a superfície do solo; por nitrificação pois o solo possui condições aeróbias; e uma pequena parcela, por volatilização. Para pH na faixa encontrada neste estudo, de 6,6 a 7,0, verifica-se baixa taxa de volatilização, predominando, assim, a remoção, devido à nitrificação e troca iônica no solo.

As remoções de fósforo no sistema foram de 79 e 65%, para as estações chuvosa e seca respectivamente. O UASB removeu 62% (8,62 para 3,25 mg.L⁻¹ no período chuvoso e 36% (5,83 para 3,73 mg.L⁻¹) no período seco do fósforo no efluente, a maior remoção no período chuvoso se deve a maiores temperaturas alcançadas no período chuvoso que aceleram o metabolismo das bactérias no reator UASB, promovendo maior consumo de fósforo neste período. Na rampa de escoamento superficial foi removido 45% de aproximadamente 3,5 para 2 mg.L⁻¹ do fósforo no efluente nas duas estações, com taxa de aplicação média de 0,067 m³.h⁻¹.m⁻¹ e comprimento de 36 m. A remoção de fósforo na rampa se deve aos mecanismos de adsorção, precipitação química, biomassa microbiana e absorção da vegetação de cobertura do sistema.

De acordo com Tonetti et al., (2011) a remoção de nutrientes na rampa de escoamento superficial foi de 0,6±0,4 mg.L⁻¹ na taxa de 0,10 m³.h⁻¹.m⁻¹ e para 0,9±0,5 mg.L⁻¹ na de 0,20 m³.h⁻¹.m⁻¹ da concentração de fósforo. Ambos os dados estiveram abaixo de 1 mg.L⁻¹, valor estipulado no estado do Rio Grande do Sul como o máximo permitido para o lançamento em um corpo hídrico - Resolução CONSEMA nº 128/2006 - (RIO GRANDE DO SUL, 2006).

Os valores finais de fósforo obtidos estão acima do recomendado pela Resolução CONSEMA nº 128/2006, que é de 1 mg.L⁻¹, o limite estabelecido por esta resolução visa minimizar os efeitos do lançamento do fósforo na água principalmente os relacionados a eutrofização.

O valor encontrado está na faixa encontrada pela EPA (1981), para faixa de 45 m que foi de 40 a 60%.

Wightman et al. (1983), considerando-se o sistema operando com a taxa de aplicação de 0,95 m³.dia⁻¹.m⁻¹ e a taxa de aplicação superficial de 13 cm.semana⁻¹, para o comprimento da rampa de 36,5 m e 11,10 m de largura, e declividade de 2 a 3%, obteve a remoção do fósforo total de apenas 20 a 23%, muito abaixo dos valores encontrados. Tal diferença pode ser

justificada pela maior taxa de aplicação utilizada pelo autor, pelas características do efluente e edafoclimáticas.

Observou-se a redução de *E. coli* pelo sistema de 2 e 4 unidades logarítmicas para os períodos chuvoso e seco respectivamente.

Gomes e Chernicharo (2005) também observaram eficiência de remoção próxima de 4 unidades logarítmicas para o sistema global de tratamento de esgoto UASB seguido de rampa de escoamento superficial.

A remoção de *E. coli* no escoamento superficial sob condições de saturação do solo foi investigada em faixas de tratamento com 1 m de largura e 5m de extensão. Para as faixas de tratamento, gramadas, submetidos a uma vazão de 2 L.min⁻¹ (0,12 m³.h⁻¹.m⁻¹), 27% da *E. coli* no escoamento foi removida após 5 m com a remoção seguindo uma função logarítmica com respeito à distância. Para as taxas de alta aplicação mais altas, de 6 L.min⁻¹ (0,36 m³.h⁻¹.m⁻¹) e 20 L.min⁻¹ (12,0 m³.h⁻¹.m⁻¹), não foi observada nenhuma tendência de remoção nessa distância (MUIRHEAD, et. al., 2006).

Já Fonseca (2000) e (2007) verificou aumento de *E. coli*, divergindo do resultado encontrado. A discordância entre os resultados, provavelmente, deve-se às diferenças entre os sistemas, quanto: à taxa de aplicação, comprimento de faixa, tempo de contato com o solo, características de efluente e do sistema que antecede a rampa de escoamento superficial.

Quanto ao parâmetro CE, ocorreu redução de aproximadamente 30% no sistema independente da estação. A maior contribuição para redução da CE foi da rampa de escoamento superficial 19% (592 para 491 µS.cm⁻¹) e 21% (610 para 510 µS.cm⁻¹) nas estações chuvosa e seca, respectivamente. Tal fato se deve à absorção dos íons, pelas plantas, e retenção dos mesmos, pelo solo, no período chuvoso observou-se maior desenvolvimento da vegetação que contribui para a maior absorção de nutrientes. Os efluentes do UASB e da rampa de escoamento são classificados como de salinidade média (CE entre 250 e 750 µS.cm⁻¹, a 25° C), podendo ser

utilizado para irrigação de culturas de tolerância moderada (FONSECA 2007).

Fonseca (2007), avaliando a condutividade elétrica na rampa de 18 m de comprimento de escoamento superficial, no tratamento de efluente bruto, encontrou eficiência de 12%, menor que a encontrada neste estudo, a maior eficiência de redução da CE na rampa de escoamento superficial da ETE-APAC pode estar relacionada ao maior comprimento de rampa de proporciona maior absorção pela gramínea e adsorção pelo solo.

O reator UASB tem boa eficiência na remoção de sólidos, DBO e DQO, no entanto quanto aos nutrientes a rampa de escoamento superficial apresenta maior eficiência, demonstrando que a aplicação dos dois sistemas em conjunto é uma boa alternativa de baixo custo para o tratamento de esgoto doméstico.

Avaliando o manejo proposto - 35 dias ininterruptos de aplicação e 5 dias de pousio, teve eficiência semelhante ao sugerido pela literatura, de 5 a 7 dias de aplicação e 2 dias de pousio. Esta afirmação é feita visto que toda literatura utilizada para avaliação dos resultados deste estudo adotava o manejo sugerido anteriormente (5~7/2) e não apresentando diferença aparentemente entre os resultados. Acredita-se que devido a vazão transiente observada na ETE APAC, não foi verificada a necessidade de pousio, pois ao longo do dia ocorreram vazões reduzidas expondo o solo a condições aeróbias benéficas ao processo de tratamento rampa de escoamento superficial. O manejo testado tem como principal vantagem menor necessidade de mão de obra e, conseqüentemente, menor risco de contaminação do operador.

4.2 - Aporte de nutrientes e efeitos da aplicação do efluente doméstico no solo

Na tabela 8 são apresentadas as equações de regressão ajustadas a variáveis do solo em que foi possível ajustar um modelo de predição com

significância de até 10% pelo teste “T” após o lançamento do esgoto doméstico na rampa de escoamento superficial nas camadas de 0-15 e de 15-30 cm no solo.

Tabela 8 - Equações de regressão ajustadas das variáveis: pH, P, K, Ca, Mg, SB, T, V, Mo, Prem, Fe e Cu em função das distâncias para as respectivas profundidades e os coeficientes de determinação

Profundidade (cm)	Variáveis	Eq. ajustadas	R ²
0-15	K	$\hat{Y} = 20,9833 + 0,69523D^{**}$	0,94
	Ca	$\hat{Y} = 1,3191 + 0,4162D - 0,0259798D^2 + 0,000445D^{3o}$	0,87
	Mg	$\hat{Y} = 0,210833 + 0,00255952D^*$	0,59
	SB	$\hat{Y} = 1,6125 + 0,415111D - 0,0257089D^2 + 0,00044D^{3o}$	0,88
	T	$\hat{Y} = 1,9158 + 0,357323D - 0,0222138D^2 + 0,00038248D^3$	0,82
	V	$\hat{Y} = 33,8913 + 4,59377D - 0,286328D^2 + 0,00038248D^{3o}$	0,88
	Mo	$\hat{Y} = 2,46965 - 0,716266\sqrt{D} + 0,0936618 D^o$	0,71
	Prem	$\hat{Y} = 22,2708 - 1,22125D + 0,069867D^2 - 0,00111668D^3$	0,73
	Fe	$\hat{Y} = 606,324 - 187,19\sqrt{D} + 23,2867D^*$	0,75
15-30	pH	$\hat{Y} = 4,87594 + 0,358189\sqrt{D} - 0,03926D^o$	0,65
	K	$\hat{Y} = 14,5250 + 0,722024D^{**}$	0,92
	T	$\hat{Y} = 1,96 + 0,00174 D^*$	0,65
	Mo	$\hat{Y} = 0,448750 + 0,0157143D^*$	0,69
	Prem	$\hat{Y} = 10,8137 + 0,245141D - 0,004D^{2*}$	0,94
	Zn	$\hat{Y} = 0,49 - 0,017D + 0,00046D^{2o}$	0,65
	Fe	$\hat{Y} = 98,3575 + 3,42137D^*$	0,64
	Cu	$\hat{Y} = 0,529667 + 0,0134881D^*$	0,70

** significativo 1% test “T”

* significativo 5% test “T”

o significativo 10% test “T”

Nas Figuras 4 a 18, estão apresentadas as características do solo sem a aplicação do esgoto doméstico (T0), após 4 meses de aplicação do esgoto (T1), após 8 meses de aplicação do esgoto (T2) e após 12 meses de aplicação. No eixo das abscissas, tem-se a distância avaliada ao longo da rampa de escoamento, que foi dividida em 6 faixas e, no eixo das ordenadas, o parâmetro avaliado.

A figura 4 apresenta os dados obtidos para a variável pH no solo.

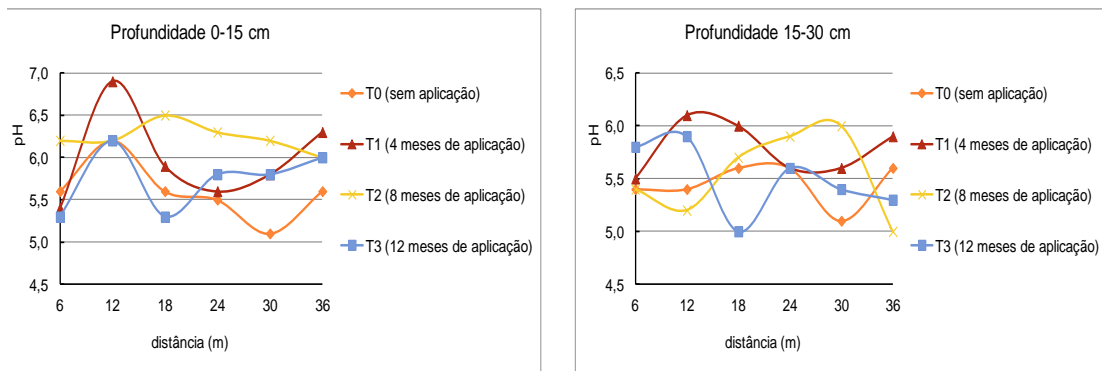


Figura 4 - Valores do pH no solo para as profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.

Houve flutuações do pH nas posições mais elevadas da rampa, não havendo diferença perceptível em relação ao controle, sugerindo efeitos opostos de ácidos orgânicos provenientes da decomposição da matéria orgânica do efluente e efeito alcalino de Na e K liberados. Por outro lado, houve uma nítida elevação na parte mais baixa da rampa de escoamento superficial. Esta elevação pode ser devida ao movimento de Na e K proveniente do efluente, conforme verificado para o potássio em ambas as profundidades (equações lineares com alto R^2 contidas na Tabela 8). E nas camadas de 15 a 30 cm, acredita-se que não houve influencia de minerais do efluente, devido à falta de movimento vertical no solo, pois a extensão da rampa e a declividade foram ideais para que o solo não contaminasse em profundidade.

Na figura 5 são apresentadas as concentrações de fósforo no solo sem e com aplicação do esgoto doméstico.

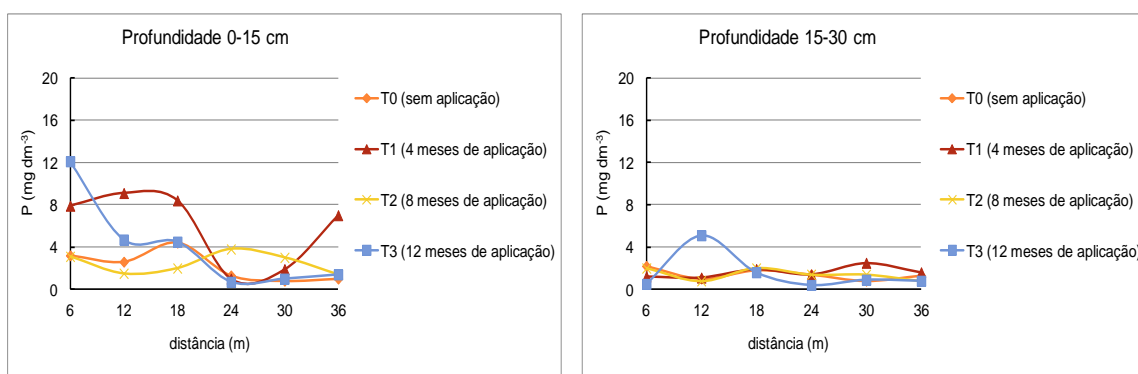


Figura 5 - Concentração de fósforo no solo para as profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm com a aplicação do esgoto doméstico.

Uma das características do P no solo é ser fixado rapidamente e dificilmente atingir a saturação dos sítios de adsorção. Considerando que os solos vermelhos, como no caso do utilizado neste experimento, possuem mineralogia oxídica (óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio), podem comportar como um sistema altamente fixador de P. Isto pode ser evidenciado pelos baixos níveis de fósforo disponíveis em ambas camadas de solo, em todas as distancias para a maioria dos tempos de amostragem. Pode ser verificado no inicio da rampa de escoamento superficial, uma tendência de aumento do P disponível, fato este justificável pelos altos teores de P nestes efluentes, o volume aplicado e a baixa mobilidade do P no solo, ficando retido onde aplicado podendo ter amenizado alguma energia de fixação do P.

De acordo com as classes de interpretação da fertilidade do solo para o Estado de Minas Gerais (CFSEMG, 1999), o solo da rampa de escoamento superficial permaneceu como de baixa fertilidade, mesmo tendo ocorrido acréscimo na sua concentração de fósforo, com a disposição do efluente doméstico.

Kouraa et al. (2002), irrigaram batatinha e alface com esgoto bruto, água residuária tratada e água potável, constataram que, em um ano de cultivo, não houve alterações nos teores de fósforo do solo cultivado.

Na Figura 6 é apresentado o comportamento do fósforo remanescente no solo após aplicação do efluente doméstico nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm de solo.

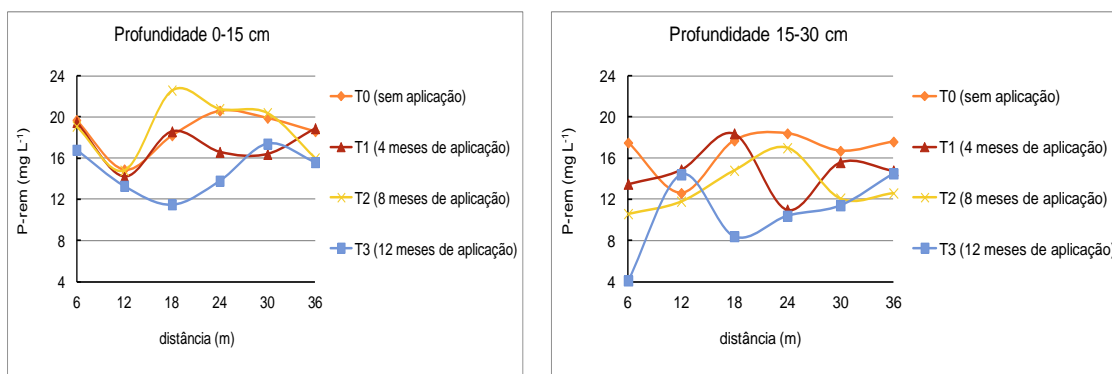


Figura 6 - O teor de fósforo remanescente no solo nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm, pós aplicação de efluente doméstico.

Não se observou efeito do dos tratamentos nos níveis de P rem no solo quando comparados com o controle. Não evidenciando perdas da capacidade do solo em reter este elemento, fato de grande relevância nesta estratégia de tratamento da água residuária.

O comportamento do potássio com e sem a disposição de esgoto doméstico no solo é apresentado na Figura 7.

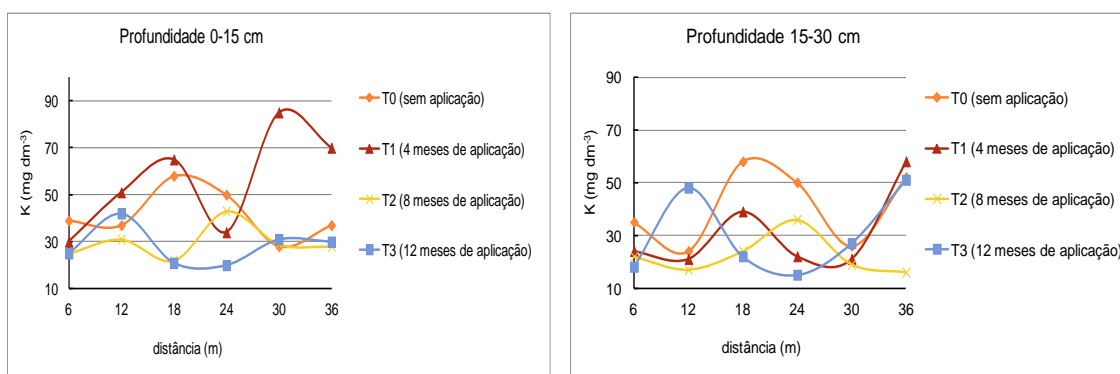


Figura 7- Concentração de potássio no solo para as profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.

Observando a camada de 0-15 cm no final da rampa (Figura 7), observou-se um aumento do potássio em relação a condição do solo sem aplicação do esgoto doméstico (controle), demonstrando que o aporte de potássio fornecido pelo efluente superou o requerido pela gramínea até os 4 meses de seu crescimento. Em relação aos outros períodos avaliados, verificou-se similaridade de comportamento quando comparado ao controle, indicando um efeito relativo do crescimento da gramínea em remover o potássio adicionado via efluente. Nas camadas mais profundas do solo (15 a 30 cm) não foram verificados efeitos tanto de adição quanto de remoção de potássio, indicando a eficiência da gramínea, que possui raízes concentradas na camada superficial do solo evitando a lixiviação do potássio. Já no controle (com a aplicação do efluente e sem a presença da gramínea) não se detectou aumento de potássio no solo, fato este justificável pela baixa capacidade de adsorção deste solo (baixa CTC, como se observa na tabela 8), indicando que este solo, sem a presença da gramínea, não seria um sistema adequado de remoção deste elemento a partir do efluente.

Assim, pode-se afirmar que o K disponibilizado pelo efluente doméstico não gerou um residual nas camadas de 0-15 e 15-30 cm de solo, sendo este utilizado pela vegetação de cobertura.

O potássio é considerado um cátion relativamente móvel no solo. No entanto, o aporte deste pelo efluente doméstico foi insuficiente para que ocorresse a lixiviação do cátion no solo, desde que este seja cultivado com a gramínea em pleno crescimento.

Na Figura 8 observa-se o comportamento do Ca^{+2} no solo nas camadas de 0-15 e 15-30 cm de solo, sem e com aplicação do esgoto doméstico.

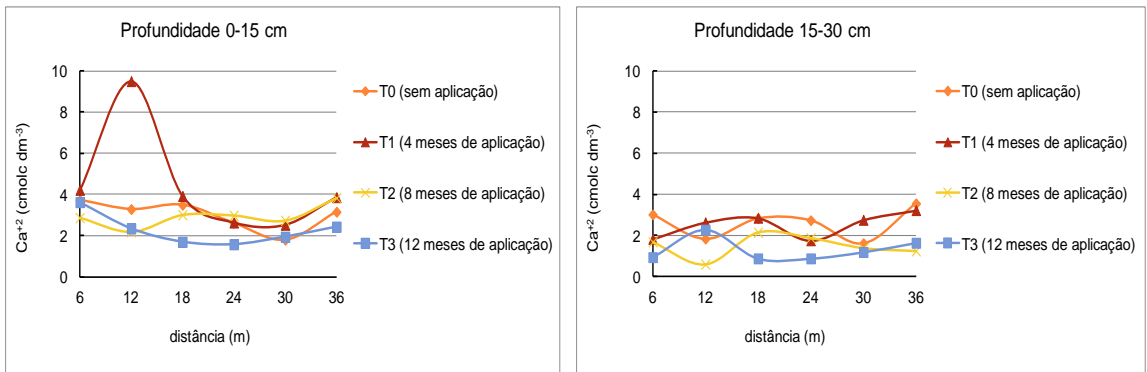


Figura 8 - Concentração de cálcio no solo para as profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.

Na Figura 9 são apresentadas as concentrações de Mg⁺² no solo.

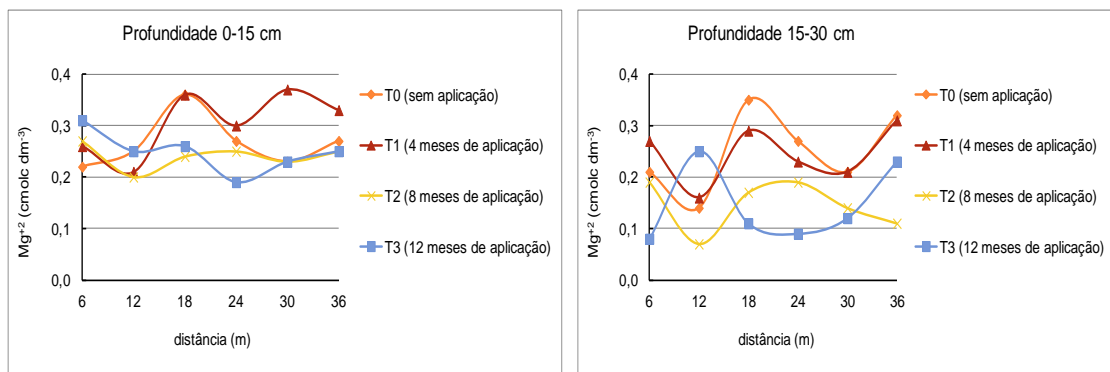


Figura 9- Concentração de magnésio no solo nas profundidades de 0-15 cm e de 15 -30 cm.

Os cátions divalentes Ca e Mg não sofreram alterações perceptíveis em seus valores trocáveis no solo em todos os tratamentos utilizados. O fato do tratamento controle não mostrar elevação dos valores destes nutrientes se justifica pela baixa CTC (tabela 8) do solo em retê-los. Já para os demais tratamentos, não ocorreu depleção destes nutrientes no solo, provavelmente pelo fato da gramínea demandar, de forma equiparável, os nutrientes adicionados via efluente.

Os valores de acidez potencial (H+Al) no solo após a aplicação do esgoto doméstico no solo são apresentados na Figura 10.

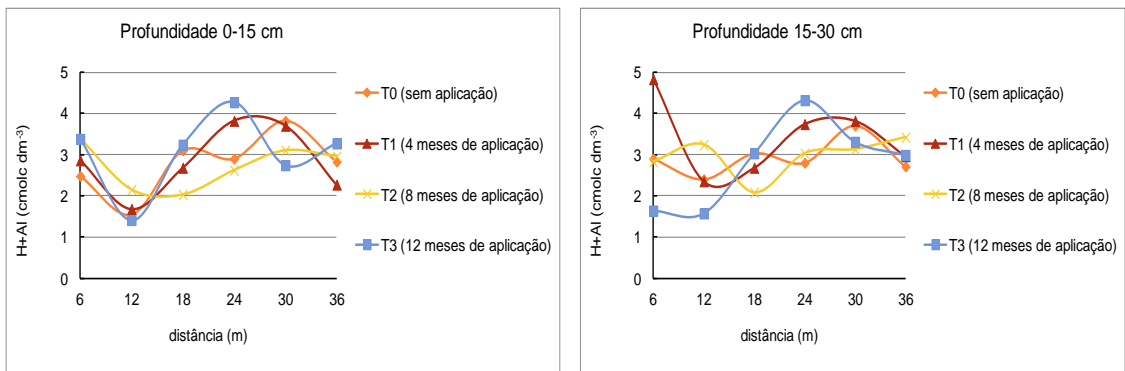


Figura 10- Valores de acidez potencial no solo nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.

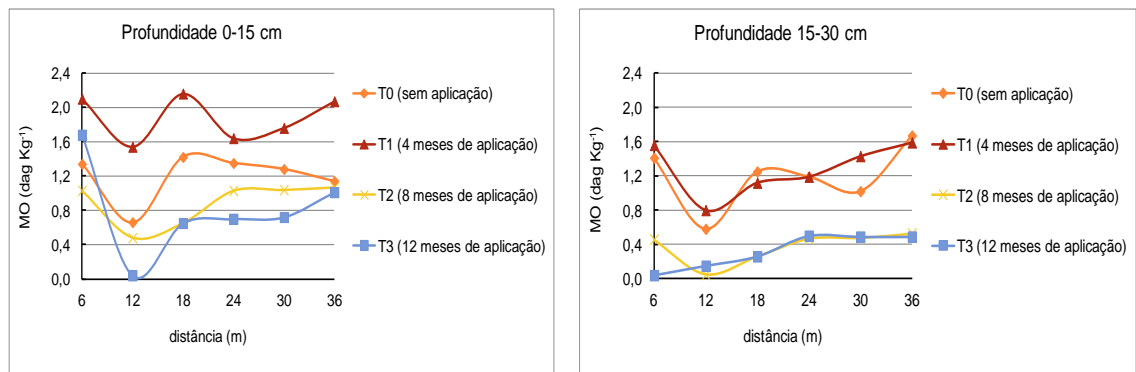


Figura 11 - Valores de matéria orgânica no solo nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.

Não se verificou variações da acidez potencial após a aplicação do esgoto doméstico (Fig. 10). Este parâmetro pode ser correlacionado com a matéria orgânica incorporada ao solo a qual é fonte de hidrogênio na acidez trocável. Conforme Figura 11 não houve alterações substanciais devido aos tratamentos na matéria orgânica do solo. Apenas para a camada de 0 - 15cm na fase inicial de crescimento da gramínea (T1) ocorreu uma elevação na matéria orgânica avaliada. Este fato provavelmente se justifica pela contribuição de particulados da planta no analito. Essa elevação não é observada em épocas posteriores em ambas profundidades, evidenciando que a mineralização foi muito rápida.

A CTC, SB e V% estão representadas nas Fig. 12, 13, 14. Estas variáveis químicas do solo são altamente correlacionáveis. Nota-se que os tratamentos não interferiram nestas propriedades do solo, evidenciando que o sistema foi funcional mantendo as características originais do solo. Isto traz uma perspectiva de que o uso deste tipo de solo como um coadjuvante à gramínea no processo de remoção de bases e MO (fontes de H^+), pode ser uma tecnologia com potencialidade de ampla aplicação no tratamento de águas residuárias domésticas.

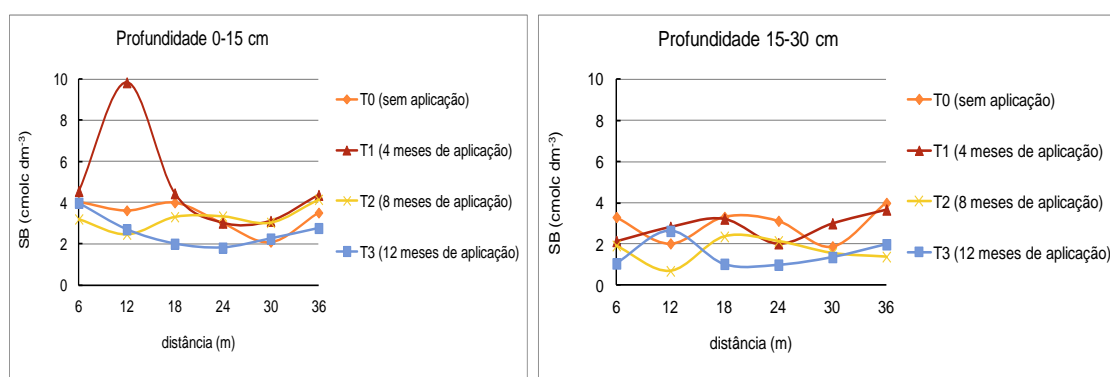


Figura 12 - Valores de soma de bases no solo nas profundidades de 0-15cm e de 15-30 cm.

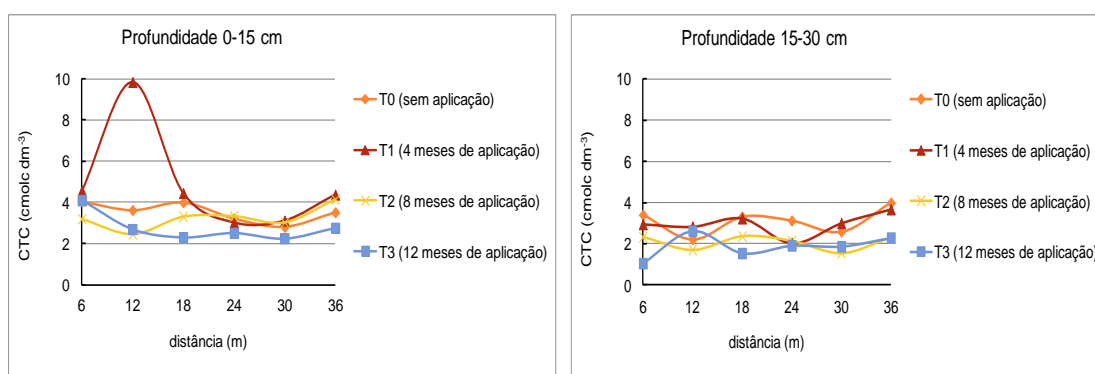


Figura 13 - Valores de capacidade de troca catiônica (CTC) no solo nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.

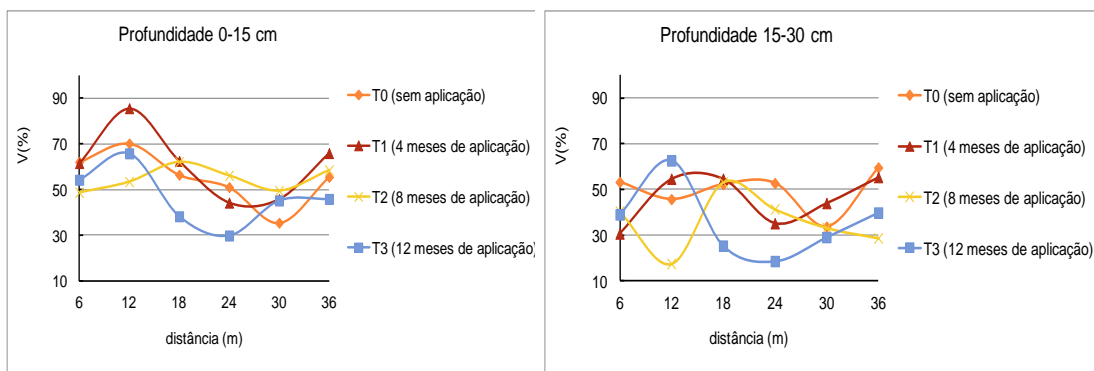


Figura 14- Valores de saturação por bases no solo nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.

As concentrações de zinco no solo após aplicação do esgoto no solo são apresentadas da Figura 15.

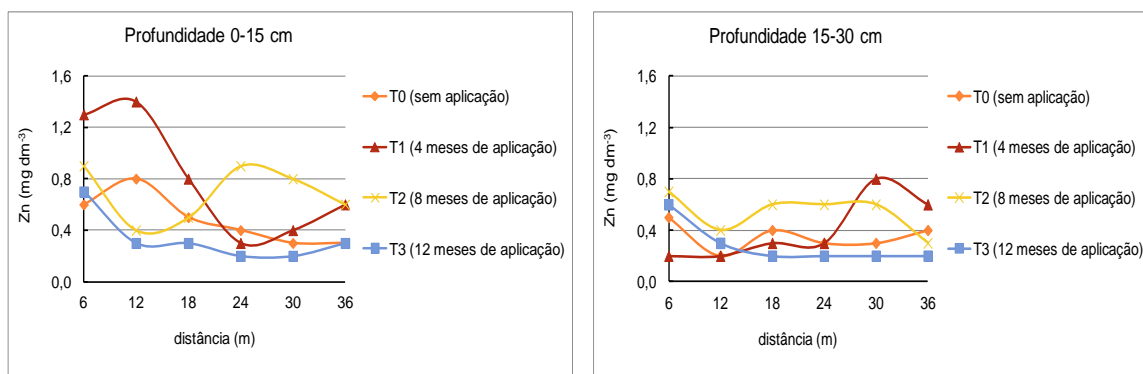


Figura 15 - Valores de zinco no solo nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.

Na Figura 16 verifica-se o comportamento da variável ferro no solo após aplicação do esgoto doméstico.

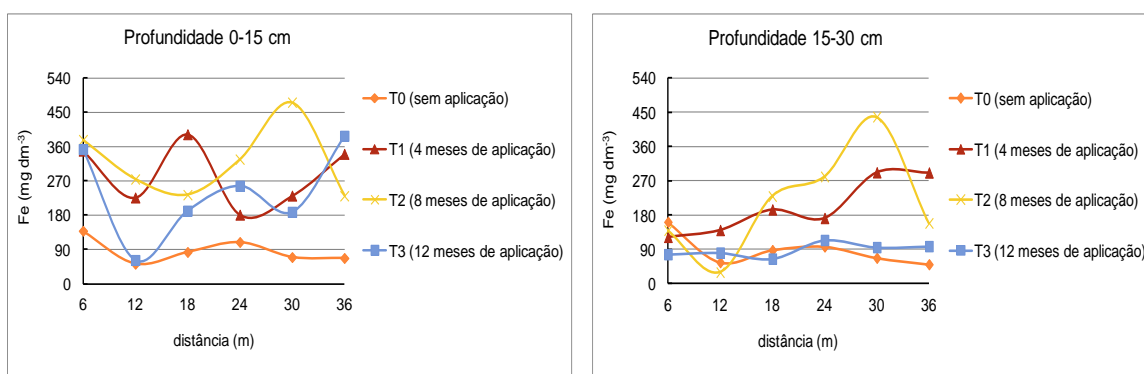


Figura 16 - Valores de ferro no solo nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.

Observou-se que, com a disposição do efluente doméstico na rampa de escoamento superficial, ocorreu maior solubilidade do Fe na camada de 0-15 cm de profundidades, ao longo do tempo, devido à disponibilidade do mesmo no efluente doméstico disposto no solo, e ao fato de sua absorção pela cultura ser pequena em relação ao aporte. Na camada de 15-30 cm também houve acréscimo em relação à concentração inicial de ferro. Verificou-se ainda que, em relação ao comprimento da rampa de escoamento superficial, a concentração de ferro solúvel no solo é crescente em ambas as profundidades.

Salomão (2005), avaliando o solo, após fertirrigação do cafeeiro com efluente doméstico, verificou situação similar à encontrada nesta pesquisa, isto é, incremento do elemento ferro em todas as faixas de profundidade avaliadas, independente do manejo.

Na Figura 17 são verificados os valores de concentração de manganês no solo após a disposição de esgoto doméstico.

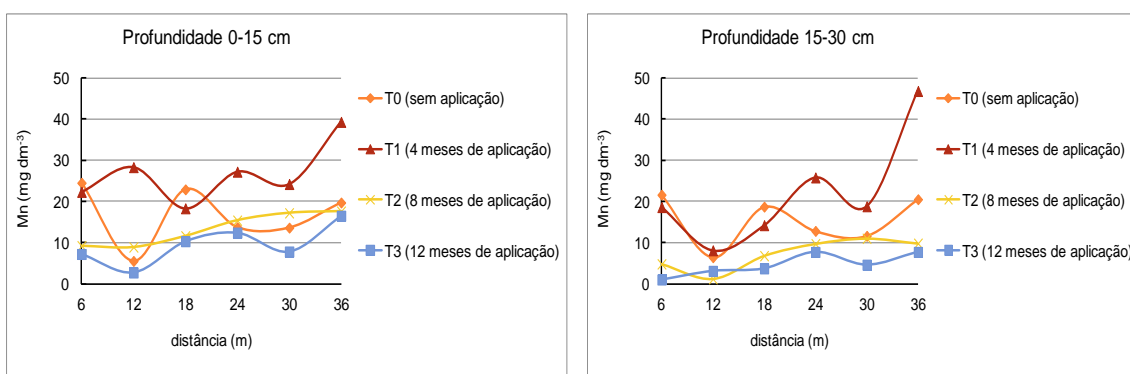


Figura 17- Valores de manganês no solo nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.

Na Figura 18 são apresentadas as concentrações de cobre no solo após aplicação do esgoto doméstico.

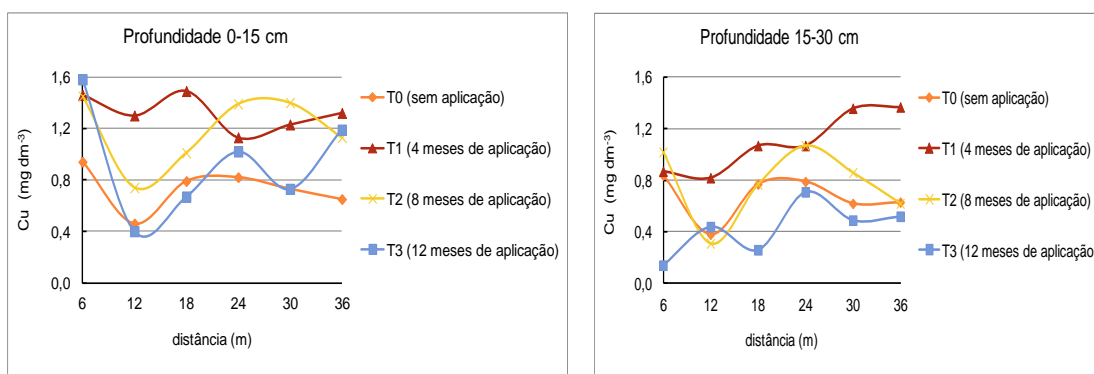


Figura 18- Valores de cobre no solo nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm.

Verificou-se tendência de acréscimo do elemento Cu na profundidade de 0-15 cm quando comparado com a testemunha.

Houve uma tendência geral da solubilidade dos micronutrientes aumentar logo no início das aplicações do efluente, e, uma posterior queda em sua solubilidade com o decorrer do cultivo da gramínea. Esse fato pode ser justificado pelo desenvolvimento da cultura, inicialmente a gramínea mais rala e, com o passar do tempo, a vegetação se tornou mais densa, aumentando a demanda por estes micronutrientes. Em adição é provável

que a fração dos micronutrientes disponibilizados que não foi absorvida tenha reagido com a matriz do solo para formas menos solúveis.

O incremento ou redução dos elementos Zn, Cu, Fe e Mn no solo está diretamente relacionados ao aporte do mesmo pelo efluente e às necessidades nutricionais da cultura estabelecida na área e tipo de solo. Este fato pode ser uma das causas da grande divergência de resultados observados na literatura em experimentos dessa natureza.

5 - CONCLUSÃO

- A eficiência média obtida no sistema tratamento preliminar, reator UASB e rampa de escoamento superficial, funcionando em escala plena, foram maiores que 80%, para os parâmetros DBO, DQO, SD, SST, Sulfetos, óleos e graxas, N-orgânico, surfactantes ATA.
- A remoção de nitrogênio amoniacal e de fósforo total foi satisfatória, em torno de 34 e 45%, respectivamente atendendo às recomendações do CONAMA Resolução 430/2011, para o descarte de efluentes em cursos de água.
- O processo escoamento superficial em rampa, como pós-tratamento, mostrou-se eficiente na remoção de nutrientes.
- De maneira geral não houve alterações nos parâmetros químicos do solo, demonstrando possibilidade praticamente mínimas de riscos de contaminação do mesmo no processos de tratamento de efluentes pelo sistema UASB- rampa de escoamento superficial vegetada.
- A remoção da concentração de *E. coli* no efluente final não atende à recomendação da Resolução 430/2011 para reuso na irrigação.
- Após 9 meses de aplicação de efluentes sanitários na rampa de escoamento superficial, não foi observado o deslocamento dos elementos até a profundidade de 30 cm do solo.
- O manejo proposto 35 dias de aplicação e 5 de pousio , permitindo um rearranjo do solo, teve boa eficiência, semelhante ao manejo convencional

6 - REFERÊNCIAS

- AL-NAKSHABANDI, G. A.; SAQQAR, M. M.; SHATANAWI M. R.; FAYYAD, M.; AL-HORANI, H. **Some environmental problems associated with the use of treated waste water for irrigation in Jordan**. *Agricultural Water Management*, v.34, n.1, p.81-94,1997.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th. ed. Washington: APHA, 2001.
- ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, p. 301, 1997.
- ARAÚJO, G.C. **Avaliação do Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB através de um Sistema de Aplicação Superficial no Solo**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte, 1998.
- BASTOS, R.K.X. **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. PROSAB. Viçosa, Minas Gerais, 2003.
- BERNARDES, R. S. **Estabilização de poluentes por disposição no solo**. *Rev. DAE*, v. 46, n. 145, p.129-148, 1986.
- CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Cap. 2 e 5, 1^o ed., Rio de Janeiro: ABES, p. 464,1999.
- CARLSON, C. A. (1974) **“Overland flow Treatment of wastewater”**, Vicksburg, U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station.
- CAVINATTO, W. S.; PAGANINI, A. S. **Os micro-organismos nas atividades de disposição de esgotos no solo – Estudo de caso**. *Eng. Sanit. Ambient.* v.12, p. 42-51, n.1 – jan/mar 2007.
- CERQUEIRA, R. SANDOVAL. **Pós-tratamento de efluente de lagoa anaeróbia por escoamento superficial no solo**. Campinas, SP: UNICAMP, 2004. 335 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Arquitetura) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- CHERNICHARO C.A.L., COTA R.S., ZERBINI A.M., VON SPERLING M., BRITO H.N.C.. **Pos treatment of anaerobic effluents in an overflow land**

system. In: Proc. VI Latin- American Workshop and Seminar on Anaerobic Digestion, p. 336-351, 2000.

CHERNICHARO, C. A. de L.; DANIEL, L. A.; SENS, M.; CORAUCCI FILHO, B. **Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de desinfecção.** In: CHERNICHARO, C. A. (Coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte, 2001. p. 377-454.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios – Sistema UASB – Aplicação no Solo** Volume 5 – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA – Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG – Belo Horizonte – MG – págs: 230 – 234, 1997.

_____. **Reatores anaeróbios.** 1ª Ed. – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental- UFMG, 1997.

CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento de Esgotos Domésticos no Solo pelo Método do Escoamento Superficial.** Tese de Doutorado, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica, USP, São Paulo, 1992

CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial.** São Paulo: UNICAMP, 1991. 1336p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Estadual de Campinas, 1991.

EPA – U.S. Environmental Protection Agency. **Process design manual for land treatment of municipal wastewater.** Cincinnati: EPA, 1981. (EPA 625/1-81-013a).

_____. **Guidelines for wastewater irrigation.** Melbourne , 1991.

FONSECA, S. P. P. **Avaliação do tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando o capim-coastcross (Cynodon dactylon (L.) Pers.).** Viçosa, MG: UFV, 2000. 133p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola - Irrigação e Drenagem), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

FRANCO, A. A. & NEVES, M. C. P. **Fatores limitantes à fixação biológica de nitrogênio.** In: Cardoso, E. J, B. N.; Tsai, S. M. & Neves, M.C. P. **Microbiologia do Solo.** Campinas, SBCS, p.219-230, 1992.

FREIRE, F. B.; PIRES, E. C.; FREIRE, J. T. **Tratamento anaeróbio de pentaclorofenol em reator de leito fluidificado alimentado com água**

residuária sintética contendo glicose como fonte única de carbono. *Revista Engenharia Sanitária Ambiental*. v. 13 (3), p. 339-346, 2008.

GILDE, L.C. ; KESTER, A.S. ; LAW, J.P. ; NEELEY, C.H. AND PARMELEE, D. M. **A spray irrigation system for treatment of cannery wastes.** *Journal Water Pollution Control Federation*, 43 (10): 2011-2025, 1971.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**, 2010.
Site: <http://www.ibge.gov.br>, acessado em 20 de outubro de 2011.

KOURAA, A.; FETHI, F.; LAHLOU, A.; OUAZZANII N. **Reuse of urban wastewater by combined stabilization pond system en Benslimane** (Marocco). *Urban Water*, v.4, p.373-378, 2002.

Kruzic, A. P.; Schroeder, E. D. **Nitrogen removal in the overland flow wastewater treatment process – removal mechanisms.** *J. Water Pollut. Control Fed.*, 62: 867-76, 1990.

LOURES, A. P. S. **Modelos de remoção de parâmetros qualitativos em sistema para tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial utilizando o capim coastcross (Cynodon dactylon (L.) Pers.).** Viçosa, MG: UFV, 2002. 98 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola - Irrigação e Drenagem) □ Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MARQUEZINI, S. I. **Sistema de tratamento de esgoto no solo: comportamento de duas vegetações suportes.** Campinas, SP: UNICAMP, 2000. 348 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Arquitetura) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas

MATOS, A. T. **Tratamento das águas residuárias na aqüicultura.** *Cadernos Técnicos de Veterinária e Zootecnia*, v.50, n.5, p.28-74, Maio, 2006.

_____. **Disposição de águas residuárias no solo.** Caderno Didático, Viçosa-MG: AEAGRI-MG/DEA/UFV, n. 38, 2007. 140 p.

MATTOS, K. M. DA C. **VIABILIDADE DA IRRIGAÇÃO COM ÁGUA CONTAMINADA POR ESGOTO DOMÉSTICO NA PRODUÇÃO HORTÍCOLA – 2003 - Tese doutorado UNESP – Campus de Botucatu – SP.**

METCALF e EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** New York: McGraw-Hill, p. 1819, 2003.

PAGANINI, W.S. **Disposição de Esgotos no Solo (Escoamento à Superfície).** AESABESP. São Paulo. 232p, 1997.

REED, S. C.; CRITES, R.W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for waste management and treatment**. 2. ed. New York: McGraw-Hill. P 434, 1995.

REICHARDT, K.; LIBARDI, P. L.; VICTÓRIA, R. L. & VIEGAS, G. P. **Dinâmica do nitrogênio num solo cultivado com milho**. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.23, p.17-20, 1979.

SMITH, R. G. **The overland-flow process: a viable alternative for the removal of organic from wastewaters? A predictive model**. *Environmental Progress*, Davis, California, v.1, n.3, p.195-205, ago. 1982.

SMITH, R. G.; SCHROEDER, E. D. **Field studies of the overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater**. *Journal of Water Pollution Control Federation*, v. 57, n. 7, p. 785-794, july. 1985.

TAYLOR, G.L.; NEAL, L.A. **Land treatment of waste as an industrial siting advantage**. In: INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 37th, Purdue University, Proceedings..., p. 11-13, 1982.

Tempo Agora. [Climatologia de Santa Luzia - MG](#). Acessado em: 26 de fevereiro de 2012.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Supplement on rapid infiltration and overland flow design manual – land treatment of Municipal waste water – process**. Washington, D.C.: Department of the Interior, p. 121, 1984.

_____. **Compendium of Watershed- Scale Models for TMDL development (EPA / 841 – R – 92 -002)**. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. 1992.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. 1994.

VON SPERLING, E. **Qualidade da Água**. In: Silva, D.D da; Pruski, F.F. Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura. Brasília: UFV, p 89- 114. 1997.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de águas Residuárias**. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Vol 1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. DESA/UFMG, 2005.

CAPÍTULO 2

Balanço de Nitrogênio e Fósforo na rampa de escoamento superficial utilizada para tratamento de esgoto doméstico

RESUMO

GARRIDO CABANELLAS, Cláudia Figueiredo, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2013. **Avaliação do sistema de tratamento de esgoto doméstico pelo processo de escoamento superficial, pós UASB, da remoção de N e P e da desinfecção via SODIS.** Orientador: Antônio Alves Soares. Orientadores: Alisson Carraro Borges, Marcos Rogério Tótola e Sandra Parreiras Pereira Fonseca.

Este trabalho teve o objetivo de avaliar o balanço de N e P na rampa de um sistema de tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial., Foram coletadas amostras, a cada 30-35 dias, do afluente e efluentes do UASB e da rampa de escoamento superficial, do solo, e do nitrogênio volatilizado. Nas amostras de solo foram determinados N, P, e C e P, na biomassa microbiana e no efluente foi determinado NTK, N-org, N-NH₃ e N-NO₃⁻, volatilização de N e na gramínea N e P. Verificou-se redução do NTK e acréscimo do NO₃⁻ ao longo da rampa. Verificou-se volatilização de 0,42 e 0,36%, nas estações chuvosa e seca, respectivamente. Houve redução do P_t no efluente, no entanto não houve alteração do P remanescente. Ao longo da rampa de escoamento superficial, a concentração de fosfato diminuiu. Os valores de P_B da gramínea variaram de 12 a 21 %, na período chuvoso e de 14 a 19%, no seco. Na camada de 0-15 cm foi verificado acréscimo da concentração de P no solo. As concentrações de N e P no solo permaneceram próximas aos inicialmente encontrados na camada de 15-30 cm. . Cerca de 2,5% do P foi utilizado pela biomassa microbiana. Houve redução de 46% da concentração de P no efluente e a forrageira contribuiu com cerca de 30%. A rampa de escoamento superficial, como pós-tratamento é eficiente na remoção de nutrientes.

Palavras chave: nutrientes, rampa de escoamento superficial, esgoto doméstico.

Balance of N and P in overland flow system for domestic sewage treatment

ABSTRACT

GARRIDO CABANELLAS, Cláudia Figueiredo, D.S. Universidade Federal de Viçosa, February, 2013. **Evaluation of a UASB wastewater system treatment, followed by an overland system in the removal of N and P and the solar radiation disinfection system SODIS.** Adviser: Antônio Alves Soares. Co-advisers: Alisson Carraro Borges, Marcos Rogério Tótola and Sandra Pereira Parreiras Fonseca.

The present study aimed to assess the balance of N and P on the effluent of an overland flow system treatment with domestic sewage. Every 30 to 35 days, samples were collected from the affluent and the effluent of the UASB and the overland flow system, the soil, the forage and the volatilized nitrogen. In the soil samples it were determined N, P, and C and P, in the microbial biomass and the effluent NTK, N-org, N-NH₃ and NO₃-N volatilization, in the grass N and P. There were a reduction of TKN and an increased in NO₃⁻. There was volatilization of 0,42 and 0,36% in the rain and dry seasons, respectively. There was reduction of PT in the effluent of the ramp, however there was no change in the remaining P. Along the overland flow, the phosphate concentration decreased. The values of PB in the grass ranged from 12 to 21%, in the rain season, and from 14 to 19%, in the dry. In the 0-15 cm layer of the soil there was an increase in the concentration of P. The concentration of N and P in the soil in the layer of 15-30 cm do not change from the beginning to end of the experiment. About 2,5% of P was used by the microbial biomass. There was a 46% reduction in the P concentration in the effluent, and forage contributed with approximately 30%. The ramp surface runoff, as post-treatment is effective in removing nutrients.

Keywords: nutrients, overland flow system, domestic sewage.

1 – INTRODUÇÃO

No Brasil há um déficit de coleta e tratamento de esgotos sanitários causando um impacto ambiental de grandes proporções.

O lançamento de efluentes sanitários mesmo tratados, mas com elevado teor de nutrientes pode causar eutrofização de reservatórios de água. Estes nutrientes são substâncias removidas por técnicas de tratamento terciário ou pós-tratamento que objetivam não apenas a remoção adicional da matéria orgânica, mas também a remoção de nitrogênio, fósforo e organismos patogênicos.

As tecnologias convencionais de tratamento secundário de efluentes não são eficientes na remoção de nutrientes e os tratamentos terciários responsáveis pela redução destes nutrientes, possuem custo elevado de implantação e operação, inviabilizando a utilização dessas unidades de tratamento na maioria dos países em desenvolvimento. Com o intuito de proporcionar o pós-tratamento aos efluentes minimizando o risco com a sua disposição em cursos d'água, tem-se buscado alternativas de baixo custo e de manutenção simples, compatíveis com a realidade brasileira.

Uma das técnicas de pós-tratamento de efluentes domésticos mais viáveis econômicas e ambientalmente é a disposição no solo. O esgoto doméstico é rico em matéria orgânica e nutriente, sendo recomendado para benefício do solo, desde que atenda às exigências sanitárias.

Especificamente, a técnica de tratamento de esgoto doméstico por escoamento superficial tem as seguintes vantagens: baixo custo de implantação, manutenção e operação; pouca demanda de mão de obra qualificada; boa eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes (fósforo e nitrogênio) e baixo consumo de energia.

A remoção dos nutrientes em sistemas de escoamento superficial é relatada em grande número de estudos, no entanto a dinâmica da remoção desses constituintes, considerando-se as formas intercambiáveis e os componentes básicos dos sistemas carece de estudos visando a elucidação.

A necessidade de se conhecer o comportamento e o destino do nitrogênio e fósforo em solos tratados com efluentes sanitários é importante para obtenção de melhor gerenciamento sobre o risco potencial da lixiviação do N-NO_3^- para as águas subterrâneas.

Objetivou-se, com a realização deste estudo, avaliar o balanço dos nutrientes N e P no tratamento do esgoto doméstico utilizando o sistema de escoamento superficial. Os objetivos específicos foram:

- Quantificar a remoção de nutrientes pelo sistema solo-planta no sistema de escoamento superficial;
- Avaliar a volatilização do nitrogênio;
- Avaliar a quantidade de N e P na biomassa microbiana no solo quando utilizado o sistema de escoamento superficial para o tratamento de efluentes sanitários;
- Avaliar a absorção do N e P pela gramínea Tifton 85;
- Avaliar a lixiviação do nitrato até 30 cm de profundidade;

2 - REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - Dinâmica do nitrogênio aplicado via esgoto no solo

Segundo Von Sperling (2005), nos esgotos domésticos brutos, as formas predominantes de nitrogênio são o nitrogênio orgânico (39%) e a amônia (60%). O nitrogênio orgânico corresponde a grupamentos amina. A amônia tem sua principal origem na uréia, que é rapidamente hidrolisada e raramente encontrada no esgoto bruto. As demais formas de nitrogênio são usualmente de menor importância nos esgotos afluentes a uma estação de tratamento.

O solo é um corpo natural complexo e dinâmico, resultante da atuação conjunta de muitos fatores de formação, como clima, organismos vivos, material de origem, relevo e tempo (SOUSA et al., 1999).

O N presente no solo encontra-se nas formas: orgânicas sendo que 98% do N total é provenientes dos restos culturais e da matéria orgânica, e em formas minerais, especialmente como NO_3^- (nitrato) e NH_4^+ (amônio) na solução do solo e adsorvido aos coloides, e em formas gasosas combinadas, tais como NH_3 (amônia), N_2O (óxido nitroso) e NO (óxido nítrico); das formas relacionadas às mais importantes são as amoniacais, nítricas e as orgânicas.

No solo as formas orgânicas passam pelo processo denominado amonificação, a amônia produzida é dissolvida na água do solo onde se combina com prótons para formar o íon amônio, também no solo os micro-organismos utilizam as proteínas e os aminoácidos como fonte para suas próprias proteínas e liberam o excesso de nitrogênio sob a forma de amônio (NH_4^+) (ALFAIA, 2006).

Da quantidade total de N presente no solo, apenas cerca de 2% encontra-se disponível às plantas (DUARTE, 2006).

Os efluentes sanitários aplicados no solo liberam carbono, nitrogênio e outros componentes simples durante o processo de decomposição, retornando para a atmosfera gases como CO_2 , NH_3 , N_2 .

Nas plantas, o nitrogênio tem papel fundamental no metabolismo, pois faz parte da clorofila, molécula chave do processo fotossintético sendo utilizado na síntese de proteínas e outros compostos orgânicos (DIAS et al., 2011).

2.2 - Princípios de remoção de nutrientes pelo sistema de tratamento por rampa de escoamento superficial

No sistema de escoamento superficial a remoção do nitrogênio depende de fatores como a espessura do filme biológico, textura, estrutura e conteúdo orgânico do solo, tempo de detenção, frequência de aplicação, tipo e quantidade da cobertura vegetal.

As reações necessárias para a remoção de nitrogênio interferem sobre outros parâmetros físicos e químicos, de forma que a análise conjunta destes dados torna-se importante para se determinar o destino dos compostos de nitrogênio ao longo da rampa de escoamento superficial.

Os mecanismos responsáveis pela remoção de nitrogênio nos sistemas com escoamento superficial incluem a absorção pelas plantas, lixiviação, nitrificação-desnitrificação e a volatilização da amônia.

De acordo com Smith & Schroeder (1985), a remoção de nitrogênio orgânico é relativamente independente do tempo e da taxa de aplicação porque o nitrogênio orgânico está principalmente associado aos sólidos do esgoto que são removidos rapidamente nos primeiros metros da rampa.

A taxa de aplicação do efluente na rampa de escoamento superficial e o clima da região interferem diretamente no grau de remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) (CORAUCCI FILHO, 1992; ARAÚJO, 1998).

Sabe-se que as plantas remove de 20% a 30% de nitrogênio, e que a remoção está diretamente relacionada às seguintes características: profundidade do sistema radicular, da taxa de aplicação do N, da taxa de infiltração de água no solo.

Segundo Khalid et al. (1978), no sistema de escoamento superficial a volatilização da amônia ao longo do terreno é inferior a 5%.

O processo de nitrificação é afetado pela quantidade de oxigênio disponível, pela taxa de aplicação, pelo pH e pela temperatura. A razão entre os períodos úmidos e secos controla a disponibilidade de oxigênio no meio e o tempo necessário para a realização da nitrificação. A desnitrificação está relacionada ao grau de tratamento do efluente, sendo que quanto maior a DBO afluente, maior a desnitrificação devido à ação da matéria carbonácea. Esta razão é inversamente proporcional à remoção de nitrogênio amoniacal, quanto mais longo for o período úmido em relação ao período seco, mais elevada será a remoção de amônia; a taxa de aplicação é outro fator que é inversamente proporcional à remoção de amônia (von SPERLING, 2005).

O fósforo total nos esgotos domésticos apresenta-se na forma de fosfatos, nas seguintes formas: inorgânica (polifosfatos e ortofosfatos) e orgânica (ligada a compostos orgânicos) (IAWQ citado por Von SPERLING, 2005).

Em esgoto sanitário, o fósforo aparece, principalmente, como fósforo orgânico, polifosfato e ortofosfato. O fósforo orgânico provém das excreções humanas e de animais, como também de restos de alimentos. Quando os compostos orgânicos sofrem decomposição biológica, dão origem a ortofosfatos. Enquanto, os polifosfatos têm origem, geralmente, nos detergentes (MARCHETTO et. al., 2003).

A remoção do fósforo pode ocorrer por meio da adsorção ao solo e da absorção pelas plantas e pela população microbiana. O fósforo se encontra principalmente, na forma de ortofosfato e é adsorvido por minerais argilosos e na matriz de certos solos orgânicos, o que o torna resistente à lixiviação (von SPERLING, 2005).

Segundo Malavolta (2006) o fósforo (P) possui papel importante na transferência de energia da célula, na respiração e na fotossíntese. No solo o P encontra-se na forma de compostos fosfatados e sua disponibilidade pode ser estimada por meio do quociente do P-lável (fração fracamente adsorvida) com o P-disponível (fração solúvel) essa razão é chamada de capacidade tampão de fosfatos, que representa a habilidade do solo em manter certo teor de fósforo na solução do solo (P-disponível). A capacidade tampão de fosfatos e a capacidade máxima de adsorção de fósforo pelo solo apresentam estreita correlação com o fósforo-remanescente (P-rem).

O P-rem representa a quantidade do P-adicionado ao solo que fica na solução de equilíbrio após definido tempo de contato com o solo. Sua determinação auxilia na interpretação da disponibilidade de P possibilitando inferir sobre a capacidade tampão do solo. O valor obtido para o P-rem pode ainda estimar o nível crítico do P-disponível e a declividade do P-disponível como função do P adicionado ao solo, além de permitir estratificar com maior segurança a interpretação das análises de solos e as recomendações de adubação (SAADI, 2000 apud SAMPAIO et al., 2011).

2.3 - Importância das gramíneas na cobertura da rampa de escoamento superficial para a remoção de nutrientes

De acordo com Cerqueira (2004), os sólidos depositados na superfície da rampa alteram o estado físico do solo, modificando a característica do agregado e a permeabilidade do solo e o movimento de água no seu interior. Estas condições permitem à vegetação se desenvolver rapidamente.

A retirada do nitrogênio do sistema através da assimilação pelas plantas está diretamente relacionada à produtividade e, se o objetivo for maximizar a sua retirada, a seleção da vegetação da cobertura deve recair sobre as espécies que apresentam alta produtividade de matéria seca, como gramíneas perenes e leguminosas (METCALF & EDDY, 1991).

A avaliação da composição químico-bromatológica da gramínea fertirrigada com esgoto doméstico é fundamental para o controle da eficiência do tratamento, pela remoção de macro e micronutrientes pela cultura e seu uso na alimentação de animais (FONSECA et al., 2001).

Na Tabela 9 tem-se a composição químico-bromatológica da gramínea Tifton 85, sob diferentes tempos de rebrota e níveis de aplicação de N.

Tabela 9 - Produção e teores de proteína bruta na gramínea Tifton 85 em diferentes idades quando submetido a diversos níveis de adubação nitrogenada em duas épocas do ano.

Rebrota semanas	Níveis de N (kg/ha /ano)									
	0		100		200		400		600	
	MS (t/ha)	PB (%)	MS (t/ha)	PB (%)	MS (t/ha)	PB (%)	MS (t/ha)	PB (%)	MS (t/ha)	PB (%)
Época das águas										
2	1,9	7,3	3,9	9,0	6,5	10,1	8,7	12,8	10,4	17,6
4	5,0	7,8	7,8	9,6	9,9	10,9	12,9	13,3	14,3	16,8
6	6,3	6,9	8,3	9,0	10,7	9,8	14,6	12,2	17,8	14,6
Época das secas										
2	0,7	7,0	1,5	8,8	2,4	8,5	2,5	9,7	3,3	12,8
4	1,0	7,8	2,5	8,6	4,2	11,0	5,3	13,6	5,8	15,8
6	1,6	7,3	3,2	9,3	4,0	11,2	5,8	11,4	5,3	13,5

MS= massa seca, PB= proteína bruta

Fonte: Adaptado de Alvim et al. (1997).

As gramíneas apresentam grande capacidade de adaptação a diferentes ambientes, além disso, conciliam diversas características desejáveis para o tratamento de efluentes por escoamento superficial como: alta produtividade; grande participação de folhas na massa total (20%); alta densidade populacional de perfilhos (11.000 m⁻²); rápida formação do estande inicial da pastagem, em função do vigoroso crescimento dos rizomas e estolões, ocupando rapidamente o solo; grande flexibilidade de uso (pastejo, feno, silagem ou pré-secado); baixa susceptibilidade a doenças e razoável tolerância à cigarrinha das pastagens; adaptação a vários tipos de solos e a uma grande diversidade de climas; alta capacidade de resposta às fertilizações; alto valor alimentício, em função de apresentar elevados

níveis nutricionais e uma boa digestibilidade (55 a 60%) em relação às outras gramíneas (TONATO & PEDREIRA, 2008).

Os principais fatores climáticos que afetam a composição bromatológica e, conseqüentemente, o valor nutritivo das forragens são a luminosidade, temperatura e umidade.

A temperatura constitui o principal fator ambiental que influencia a qualidade da gramínea, de modo direto e indireto, afetando, principalmente, a fotossíntese e a evapotranspiração da planta e, conseqüentemente, os processos de absorção e translocação de nutrientes (SILVA, 1995).

De acordo com Weigand (1998), citado por Pinheiro (2002), a diminuição da produção das gramíneas, na época seca (inverno), é muito influenciada pelas menores temperaturas de inverno e o menor fotoperíodo, o que proporciona menor crescimento.

A luminosidade afeta o desenvolvimento e florescimento das gramíneas, de modo que o seu efeito pode ser dividido em três diferentes componentes: (a) a resposta ao comprimento de radiação recebida; (b) a qualidade de luz e (c) a irradiação. Esses três componentes interagem durante todo o crescimento da planta, principalmente no momento de florescimento (SORIA, 2002).

No entanto se a temperatura média anual de verão for superior a 24°C, e de inverno acima de 15°C, características das regiões tropicais e subtropicais, o fator temperatura deixa de ser um item limitante e as condições hídricas assumem papel preponderante na fenologia das plantas.

O uso da irrigação e de insumos empregados, principalmente o nitrogênio, em gramíneas, elimina ou reduz drasticamente, os efeitos de produção estacional de forragem, já que em condições naturais e normais de precipitação pluviométrica, sua produção se resume a um período máximo de quatro meses, durante todo o ano (RODRIGUES et al., 2005).

Segundo Queiroz et al. (2001), o capim Tifton-85 apresenta melhor desempenho agrônômico, utilizando rampas de tratamento de águas

residuárias por escoamento superficial, com produtividade acumulada de matéria seca de 17,77 t.ha⁻¹.

Estudos citados por Souza (2005) mostram que a produtividade (t/ha) de culturas irrigadas com esgotos tratados foi superior de 15 a 30% às culturas irrigadas com água de abastecimento e solo adubado com NPK, demonstrando a viabilidade da aplicação do esgoto na fertirrigação.

2.4 - Transformações do nitrogênio em condições aeróbias e anaeróbias

O nitrogênio disposto no solo pelo efluente doméstico passa por importantes processos de transformação, buscando disponibilizá-lo nas diversas formas, as quais permitem que os mecanismos de remoção cumpram suas funções. Esses processos constituem-se, basicamente, na nitrificação e desnitrificação (PAGANINI, 1997).

Em condições anaeróbias, a amônia e o nitrogênio orgânico liberados durante a degradação da matéria orgânica são utilizados para o desenvolvimento dos micro-organismos. Ocorre o processo biológico de oxidação-redução, denominado desnitrificação, no qual o nitrato serve como receptor de elétrons e os compostos de carbono como fonte de energia, acumulando N na forma amoniacal (Von SPERLING, 2005).

A matéria orgânica não serve somente como fonte de energia para a desnitrificação bacteriana. Ela também aumenta a demanda de oxigênio, incrementando, assim, as condições anaeróbias favoráveis à desnitrificação (KEMP *et al.*, 1978; LEE & PETERS, 1978; REED, 1972).

2.5 - Mineralização do nitrogênio

A mineralização da matéria orgânica do solo, da qual fazem parte a amonificação e a nitrificação, transformam em média 2% a 5% do N-orgânico por ano, processo que pode ser influenciado pelo uso e manejo do

solo e pela existência de menores valores de pH, que ocorrem nestas condições (MOREIRA E SIQUEIRA, 2002).

A mineralização é definida como a passagem do N de formas orgânicas para formas inorgânicas, por meio da ação de micro-organismos. A mineralização do nitrogênio orgânico contido nos resíduos, assim como muitos outros processos bioquímicos, é diretamente influenciada pelas propriedades químicas e físicas do solo, pelas origens e características dos resíduos, pelas taxas de aplicação e pelos fatores climáticos (ROBINSON *et al*, 2002; BARBARIKA *et al*, 1985).

A utilização de NH_4^+ e de NO_3^- , pelas plantas e por micro-organismos do solo é denominada de assimilação e imobilização, respectivamente. O N combinado é novamente devolvido à atmosfera como óxido nitroso (N_2O) e N_2 molecular, através da desnitrificação biológica, completando, assim, a dinâmica de N na natureza (STEVENSON, 1986; BARBER, 1984).

O nitrogênio presente no esgoto novo se encontra nas formas de proteína e uréia. Em meio aeróbio, as bactérias oxidam biologicamente o nitrogênio presente primeiramente em amônia, depois em nitritos, e em seguida em nitratos.

Bactérias autotróficas nitrificantes, como as dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* obtêm energia pela oxidação da amônia ou nitrito.

A presença de NO_3^- indica uma poluição já antiga e raramente excede $1,0 \text{ mg l}^{-1}$ no esgoto ou $0,1 \text{ mg l}^{-1}$ nas águas de superfície. O nitrato é a forma final de uma estabilização e podem ser utilizados, por algas ou outras plantas, para sintetizar proteínas.

As plantas tendem a utilizar o nitrato como fonte de nitrogênio para a síntese de proteínas devido à mobilidade no solo. Os íons amônia poderiam ser fontes de nitrogênio mais eficientes, pois necessitam de menor quantidade de energia para serem incorporadas às proteínas. No entanto, estes íons são carregados positivamente e normalmente estão ligados às argilas do solo, que são carregadas negativamente, e os íons nitrato são

carregados negativamente e não estão ligados no solo, pois estão eletricamente carregados com cargas de mesmo sinal que se repelem aumentando a mobilidade do nitrato no solo (TORTORA, 2000).

Em solos inundados, a nitrificação ocorre nos primeiros milímetros da superfície de contato com o ar, indo ao limite da camada aeróbia-anaeróbia da lâmina d'água-solo. Assim, a nitrificação depende também da profundidade da lâmina d'água, do tempo de permanência da mesma sobre o solo, dos períodos de rega e da estrutura do solo, já que a difusão do oxigênio faz-se 10^4 vezes mais rápida pelo ar do que pela massa líquida (CARLSON *et al.*, 1974; KIPNIS *et al.*, 1978).

Segundo Metcalf & Eddy (2003), o nitrogênio amoniacal existe nas soluções aquosas, tanto como íon amônio (NH_4^+) ou amônia gasosa (NH_3), depende do pH da solução.

A distribuição das espécies de amônia em função do pH se dá conforme a Figura 19.

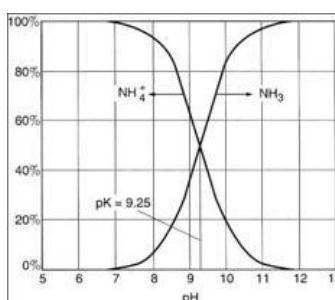


Figura 19 - Espécies de nitrogênio amoniacal X pH

Fonte: METCALF & EDDY (2003)

Ainda de acordo com Metcalf & Eddy (2003), o pH ótimo para a nitrificação está entre 7,5 e 8,0, sendo que reduções de até 20% na velocidade de reação podem ser esperadas para pH próximo de 6,0.

Outros fatores também afetam sobremaneira a volatilização de N-NH_3 como a temperatura, a umidade, as trocas gasosas, a taxa de evaporação de água, o conteúdo de água no solo, o pH, o poder tampão, a capacidade

de troca catiônica, a classe textural e a atividade da urease (FRENEY ET AL., 1985; HARGROVE, 1988; BYRNES, 2000).

2.6 - Mecanismos de remoção do nitrogênio

Disponibilizado o nitrogênio nas suas diversas formas utilizável, ocorrem os mecanismos de remoção, que se constituem em assimilação, volatilização e lixiviação (PAGANINI, 1997).

A assimilação pode efetivar-se sob duas formas: assimilação por micro-organismos e assimilação pela cultura vegetal de cobertura (NH_4^+ e NO_3^-). A assimilação microbiana está, principalmente, associada à utilização do carbono, durante o crescimento dos micro-organismos. No entanto, a maior parte deste retornará à fase líquida, devido à amonificação, pela morte das células.

A assimilação pela vegetação de cobertura varia sazonalmente, e só ocorre a efetiva remoção do nitrogênio se a colheita é feita sistematicamente. As estimativas de remoção de nitrogênio em sistemas de escoamento superficial em plena operação estão entre 200 e 400 kg ha⁻¹ ano⁻¹. Esse valor, representado em percentuais, varia de 6 a 25% do nitrogênio aplicado assimilado pela cobertura vegetal (FRANCO, 1992; KRUZIC & SCHROEDER, 1990).

A perda de N por lixiviação ocorre como consequência dos processos de transferência do N em profundidade com a água de percolação, estando muito relacionada com a permeabilidade dos solos. Nas rampas de escoamento superficial a lixiviação tende ser pequena ou nula devido as características do solo propício para sua construção, que segundo a recomendação seria solo argiloso com baixa condutividade hidráulica.

A lixiviação depende de fatores como a concentração de nitrato no solo, a permeabilidade do solo, a intensidade e frequência das chuvas e a

intensidade e frequência da aplicação dos esgotos no solo (CARLSON *et al.*, 1974; PAGANINI, 1997).

O nitrato é um ânion normalmente repelido pela superfície negativa das partículas do solo e, conseqüentemente, facilmente lixiviado do solo, podendo tal fato comprometer o sincronismo entre o N mineral disponível no solo e a cinética de absorção pelas plantas (BASSO E CERETTA, 2000; CARTRON E WEIL, 1998).

Matos *et al.*, (2004), avaliando a mobilidade de nitrato em solos de rampas de tratamento de águas residuárias, verificaram que as maiores diferenças nas concentrações de nitrato foram observadas a partir da camada de solo de 20 a 30 cm, sabidamente a de maior concentração radicular, indicando que grande parte do ânion, disponibilizado em superfície, foi detectada abaixo da camada de maior absorção pelas plantas, tornando-se, dessa forma, mais susceptível à lixiviação profunda.

A volatilização e a desnitrificação são os mecanismos que permitem a remoção do nitrogênio por meio do lançamento direto na atmosfera, do gás amônia e do gás nitrogênio (inerte). A desnitrificação ocorre em solos alagados, onde se encontra pouco oxigênio disponível. Na ausência de oxigênio como aceptor de elétrons, as bactérias desnitrificantes convertem o nitrato em nitrogênio gasoso (TORTORA, 2000).

As perdas de nitrogênio aplicado no solo, por volatilização de amônia, foram relatadas por MOAL *et al.*, (1995) e SOMMER e HUTCHINGS (2001) na faixa de 5% a 75%; a amplitude de variação da faixa encontrada por estes autores se deve a diversos fatores climáticos (velocidade do vento, temperatura, umidade relativa do ar, precipitação) e as características físico-químicas dos efluentes (concentração de N amoniacal e pH).

É possível estimar as perdas por volatilização de amônia do solo, por meio de métodos diretos ou indiretos. Métodos diretos necessitam de aparelhos específicos que podem dificultar sua prática. Já os métodos indiretos, que podem ser efetuados por meio do uso de fertilizante isotopicamente marcado (^{15}N), apresentam alto custo. Os sistemas fechado-

estático, fechado-dinâmico e semi-aberto estático são utilizados nas determinações pelos métodos diretos (LARA CABEZAS & TRIVELIN, 1990).

2.7 - Dinâmica do fósforo quando aplicado via esgoto no solo

De acordo com Malta (2009), as diferenças das dinâmicas de nitrogênio e fósforo, se devem à ausência de alguns fluxos como: volatilização, desnitrificação, fixação biológica e por processos de transformação, que ocorrem no nitrogênio e não ocorre no fósforo.

O fósforo é um elemento essencial, de baixa solubilidade no meio, não tóxico e é classificado como macronutriente, em função das altas concentrações necessárias para o desenvolvimento e rendimento das plantas e animais. O P total do solo pode ser encontrado nas formas orgânicas e inorgânicas, ligado à matéria orgânica ou no protoplasma celular, como polifosfatos e como ortofosfato inorgânico solúvel, que é a forma disponível para o metabolismo microbiano. Uma das principais funções do fósforo em organismos vivos está na transferência de energia nas células por meio de ATPs. Além disso, estimula o crescimento e acelera a maturação das plantas (MATOS, 2007).

Os aportes de fósforo são devidos à aplicação de adubos minerais e adubos orgânicos, pela deposição atmosférica e pelo retorno dos resíduos culturais. Suas perdas estão relacionadas à remoção da cultura, lixiviação e escoamento superficial (MALTA, 2009).

Com a adição de fertilizantes fosfatados, há uma intensa transferência de íons fosfato da solução para a fase sólida, onde este elemento está mais estável, através do processo conhecido como sorção. O processo de sorção compreende os processos de adsorção por forças físicas (complexos de esfera externa) e químicas ou específicas (complexo de esfera interna), além da precipitação e a polimerização (McBride, 1994). O processo mais importante para o fósforo é a adsorção química ou específica com óxidos de

Fe e Al, onde os grupos OH^- e OH_2^+ ligados monoco-ordenadamente ao metal (Fe ou Al) são trocados pelo fosfato (PARFITT, 1978).

O fósforo, em função da adsorção específica na superfície dos óxidos, tem sua dinâmica bastante alterada, podendo ser liberado para a solução do solo à medida que há redução do Fe da sua estrutura (VAHL, 1999).

Os solos das regiões tropicais quase sempre apresentam elevada capacidade de adsorção e baixos teores de fósforo. As formas de fosfato prontamente disponíveis são os ortofosfatos. Os polifosfatos são moléculas muito complexas que devem passar pela hidrólise para se tornarem disponíveis.

Várias reações estão envolvidas nesta limitação de disponibilidade, como a precipitação (formação de nova fase ou composto definido), a adsorção (reação na interface sólido/solução) e a difusão nas imperfeições dos cristais (PARFITT, 1989; ALMEIDA et al., 2003).

De modo geral, mesmo que os teores totais de fósforo no solo sejam altos, em relação às necessidades da planta, apenas uma pequena fração deste tem baixa energia de ligação que possibilita sua dessorção e disponibilidade às plantas (MOREIRA E SIQUEIRA, 2002).

De acordo com Miranda et al.,(2002) a concentração de fósforo tende a ser alta nas primeiras camadas do perfil do solo, diminuindo com o aumento da profundidade.

O principal mecanismo de transporte do fósforo no solo é a difusão, que é influenciada por vários fatores, tais como: o conteúdo volumétrico de água no solo, a interação fósforo coloide do solo, a distância a percorrer até as raízes, o teor do elemento e a temperatura do solo. Em geral, são registrados valores muito baixos de transporte de fósforo, em razão de sua forte interação com os coloides do solo, especialmente em solos tropicais muito intemperizados (KAMPF e CURY, 2003; AZEVEDO et al., 2004).

A remoção de fósforo pelo sistema de escoamento superficial ocorre por sedimentação e adsorção no solo, da absorção pelas plantas, pela precipitação química e pela biomassa microbiana presente no solo.

Geralmente, a taxa de remoção não é elevada, devido ao rápido contato entre o efluente e o solo, o que dificulta o processo de absorção.

Segundo Paganini (1997), o grau de remoção do fósforo, realizável por sistemas de disposição no solo, depende do grau de contato entre o esgoto e a matriz do solo. Em solos com baixa permeabilidade, como os utilizados no sistema de tratamento de efluentes por escoamento superficial, a água residuária escoou pela superfície, sem ter praticamente contato com a matriz do solo e com os sítios de adsorção do fósforo. Assim, devido ao contato limitado com o solo, as remoções de fósforo alcançadas pelo sistema de escoamento superficial variam de 40 a 60% (EPA, 1981).

Segundo Wen *et al.*, (2007), a ação sobre o fósforo envolve diversos mecanismos como adsorção, precipitação química, imobilização na forma de compostos orgânicos e remoção pela vegetação. Nesse caso, tem-se que o fósforo passa a ser utilizado no metabolismo da planta durante seu crescimento, indicando que a remoção desse nutriente está ligada à retirada da massa vegetal do sistema de tratamento.

Loures *et al.*, (2006) avaliaram a eficiência do sistema de tratamento de efluentes sanitários por escoamento superficial em um Argissolo vermelho-amarelo Câmbico, com taxa de aplicação $0,48 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$, e verificaram que a eficiência de remoção do fósforo foi de 10,6%, para rampa de 10 m de comprimento e declividade de 2%.

2.8 - Equações utilizadas para estimar o balanço de N e P disposto no solo

A construção de um modelo de balanço de nutrientes necessita de um conhecimento minucioso dos processos e das possíveis transformações em equações simplificadas, que representem as transformações e suas formas, da maneira mais realista possível.

Para o entendimento do balanço da dinâmica de nutrientes, consideram-se as entradas (aporte de nitrogênio no solo), as saídas

(remoção pela cultura, as perdas de nitrogênio no solo para atmosfera e para os corpos hídricos) e os processos que ocorrem no solo.

De acordo com a EMBRAPA (2002), a fixação biológica de nitrogênio é expressiva apenas para a cultura da soja, para as condições brasileiras.

Segundo a FAO (2003), a deposição atmosférica de nitrogênio pode ser obtida pela equação empírica:

$$\text{Natm} = 0,14 \times P^{0,5} \quad (\text{equação 1})$$

Em que:

Natm = deposição atmosférica mensal de nitrogênio ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$);

P = precipitação ($\text{mm} \cdot \text{mês}^{-1}$).

A determinação do nitrogênio volatilizado proposto pela FAO e IFA (2004) é dado pela equação:

$$\%VA = e^{-(f_{tc} + f_{ta} + f_{ph} + f_c + f_{ctc} + f_{tf})} \quad (\text{equação 2})$$

Em que:

%VA = percentual de volatilização de nitrogênio;

Ftc = fator característico de acordo com o tipo de cultura;

Fta = fator para o tipo de aplicação;

Fph = fator referente ao nível de pH do solo;

Fc = fator referente ao clima característico da região;

Fctc = fator referente à capacidade de troca catiônica do solo;

Ftf = fator referente ao tipo de fertilizante.

Os valores para estes diferentes fatores podem ser observados na Tabela 10.

Tabela 10 – Valores recomendados para os fatores de volatilização.

Tipo de cultura	Fator
Culturas em geral	-0,045
Gramíneas	-0,158
Cultura inundada	0
Métodos de aplicação	Fator
Lançamento superficial	-1,305
Incorporado	-1,895
Aplicado na forma líquida	-1,292
CTC do solo	Fator
CTC<16	0,088
16<CTC<24	0,012
24<CTC<32	0,163
CTC>32	0
Clima	Fator
Tropical	0
temperado	-0,402
pH do solo	Fator
pH<5,5	-1,072
5,5<pH<7,3	-0,933
7,3<pH<8,5	-0,608
pH>8,5	0
Tipo de fertilizante	Fator
Sulfato de amônia	0,429
Ureia	0,666
MAP	-0,622
DAP	0,182
Adubo orgânico	0,955
Urina	0,747
Ureia +DAP	0,803
Nitrato de amônia	-0,35
Amônia anidra	-0,35
Nitrato de cálcio	-1,585

FONTE: FAO e IFA (2004)

Ainda de acordo com FAO e IFA (2004), podem-se estimar as taxas de desnitrificação pela equação:

$$\%PNV = e^{(f_{cm}+f_{tc}+f_{ts}+f_{mo}+f_{ds}+f_{ph}+f_c+f_{ctc}+f_{tf})} \quad (\text{equação 3})$$

Em que,

%PNV = perdas de nitrogênio por desnitrificação (kg.ha⁻¹);

F_{cm} = fator constante do modelo igual a -0,414;

F_{tc} = fator característico para cada tipo de cultura;

F_{ts} = fator característico para a textura do solo;

Fmo = fator conteúdo de carbono orgânico;
 Fds = fator drenagem do solo;
 Fph = fator referente ao nível de pH do solo;
 Fc = fator característico ao clima da região;
 Fctc = fator referente à capacidade de troca catiônica do solo;
 Ftf = fator referente ao tipo de fertilização.

Os valores para estes diferentes fatores podem ser obtidos na Tabela 11.

Tabela 11 – Valores recomendados para os fatores de desnitrificação.

Tipo de cultura	Fator
Gramíneas	-1,268
Leguminosas	-0,023
Arroz	-2,536
Outras	0
Textura do solo	Fator
Grossa	-0,008
Media	-0,472
Fina	0
pH do solo	Fator
pH<5,5	0
5,5<pH<7,3	0,109
pH>7,3	-0,352
Clima	Fator
Tropical	0
Temperado	-0,402
Conteúdo de carbono	Fator
<1	0
1 – 3	0,140
3 – 6	0,580
>6	1,045
Drenagem do solo	Fator
Boa	-0,420
Ruim	0
Tipo de fertilizante	Fator
Uréia	0,0051
Adubo orgânico	0,0021
Adubo NPK	0,0065
Nitrato de amônia	0,0061
Amônia anidra	0,0056

Fonte: FAO e IFA (2004).

Para estimar as perdas por lixiviação Smaling e Fresco (1993), sugerem a seguinte equação:

$$PI = 0,021 \times P - 3,9 \quad \text{se o conteúdo de argila} \leq 35\% \quad (\text{equação 4})$$

$$PI = 0,014 \times P - 0,71 \quad \text{se } 35\% < \text{ conteúdo de argila } < 55\% \quad (\text{equação 5})$$

$$PI = 0,0071 \times P - 0,54 \quad \text{se o conteúdo de argila} \geq 55\% \quad (\text{equação 6})$$

Em que:

PI = percentual de nitrogênio perdido por lixiviação;

P = precipitação anual (mm).

Na dinâmica do fósforo o aporte devido à deposição atmosférica pode ser estimado de acordo com a FAO (2003) pela equação:

$$Patm = 0,053 \times P^{0,5} \quad (\text{equação 7})$$

Em que,

Patm = deposição atmosférica mensal de fósforo ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$);

P = precipitação ($\text{mm} \cdot \text{mês}^{-1}$).

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 – Descrição do local e da ETE

O trabalho foi realizado na Estação de Tratamento de Esgoto da Companhia de Saneamento de Minas Gerais – COPASA, denominada ETE–APAC, localizada no município de Santa Luzia, MG, latitude 19°46'11" sul e uma longitude 43°51'05" oeste, estando a uma altitude de 751 metros, temperatura média anual de 21,45 °C. A precipitação média anual é de 1477,3 mm, com estação chuvosa entre outubro e março, sendo dezembro o mês mais chuvoso, com precipitação média de 333,8 mm e estação seca de abril a setembro, sendo junho o mês mais seco, com precipitação média de 7,8 mm (TEMPO AGORA, 2012).

A ETE–APAC possui tratamento preliminar composto pelas unidades de gradeamento, desarenador e medidor de vazão tipo Calha Parshall; seguidos de um reator anaeróbio de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB), e posteriormente, de um sistema de escoamento superficial (Figura 20).



Figura 20 - Detalhe da instalação das calhas para regularização da vazão e calha de distribuição no início da rampa de Escoamento Superficial utilizada na pesquisa.

A rampa de escoamento superficial tem 27 m de largura e 36 m de comprimento e declividade de 5%. A cada 6 m, ao longo do comprimento da rampa de escoamento superficial, foi colocada, na direção da largura da rampa, calha pré-fabricada de cimento, com 20 cm de largura e 15 cm de profundidade, para distribuir uniformemente toda a vazão, reduzindo as áreas mortas e a formação de canais preferenciais ao longo da rampa. O primeiro plantio da gramínea Tifton 85 ocorreu em 17 de julho de 2010 e o replantio foi feito em agosto de 2010, visando obter melhor uniformidade de plantas ao longo da rampa de escoamento superficial. Não foi feita nenhuma correção, nem preparo do solo para plantio. O solo da rampa de escoamento superficial foi analisado no Laboratório de Solos do IFMG- Campus Bambuí e classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo Ácrico câmbico, de classe textural argilosa.

Na rampa onde foi realizada a pesquisa, havia sido plantado, anteriormente ao plantio da gramínea Tifton 85, o Coastcross, que aparentemente não havia se desenvolvido adequadamente. No entanto, durante a condução do experimento, verificou-se que as duas gramíneas estavam presentes em toda a extensão da rampa de escoamento superficial, ocorrendo ainda presença de pragas, que foram removidas por capina manual, durante a condução da pesquisa, contudo predominou a gramínea Tifton 85.

Na tabela 12 são apresentadas as características do efluente de alimentação da rampa.

Tabela 12 – Características de alimentação da rampa de escoamento superficial

Característica operacional	Mínima	Média	Máxima
Vazão afluyente rampa (L.s ⁻¹)	0,004	0,500	2,95
Vazão aplicada (m ³ .h ⁻¹)	0,0144	1,800	10,62
Vazão efluente rampa (L.s ⁻¹)	0,003	0,360	1,800
Taxa de aplicação (m ³ .m ⁻¹ .h ⁻¹)	0,0005	0,067	0,410
Carga hidráulica (cm.dia ⁻¹)	0,0333	4,35	27,23

Nota: A rampa foi operada em regime hidráulico transiente (vazão variável ao longo do dia)

O experimento foi conduzido de setembro de 2010 a julho de 2011 sendo divididos em chuvoso e seco.

As amostras foram tipo semi-compostas, coletadas com béquer de plástico de 500 ml, em cada uma das calhas ao longo da rampa.

Para amostrar o solo, foram utilizadas amostras compostas coletadas em 3 pontos aleatórios de cada uma das seis faixas da rampa de escoamento superficial, utilizando o trado em duas profundidades (0-15 cm e 15-30 cm). Nas amostras de solo, foram determinados: carbono e fósforo na biomassa microbiana (Método da Fumigação), características químicas e físicas, e concentrações de NH_4^+ e NO_3^- (Método da destilação a vapor).

3.2 - Análises de Nitrogênio e Fósforo

As análises de nitrogênio e fósforo foram realizadas no solo da rampa de escoamento superficial, na gramínea, na biomassa microbiana do solo. Também foi analisada a quantidade de nitrogênio volatilizado.

Para cada período antes dos cortes da gramínea foram coletadas amostras do efluente, às 9 e 14 horas, ao longo da rampa, em 7 pontos, assim distribuídos: entrada da rampa e a cada 6 m a partir do ponto de lançamento, até a saída da rampa.

Para a avaliação do balanço de nitrogênio na rampa de escoamento superficial, foram instaladas, em pontos aleatórios ao longo da faixa a cada 6 m, câmaras semiabertas para coleta do nitrogênio volatilizado.

Para a determinação do nitrogênio volatilizado, foram utilizados absorvedores de espuma semelhantes aos usados por TRIVELIN & MANZONI (2002). As espumas usadas nos absorvedores tinham dimensão de 14 x 14 cm e densidade de 20 kg.m^{-3} e foram embebidas em 11 mL de ácido fosfórico (0,5 N). Em seguida, foram colocadas sobre placas de PVC de 15 x 15 x 0,2 cm e envolvidas por uma camada de fita de politetrafluoroetileno (fita veda-rosca), que é permeável à amônia e

impermeável à água, Figura 21. Os absorvedores foram armazenados em sacos plásticos, até o momento da sua colocação nas faixas da rampa de escoamento superficial, para evitar contaminação com a NH_3^+ presente no ambiente.



Figura 21- Coletores semi-abertos utilizados para determinar perdas de nitrogênio por volatilização da amônia.

As esponjas coletoras permaneciam na rampa de escoamento superficial, por 24 horas, a cada ciclo de coleta de dados de dezembro de 2010 a julho de 2011.

A amônia retida nas esponjas foi extraída com, pelo menos, quatro lavagens sucessivas, com uma solução de KCl a $1,0 \text{ mol.L}^{-1}$, seguidas de compressão, e o volume final completado a 500 ml com solução de KCl. O destilado foi recolhido em solução de ácido bórico indicador e titulado com solução padronizada de H_2SO_4 (CANTARELLA et al., 1999).

Para análise de fósforo adsorvido ao solo foram coletadas amostras na camada superior do solo, até a profundidade de 30 cm.

Na rampa de escoamento superficial, foram analisados carbono e fósforo na biomassa microbiana no solo, a cada 30 a 35 dias, pelo método de fumigação. As análises na biomassa microbiana foram realizadas no laboratório de microbiologia DMB/UFV.

Foram realizados cortes da forragem a cada 30 a 35 dias e realizadas avaliações de massa verde (MV) e seca (MS) e acúmulo de nitrogênio e fósforo pelas plantas (ANP).

A gramínea Tifton 85 foi cortada a uma altura de 10 cm, conforme Hodgson e Silva (2002), medidos em relação ao nível do solo, usando tesoura e quadrado de madeira, com área média de 0,5 m², em pontos localizados a cada 6 m ao longo da rampa. As amostras foram imediatamente pesadas para a determinação da massa fresca (MF), e a seguir colocadas em estufa para secagem, a 65°C, até massa constante para determinação da massa seca (MS). Após pesagem, foram moídas e acondicionadas em frascos de polietileno. Depois de realizado o corte para determinação da massa seca, produtividade e valor nutritivo, o capim da área experimental foi cortado, utilizando roçadeira manual, a uma altura de 10 cm.

Também foram realizadas análises de teores de NTK, pelo método proposto pelo Compêndio Brasileiro de Alimentação Animal (1998), semi-micro Kjeldahl para N e P utilizando espectrofotômetro, segundo recomendações de SILVA (1990) e BREMNER & MULVANEY (1982), em triplicata. As análises foram realizadas no Laboratório de Nutrição Animal do Departamento de Zootecnia (DZO) do IFMG – Campus Bambuí.

O restante da biomassa foi retirado e encaminhado ao aterro sanitário.

3.3 - Análise estatística dos dados

Realizou-se estatística descritiva das variáveis do solo, planta e efluente em resposta as estações chuvosa e seca.

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1- Remoção de nutrientes pelo sistema solo-planta-micro-organismos ao longo da rampa de escoamento superficial

Os resultados da análise estatística descritiva do comportamento do nitrogênio e do fósforo ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Estatística descritiva do tratamento por escoamento superficial de efluente doméstico quanto aos nutrientes N e P em diferentes pontos da rampa na estação chuvosa e seco

Variável	Ponto (m)	Chuvoso					Seco	
		Dez/10	Jan/11	Mar/11	Abril/11	Mai/11	Jun/11	Ju/11
NTK	3	28,9±3,5	33,5±7,8	33,0±0,0	30,0±1,4	33,5±7,8	38,0±1,4	46,0±1,4
	9	24,0±8,5	28,0±1,4	31,5±2,1	30,5±3,5	28,0±1,4	38,5±4,9	39,0±2,8
	15	22,0±2,8	26,5±0,7	31,0±1,4	27,0±1,4	26,5±0,7	28,0±0,0	31,5±0,7
	21	14,0±0,0	24,5±0,7	26,5±0,7	24,0±1,4	24,5±0,7	33,0±0,0	30,5±2,1
	27	14,0±2,8	20,5±7,8	22,5±6,4	20,5±0,7	20,5±7,7	27,0±0,0	23,5±0,7
	33	20,0±0,0	11,0±0,0	21,0±4,2	21,0±4,2	11,0±0,0	20,5±2,1	12,0±5,6
N-NH ₃	3	13,6±4,9	28,5±2,1	30,0±1,4	29,0±1,4	28,5±2,1	32,5±3,5	40,5±0,7
	9	21,0±7,1	26,0±1,4	30,0±2,8	28,0±1,4	26,0±1,4	29,5±7,8	35,5±2,1
	15	18,0±1,4	24,5±0,7	27,0±0,0	25,0±0,0	24,5±0,7	25,0±1,4	27,0±1,4
	21	11,0±0,0	22,0±0,0	24,0±1,4	22,5±0,7	22,0±0,0	27,5±2,1	27,5±3,5
	27	10,5±3,5	12,0±2,8	19,5±6,4	19,0±0,0	12,0±2,8	23,0±1,4	18,0±0,0
	33	17,5±2,1	10,0±0,0	17,0±4,2	17,0±4,2	10,0±0,0	17,5±2,1	10,0±5,6
N-NO ₃ ⁻	3	0,5±0,6	0,1±0,1	0,3±0,1	0,01±0,0	0,1±0,0	1,5±1,6	0,01±0,0
	9	1,0±0,3	0,1±0,0	0,5±0,3	0,01±0,0	0,1±0,0	0,4±0,0	0,1±0,1
	15	1,2±0,5	0,2±0,1	0,3±0,0	0,1±0,1	0,2±0,1	1,7±0,7	4,1±0,3
	21	0,9±0,1	0,5±0,0	0,9±0,1	0,4±0,1	0,5±0,0	1,3±0,4	2,9±1,9
	27	2,5±0,6	2,2±0,2	1,7±0,3	0,7±0,8	2,2±0,2	3,4±0,4	5,6±1,2
	33	0,6±0,9	2,9±0,0	2,8±0,4	2,8±0,4	2,9±0,0	5,1±0,8	7,5±1,6
N-org	3	15,3±16,4	5,0±5,6	3,0±1,4	1,0±0,0	5,0±5,6	5,5±2,1	5,5±0,7
	9	20,0±6,8	2,0±0,0	1,5±0,7	2,5±2,1	2,0±0,0	9,0±2,8	3,5±0,7
	15	16,8±2,0	2,0±1,4	4,0±1,4	2,0±1,4	2,0±1,4	3,0±1,4	4,5±0,7
	21	10,1±0,1	2,5±0,7	2,5±0,7	1,5±0,7	2,5±0,7	5,5±2,1	3,0±1,4
	27	8,0±4,1	8,5±10,6	3,0±0,0	1,5±0,7	8,5±10,6	4,0±1,4	5,5±0,7

	33	8,0±9,7	1,0±0,0	4,0±0,0	4,0±0,0	1,0±0,0	3,0±0,0	2,0±0,0
N-vol	3	3,8±1,8	8,9±1,8	6,4±1,8	6,4±1,8	8,9±1,8	24,3±27,1	7,7±3,6
	9	5,1±3,6	8,9±1,8	5,1±0,0	7,7±0,0	8,9±1,8	7,7±3,6	6,4±1,8
	15	8,9±1,8	5,1±0,0	6,4±1,8	8,9±1,8	5,1±0,0	11,5±1,8	3,8±1,8
	21	20,5±10,8	7,7±3,6	5,1±0,0	6,4±1,8	7,7±3,6	8,9±1,8	6,4±1,8
	27	15,3±0,0	8,9±1,8	6,4±1,8	8,9±1,8	8,9±1,8	8,9±1,8	3,8±1,8
	33	15,3±3,6	47,3±1,8	9,0±1,8	8,9±1,8	47,3±1,8	7,7±0,0	6,4±1,8
Fosfato	3	10,4±12,3	3,9±0,6	3,8±0,2	3,6±0,1	3,9±0,6	3,8±0,4	4,4±0,1
	9	1,2±0,1	3,8±0,4	5,4±4,1	4,8±0,9	3,8±0,4	4,0±0,1	4,1±0,2
	15	1,5±0,4	3,7±0,4	4,0±0,7	4,0±1,2	3,7±0,4	3,1±0,2	3,8±0,3
	21	0,8±0,1	3,4±0,4	2,9±0,8	3,5±0,8	3,4±0,4	3,8±0,2	3,5±0,5
	27	0,9±0,2	3,2±1,7	2,4±0,7	3,3±0,8	3,2±1,7	2,7±0,2	3,1±0,6
	33	1,0±0,3	1,8±0,0	1,9±0,4	1,9±0,4	1,8±0,0	2,2±0,1	4,9±3,9
N-solo*	3	2,1	0,7	1,2	1,0	0,7	1,2	1,7
	9	1,5	0,7	2,3	0,5	0,7	0,2	0,1
	15	2,2	0,9	2,1	0,6	0,9	0,1	0,6
	21	1,6	1,3	1,2	1,0	1,3	1,0	0,7
	27	1,8	0,8	1,9	1,0	0,8	1,2	0,7
	33	2,1	1,8	1,7	1,1	1,8	1,4	1,0
P-rem*	3	19,5	22,0	14,4	19,1	22,0	12,7	16,8
	9	14,2	20,1	18,9	14,8	20,1	11,1	13,3
	15	18,6	21,9	18,1	22,6	21,9	11,8	11,5
	21	16,6	14,4	14,3	20,8	14,4	17,6	13,8
	27	16,4	18,3	16,0	20,4	18,3	21,1	17,4
	33	18,9	21,6	16,3	16,0	21,6	12,4	15,6
P-total*	3	7,9	2,2	2,6	3,1	2,2	0,8	12,1
	9	9,1	1,5	1,6	1,5	1,5	0,6	4,7
	15	8,4	4,2	4,3	2,0	4,2	0,8	4,5
	21	1,0	0,6	1,9	3,8	0,6	0,9	0,7
	27	1,9	1,5	1,5	3,0	1,5	0,7	1,0
	33	7,0	8,6	5,5	1,4	8,6	1,6	1,4
Pbiomassa*	3	-	-	-	-	4,2	2,9	1,5
	9	-	-	-	-	4,7	4,8	3,4
	15	-	-	-	-	7,5	3,1	4,1
	21	-	-	-	-	2,6	1,9	3,9
	27	-	-	-	-	3,3	5,8	0,4
	33	-	-	-	-	6,2	0,1	5,1
Cbiomassa*	3	-	-	-	-	104,8	58,7	37,1
	9	-	-	-	-	107,6	123,9	81,9
	15	-	-	-	-	157,1	85,8	93,9
	21	-	-	-	-	61,8	42,0	84,9
	27	-	-	-	-	88,9	116,8	10,4
	33	-	-	-	-	141,3	16,1	120,6

NTK=nitrogênio total Kijedall, N-NH₄=nitrogênio amoniacal, N-NO₃=nitrogênio nitrato, Norg =nitrogênio orgânico, Nvol=nitrogênio volatilizado, Cbio= carbono na biomassa microbiana, Nsolo=nitrogênio no solo, Prem=fósforo remanescente, P= fósforo. Os valores negativos representam um acréscimo do parâmetro. Os dados com * não foi possível obter o desvio padrão pois não havia repetição nas análises das amostras.

Observando os dados apresentados na Tabela 13, verifica-se que, inicialmente, o efluente apresenta baixa concentração de nitrato, em relação ao nitrogênio orgânico e amoniacal que compõem o NTK. No efluente final,

verificou-se o aumento expressivo da forma nítrica, demonstrando que na rampa de escoamento superficial predominou a condição aeróbia e que, ao longo de todo o seu comprimento, há oxigênio disponível para o processo de nitrificação.

A remoção de nitrogênio total ao final da rampa de escoamento superficial no período seco variou de 30 a 67%, enquanto na estação chuvosa a redução foi de 36 a 53%. A redução do nitrogênio total se deve às transformações ocorridas no nitrogênio, nas formas amoniacal e orgânica, para nitrato e nitrogênio volatilizado.

A baixa remoção de fósforo, ao longo da rampa, pode ser consequência da faixa de pH do efluente próxima à neutralidade, que dificulta a sua precipitação. O incremento de fósforo observado em algumas faixas ao longo da rampa pode ter sido ocasionado pela deposição de material rico em fósforo nesta faixa do comprimento da rampa.

Verificou-se que, em dezembro, ocorreu uma situação atípica em relação ao nitrogênio orgânico, muito elevado e elevada eficiência de remoção de fosfato, acima de 90%.

Observa-se na Figura 22, que ao longo da rampa de escoamento superficial houve a redução de nitrogênio total independente da estação do ano. As concentrações iniciais estavam na faixa de 30-35 mg.L⁻¹ e as concentrações finais na faixa de 15-20 mg.L⁻¹, demonstrando que as condições climáticas não tiveram influencia na remoção do nitrogênio total.

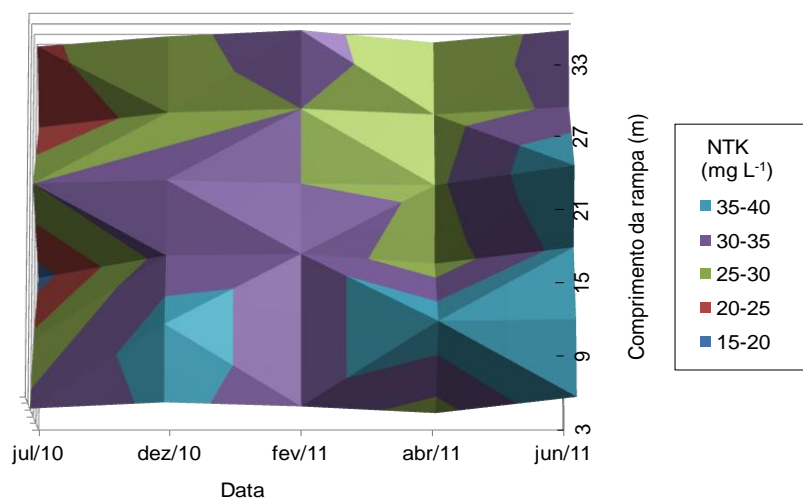


Figura 22 - Comportamento do NTK ao longo da rampa de escoamento superficial nos períodos chuvoso e seco

Avaliando o comportamento do NTK ao longo da rampa de escoamento superficial verifica-se que a redução do mesmo ocorre mais lentamente no período seco, visto que a concentração final foi observada a partir dos 6 m finais da rampa, enquanto no período chuvoso verifica-se que esta concentração era obtida a partir 15 m finais da rampa. Isso indica que houve estabilização da remoção de NTK mais rapidamente do período chuvoso.

A redução do NTK ao longo da rampa se deve aos processos de nitrificação, volatilização, adsorção e absorção.

O comportamento do N-amoniacoal pode ser observado na Figura 23.

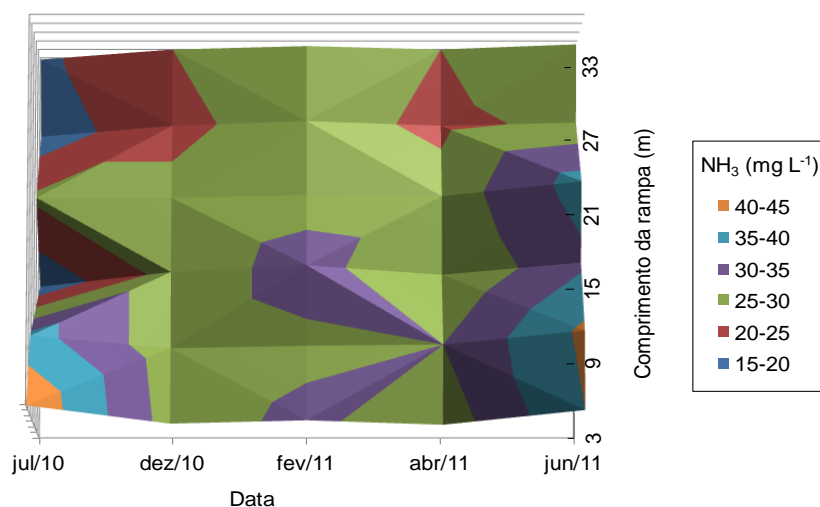


Figura 23 - Comportamento do N-amoniaco ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.

O nitrogênio amoniaco apresentou comportamento semelhante ao observado com o NTK. Ao final da rampa de tratamento foram obtidos valores de concentração que variaram de 15 a 20 mg.L⁻¹ inicialmente, após o início da aplicação do efluente doméstico de dezembro a abril verificou-se a tendência de estabilização da concentração de N-amoniaco na faixa de 25 a 30 mg.L⁻¹. De abril a junho, no entanto foi verificada a tendência de acréscimo na concentração N-amoniaco para 40 a 45 mg.L⁻¹ nos 12 primeiros metros de rampa reduzindo em seguida até os 24 m finais para a concentração de 25 a 30 mg.L⁻¹. A variação da concentração de N-amoniaco no período chuvoso é menor que a observada no período seco, isso se deve provavelmente às características climáticas, a menor vazão característica do período seco que possibilita a nitrificação e a volatilização do nitrogênio amoniaco e a variação das características do efluente.

Quando analisamos as figuras 22 e 23 conjuntamente, verificamos que a redução do NTK se deve pela conversão da NH₃ em nitrato ou pela volatilização e que todo o nitrogênio orgânico havia sido convertido visto que a concentração final de NTK e NH₃ são muito próximas.

Na figura 24 são apresentadas as concentrações e o comportamento do N-orgânico ao longo da rampa de escoamento superficial para o período seco e chuvoso.

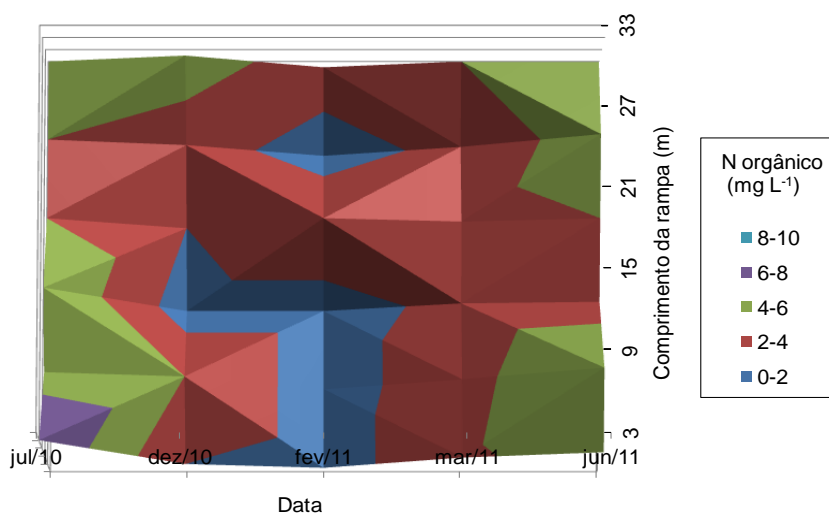


Figura 24 - Comportamento do N-orgânico ao longo da rampa de escoamento superficial no período chuvoso e seco.

Avaliando a Figura 24, verifica-se maior concentração de nitrogênio orgânico no período seco, concentração inicial e final na faixa de 4 a 6 mg.L⁻¹; enquanto no período chuvoso a concentração inicial foi na faixa de 0 a 4 mg.L⁻¹ e final de 2-4 mg.L⁻¹, o acréscimo do nitrogênio orgânico verificado no mês de fevereiro pode estar relacionado ao carregamento de partículas orgânicas devido ao aumento de vazão no período chuvoso. A redução de nitrogênio orgânico se deve a transformação do mesmo pelo processo de mineralização da matéria orgânica ou como resultado da nitrificação ocorrida ao longo da rampa de escoamento superficial devido ao meio predominante é aeróbio.

O nitrogênio orgânico está diretamente relacionado ao material sólido presente no efluente. Verificou-se que aos 21 metros de comprimento da rampa de escoamento superficial ocorreu no período chuvoso pequena deposição do material sólido acarretando o aumento da concentração do material orgânico. Já no período seco verificou-se maior concentração inicial do N-orgânico este fato pode estar relacionado à etapa que antecede a

rampa de escoamento superficial, o reator UASB (maior transformação do nitrogênio orgânico no período chuvoso que apresenta também maiores temperaturas no período, que tem interferência direta neste sistema). Observou-se ainda que inicialmente no período seco ocorre a remoção de N-orgânico até aproximadamente 21 m de rampa, com posterior acúmulo na faixa de 21-27 m de comprimento da rampa de escoamento superficial e sua redução dos 27-36 m de rampa finais, resultando concentração final no período seco maior que no período chuvoso.

A redução do nitrogênio orgânico ainda pode estar relacionada com a amonificação ou absorção dos micro-organismos.

Quanto ao nitrato (Figura 25), observou-se a tendência de acréscimo das suas concentrações ao longo de toda a rampa. Verificou-se que ao final da rampa de escoamento superficial a concentração de N-nitrato foi superior no período seco. Avaliando-se os dados obtidos verificou-se o predomínio do processo de nitrificação na rampa de escoamento superficial, demonstrando que prevalecem características aeróbias, observou-se ainda que o pH do meio encontrava-se em torno de 7,6 considerado ótimo para a nitrificação no período seco.

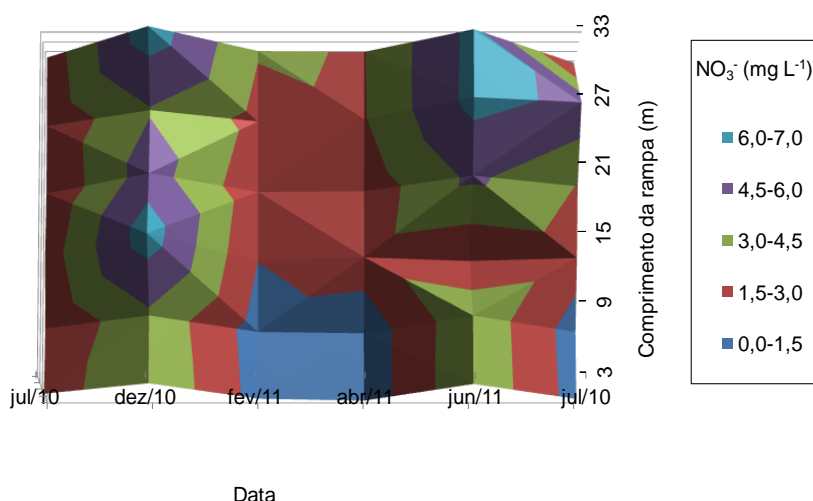


Figura 25 - Comportamento do N-nitrato ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.

De acordo com Metcalf & Eddy (2003) o pH ótimo para a nitrificação está entre 7,5 e 8,0 e reduções de até 20% na velocidade de reação podem ser esperadas para pH próximo de 6,0.

Na Figura 26 verificou-se que a volatilização do N foi maior ao longo de toda a rampa no período chuvoso. A maior volatilização obtida na estação chuvosa pode estar relacionada à temperatura, que na região é maior nesta estação proporcionando maior evapotranspiração.

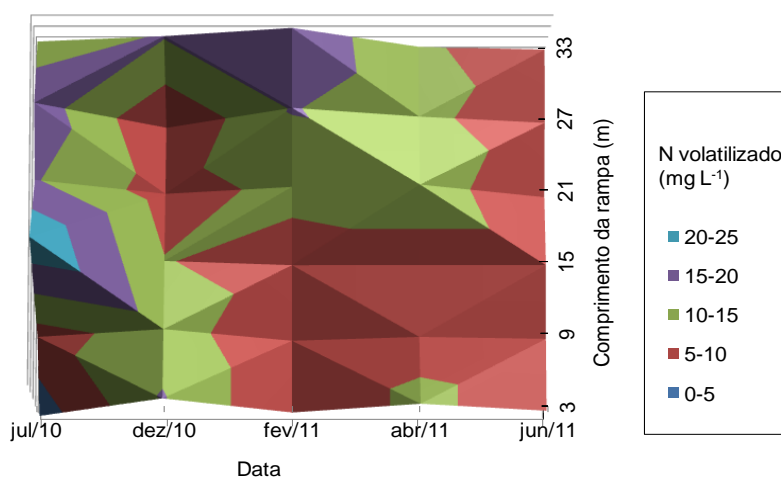


Figura 26 - Comportamento do N-volatilizado ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvosa e seca.

A volatilização do nitrogênio amoniacal obtida na rampa de escoamento superficial foi baixa 0,4%, se comparada ao valor encontrado por Khalid et al. (1978) no sistema de escoamento superficial que determinou volatilização da amônia próximo a 5%. Este fato se deve, provavelmente, ao pH do meio, que variou de 6,6 a 7,0, próximo à neutralidade, que inviabiliza a formação de amônia e portanto a volatilização da mesma.

De acordo com Metcalf & Eddy (2003), em condições ácidas (pH menor que 7), ocorre baixa concentração de amônia (próxima a zero) no nitrogênio amoniacal presente no efluente e a grande concentração na forma de amônio que não volatiliza.

Os coletores de amônia descritos por Nonmik (1973) apresentam algumas limitações que tem grande influencia na determinação de amônia

volatilizada. Segundo Lara Cabezas e Trivelin (1990), esses coletores podem não reter cerca de 80% do total volatilizado, logo se faz necessária uma correção dos resultados. Os valores corrigidos apontam perdas na volatilização de $14,65 \text{ Kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de NH_3 para o período chuvoso e de $10,33 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ de NH_3 para o período seco. Mesmo fazendo este tipo de correção, as perdas de N, por volatilização, ainda permaneceram muito baixas.

Na figura 27 é apresentado o comportamento do N-solo ao longo da rampa de escoamento superficial no período chuvoso e seco.

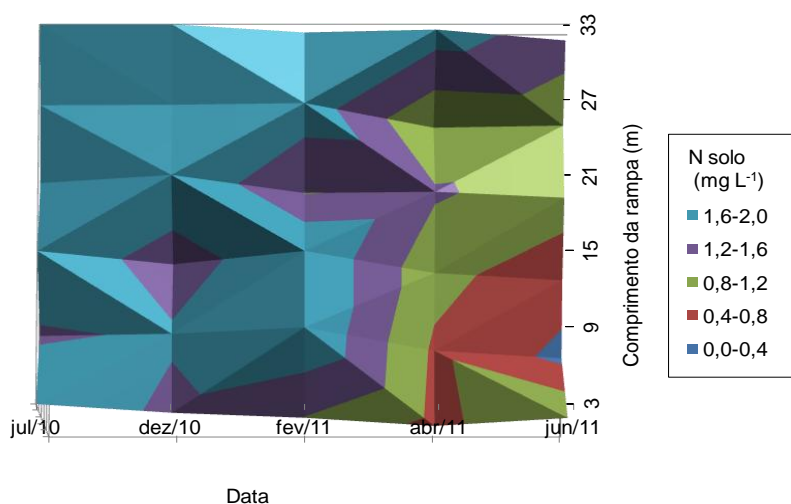


Figura 27 – Nitrogênio no solo ao longo da rampa de escoamento superficial no período chuvoso e seco.

O nitrogênio acumulado no solo apresentou tendência de crescimento ao longo de toda rampa, sendo maior no período chuvoso, esta diferença entre as estações avaliadas pode estar relacionada à variação das características do efluente haja visto que na caracterização do efluente foi verificada maior concentração no período chuvoso ou devido a interferência das condições climáticas. No período chuvoso aumenta a tendência de lixiviação do nitrogênio no solo.

Não foi verificado uma tendência no comportamento do P-total ao longo da rampa, como pode ser observado na Figura 28.

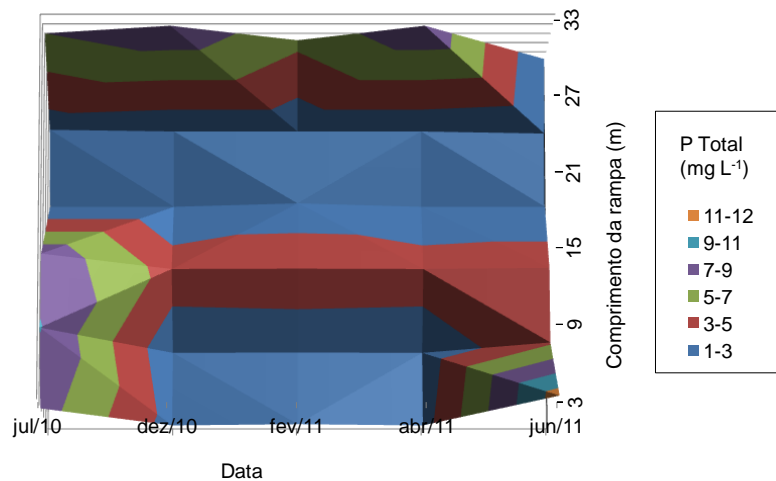


Figura 28 - Comportamento do P-total ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.

Observando a figura 28 verifica-se que no período chuvoso a concentração inicial de fósforo foi menor que a observada no período seco. Ao final da rampa de escoamento, no entanto observou-se que no período chuvoso ocorreu o acréscimo na concentração do fósforo total, provavelmente devido ao desprendimento de biofilme e carreamento de material sólido do solo da rampa de escoamento superficial. Já no período seco verifica-se inicialmente havia elevadas concentrações de fósforo total que era reduzido ao longo da rampa de escoamento superficial, mostrando que ao longo da rampa ocorreu consumo do mesmo pela biomassa microbiana para transferência de energia para a célula, na respiração e pela vegetação de cobertura no processo de fotossíntese, adsorção e precipitação química do mesmo no solo.

O fósforo no solo provavelmente deveria estar na forma de ortofosfato e é adsorvido por minerais argilosos e na matriz do solo orgânico, o que o torna resistente à lixiviação.

A pequena remoção de fósforo observada está relacionada ao rápido contato com o solo e sistema radicular, que reduz a absorção e adsorção do mesmo pelo sistema.

O comportamento do P remanescente ao longo da rampa de escoamento superficial é apresentado na Figura 29.

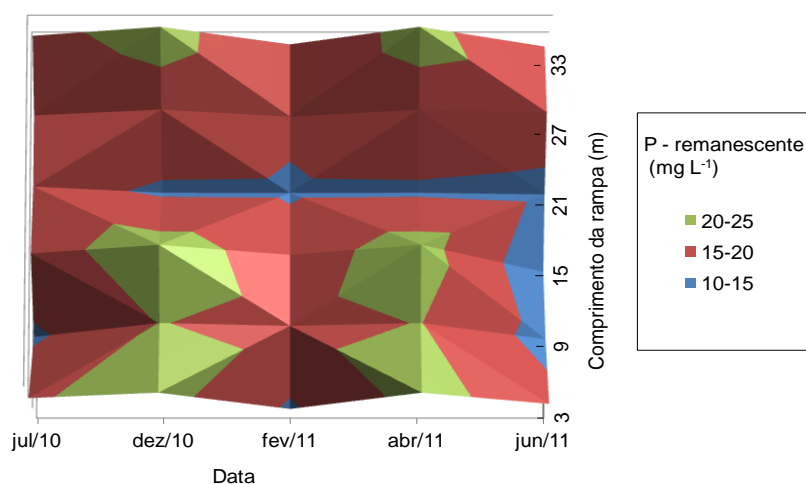


Figura 29 - P-remanescente ao longo da rampa de escoamento superficial no período chuvoso e seco.

As concentrações de P remanescente, obtido na entrada e na saída do sistema, foram muito próximas. Verificou-se a tendência de redução do fósforo remanescente aos 21 m de rampa e mostrando que nesta faixa de comprimento pode ter ocorrido precipitação de material rico em P obtendo, ao final, uma concentração de fósforo remanescente semelhante à inicial.

Na estação chuvosa, verificou-se que inicialmente as concentrações de fósforo tinha a tendência de serem maiores que no período seco.

No período seco, observou-se inicialmente o decréscimo na concentração de P remanescente (ao longo dos 6 m iniciais), que se manteve praticamente constante até os 24 m de rampa. Verificou-se que, nos 6 m de rampa subsequentes, ocorreu o acúmulo do P remanescente, alcançando valores próximos aos observados inicialmente.

A variação do P remanescente e P total pode ser justificada pela oscilação da concentração no afluente, e ao fato de, durante o escoamento, o esgoto deslocar partículas de argila, material orgânico, filme biológico que se desprende do solo e da planta, resíduos de pequenas dimensões que não foram removidos pelo ancinho após o corte da cobertura vegetal, permanecendo sobre a rampa e se decompondo, e pela desuniformidade da gramínea ao longo da rampa de escoamento superficial.

Na figura 30 verifica-se o comportamento do fosfato na rampa de escoamento superficial.

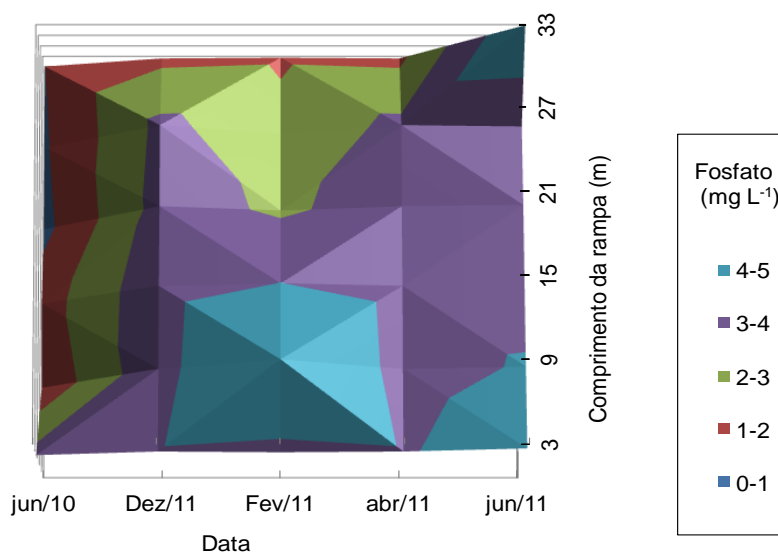


Figura 30- Comportamento do fosfato ao longo da rampa de escoamento superficial nas estações chuvoso e seco.

Durante a aplicação do efluente doméstico houve aumento na concentração de fosfato na rampa de escoamento superficial. No período chuvoso, inicialmente a concentração de fosfato no efluente estava na faixa de 4 a 5 mg.L⁻¹ e ao final da rampa na faixa de 1 a 2 mg.L⁻¹. Verificou-se ainda que até os 15 primeiros metros de rampa a concentração de fosfato era máxima, reduzindo nos 21 metros finais da rampa de 36 m.

Observou-se que ao longo da rampa de escoamento superficial a concentração de fosfato no efluente diminuiu, devido à absorção pela planta e adsorção ao solo.

No período seco as concentrações iniciais e finais são muito próximas, ocorrendo redução ao longo da rampa e acréscimo nos 6 m finais de rampa.

As figuras 31 e 32 se referem ao comportamento da biomassa microbiana no solo quanto aos componentes carbono e fósforo.

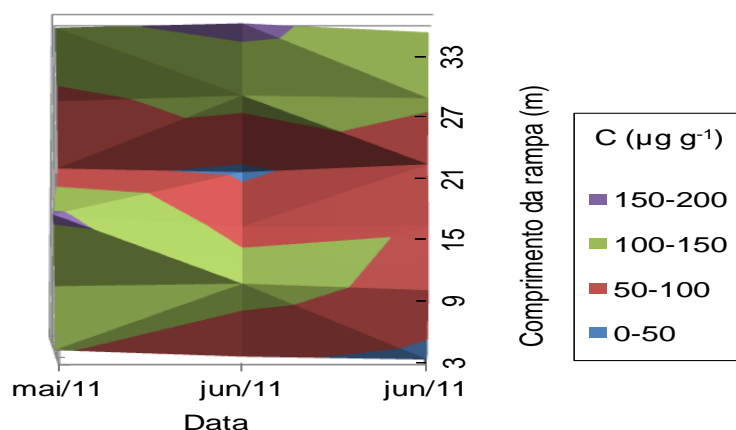


Figura 31 - Comportamento do C-biomassa microbiana ao longo da rampa de escoamento superficial no período seco.

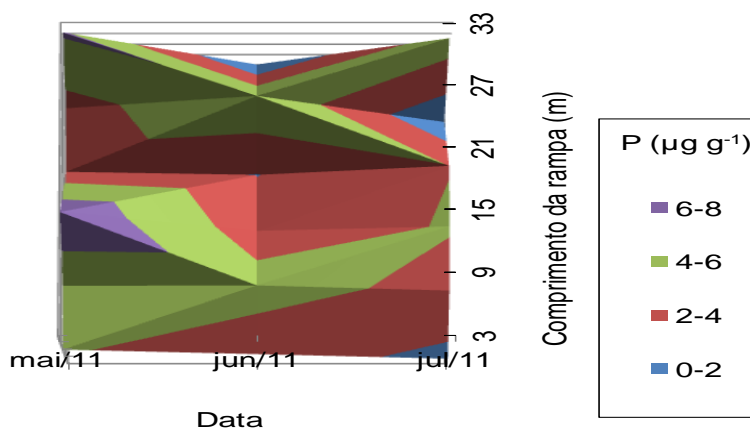


Figura 32 - Comportamento do P-biomassa microbiana ao longo da rampa de escoamento superficial no período seco.

Observou-se que, nos primeiros 12 m de rampa, ocorreu o acréscimo de carbono e fósforo na biomassa microbiana do solo. Entretanto, ao longo de toda a rampa, não foi definida uma tendência de comportamento. Devido ao pequeno número de amostras analisadas, fica prejudicada a avaliação da tendência do comportamento da biomassa microbiana na rampa de escoamento.

De acordo com Carvalho (2006), a ação dos agentes decompositores da matéria orgânica do solo é influenciada pelo teor de argila do solo, a qual aumenta a adsorção de compostos orgânicos e nutrientes e proporciona maior capacidade tampão do solo. Com isso, os solos com altos teores de

argila apresentam maior imobilização de carbono orgânico e nitrogênio pela ação dos micro-organismos do solo.

4.2 - Disponibilidade de N e P para absorção pela gramínea

Na Tabela 14 é apresentado os resultados obtidos da análise bromatológica da gramínea Tifton 85 utilizada como vegetação de cobertura da rampa de escoamento superficial no tratamento de esgoto doméstico provenientes de sistema de tratamento anaeróbio UASB, para a taxa de aplicação média de $0,036 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{h}^{-1}$.

Tabela 14 - Análise biométrica e químico-bromatológica da gramínea Tifton 85 submetida à aplicação de efluente doméstico

Data Amostra	MF (g)	MS (g)	PB (%)	N (%)	P (%)	Altura (cm)	Produtividade (T/ha.ano)
20/12/2010	78,57	60,18	21,91	3,50	0,33	57	24
25/01/2011	153,28	122,63	20,94	3,34	0,15	60	49
02/03/2011	97,75	73,16	12,77	2,04	0,26	58	29
Médias	109,87	85,32	18,54	2,96	0,25	58,33	34
Desvio Padrão	38,80	32,95	5,02	0,80	0,09	1,53	13,23
30/04/2011	119,47	93,9	14,86	2,37	0,32	45	47
30/05/2011	93,96	75,21	19,41	3,10	0,25	50	30
30/06/2011	62,13	47,22	15,35	2,45	0,25	46	25
Médias	91,85	72,11	16,54	2,64	0,27	47	34
Desvio Padrão	28,73	23,49	2,50	0,40	0,04	2,65	11,53

Nota: MF= massa fresca, MS= massa seca, PB= proteína bruta, N= nitrogênio, P= fósforo

A disponibilidade do N e P no solo foi avaliada pela absorção desse nutriente pela gramínea, por meio das concentrações de N e P nas amostras coletadas, a cada ciclo de 35 dias.

Os valores de produtividade de MS encontrados foram superiores aos obtidos por Queiroz et al. (2001), utilizando água residuária da suinocultura $12 \text{ T} \cdot \text{ha}^{-1}$. Já Carnevalli & Silva (1998) observaram produção de $22 \text{ T} \cdot \text{ha}^{-1}$ de MS, valores abaixo dos obtidos neste estudo, sendo que a maior produtividade de MS da gramínea ocorreu no período das águas.

A produtividade média de MS obtida foi de 34 T.ha⁻¹.ano⁻¹, superior à encontrada por Silva (2009), que foi de 28 e 32 T.ha⁻¹.ano⁻¹, sob os regimes não irrigado e irrigado, respectivamente.

Segundo Costa et al. (2005), para uma alta produtividade de MS, além da umidade, a planta necessita de temperaturas ideais para atingir sua produção máxima, condições que foram atendidas pelo tratamento por escoamento superficial.

Os valores de proteína bruta na massa seca encontrados variaram de 13 a 22 % no período chuvoso e de 15 a 19% no período seco. Os valores médios obtidos, 18 e 16%, foram superiores aos encontrados por Silva (2009) 14% de proteína bruta da gramínea Tifton 85, nos regimes irrigados e não irrigados. Provavelmente, a diferença dos teores de PB se deve ao aporte diário nutrientes do efluente doméstico.

Fonseca et al., (2007) encontraram valores proteicos médios de 15,6% no capim Tifton 85 cultivado com esgoto doméstico proveniente de tanque séptico em Viçosa, no período chuvoso, valor inferior ao encontrados neste estudo.

As alturas do Tifton 85, encontradas após 30 a 35 dias de rebrotas, foram superiores a 57 e 45 cm, nas estações chuvosa e seca, respectivamente. O crescimento da vegetação é dependente dos fatores luminosidade e temperatura. Na estação chuvosa, o fotoperíodo e a temperatura são maiores que na estação seca, provável causa da diferença observada. Silva (2009) encontrou altura do Tifton 85, irrigado de 45 cm após 35 dias de rebrota e 21,8% de MS, valores muito próximos aos obtidos neste estudo.

Obteve-se, na gramínea Tifton 85, concentração média de 0,25% de P, inferior ao resultado obtido por Fonseca (2007) e Loures (2002) que foi de 0,4% e 0,5%, respectivamente. Esta diferença pode estar relacionada as características do efluente, às condições climáticas e à diferença de idade entre os cortes que, neste estudo, foi de 30 a 35 dias e o utilizado por Fonseca e Loures, de 46 e 45 dias. A baixa concentração de P na gramínea

pode ter sido ocasionada ainda pelo efeito diluição, provavelmente devida ao rápido desenvolvimento fisiológico das mesmas. A concentração média de fósforo nas folhas foi de $0,26 \text{ dag.kg}^{-1}$, representando uma remoção de 52 kg ha^{-1} de fósforo por ciclo correspondente a uma remoção de 6% do total aplicado, menor que os obtidos por Burns et al. (1985) e Sanderson & Jones (1997), com o capim Coastcross, que foram acima de 14%. A diferença da remoção de fósforo pela cultura pode estar relacionada à diferença entre as gramíneas utilizadas e da forma de fósforo lábil ou não-lábil.

Queiroz et al., (2004) avaliando a aplicação de água da suinocultura e de abastecimento, verificou a remoção de fósforo de 61 e 43 kg.ha^{-1} pela gramínea Tifton 85, representando extração pela gramínea de 0,56%, considerada baixa, mas superior a obtida neste estudo.

A diferença entre as eficiências de remoção neste caso pode estar relacionada à diferença entre os efluentes aplicados que neste estudo foi esgoto doméstico e o utilizado por Queiroz et al.,(2004) proveniente da suinocultura.

4.3 - Estudo da lixiviação do nitrato e do fósforo até 30 cm de profundidade na rampa de escoamento superficial pós reator UASB

A fração orgânica corresponde à matéria orgânica do solo (MOS), constituída basicamente por: carbono (C), hidrogênio (H), oxigênio (O), nitrogênio (N), enxofre (S) e fósforo(P). O C compreende cerca de 58% da massa orgânica do solo (MOS), o H 6%, o O 33%, enquanto N, S e P contribuem com cerca de 3%, individualmente (SILVA & MENDONÇA, 2007).

Em sistemas de cultivo convencionais, os teores de C e N, associados à matéria orgânica, variam de 4 a 5% e 2 a 3%, respectivamente (ROSCOE & BUURMAN, 2003).

Considerando que 3% da matéria orgânica do solo compreenda a fração de nitrogênio, as variações das concentrações do N no solo com o tempo, nas profundidades de 0-15 e 15-30 cm, podem ser visualizadas na Tabela 15.

Tabela 15 - Variações das concentrações de N no solo com o tempo nas camadas de 0-15 e 15 a 30 cm de profundidade.

PR (m)	Prof (cm)	Nitrogênio no solo (dag Kg ⁻¹)								
		Período de coleta								
		jul/10	dez/10	jan/11	fev/11	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11	jul/11
6	0-15	0,18	0,06	0,04	0,04	0,03	0,02	0,03	0,05	0,04
6	15-30	0,04	0,05	0,01	0,03	0,01	0,00	0,01	0,00	0,02
12	0-15	0,36	0,05	0,05	0,07	0,01	0,02	0,01	0,00	0,03
12	15-30	0,02	0,02	0,02	0,03	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01
18	0-15	0,54	0,06	0,04	0,06	0,02	0,03	0,00	0,02	0,03
18	15-30	0,04	0,03	0,02	0,05	0,01	0,02	0,00	0,01	0,02
24	0-15	0,72	0,05	0,08	0,04	0,03	0,04	0,03	0,02	0,04
24	15-30	0,04	0,04	0,03	0,05	0,01	0,03	0,01	0,01	0,03
30	0-15	0,90	0,05	0,05	0,06	0,03	0,02	0,03	0,02	0,04
30	15-30	0,03	0,04	0,04	0,03	0,01	0,03	0,02	0,01	0,03
36	0-15	1,08	0,06	0,06	0,05	0,03	0,05	0,04	0,03	0,05
36	15-30	0,05	0,05	0,04	0,04	0,02	0,01	0,02	0,01	0,03

Na Tabela 15 visualiza-se que após um ano de aplicação do efluente doméstico, a concentração de N no solo na camada de 0-15 e 15-30 cm de profundidade não sofreu mudança expressiva, provavelmente devido à mineralização da matéria orgânica.

Observou-se, ainda, que ocorreu um pequeno acréscimo nos últimos 12 m de rampa. Na camada de 15-30 cm de profundidade, verificou-se que, na estação chuvosa, ocorreu um pequeno acréscimo de nitrogênio nesta profundidade. Este fato se deve, provavelmente, à lixiviação, devido a maior deposição atmosférica de nitrogênio no período chuvoso. Já na estação seca, observa-se uma pequena redução de nitrogênio na profundidade de 15-30 cm. Isto indica que as características da rampa de escoamento

superficial não favorecem à lixiviação do N. A baixa mobilidade do N no solo mostra que a taxa de aplicação não beneficiou a lixiviação do N da camada superior para a inferior.

O solo da rampa de escoamento foi classificado como argiloso. Esse tipo de solo possui, como principal característica, baixa TIE, o que reduz a infiltração e, conseqüentemente, dificulta a mobilidade dos elementos no solo.

Analisando a Figura 33, observa-se que no período da estação seca ocorre uma redução de nitrogênio no solo nas duas profundidades avaliadas, a diferença observada nas estações pode estar relacionada à maior precipitação característica do verão. Não foram verificadas grandes variações na concentração de nitrogênio após a aplicação do efluente doméstico no solo.

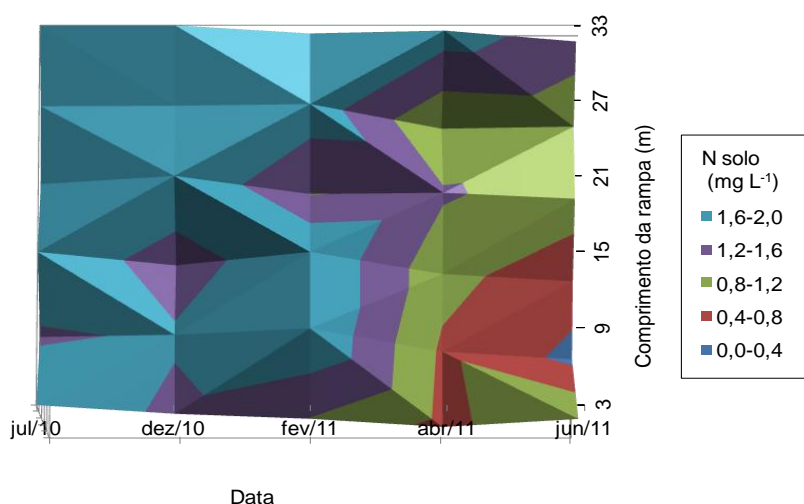


Figura 33 - Teores de Nitrogênio no solo observado nas estações chuvoso e seco nas profundidades de 0-15 cm, após a disposição do efluente doméstico.

Observou-se que com o aumento da profundidade, há redução da concentração do nitrogênio no solo mesmo após a aplicação do efluente. Isso demonstra que não houve lixiviação do nitrogênio para camadas mais profundas do solo, minimizando o risco de contaminação do lençol subterrâneo na rampa de escoamento superficial.

Na Tabela 16 são apresentadas as concentrações de fósforo ao longo de toda rampa de escoamento superficial, nas profundidades de 0-15 cm e de 15-30 cm avaliadas de julho de 2010 (plantio da gramínea), dezembro de 2010 (início das análises) a julho de 2011 (fim das análises).

Tabela 16 - Variações das concentrações de P no solo com o tempo nas camadas de 0-15 e 15-30cm de profundidade.

Parâmetro	Ponto rampa	Profundidade	Período de coleta								
			jul/10	dez/10	jan/11	fev/11	mar/11	abr/11	mai/11	jun/11	jul/11
Fósforo (mg/L)	6	0-15	3,2	7,9	1,8	2,6	3,1	2,2	0,8	12,1	4,4
		15-30	2,2	1,2	1,4	1,5	2,0	0,6	0,9	0,5	1,2
	12	0-15	2,6	9,1	2,4	1,6	1,5	1,5	0,6	4,7	3,1
		15-30	1,0	1,1	1,1	1,5	0,8	1,1	0,5	5,1	1,6
	18	0-15	4,4	8,4	2,6	4,3	2,0	4,2	0,8	4,5	3,8
		15-30	1,8	1,9	1,7	2,0	2,0	0,9	0,6	1,6	1,5
	24	0-15	1,3	1,0	13,1	1,9	3,8	0,6	0,9	0,7	3,1
		15-30	1,4	1,4	1,2	1,2	1,4	0,4	0,6	0,4	0,9
	30	0-15	0,8	1,9	5,5	1,5	3,0	1,5	0,7	1,0	2,2
		15-30	0,8	2,5	0,9	0,8	1,4	2,1	1,0	0,9	1,4
	36	0-15	1,0	7,0	3,0	5,5	1,4	8,6	1,6	1,4	4,1
		15-30	1,3	1,6	1,9	1,9	0,8	1,5	0,7	0,8	1,3
Fósforo Rem. (mg/L)	6	0-15	19,7	19,5	14,8	14,4	19,1	22,0	12,7	16,8	17,0
		15-30	17,5	13,5	12,2	14,9	10,6	8,4	15,1	4,1	11,3
	12	0-15	14,9	14,2	13,7	18,9	14,8	20,1	11,1	13,3	15,2
		15-30	12,6	14,9	9,8	15,2	11,8	19,0	8,0	14,4	13,3
	18	0-15	18,2	18,6	15,9	18,1	22,6	21,9	11,8	11,5	17,2
		15-30	17,7	18,4	12,0	15,5	14,8	17,3	10,3	8,4	13,8
	24	0-15	20,6	16,6	19,4	14,3	20,8	14,4	17,6	13,8	16,7
		15-30	18,4	11,0	13,4	16,1	17,0	15,3	10,8	10,4	13,4
	30	0-15	19,9	16,4	18,4	16,0	20,4	18,3	21,1	17,4	18,3
		15-30	16,7	15,6	12,0	15,6	12,1	17,1	15,0	11,4	14,1
	36	0-15	18,6	18,9	14,7	16,3	16,0	21,6	12,4	15,6	16,5
		15-30	17,6	14,8	12,6	11,7	12,6	19,8	12,8	14,5	14,1

Avaliando a Tabela 16, verificou-se que houve uma tendência de acréscimo na concentração de fósforo na camada superior de 0-15 cm. No entanto, na camada de 15-30 cm foi verificada a redução de fósforo, provavelmente devido à característica dos solos tropicais pobres em fósforo, sendo este elemento rapidamente adsorvido ao solo, não permitindo que o

mesmo seja lixiviado no perfil do solo e a presença da gramínea que absorve parte do fósforo disponibilizado pelo efluente.

Miranda et al. (2002), obtiveram resultados semelhantes ao deste estudo, concentração de fósforo mais alta nas primeiras camadas do perfil do solo, diminuindo com o aumento da profundidade.

4.4 - Balanço de N e P no sistema de escoamento superficial para o tratamento de efluentes sanitários

O balanço dos nutrientes fósforo e nitrogênio na rampa de escoamento superficial utilizada no tratamento de efluentes do UASB é apresentado Tabela 17.

Tabela 17 - Balanço de nitrogênio nas estações chuvoso e seco na rampa de escoamento superficial

N	Entrada (kg.ha ⁻¹ ano ⁻¹)		Retiradas (kg.ha ⁻¹ ano ⁻¹)						Efluente (kg.ha ⁻¹ ano ⁻¹)
	Afluente	D. Atm	Tifton 85	NIT	LIX	VOL	BMS	Outras	
PV	3599,60	3,56	1006,40	2,04	4,59	14,65	ND	154,91	2426,33
OI	2780,35	0,83	897,60	1,76	0,25	10,33	34,08	-	2239,90

N= nitrogênio, PV = chuvoso, OI = seco, D. Atm= deposição atmosférica, NIT=nitrificação, LIX= lixiviação, VOL=volatilizado, BMS=biomassa microbiana do solo, ND= não determinado.

O valor de nitrogênio considerado entrada do mesmo na rampa de escoamento superficial é composto pela média de NTK presente no efluente na estação e a da deposição atmosférica que foi calculada de acordo com a precipitação média para a estação.

Os valores considerados como retiradas foram obtidos para a gramínea pela média das porcentagens de N encontrados na mesma após a aplicação do efluente; o nitrato foi obtido pela análise do efluente ao longo da rampa; o lixiviado pela diferença da concentração do mesmo nas camadas de 0-15 e 15-30 cm do solo; o nitrogênio volatilizado foi medido utilizando coletores de amônia descritos por Nonmik (1973) e o nitrogênio na

biomassa microbiana do solo foi obtido a partir da concentração de C encontrada na mesma pelo método de Fumigação. Foram consideradas outras retiradas à diferença encontrada e não determinada pelo balanço de nitrogênio no sistema. Verificou-se que na estação seca ocorreram outras entradas de nitrogênio, pois a soma das retiradas e o efluente (saída) foram superiores ao obtido pela soma do afluente com a deposição atmosférica.

De modo geral, foi observado que, no período chuvoso ocorreram maiores retiradas de nitrogênio pelo sistema solo-planta-atmosfera. Esta diferença se deve às condições climáticas com maior demanda evapotranspiratória, visto que houve pequena diferença entre os efluentes das duas estações como mostra as Figuras 34 e 35.

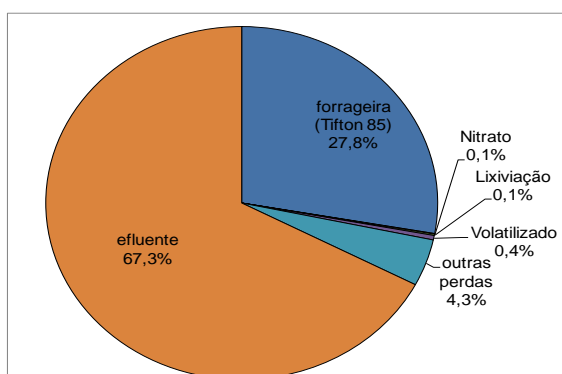


Figura 34 - Balanço de nitrogênio na rampa de escoamento superficial na estação chuvosa

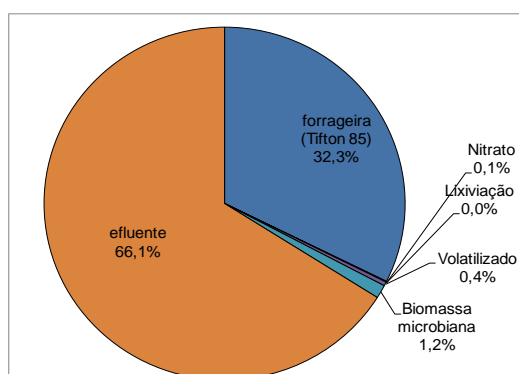


Figura 35 - Balanço de nitrogênio na rampa de escoamento superficial na estação seca.

Observou-se, pelo balanço de nitrogênio, que a volatilização foi pequena, aproximadamente de 0,42 e 0,36%, nas estações chuvosa e seca, respectivamente, valores característicos aos de solos com o pH menor que 7.

Segundo Meisinger e Randall (1991), as perdas de nitrogênio, por volatilização, em pH do solo maior ou igual a 7 é de 7%, quando aplicados uréia e nitrato de amônia e de 1% para amônia anidra, e para pH menor que 7 é de 2% para a aplicação de uréia e de 0% para nitrato de amônia e amônia anidra.

A estimativa de nitrogênio volatilizado proposto pela FAO e IFA (2004) é de 0,26% e o valor encontrado foi de 0,36%, mostrando que, devido à dificuldade de determinação e à falta de precisão dos métodos de determinação de nitrogênio volatilizado, a estimativa proposta pela FAO e IFA (2004) pode ser considerada uma boa alternativa.

A lixiviação do nitrogênio foi maior na chuvoso, devido às condições climáticas, isto é, maior índice pluviométrico na região, nesta estação. As porcentagens obtidas do N lixiviado, em relação ao N total aplicado, não representaram valores que indiquem o risco de lixiviação do N para o lençol freático.

Não foi verificado o acúmulo de nitrogênio no solo. Os valores de nitrogênio no solo avaliado, após a introdução da cultura e disposição do efluente, foram menores que o encontrado inicialmente. Esse fato demonstra que a cultura está removendo os nutrientes disponibilizados.

O balanço de P nas estações chuvoso e seco, na rampa de escoamento superficial submetida à aplicação de efluente doméstico, é apresentado na Tabela 18.

Tabela 18 - Balanço de fósforo nas estações chuvosa e seca na rampa de escoamento superficial

P	Entrada (kg/ha/ ano)		Retirada (kg/ha/ ano)				Efluente (kg/ha/ ano)
	Afluente	D. Atm	Tifton 85	lixiviação	BMS	Outras	
PV	276,08	1,35	83,86	0	ND	44,43	150,13
OI	316,35	0,66	92,93	0	7,3	45,66	171,12

P= fósforo, PV = chuvoso, OI = seco, D. Atm= deposição atmosférica, BMS=biomassa microbiana do solo, ND= não determinado.

O balanço de fósforo foi realizado adotando como entradas a concentração do mesmo do afluente da rampa e a deposição atmosférica que foi calculada pela equação proposta pela FAO (2003) que é dada em função da precipitação. Foram consideradas retiradas de fósforo no sistema, concentração de P encontrados em porcentagem na gramínea após a aplicação do efluente; o lixiviado pela diferença da concentração do mesmo nas camadas de 0-15 e 15-30 cm do solo e o fósforo na biomassa microbiana do solo foi obtido pelo método de Fumigação. Foram consideradas outras retiradas à diferença encontrada e não determinada pela diferença entre as entradas e as retiradas com a quantidade do mesmo no efluente (saída) do sistema.

Nas figuras 36 e 37 são apresentados os valores em porcentagem do balanço de fósforo na rampa de escoamento superficial conforme os dados da Tabela 18.

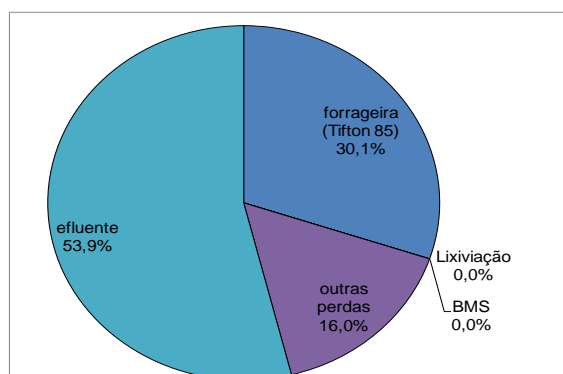


Figura 36 – Balanço de fósforo na rampa de escoamento superficial na estação chuvosa

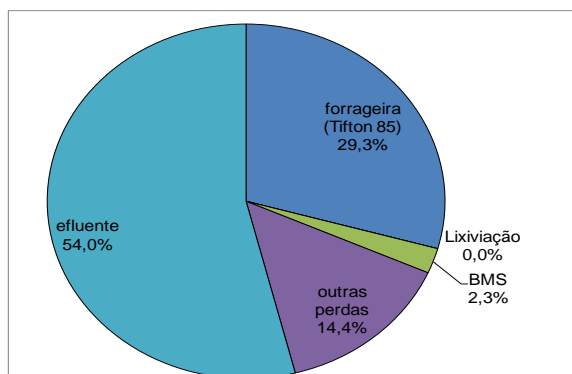


Figura 37 – Balanço de fósforo na rampa de escoamento superficial na estação seca.

Observando os dados do balanço de fósforo na rampa de escoamento superficial figuras 36 e 37, verificou-se que o afluente apresentou pequena variação entre as estações, sendo superior no período seco. Ainda em relação às entradas de fósforo no sistema, a deposição atmosférica calculada pela equação da FAO (2003) foi maior na estação chuvosa. Esse fato se deve ao maior índice pluviométrico característico deste período na região, que é a variável relacionada à equação proposta para o cálculo.

Verificou-se que a forragem retirou maior quantidade de fósforo no efluente, no período chuvoso. Não foi verificado acúmulo ou diferença na concentração de fósforo, no solo no período avaliado, por isso considerou-se lixiviação nula.

Observou-se que, na estação seca, cerca de 2,3% do fósforo aplicado foi utilizado pela biomassa microbiana.

Não foi verificada diferença de remoção do fósforo no efluente da rampa de escoamento superficial, entre as estações. Houve uma redução em torno de 46% da concentração de fósforo no efluente.

5 - CONCLUSÕES

- Houve uma baixa remoção de nitrogênio amoniacal pelo processo de volatilização.
- O teor de Nitrogênio observado no lixiviado se manteve abaixo do limite estabelecido pela legislação, que é de 10 mg L^{-1} (BRASIL, 2005).
- No efluente da rampa de escoamento superficial, as concentrações de fósforo e nitrogênio foram inferiores aos valores limite para lançamento em corpo hídrico, estabelecido pela Resolução do CONAMA 357/05;
- As remoção de nitrogênio e fósforo, em relação ao total aplicado, ocorrem predominantemente pela absorção da gramínea na rampa de escoamento superficial.
- As estações do ano não influenciaram na remoção de fósforo e nitrogênio pela gramínea.
- Não foi verificada diferença nas eficiências de remoção das variáveis avaliadas no balanço de nitrogênio e fósforo com relação as estações do ano.

6 - REFERÊNCIAS

AGUIAR, A. DE P. A, NETO; A. R. M.; PAIXÃO, J. B.; APONTE, J. E. E.; RESENDE, J.R.; BORGES, L. F. DO C.; JUNIOR MELO, L. A.; SILVA, V. F. **COMPOSIÇÃO QUÍMICA DA FORRAGEM DO CAPIM TIFTON 85 (“Cynodon dactylon” x “Cynodon nlemfuensis” cv. Tifton 68) EM PASTAGENS INTENSIVAS** Anais do **ZOOTEC’2005** Campo Grande-MS - 24 a 27 de maio de 2005.

ARAÚJO, G.C. **Avaliação do Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB através de um Sistema de Aplicação Superficial no Solo.** Dissertação de Mestrado, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte, 1998.

BARBARIKA, A. Jr.; SIKORA, L. J.; COLACICCO, D. **Factors affecting the mineralization of nitrogen in sewage sludge applied to soils.** *Soil Science Society of America Journal.* v. 49, p. 1403-1406, 1985.

BARBER, S. A. **Soil nutrient bioavailability: A mechanistic approach.** John Willey & Sons, New York. p.396, 1984.

BASSO, C. J. ; CERETTA, C. A. **Manejo do nitrogênio no milho em sucessão a plantas de cobertura de solo, sob plantio direto.** *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa – MG, v. 24, n. 4, p. 905-915, out./dez. 2000.

BEAUCHAMP, E. G. **Denitrification an nitrous oxide production in soil followed or under alfalfa or grass.** *Soil Sci. Plant anal.* Amsterdam, v.27, n.1, pp. 87. 90, 1996.

BOTREL, M. A.; ALVIM, M. J.; XAVIER, D. F. **Efeito da irrigação sobre algumas características agronômicas de cultivares de capim-elefante.** *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 26, n. 10, p.1731-1736, 1991.

BURTON, G. W.; GATES, R. N.; HILL, G. M. **Registration of Tifton 85 bermudagrass.** *Crop Science*, Madison, v. 33, n. 3, p. 644-645, May/June 1993.

BYRNES, B.H. **Liquid fertilizers and nitrogen solutions.** In: **Fertilizer manual.** Alabama: Kluwer Academic, 2000. p.20-44.

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

CANTARELLA, H.; ROSSETO, R.; BARBOSA, W.; PENNA, M. J. & RESENDE, L. C. L. **Perdas de N por volatilização da amônia e resposta da cana-de-açúcar à adubação nitrogenada, em sistema de colheita de cana sem queima prévia.** Anais: 7º Congresso nacional da sociedade dos técnicos açucareiros e alcooleiros do Brasil, Londrina. p. 82-87, 1999.

CARLSON, C. A. **Overland flow Treatment of wastewater**, Vicksburg, U. S. Army Engineer Waterways Experiment Station, 1974.

CARTRON, J. M.; WEIL, R. R. **Seasonal trends in soil nitrogen from injected or surfaceincorporated sewage sludge applied to corn.** **Communications in Soil Science and Plant Analysis.** v. 29, nos 1 e 2, p. 121-139, 1998.

CHANG, S. C.; JACKSON, M. L. **Fractionation of soil phosphorus.** **Soil Sci.** Oxford. V. 84, p. 133-144, 1957.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios.** 1ª Ed. – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental- UFMG, 1997.

CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento de Esgotos Domésticos no Solo pelo Método do Escoamento Superficial.** Tese de Doutorado, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica, USP, São Paulo, 1992.

DUARTE, F. M. **Perdas de nitrogênio por volatilização de amônia e eficiência da adubação nitrogenada na cultura do arroz irrigado** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2006.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária- EMBRAPA. **Emissões de óxido nitroso (N₂O) provenientes de áreas agrícolas.** Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa. Relatório de referência. Ministério da Ciência e Tecnologia. p. 129, 2002.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION- FAO. **Assessment of soil nutrient balance: approaches and methodologies** R.N. et al FAO Fertilizer and plant nutrition bulletin, paper n.14. Rome.2003.

_____. **Fertilizer use by crop in Brazil land and Plant Nutrition Management Service Land and Water Development Division.** Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2004a.

FRANCO, A. A.; NEVES, M. C. P. **Fatores limitantes à fixação biológica de nitrogênio.** In: Cardoso, E. J, B. N.; Tsai, S. M. & Neves, M.C. P. **Microbiologia do Solo.** Campinas, SBCS, p.219-230, 1992.

FRENEY, J.R. et al. Estimating ammonia volatilization from flooded rice fields by simplified methods. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 49, n. 4, p. 1049-1054, 1985.

GATIBONI, L. C. **Disponibilidade de formas de fósforo do solo às plantas**. Santa Maria: UFSM, 2003. 231p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Santa Maria.

HARGROVE, W.I., **Soil environmental and management factors influencing ammonia volatilization under field conditions**. In: BOCK, B.R.; KISSEL, D.E. (Ed.) **Ammonia volatilization from urea fertilizers**. Alabama: NFDC, TVA, cap. 2 p.17-36, 1988.

HILL, G. M.; GATES, R. N.; BURTON, G. W. **Forage quality and grazing steer performance from tifton 85 and tifton 78 bermudagrass pastures**. Journal of Animal Science, Champaign, v. 71, p. 3219-3225, 1993.

JENKINS, T. F.; MARTEL, C. J. **Pilot scale study of overland flow land treatment in cold climates**. In: International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation. Melbourne. *Proceedings*. Melbourne, IAWPRC, (paper n.15) 1978.

KIPNIS, T. *et al.* **Ecological and agricultural aspects of nitrogen balance in perennial pasture irrigated with municipal effluents**. In: International Conference on Developments in Land Methods of Wastewater Treatment and Utilisation. Melbourne. *Proceedings*. Melbourne, IAWPRC, (paper n. 8), 1978.

KRUZIC, A. P.; SCHROEDER, E. D. **Nitrogen removal in the overland flow wastewater treatment process – removal mechanisms**. J. Water Pollut. Control Fed., 62: 867-76, 1990.

LARA CABEZAS, W. A. R.; TRIVELIN, P. C. O. **Eficiência de um coletor semi-aberto estático na quantificação de N-NH₃ volatilizado da uréia aplicada ao solo**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v. 14, p. 345-352, 1990.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T. de; CECON, P. R.; PEREIRA, O. G. **Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental (On-line), v. 10, p. 706-714, 2006.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: CERES, 2006. 638p.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. **Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura**. Ambi-Água, v.4, n.2, p.31-45, 2009.

MATOS, A.T. **Disposição de águas residuárias no solo**. Caderno Didático, Viçosa-MG: AEAGRI-MG/DEA/UFV, n. 38, 2007. 140 p.

McBRIDE, M.B. **Environmental chemistry of soils**. New York, Oxford University Press, 1994. 406p.

MELGAR, R.; CAMOZZI, M.E.; FIGUEROA, M.M, **Guía de Fertilizantes, enmiendas y productos nutricionales**. Buenos Aires; INTA, 1999, cap.1, p. 13-25.

METCALF & EDDY **Tratamento y depuración de las aguas residuales**. Barcelona, Labor 1977.

_____. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 4th. ed. 2003.

MIRANDA, J. H.; DUARTE, S. N.; BLANCO, F. F.; SILVA, E. F. F. **Determinação de parâmetros de transporte de nitrato e potássio no solo**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 31., 2002, Salvador. **Anais...** Salvador, 2002. CD ROM.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras, MG:Editora UFLA. 626 p, 2002.

PAGANINI, W. S. **Disposição de esgotos no solo (escoamento à superfície)**. São Paulo, 232 p, 1997.

PARFITT, R. L. Anion adsorption by soils and soil materials. **Advances in Agronomy**. San Diego. v 30, p. 01-46, 1978.

PATRICK JR., W.H.; MAHAPATRA, I.C. **Transformation and availability to rice of nitrogen and phosphorus in waterlogged soils**. **Advances in Agronomy**, v. 20, p. 323-359, 1968.

PONNAMPERUMA, F.N. **The chemical of submerged soils**. **Advances in Agronomy**. v. 24, p. 29-96, 1972.

PORT, O.; AITA, C; GIACOMINI, S. J. **Perda de nitrogênio por volatilização de amônia com o uso de dejetos de suínos em plantio direto** Pesq. agropec. bras., Brasília, v. 38, n. 7, p. 857-865, jul. 2003.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A.; LEMOS, A. L. **Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura**. Engenharia na Agricultura, v.12, n.2, p.77-90, 2004.

RAIJ, B. V. **Propriedades eletroquímicas de solos. Lixiviação de íons em solos: Lixiviação de nitrato**. In: Simpósio avançado de química e fertilidade

do solo, 1., 1986, Piracicaba. Anais. Campinas: Fundação Cargil, 1986. p. 37-38.

RANDALL, G. W.; MULLA, D. J. **Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices.** *Journal of Environmental Quality*.v.30, n.2, p. 337-344, mar./abr., 2001.

REED, S. C. Wastewater management by disposal on the land. Hanover”, New Hampshire, Corps of Engineers – U.S. Army, (Report, 171), 1972.

RIBEIRO JÚNIOR, J. I.; NASCIMENTO JÚNIOR, D.; OLIVEIRA, R. A.; MASCARENHAS, A. G.; MISTURA, C.; SILVA, M. V. **Disponibilidade de lâminas foliares e teores de proteína bruta, FDN e FDA em pastagens de capim elefante submetidas a irrigação.** In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 39., 2002, Recife, PE. Anais... Recife: SBZ, 2002.

ROBINSON, M. B.; POLGLASE, P. J.; WESTON, C. J. **Loss of mass and nitrogen from biossolids applied to a pine plantation.** *Australian Journal of Soil Research*. v. 40, p. 1027-1039, 2002.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P. **Tillage effects on soil organic matter in density fractions of Cerrado Oxisol.** *Soil Till. Res.*, 70:107-119, 2003.

SAH, R.N.; MIKKELSEN, D.S. **Transformations of inorganic phosphorus during the flooding and draining cycles of soil.** *Soil Sci. Am. J.*, Madison. v 50, p. 62-67, 1986.

SAMPAIO, M. S.; ALVES, M. C.; SILVA, F. M.; POZZA, E. A. ; OLIVEIRA, M. S. **Avaliação do comportamento da variabilidade espacial do fósforo remanescente no solo de lavoura cafeeira.** Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p.9203- 9210

SCALOPI, E. J. ; BAPTISTELA, J.R. **Considerações sobre aplicação de efluentes no solo.** In: Congresso Nacional de irrigação e drenagem, n. 7, 1986 Brasília. Anais... Brasília: ABID, 1986. p 1049- 1066.

SHAFFER M.J. E DELGADO J.A. **Essentials of a national nitrate leaching index assessment tool.** *Journal of soil and Water Conservation*, v. 57, n. 6, 327-35. 2002.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. **Matéria orgânica do solo.** In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZV V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L., eds.**Fertilidade do solo.** Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 275-374.

SILVA, M. W. R. **CARACTERÍSTICAS ESTRUTURAIS, PRODUTIVAS E BROMATOLÓGICAS DAS GRAMÍNEAS TIFTON 85, MARANDU E TANZÂNIA SUBMETIDAS À IRRIGAÇÃO** Dissertação Mestrado Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB /*Campus* de Itapetinga, ITAPETINGA – BAHIA,2009.

SMITH, R. G.; SCHROEDER, E. D. Field studies of the overland flow process for the treatment of raw and primary treated municipal wastewater. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 57, n. 7, p. 785-794, july. 1985.

SOMMER, S. G., HUTCHINGS, N. J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction: invited paper. **European Journal of Agronomy**, v. 15, n. 1, p. 1-15, 2001.

SORIA, L.G.T. **Produtividade do capim-Tanzânia (*Panicum maximum* Jacq. Cv. Tanzânia) em função da lâmina de irrigação e de adubação nitrogenada**. 2002. 170f. Tese (Doutorado)– Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba. 2002.

SOUSA, C. C. M. DE **Avaliação do uso de esgoto doméstico tratado na irrigação do capim tifton 85**, AQUIRAZ – CE FORTALEZA 2009

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. C. V.; CAVALCANTI, P. F. F. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-arido nordestino. **Revista Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n.3, p 260-265,2005.

SOUZA, J. T.; ARAÚJO, H.W.C.; CATUNDA, P.F.C. - **Reuso de Esgotos Sanitários para a Agricultura**. PROSAB, CCT/UFPB, Campina Grande , PB, 1999.

TAYLOR, G.L.; NEAL, L.A. **Land treatment of waste as an industrial siting advantage**. In: INDUSTRIAL WASTE CONFERENCE, 37th, Purdue University, 1982. Proceedings..., p. 11-13.

TORTORA, G. J., FUNKE, B. R., CASE, C. L., CASALI, A. K. **Microbiologia**. 6ª Ed. – Porto Alegre: Artmed, 2000.

TRIVELIN, P. C. O.; MANZONI, C. S. **Determinação de Namônia volatilizado do solo pelo método da difusão**.Piracicaba: Centro de Energia Nuclear na Agricultura, 2002. 11p.

USEPA (United States Environmental Protection Agency). **Title 40 Code of Federal Regulations – Part 503**. Final Rules: Standards for the use or disposal of sewage sludge. **Federal Register**, v. 58, n. 32, p. 9387-9415, 1993.

VAHL, L.C. **Fertilidade de solos de várzea**. In: GOMES, A.S.; PAULETTO, E.A. (Eds.) Manejo do solo e da água em áreas de várzea. Pelotas: Embrapa Clima Temperado, p. 119-162, 1999.

_____. **Toxidez de ferro em genótipos de arroz irrigado por alagamento**. Porto Alegre, 173 f. Tese (Doutorado em Agronomia – Ciência do Solo) - Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1991.

VON SPERLING, E. **Qualidade da Água**. In: Silva, D.D da; Pruski, F.F. Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura. Brasília: UFV, p 89- 114. 1997.

_____. **Princípios do Tratamento Biológico de águas Residuárias**. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Vol 1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. DESA/UFMG, 2005.

CAPÍTULO 3

Desinfecção solar de esgoto doméstico pós tratamento, UASB e rampa de escoamento superficial

RESUMO

GARRIDO CABANELLAS, Cláudia Figueiredo, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2013. **Avaliação de um sistema de tratamento de esgoto doméstico, pelo processo de escoamento superficial, pós UASB, da remoção de N e P e da desinfecção via SODIS.** Orientador: Antônio Alves Soares. Coorientadores: Alisson Carraro Borges, Marcos Rogerio Tótola e Sandra Parreiras Pereira Fonseca.

O reator SODIS em escala piloto foi utilizado para desinfetar o esgoto doméstico tratado, por um sistema UASB, seguido de rampa de escoamento superficial,, no município de Santa Luzia - Minas Gerais. O reator SODIS foi construído com dimensões 1 X 1 m e 0,40 m de profundidade. O experimento foi conduzido de dezembro de 2010 a julho de 2011.. As amostras do afluente no SODIS foram coletadas na às 9 horas e após períodos de 3, 6, 8 e 24 h, de exposição solar, a cada 30 a 35 dias para avaliação de *E. coli*. Foram realizadas análises de helmintos de junho a agosto de 2011, uma vez por semana, no horário de 8:00 as 9:00, no pontos: afluente UASB, efluente do UASB, efluente da rampa de escoamento superficial e no reator SODIS após 24 horas de exposição a radiação solar. Foram testadas as lâminas de efluente de 15, 20 e 25 cm no reator SODIS. As análises realizadas foram: turbidez, temperatura, CE, *E. coli* e helmintos. Uma estação automática foi instalada para medir temperatura e radiação solar, a cada minuto. Foram gerados modelos para estimar a população final de *E. coli* e helmintos, em função da população inicial, da lâmina no reator e da quantidade de radiação solar. O afluente no reator apresentou turbidez média de 26 NTU, SST de 23 mg.L⁻¹ e concentrações de *E. coli* de 10⁷ e 10⁴ NMP/100ml. A temperatura mínima e máxima observada foram de 24,1 a

34,2 °C, na estação chuvosa e de 17,5 a 27,3 °C, na estação seca. Na estação chuvosa, após 24 h de exposição a radiação solar ocorreu remoção de aproximadamente 4 unidades logarítmicas de *E. coli*, com uma incidência de radiação solar média de 25 MJ.m⁻², apresentando populações finais de 4,11 10², 1,01 10³ e 1,09 10³, para as lâminas de 15, 20 e 25 cm, respectivamente. No período seco, após 24 h de exposição à radiação solar, foram removidos aproximadamente 2 unidades logarítmicas de *E. coli*, quando a radiação solar média foi 10 MJ.m⁻², apresentando populações finais de 7,21 10², 1,84 10³ e 3,76 10³, para as lâminas de 15, 20 e 25 cm, respectivamente. Foram encontrados de 0 e 17 ovos de helmintos.L⁻¹, após 24 h de exposição à radiação solar. Os resultados reafirmam a viabilidade do uso da desinfecção solar para esgotos domésticos com baixa turbidez. A redução da população de *E. coli* diminuiu com o aumento da lâmina de efluente utilizada no reator SODIS.

Palavras-chaves: desinfecção, SODIS, esgoto doméstico.

ABSTRACT

GARRIDO CABANELLAS, Cláudia Figueiredo, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, February, 2013. **Evaluation of a UASB wastewater system treatment, followed by an overland system in the removal of N and P and the solar radiation disinfection system SODIS.** Adviser: Antônio Alves Soares. Co-advisers: Alisson Carraro Borges, Marcos Rogerio Tótoła and Sandra Pereira Parreiras Fonseca.

A pilot system to disinfect wastewater, using solar radiation (SODIS), was built in a wastewater treatment plant system, consisting of a UASB followed by an overland flow system, located in Santa Luzia, State of Minas Gerais. The SODIS reactor had dimensions of 1 X 1 m and 0,40 m of depth and was built with concrete blocks, plastered and painted white. The experiment was conducted from December 2010 to July 2011. The samples were collected at the entrance of the system at 9 am and after periods of 3, 6, 8 and 24 h of solar exposure, every 30 to 35 days, to evaluate *E. coli*. The helminth analyzes were performed from June to August 2011, once a week, in the morning, between 8:00 and 9:00 AM, for the affluent of the UASB and the effluent of the UASB, the overland system, and the SODIS after 24 hours of exposure, to solar radiation. Depths of 15, 20 and 25 cm were tested in the SODIS. Turbidity, EC, *E. coli* and helminthes were analyzed. An automatic weather station was used to measure the temperature and the solar radiation, every minute. Models were adjusted to estimate population of *E. coli* and helminthes, as a function of initial population, the solar radiation exposure time and the depth in the SODIS. The affluent to the SODIS presented average turbidity of 26 NTU, TSS of 23 mgL⁻¹, and NMP/100ml 10⁷ and 10⁴ of *E. coli*. The maximum and minimum temperatures observed were 24.1 to 34.2 °C, in the summer and 17.5 to 27.3 °C, in the winter. In the rain season, with a 24 hours of exposure to solar radiation occurred a removal of approximately 4 log of *E. coli*, when the daily average solar

radiation was 25 MJ/m², obtaining final populations of 4.11 10², 1.01 10³ and 1.09 10³, for the depths of 15, 20 and 25 cm, respectively. In the dry season, after 24 hours of solar exposure approximately 2 log *E. coli* was removed, for an average solar radiation of 10 MJ/m², corresponding to a final populations of 7,21 10², 1,84 10³ and 3,76 10³, for the depths of 15, 20 and 25 cm, respectively. It was found 0 and 17 helminthes eggs per liter of effluent, after 24 h of exposure to solar radiation. The results confirm the feasibility of using solar radiation for disinfecting wastewater with low turbidity. The reduction in the *E. coli* population decreases with the depth in the SODIS.

Keywords: disinfection, SODIS, domestic sewage.

1 - INTRODUÇÃO

O déficit de coleta e tratamento de esgotos sanitários representa um impacto ambiental de grandes proporções, afetando a qualidade dos recursos hídricos nos seus aspectos físico-químicos e microbiológicos. A contaminação microbiológica dos recursos hídricos é apontada como uma das principais formas de disseminação de doenças de veiculação hídrica.

Observa-se que há uma crescente escassez de água de qualidade e que os recursos hídricos é um bem público de grande importância para a sobrevivência e desenvolvimento local. A crescente demanda de água de qualidade aliada à preocupação com a qualidade dos recursos hídricos torna necessária a busca por novas técnicas de tratamento de efluentes ou mesmo o aperfeiçoamento das já existentes.

Mais do que o lucro financeiro, devem ser considerados, com a prática de aproveitamento de resíduos, os benefícios ambientais proporcionados pela diminuição da utilização dos recursos naturais e a redução da poluição causada pela sua destinação, contribuindo, assim, para a conservação ambiental, observando os princípios do desenvolvimento sustentável (MOTA, 2006).

Na busca de técnicas viáveis qualitativamente e economicamente, para desinfecção de efluentes domésticos utilizando a energia solar tem sido proposta, obtendo bons resultados.

A aplicação de desinfecção solar no esgoto doméstico, submetido ao pré-tratamento pelos sistemas UASB seguido de escoamento superficial, possibilitaria o seu reuso em fins mais nobres, como a rega de hortas e pomares, reduziria a contaminação microbiológica de cursos d'água e, conseqüentemente, o risco de disseminação de doenças de veiculação hídrica.

Com a realização deste trabalho, tem-se por objetivo geral avaliar a qualidade da desinfecção pelo sistema SODIS, pós-tratamento UASB - escoamento superficial. Os objetivos específicos são:

- Determinar a eficiência do SODIS na redução de *E. coli* e helmintos;

- Gerar um modelo do sistema SODIS, introduzindo a variável tempo de exposição, nas condições edafoclimáticas do município de Santa Luzia - MG;

- Verificar se o tratamento proposto atende à legislação para reuso na irrigação.

2 - REVISÃO DE LITERATURA

2.1 - Micro-organismos patogênicos relacionados a esgotos domésticos

Os esgotos sanitários são as principais fontes de contaminação dos corpos d'água e do solo, transmitindo grande quantidade de bactérias, vírus, protozoários e helmintos.

O solo é um sistema complexo que compreende uma variedade de micro habitat com diferentes gradientes físicos e químicos, e condições ambientais descontínuas. Os microrganismos se adaptam aos micro habitat interagindo uns com os outros e com outras partes da biota do solo (Torsvik e Ovreas, 2002). A ação dos microrganismos presentes nos solos não estéreis e nas plantas é um dos principais fatores de remoção de microrganismos patogênicos que chegam com o esgoto ao solo.

O lançamento indiscriminado de esgotos domésticos nos corpos d'água sem tratamento, ou mesmo tratados, mas sem desinfecção apropriada, contribui com quantidade significativa de organismos, entre os quais podem estar presentes agentes específicos de doenças de veiculação hídrica.

A diversidade e a quantidade dos organismos patogênicos no esgoto dependem de vários fatores, dentre eles a quantidade de indivíduos infectados na população e a densidade de organismos patogênicos encontrados nos excrementos desses indivíduos.

Na Tabela 19 são apresentadas as principais características biológicas dos efluentes sanitários.

Tabela 19 – Características biológicas de efluentes sanitários brutos

Micro-organismo	Contribuição per capita Org hab ⁻¹ d ⁻¹	Concentração Org (100 mL ⁻¹)
Bactérias Totais	10 ¹² -10 ¹³	10 ⁹ -10 ¹⁰
Coliformes Totais	10 ⁹ -10 ¹²	10 ⁶ -10 ⁹
<i>E. coli</i>	10 ⁸ -10 ¹¹	10 ⁵ -10 ⁸
Estreptococos fecais	10 ⁸ -10 ⁹	10 ⁵ -10 ⁶
Cistos de protozoários	<10 ⁶	<10 ³
Ovos de helmintos	<10 ⁶	<10 ³
Vírus	10 ⁵ -10 ⁷	10 ² -10 ⁴

Fonte: Adaptado de von Sperling (2005)

Para Andrade Neto e Campos (2003), devido a grande dificuldade para caracterizar todos os patógenos presentes, adota-se como recurso a determinação do número de micro-organismos coliformes, que indiretamente constitui um indicador da presença provável de micro-organismos patogênicos no meio.

Na Tabela 20 Feachem et al., (1983) enfatizam informações sobre a remoção de bactérias e helmintos presentes em esgotos domésticos por vários sistemas de tratamento, indicando as diretrizes para irrigação irrestrita.

Tabela 20 - Remoção de organismos patogênicos em sistemas de tratamento de esgotos.

Tratamento	Remoção (unidades logarítmicas)			
	Bactérias	Helmintos	Vírus	Cistos
Sedimentação primária: simples	0-1	0-2	0-1	0-1
Sedimentação primária: c/ coagulantes	1-2	1-3(f)	0-1	0-1
Lodos ativados (a)	0-2	0-2	0-1	0-1
Filtro biológico (a)	0-2	0-2	0-1	0-1
Lagoa aerada (b)	1-2	1-3	1-2	0-1
Valo de oxidação (a)	1-2	0-2	1-2	0-1
Desinfecção (c)	2-6(f)	0-1	0-4	0-3
Lagoa de estabilização (d)	1-6(f)	1-3(f)	1-4	1-4
Reservatório de acumulação (e)	1-6(f)	1-3(f)	1-4	1-4

(a) Incluído decantador secundário; (b) Incluída lagoa de sedimentação; (c) Cloração ou ozonização; (d) A eficiência depende do número de unidades em série e outros fatores ambientais; (e) A eficiência depende do tempo de detenção; (f) Com projeto e operação adequados às diretrizes para irrigação irrestrita podem ser atendida.

Fonte: FEACHEM et al., 1983.

2.2 - Tecnologias de desinfecção

O processo de desinfecção num sistema de utilização de águas residuais tem como objetivo reduzir a presença de organismos patogênicos, para melhorar a qualidade microbiológica do efluente e reduzir o risco de contaminação.

A desinfecção pode ser definida como a etapa responsável pela redução da população de micro-organismos de interesse, até os limites estabelecidos pela legislação, para os diferentes tipos de usos da água. Para cada um desses usos, aplicam-se critérios e padrões de qualidade, em que não apenas as incidências e as concentrações máximas de organismos são consideradas, mas os próprios organismos, grupos e tipos.

Não há um desinfetante ideal que atenda a todos os requisitos, independentemente da situação de uso. Cada agente desinfetante apresenta vantagens e desvantagens, em função de condições específicas de sua utilização, e depende, para otimização de seus resultados, tanto da qualidade da água a ser desinfetada, como das condições de projeto, operação e manutenção das unidades. Dessa forma, a seleção da tecnologia de desinfecção apropriada a cada realidade deve levar em conta esses aspectos, e outros fatores que influenciam na confiabilidade, continuidade e eficiência do sistema (SILVA, 2004).

A desinfecção pela ação da luz solar é uma prática antiga usada principalmente para água. Esse processo foi observado pela primeira vez por Downes e Blunt, em 1877 (Conroy *et al.*, 1996), sendo que o comprimento de onda da radiação ultravioleta tem papel preponderante nesse efeito (BERNARDES *et al.*, 1999).

Recentemente, tem-se empregado a radiação ultravioleta na desinfecção de esgotos sanitários, por sua ação germicida. A radiação ultravioleta se mostra competitiva quando comparada com a cloração. A cloração necessita da implantação de uma etapa de descloração, para controlar os subprodutos do cloro nos efluentes tratados, como os organoclorados, que não são gerados nos processos de desinfecção UV.

Ao contrário de outros desinfetantes com ação química, a radiação solar atua fisicamente, atingindo principalmente os ácidos nucleicos dos micro-organismos, prejudicando a replicação de DNA e o sistema de reparação do mesmo, promovendo mutações.

2.3 - Princípios da desinfecção por radiação solar

O Sol fornece, anualmente, para a atmosfera terrestre, cerca de $1,5 \times 10^{18}$ kWh de energia, indicando que, além de ser responsável pela manutenção da vida na Terra, a radiação solar constitui-se numa inesgotável fonte energética, havendo um enorme potencial de utilização por meio de sistemas de captação e conversão em outra forma de energia (CRESESB, 2007).

A constante solar pode ser definida como sendo a irradiância solar sobre uma superfície normal aos raios solares à distância média entre a terra e sol na ausência de atmosfera (SCHOFFEL, 2010). A constante solar é influenciada pela variação na atividade solar, pela variação na distância Terra-Sol, pelo ângulo zenital, pela declinação solar (δ), pela latitude (φ) e pelo ângulo horário (h).

A intensidade da radiação solar está sujeita a outras variações, além da diurna, as anuais, em consequência da forma elíptica da órbita terrestre em torno do Sol e da inclinação do eixo terrestre em relação ao plano orbital. Esta inclinação tem como consequência uma variação contínua de dia para dia, do ângulo que a linha Terra-Sol forma com o plano equatorial da Terra. Esta variação é a causa principal das variações anuais da distribuição da radiação solar sobre a superfície da Terra, definindo as estações do ano (CITIZENRE, 2007).

O espectro de radiação solar sofre absorção na camada de ozônio presente na atmosfera, de quase toda a faixa entre 200 e 300 nm, chegando sobre a superfície terrestre, em quantidade significativa, apenas as

radiações com comprimento de ondas UV-A (320 – 400nm) e mais longos. A Figura 38 mostra o espectro eletromagnético da radiação solar.

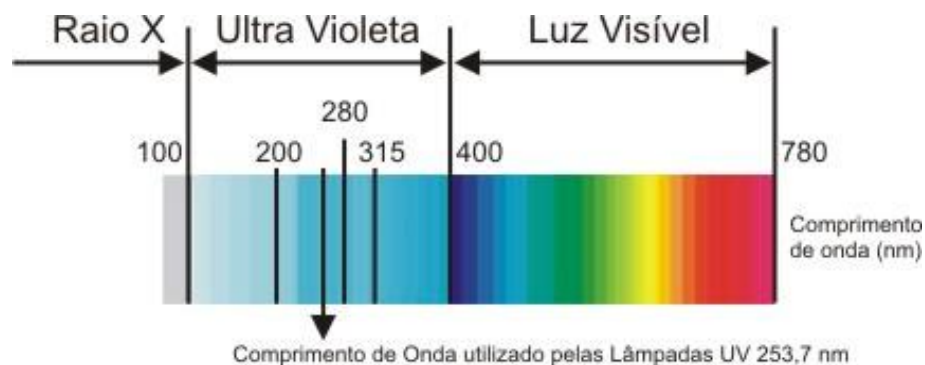


Figura 38 - Regiões do espectro eletromagnético da radiação solar

Fonte: Adaptado. de FERENCE et al. (1968).

Bolton (2000) afirma que o comprimento de onda de maior efeito bactericida é o de 254 nm, estando na faixa do UVC.

A radiação ultravioleta é absorvida por moléculas de proteína, RNA e DNA de alguns micro-organismos. O DNA é um polímero de ácidos nucléicos, no formato de dupla hélice, ligada uma a outra por uma seqüência de bases constituintes (adenina, citosina, guanina e timina), que formam o código genético e ligado em pares (adenina - timina, citosina - guanina) mantém unidas as duplas hélices. Destas quatro bases, a timina sofre uma reação fotoquímica na presença de UV, onde a união de duas timinas adjacentes, por meio da absorção de um fóton de UV (dimerização), quebra a estrutura do DNA impedindo sua replicação (BOLTON, 1999), Figura 39.

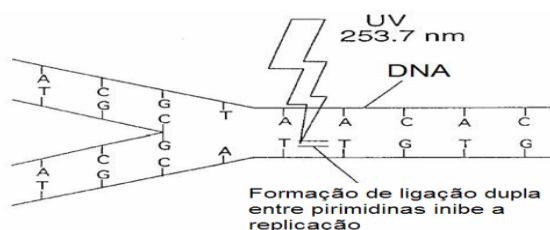


Figura 39– Inativação do DNA pela radiação UV

Fonte:EPA (1999)

Ao ocorrer o processo natural de divisão celular, com a duplicação do DNA, a estrutura formada pela absorção de radiação ultravioleta não é reconhecida, o que interrompe o processo de duplicação. Assim, a célula pode manter temporariamente as atividades metabólicas, mas não consegue se reproduzir. Por isso, diz-se que ocorre a inativação e não a morte do micro-organismo.

Os raios UV também induzem reações fotoquímicas na matéria orgânica natural, aumentando a concentração de superóxido (O_2^-), peróxido de hidrogênio (H_2O_2) e radical hidroxila (OH^-), que podem causar danos aos micro-organismos pelos componentes da oxidação celular (OATES *et al.*, 2003).

Diferentes micro-organismos requerem diferentes intensidades de irradiação UV para a sua inativação, sendo que o grau de inativação é uma função do tempo de exposição e da intensidade de irradiação, ou seja, da dosagem, usualmente expressa em $MWs\ cm^{-2}$.

Uma desvantagem significativa dos processos de desinfecção UV para monitorar os micro-organismos de veiculação hídrica, tanto em água potável quanto em água residuária, seria a capacidade dos micro-organismos para reparar os danos causados na estrutura do seu DNA, caso uma dose subletal seja usada (KUMAR & MITTAL, 1999 e FRIBERG & VENABLE, 1983).

Os mecanismos de recuperação dos micro-organismos irradiados com UV incluem os processos enzimáticos da fotorreativação e da recuperação no escuro. A fotorreativação, que resulta na remoção dos dímeros do DNA, ocorre na presença de radiação na faixa de comprimento de onda de 310-480 nm, e a recuperação no escuro ocorre, como seu nome sugere, na ausência de luz. Portanto, deve-se assegurar uma dose suficiente de UV no processo para garantir a inviabilização celular.

Davies-Colley *et al.* (1999), trabalhando com efluente de lagoas de estabilização, concluíram que a desinfecção depende da intensidade da luz solar e da temperatura. Assim, a sazonalidade afeta o processo, sendo

melhor no verão, estação com maior incidência de luz solar e aumento da temperatura.

O sistema de desinfecção solar apresenta as seguintes limitações: (a) não é útil para o tratamento de grandes volumes de água; (b) água deve ter uma turbidez menor que 30 NTU devido à necessidade de penetração da luz no meio (MASSCHELEIN, 2002; BILLOTA e DANIEL, 2006); (c) depende de condições geográficas e climáticas que favoreçam a utilização da radiação solar (SODIS, 2011).

Sichel *et al.* (2007), afirma que em temperaturas acima de 45 °C, em um processo de desinfecção solar, ocorre a interação sinérgica entre a temperatura elevada e a radiação solar elevando a eficiência de desinfecção e reduzindo o tempo de tratamento.

Sanches Román (2007), avaliou a desinfecção de esgotos domésticos tratados em nível primário (tanque séptico), em Viçosa – MG, determinando que, para efluentes domésticos, os parâmetros oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST) não influenciaram na desinfecção pelo reator SODIS, e que para a região sudeste são necessários 1,4 dias de exposição, no verão, e 2 dias no inverno, para que o efluente possa ser utilizado para irrigação, seguindo as recomendações da OMS.

2.4 - Eficiência e cinética de desinfecção de água

É bem conhecido que a radiação solar é capaz de inativar micro-organismos por meio do efeito sinérgico da radiação ultravioleta (UV) e o aquecimento da água por radiação infravermelha (RINCON e PULGARIN, 2004).

Os estudos realizados pelo Instituto Mexicano de Tecnologias da Água (IMTA) alcançaram a inativação de 99,99% de coliformes totais com 4 horas de exposição, utilizando um concentrador solar, enquanto que, sob as

mesmas condições, o teste realizado sem o concentrador necessitou de 6 horas de exposição para alcançar tal eficiência (HERRERA, 2003).

Bryant *et al.* (1992) mostram que os micro-organismos patogênicos geralmente presentes na água, são vulneráveis ao calor e à radiação ultravioleta. O método de desinfecção solar (SODIS) utiliza duas componentes da radiação: a radiação ultravioleta responsável pela modificação do DNA dos micro-organismos, e radiações infravermelhas, responsáveis pela elevação da temperatura da água, tendo em vista que os micro-organismos são sensíveis ao aquecimento (SODIS, 2011).

Vários estudos (Reed, 1997; Sommer *et al.* 1997; Wegelin *et al.* 1994; Acra *et al.* 1984) apontam para a eficiência do SODIS, mostrando-se possível a inativação de 3 unidades logarítmicas de coliformes termotolerantes durante um período, em média, de 5 horas de exposição ao sol. A eficiência, segundo esses estudos, depende das condições de insolação do local, grau de nebulosidade, qualidade da água, tipo de recipiente a ser utilizado, espessura da lâmina d'água e superfície de suporte para exposição.

A dose correta de UV é uma variável importante para o dimensionamento de instalações de desinfecção.

Souza (2000) fez uma comparação da eficiência da radiação ultravioleta na inativação de *E. coli*, Colifagos e *Clostridium perfringens* utilizando uma água com turbidez de 2 UNT e verificou que, com doses de 2,46, 9,84 e 19,68 mWs.cm⁻², a eficiência (%) para *E. coli*, Colifagos e *Clostridium perfringens* foi de 3, 4 e 4 unidades logarítmicas, respectivamente. No entanto, quando utilizou água com 50 UNT de turbidez e doses de 3,48, 6,96 e 10,44 mWs.cm⁻², as eficiências foram de 53,27; 92,5 e 99,7% para *E. coli*, Colifagos e *Clostridium perfringens*, respectivamente.

Amaral *et al.* (2006) analisaram a eficiência da exposição à radiação ultravioleta solar (natural) na desinfecção de água. Amostras de água de poços rasos foram colocadas em garrafas "PET" (poli-tereftalato de etileno) de 2 L e expostas ao sol por 2, 5 e 12 horas. Inicialmente e após a

exposição das amostras à radiação solar, foi determinada a eficiência na desinfecção da água com reduções, após 12 h de exposição, de 98,2%, 99,9% e 100%, nos números de micro-organismos mesófilos, coliformes totais e *E. coli*, respectivamente.

Oliveira (2003), utilizando um colimador UV e um reator UV de lâmpadas emersas, avaliou a capacidade de desinfecção da radiação ultravioleta em efluentes domésticos, aplicando doses de UV de 10 a 100 mWs.cm⁻². Observou que, com uma exposição de 40 a 60 mWs.cm⁻², a radiação ultravioleta resultou na remoção de coliformes acima de 4 unidades logarítmicas. Oliveira (2003) observou-se, ainda, que a eficácia de inativação foi insignificante nos ensaios com ovos de helmintos (*Ascaris lumbricoides* e *Trichuris trichiura*) utilizando-se doses de até 100 MWs.cm⁻².

A eficiência da desinfecção por luz solar depende do tipo de patógeno para o qual está sendo utilizada, sendo mais eficiente para bactérias e vírus. No caso de protozoários, que formam cistos quando estão em ambiente hostil, a desinfecção por agentes físicos ou químicos é mais difícil, assim como os vermes (BURCH *et al.*, 1999).

A temperatura corresponde a um dos principais fatores ambientais que influenciam o desenvolvimento bacteriano. À medida que há um aumento da temperatura, as reações químicas e enzimáticas na célula tendem a se tornar mais rápidas, acelerando a taxa de crescimento. Entretanto, em determinadas temperaturas, inicia-se o processo de desnaturação de proteínas e ácidos nucleicos, inviabilizando a sobrevivência celular.

2.5 - Lei de Chick

O preceito fundamental da cinética da desinfecção foi enunciado por Chick, em 1908, atualmente conhecido como Lei de Chick, o qual reconheceu que a inativação dos micro-organismos, em função do tempo, obedece ao modelo de uma reação de primeira ordem.

O processo de inativação é influenciado pela temperatura, podendo-se usar a equação de Arrhenius, para a correção da constante da velocidade da reação para outras temperaturas diferentes dos valores disponíveis na literatura, geralmente obtidos a 20°C.

A cinética de desinfecção é regida pela lei de Chick, que representa o decaimento do número de micro-organismos viáveis presentes no meio, num dado instante (DAVIS e CORNWELL, 1998):

$$N=N_0e^{-kt} \quad \text{(equação 7)}$$

Em que:

N: concentração de micro-organismos remanescentes após um tempo t (NMP/100 mL)

N₀ : concentração inicial de micro-organismos (NMP ou NMP/100 mL)

k : constante de desinfecção característica do micro-organismo (min⁻¹).

A lei de Chick, quando traçada em gráfico tendo como ordenada ln (N) e como abscissa o tempo t, produz uma reta com declividade -k. A forma linearizada da equação é apresentada:

$$\ln N = -kt + \ln N_0 \quad \text{(equação 8)}$$

Segundo Donaire e Jardim (2003), a eficiência do processo de desinfecção de água é dada por:

$$E = -\log (N/N_0) \quad \text{(equação 9)}$$

Em que:

N = concentração de micro-organismos remanescentes após um tempo t (NMP/100 mL).

N₀ = concentração inicial de micro-organismos (NMP ou NMP/100 mL)

2.6 - Diretrizes e Leis para reuso de esgoto doméstico pós-tratamento

O reuso de efluentes sanitários tratados possibilita a redução do consumo de recursos hídricos de qualidade e a substituição total ou parcial de fertilizantes químicos, o que acarreta uma sensível diminuição do impacto ambiental e um aumento da produtividade, pois os efluentes sanitários contêm macro e micronutrientes, e matéria orgânica, que são essenciais para o desenvolvimento das culturas e melhoria do solo.

O reuso de efluentes sanitários é uma prática realizada há tempos em diversos países. No entanto, o esgoto proveniente de ETE sanitário na agricultura pode apresentar, como ponto negativo, a poluição de aquíferos subterrâneos, particularmente por nitrato, o acúmulo de contaminantes químicos no solo, e de micro-organismos como bactérias, vírus, protozoários, ou compostos tóxicos e/ou metais pesados. Os aspectos negativos do reuso, podem ser minimizados, utilizando sistemas planejados e administrados, de modo a proporcionar benefícios de proteção ao meio ambiente e à saúde pública.

O interesse pelo uso de água reciclada, em alguns países, tem levado preocupações entre os possíveis consumidores, acerca dos efeitos que esse uso terá na saúde pública e no meio ambiente (HARTLEY, 2006).

A magnitude do risco à saúde pública, devido ao uso de efluentes domésticos, é proporcional às suas características microbianas. Os riscos de contaminação por helmintos, em particular os nematoides dos gêneros *Ascaris*, *Trichuris* e os *Ancilostomideos* são significativos, uma vez que os seus ovos têm um tempo de latência bastante elevado no solo (6 anos) e, nos vegetais, (27-35 dias), o que propicia a transmissão de doenças gastrointestinais (MATTOS, 2003).

A OMS (2006), baseando em estudos epidemiológicos, concluiu que os helmintos são os patógenos que apresentam maior risco de transmissão de doenças relacionadas ao aproveitamento agrícola do efluente doméstico, fixando a diretriz microbiológica de, no máximo, 1 ovo de helminto/L.

Buscando reduzir os riscos relacionados ao reuso de águas a OMS definiu diretrizes quanto à qualidade microbiológica para utilização de esgotos sanitários tratados na agricultura apresentados na Tabela 21.

Tabela 21 – Diretrizes de qualidade microbiológica recomendada pela OMS(2006) para esgotos sanitários tratados utilizados para a irrigação de culturas agrícolas^(a)

Categoria irrigação	Opção (1)	Tratamento de esgotos e remoção de patógenos (unidades logarítmicas10)(2)	Qualidade do efluente	
			<i>E. coli</i> 100ml ⁻¹ (3)	Ovos de helmintos L ⁻¹
Irrestrita	A	4	$\leq 10^3$	≤ 1 ^{(4) E (5)}
	B	3	$\leq 10^4$	
	C	2	$\leq 10^5$	
	D	4	$\leq 10^3$	
	E	6 OU 7	10^1 OU 10^0	
Restrita	F	4	$\leq 10^4$	
	G	3	$\leq 10^5$	
	H	<1	$\leq 10^6$	

Combinação de medidas de proteção à saúde. (A): cultivo de raízes e tubérculos; (B): cultivo de folhosas; (C): irrigação localizada de plantas que se desenvolvem distantes do nível do solo; (D): irrigação localizada de plantas que se desenvolvem rentes ao nível do solo; (E): qualidade de efluentes alcançável com o emprego de técnicas de tratamento tais como tratamento secundário + coagulação + filtração + desinfecção; qualidade dos efluentes avaliada ainda com o emprego de indicadores complementares (por exemplo: turbidez, SST, cloro residual); (F): agricultura de baixo nível tecnológico e mão de obra intensiva; (G): agricultura de alto nível tecnológico, e altamente mecanizada; (H): técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógeno (por exemplo: tanques sépticos ou reatores UASB), associada ao emprego de técnicas de irrigação com elevado potencial de minimização da exposição (irrigação subsuperficial). (2) remoção de vírus que, associada a outras medidas de proteção à saúde, corresponderia a uma carga de doenças virais tolerável $\leq 10^{-6}$ DALY ppa e riscos menores de infecções bacterianas e por protozoários. (3) Qualidade do efluente correspondente à remoção de patógenos indicada em (2). (4) No caso de exposição de crianças (15 anos) recomenda-se um padrão e/ou, medidas complementares mais exigentes: $\leq 0,1$ ovo/L, utilização de equipamentos de proteção individual, tratamento quimioterápico. No caso da garantia da remoção adicional de 1 unidade logarítmica na higiene dos alimentos, pode-se admitir ≤ 10 ovos/L. (5) Média aritmética em pelo menos 90% do tempo, durante o período de irrigação. A remoção requerida de ovos de helmintos (log10) depende da concentração presente no esgoto bruto. Com o emprego das lagoas de estabilização, o tempo de detenção hidráulica pode ser utilizado como indicador de remoção de helmintos. No caso da utilização de técnicas de tratamento mais complexas (opção E), o emprego de outros indicadores (por exemplo: turbidez ≤ 2 uT) pode dispensar a verificação do padrão ovos de helmintos. No caso de irrigação localizada, em que não haja contato da água com as plantas e na ausência de riscos para os agricultores (por exemplo: opção H) o padrão ovos de helmintos poderia ser dispensável.

Recentemente o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), através da Resolução N° 54 de 28 de novembro de 2005, no artigo 1º,

estabeleceu modalidades, diretrizes e critérios gerais que regulamentam e estimulam a prática de reuso direto não potável de água, em todo território nacional. A resolução abrange reuso para fins urbanos, agrícolas, florestais, ambientais, industriais e aquicultura, determinando que os parâmetros específicos para cada modalidade sejam estabelecidos pelos respectivos órgãos competentes.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da resolução Nº 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005, estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e outras providências, na Tabela 22 mostra um resumo desta resolução:

Tabela 22 – Resolução do CONAMA destinadas às águas de irrigação

Classe	Condição sanitária
Classe 1	águas destinadas a irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvem rente ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película. As águas não devem ser poluídas por excrementos humanos, ressaltando-se a necessidade de inspeções sanitárias periódicas.
Classe 2	águas destinadas a irrigação de hortaliças e plantas frutíferas. Não deverá ser excedido um limite de 1000 coliformes / 100ml, em 80% ou mais de, pelo menos, 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês. No caso de não haver, na região, meios disponíveis para o exame de coliformes fecais, o índice será de até 5000 coliformes totais / 100 ml em 80% ou mais de, pelo menos, 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.
Classe 3	Águas destinadas a irrigação de culturas arbóreas, cercalíferas e gramíneas Número de coliformes fecais até 4000 / 100ml, em 80% ou mais de, pelo menos, 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês. No caso de não haver, na região, meios disponíveis para o exame de coliformes fecais, o índice será de até 20.000 coliformes totais/100 ml em 80% ou mais de, pelo menos, 5 amostras mensais colhidas em qualquer mês.

FONTE: CONAMA, 2005.

O reuso de água está em consonância com o desenvolvimento econômico, social compatível com a preservação da qualidade ambiental e equilíbrio ecológico, e também, com a preservação dos recursos ambientais, objetivos da Política Nacional do Meio Ambiente dispostos na Lei nº 6.938 de 31 de agosto de 1981 (Art. 4º, inciso I, IV, V).

3 - MATERIAL E MÉTODOS

3.1 - Caracterização da área e delineamento experimental

A ETE-APAC é composta por tratamento preliminar, composto pelas unidades de gradeamento, desarenador e medidor de vazão em canal aberto tipo Calha Parshall, seguidas de um reator anaeróbio de manta de lodo e escoamento ascendente (UASB) e, posteriormente, de um sistema de escoamento superficial (Figura 37).

O efluente doméstico apresentou características adequadas à utilização do processo desinfecção solar, tendo turbidez média de 25,63 NTU, SST média de 22,92 mg/L e concentrações de *E. coli*, da ordem 10^5 e 10^6 NMP/100ml. As temperaturas máximas e mínimas observadas foram 34,2 a 24,1 ° C no verão e 27,3 a 17,5° C no inverno.



Figura 40 – Tratamento preliminar, UASB e Rampa de escoamento Superficial.

O experimento foi conduzido de setembro de 2010 a julho de 2011 sendo divididos em período chuvoso e seco.

O efluente doméstico tratado foi exposto à radiação solar no reator SODIS, operado em regime de batelada por um período máximo de 24 horas (09:00 h do 1º dia às 09:00 h do 2º dia).



Figura 41 – Reator de desinfecção por radiação solar SODIS, operando com três lâminas diferentes.

O reator de desinfecção solar (SODIS) constituía-se de 3 câmaras construídas em alvenaria, de tijolos rebocados e pintados com tinta branca impermeabilizante, com as dimensões 1 X1 m e 0,40 m de altura. No interior do reator, foi pintada uma escala com precisão de 5 cm, para o monitoramento da lâmina do efluente. Foram avaliadas as lâminas de 15, 20 e 25 cm. O efluente da rampa de escoamento foi direcionado para o reator de desinfecção, por radiação solar.

3.2 - Monitoramentos da radiação solar e da temperatura

A intensidade da radiação solar, durante o experimento, foi medida pelo piranômetro (LI-COR, LI-200SZ), com sensibilidade para 80 μA por 1000 $\text{W}\cdot\text{m}^{-2}$. A leitura da radiação incidente era transmitida para o computador pelo sistema de data log a cada minuto. O armazenamento dos dados foi feito, a cada minuto, pelo sistema instalado na parte inferior do reator SODIS. As medidas de temperatura do efluente foram obtidas por

meio de um termômetro de mercúrio, na hora da coleta das amostras. O ajuste do modelo às condições locais foi realizado por meio de regressão múltipla e método de iterações de Newton, utilizando o software SAEG.

3.3 - Análises Microbiológicas

No reator SODIS, as amostras foram coletadas na entrada do sistema, às 9 horas, e após períodos de 3, 6, 8 e 24 h de exposição, para avaliação de *E. coli*. Os intervalos de tempo foram escolhidos com base nas recomendações de SODIS (2003a), que cita o tempo de 6 horas como tempo mínimo de exposição solar. Os tempos de 3 e 8 horas foram selecionados, visando obter uma melhor representatividade da curva de decaimento de *E. coli*, uma vez que esta é mais acentuada no início do período. O tempo de 24 horas foi determinado para se observar a possibilidade de ocorrer recrescimento bacteriano significativo, no período da noite.

As amostras do efluente doméstico foram coletadas em frascos autoclavados, esterilizados, com volume de 100 mL, acondicionados em caixa térmica, sob temperatura de aproximadamente 4 °C, e encaminhadas ao Laboratório da COPASA, para análise.

A contagem de *E. coli* nas amostras coletadas foi realizada por meio do teste comercial, Auto-análise Colilert (AC), efetuadas em triplicata e no máximo seis horas após cada coleta, segundo recomendações descritas por APHA (2001). O método Colilert é baseado na definição da tecnologia do substrato definido (DST). Quando os coliformes totais metabolizam o indicador ONPG (Ortonitrofenil -D-galactopyranosideo) dos nutrientes do Colilert, a amostra apresenta uma cor amarelo escuro e quando a *E. coli* metaboliza o indicador MUG (Metil-umbeliferone galactopiranosideo) dos nutrientes de Colilert, a amostra fluoresce. Esta detecção foi feita em 24 h.

Foi utilizada a cartela Quanti-Tray 2000 para quantificação bacteriana após incubação por 24hs a 35 °C. contendo as amostras em Colilert. Após o período de incubação, foi realizada a leitura das cartelas, com lâmpada UV, para identificação de micro-organismos presentes. Para tubos com cor amarelo escuro, foi atestada a presença de coliformes totais e, para tubos que apresentaram fluorescência, confirmou-se a presença de *E. coli* (coliformes termotolerantes).

No sistema Colilert, a presença de *E. coli* indicada pela emissão da fluorescência azul, foi quantificada por tabela estatística do Número Mais Provável - NMP do sistema Quanti-Tray 2000. A partir do NMP foram calculadas a % eficiência e a redução log N/N0.

3.4 - Análises de helmintos

As análises de helmintos foram realizadas de junho a agosto de 2011, uma vez por semana, no período da manhã, entre 8 e 9 horas foram coletadas amostras nos seguintes pontos: entrada da ETE, saída do UASB, saída da rampa de escoamento superficial e nas 3 câmaras do SODIS com lâminas de efluente de 15, 20 e 25 cm, após 24 horas de exposição à radiação solar.

Para a análise do esgoto bruto, foram coletados 5 litros de efluente, em galões de plástico. Para saída do UASB, saída da rampa de escoamento e no sistema SODIS foram coletados 10 litros de amostra conforme recomendação de Ayres e Mara (1996) em galões de plástico.

As amostras eram então armazenadas em galões de plástico e transportadas imediatamente para o laboratório de Microbiologia do DESA/UFMG. A enumeração de ovos e larvas de helmintos foi realizada de acordo com a metodologia de Bailenger (1979) modificada por Ayres & Mara (1996). No laboratório as amostras eram homogeneizadas e transferidas para o béquer (1L) e baldes (10L), onde permaneciam por um tempo de 24 horas, para o processo de sedimentação.

O número final de ovos da amostra de esgotos foi calculado por meio da seguinte equação:

$$N = (A \cdot X)/(P \cdot V) \quad (\text{equação 10})$$

Em que:

N = número de ovos (ovos/litro)

A = número médio de ovos contados nas câmaras de McMaster (nº de ovos)

X = volume do produto final (mL)

P = volume da câmara de McMaster (para câmara de dois retículos P = 0,30 mL; para câmara de um retículo P = 0,15 mL)

V = volume original da amostra

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - Eficiências de remoção de *E. coli* e helmintos pelo sistema SODIS

Os resultados de inativação de *E. coli* nas estações chuvoso e seco pelo sistema SODIS são apresentados na Tabela 23.

Tabela 23 - Resultados médios de inativação de coliformes fecais pelo reator SODIS nos períodos chuvoso e seco

Estação	Lâmina (cm)	Tempo de exposição (h)	Radiação observada ($\text{MJ m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)	Conc. de <i>E. coli</i> (NMP/100mL)	Log (N/No)
Chuvoso	15	0	0,00	25	$1,46 \cdot 10^7$	0,00
		4	12,01	26	$4,14 \cdot 10^4$	-1,75
		8	15,79	30	$2,22 \cdot 10^4$	-2,54
		24	18,64	26	$4,11 \cdot 10^2$	-3,98
	20	0	0,000	25	$1,46 \cdot 10^7$	0,00
		4	11,82	26	$5,98 \cdot 10^4$	-1,69
		8	14,47	30	$3,24 \cdot 10^3$	-2,24
		24	18,27	26	$1,01 \cdot 10^3$	-3,44
	25	0	0,00	25	$1,46 \cdot 10^7$	0,00
		4	10,51	26	$3,46 \cdot 10^4$	-1,76
		8	13,81	30	$2,40 \cdot 10^3$	-2,37
		24	16,31	26	$1,09 \cdot 10^3$	-2,94
Seco	15	0	0,00	20	$9,91 \cdot 10^4$	0,00
		4	5,04	21	$6,32 \cdot 10^3$	-1,04
		8	7,18	23	$3,12 \cdot 10^3$	-1,29
		24	9,82	20	$7,21 \cdot 10^2$	-2,04
	20	0	0,00	20	$9,91 \cdot 10^4$	0,00
		4	4,94	21	$3,39 \cdot 10^3$	-1,25
		8	7,03	22	$8,28 \cdot 10^3$	-0,97
		24	9,63	18	$1,84 \cdot 10^3$	-1,52
	25	0	0,00	20	$9,91 \cdot 10^4$	0,00
		4	4,41	20	$1,12 \cdot 10^4$	-0,78
		8	6,28	22	$3,65 \cdot 10^3$	-1,21
		24	8,60	18	$3,76 \cdot 10^3$	-1,24

As eficiências de desinfecção calculadas são apresentadas em termo de unidades logarítmicas, tendo como finalidade a observação das relações unidades logarítmicas das mesmas, frente ao processo de desinfecção

abordado neste trabalho, e também para facilitar a comparação com trabalhos citados na literatura.

Os resultados apresentados na Tabela 23 mostram que o efluente doméstico apresentou concentrações médias iniciais de *E. coli* $1,46 \cdot 10^7$ e $9,91 \cdot 10^4$ NMP.100 mL⁻¹, para as estações chuvoso e seco respectivamente.

Observou-se que, na estação chuvosa, às 24 horas de exposição à radiação solar, ocorreu remoção de 4 unidades logarítmicas de *E. coli*, obtendo-se concentrações finais de $4,11 \cdot 10^2$, $1,01 \cdot 10^3$ e $1,09 \cdot 10^3$ NMP.100 mL⁻¹, para as lâminas de 15, 20 e 25 cm, respectivamente. Já na estação seca, às 24 horas de exposição à RU do sol, foram suficientes para remover 2 unidades logarítmicas de *E. coli*, correspondendo à concentração final de $7,21 \cdot 10^2$, $1,84 \cdot 10^3$ e $3,76 \cdot 10^3$ NMP.100 mL⁻¹, para as lâminas de 15, 20 e 25 cm, respectivamente.

Foi observado ainda que, durante as estações chuvosa e seca, o efluente do reator SODIS, com lâmina de 15 cm, após a exposição a radiação solar, pelo período de 24 horas, alcançou os valores recomendados pela OMS, para irrigação irrestrita, 10^3 NMP.100 mL⁻¹ de *E. coli*, corroborando com CHERNICHARO *et al.*, 2006.

Em todo o período avaliado, verificou-se que o efluente final das lâminas de 20 e 25 cm não conseguiu atingir a desinfecção para uso em irrigação irrestrita, podendo ser utilizado para irrigação restrita, segundo o parâmetro *E. coli* definido pela OMS, como observado na Tabela 23. Atendendo ao padrão para *E. coli* <1000 NMP.100 mL⁻¹, para irrigação irrestrita, recomenda-se o aumento do tempo de exposição das lâminas de 20 e 25 cm.

Verificou-se que, para as mesmas lâminas, a redução de *E. coli* nas estações chuvoso foi maior que no seco, para 24 horas de exposição à radiação solar. Este fato se deve à menor incidência de radiação solar (dias com fotoperíodo menores) incidentes no SODIS, durante as estações seca este fato vai de encontro ao obtido por Davies-Colley *et al.* (1999), quando avaliou o efeito da sazonalidade verificou que este afeta o processo de

tratamento utilizando lagoas de maturação, sendo melhor no verão, estação com maior incidência de luz solar e aumento da temperatura..

Brandão et al., observaram que a profundidade da lâmina de água influencia o tempo necessário para inativação da *E. coli*. Em sua pesquisa, a inativação total dos organismos no recipiente de 5 cm de profundidade ocorreu antes de 2 horas de tempo de exposição, porém no recipiente de 10 cm isso só foi observado após 5 horas de exposição à luz solar.

Sanches-Román (2006), avaliando a desinfecção do efluente doméstico proveniente de tanque séptico, para lâmina de 0,05 a 0,20 m, utilizando o SODIS, na região sudeste, recomenda o tempo de exposição entre 1,4 e 3 dias, respectivamente, para as estações chuvoso e seco, visando atender às recomendações da OMS para uso irrestrito na irrigação (<1000 NMP.100 mL⁻¹).

Comparando os resultados obtidos com o proposto por Sanches-Román (2006), verifica-se que, para a estação chuvosa (1,4 dias), o tempo recomendado é superior ao determinado para a região de Santa Luzia- MG, que foi de 1 dia. Esta diferença se deve, possivelmente, ao fato deste autor ter utilizado a média da temperatura e da radiação solar para a região sudeste, e as características do efluente, pois utilizou efluente de tanque séptico (tratamento primário), enquanto o efluente utilizado no presente estudo advinha de tratamento secundário.

Na Tabela 24 são apresentadas as radiações acumuladas por 24 horas nos períodos chuvoso e seco.

Tabela 24 – Radiação acumulada média mensal de 24 horas de exposição

Mês	Radiação acumulada (MJ m ⁻² d ⁻¹)
Fevereiro/2011	24,55
Março/2011	21,02
Abril/2011	18,97
Média período chuvoso	21,51
Maio/2011	10,01
Junho/2011	10,81
Julho/2011	9,35
Agosto/2011	9,31
Média período seco	9,87

Na Tabela 24 pode ser observado que houve uma grande diferença na incidência de radiação solar na região nas estações chuvosa e seca, isto se deve a diferença de fotoperíodo das estações em consequência da continua variação do ângulo que a linha Terra-Sol forma com o plano equatorial da Terra.

O valor médio da estação chuvosa foi maior que o dobro do obtido na média da estação seca.

A figura 42 apresenta a radiação global media diária do período avaliado.

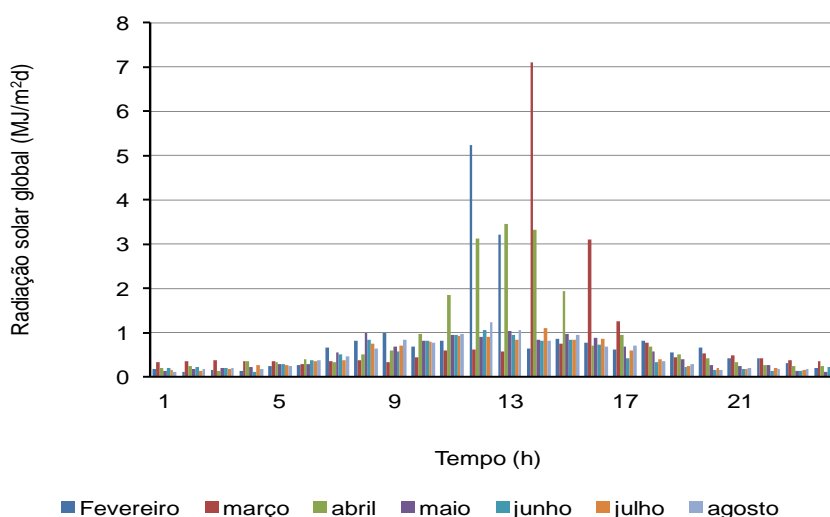


Figura 42 – Radiação solar global média diária, no período de fevereiro a agosto de 2011.

Verificou-se que ao longo do dia, ocorre variação da radiação solar, sendo maior a incidência no horário de 11 às 17 horas em todo período avaliado. Observou-se ainda que nos meses fevereiro, março e abril (verão) houve maior incidência de radiação ultravioleta em relação aos meses: maio, junho, julho e agosto (seco), a variação da radiação solar global observada é caracterizada pela inclinação do ângulo terra-sol, horário, dia, condições climáticas, presença de nuvens, entre outros fatores.

Quanto ao parâmetro temperatura do efluente doméstico no reator SODIS, as Figuras 43, 44 e 45 mostram a variação obtida de acordo com as lâminas avaliadas de 15, 20 e 25 cm, nas estações chuvosa e seca.

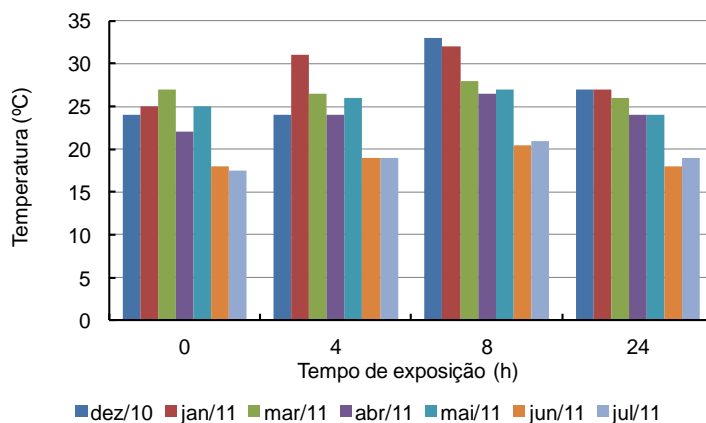


Figura 43 – Temperatura do reator SODIS com lâmina de 15 cm, ao longo das 24 horas de exposição solar.

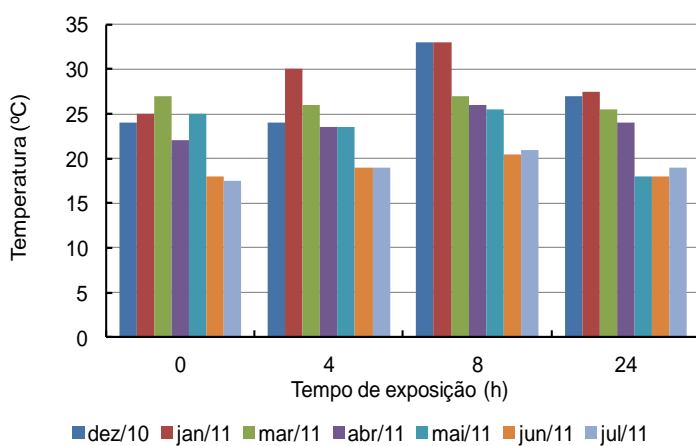


Figura 44 – Temperatura do reator SODIS com lâmina de 20 cm, ao longo das 24 horas de exposição solar.

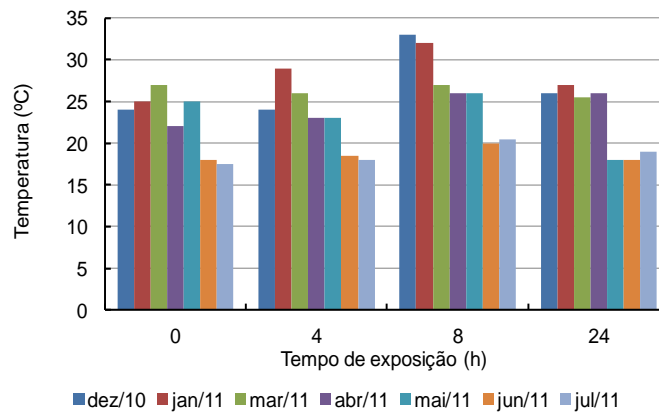


Figura 45 – Temperatura do reator SODIS com lâmina de 25 cm, ao longo das 24 horas de exposição solar.

Verificou-se que não ocorreram grandes variações na temperatura em relação às lâminas no reator SODIS nas 24 horas de exposição do efluente doméstico pós-tratamento terciário. Já em função das estações, foi observada maiores temperaturas na estação chuvosa.

Verificou-se ainda que a ação germicida deve-se principalmente pela RU, uma vez que a temperatura máxima obtida no reator SODIS foi 32° C, próxima a considerada adequada para o desenvolvimento destes micro-organismos, para a colaboração da temperatura para redução de *E. coli* a mesma deveria ter alcançado no mínimo a 50°C.

Segundo Sharma *et al.*, (1995), a partir de 55°C, a maioria dos micro-organismos patogênicos decaem em função do tempo em que a água é aquecida. Acima de 50°C, o tempo necessário para o aquecimento decresce aproximadamente por um fator de 10 para cada aumento de 10°C na temperatura de desinfecção (BURCH & THOMAS, 1998).

Na Figuras 46 apresentam-se a radiação solar global média diária nas estações chuvoso e seco do período estudado.

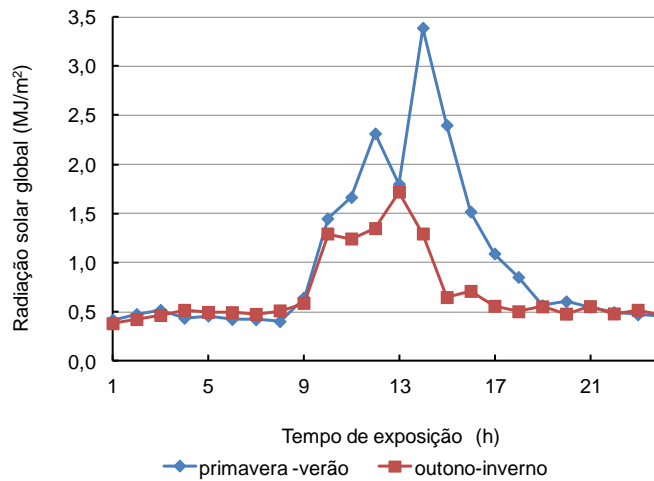


Figura 46 – Variação Radiação solar média nas estações chuvoso e seco durante 24 horas.

Na Figura 46, fica explícita a variação da radiação solar nas estações chuvoso e seco para a região em estudo. Foi observado que a radiação solar média da estação chuvosa foi superior a obtida na estação seca, se destacando nos horários de 10 às 19 horas, este fato está relacionado aos dias mais longos característicos desta estação e da maior incidência de radiação solar.

A radiação solar global média acumulada em 24 horas de exposição nas estações chuvoso e seco é apresentada na Figura 47.

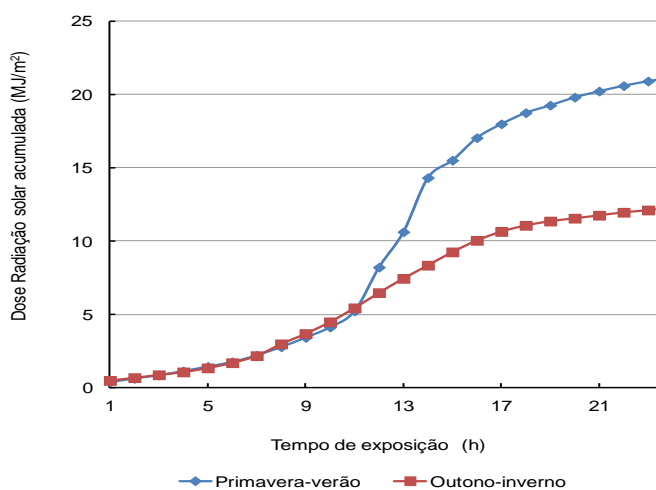


Figura 47 – Radiação solar global média acumulada durante 24 horas nas estações chuvoso e seco.

Na estação chuvosa e seco a radiação acumulada foi de aproximadamente $25 \text{ MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ e $12 \text{ MJ m}^{-2}\text{d}^{-1}$ respectivamente.

Esta diferença pode ser atribuída à intensidade de radiação solar que varia em função de diversos fatores e entre eles a inclinação do globo terrestre, em consequência da forma elíptica da órbita terrestre em torno do Sol e da inclinação do eixo terrestre em relação ao plano orbital.

Nas Figuras 48, 49 e 50 visualiza-se que houve diferença entre remoção encontrada para mesma lâmina nas duas estações, chuvoso e seco, sendo o melhor resultado obtido na estação chuvosa estação em que também foi verificada maior incidência de radiação.

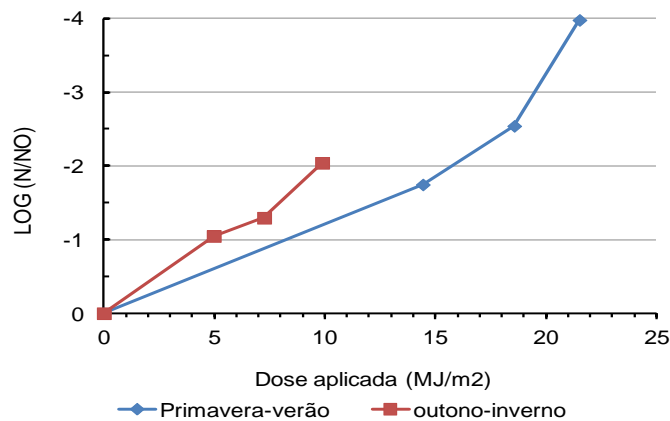


Figura 48- Remoção de *E. coli* (Log N/NO) em função da dose de radiação solar (UV) aplicada a lâmina de 15 cm.

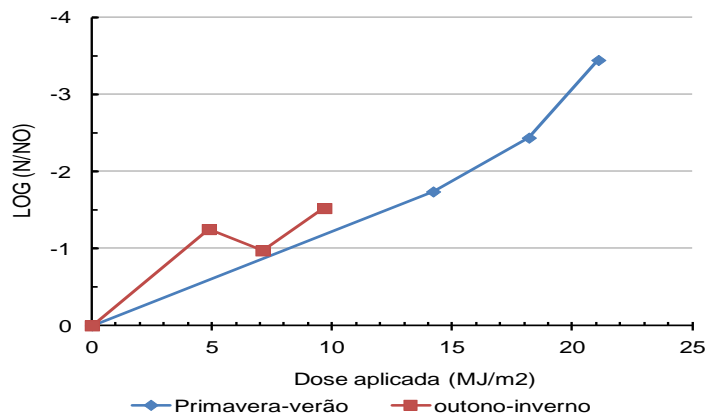


Figura 49 - Remoção de *E. coli* (Log N/NO) em função da dose de radiação solar (UV) aplicada a lâmina de 20 cm

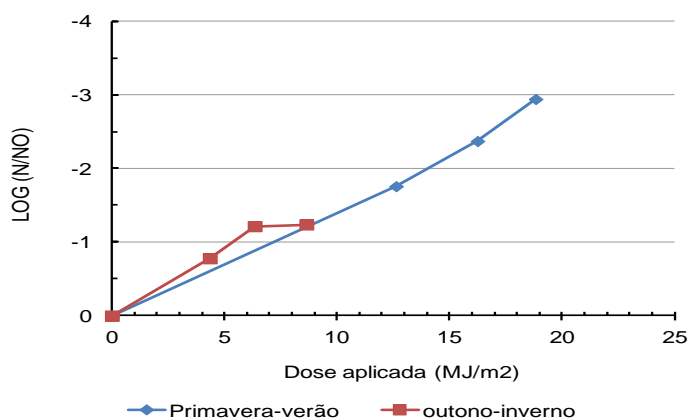


Figura 50 - Remoção de *E. coli* (Log N/NO) em função da dose de radiação solar (UV) aplicada a lâmina de 25 cm.

A inativação de 4 unidades logarítmicas de *E. coli* ocorreu na dose de próxima a 25 MJ/m² obtidos no período chuvoso e 2 unidades logarítmicas de *E. coli* para a dose de aproximadamente 12 MJ/m² no período seco.

Oliveira (2003), utilizando um colimador UV e um reator UV de lâmpadas emersas, avaliou a capacidade de desinfecção da radiação ultravioleta em efluentes domésticos aplicando doses de UV de 1,15 a 11,57 MJ.m⁻²d⁻¹ observou-se que, com uma exposição de 4,63 a 6,94 MJ.m⁻²d⁻¹ a radiação ultravioleta resultou na remoção de coliformes acima de 4 unidades logarítmicas.

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), baseando-se em outros autores afirmam que para que seja atingido até 4 unidades logarítmicas de inativação de bactérias são necessários doses de irradiação que variam de 9,25 MJ.m⁻²d⁻¹ a 11,57 MJ.m⁻²d⁻¹, enquanto que para 4 unidades logarítmicas de inativação de vírus essa faixa cai para 8,10 MJ.m⁻²d⁻¹ a 10,41 MJ.m⁻²d⁻¹ e para que se atinja 3 unidades logarítmicas de inativação de cisto de protozoários são necessários de 1,74 MJ.m⁻²d⁻¹ a 2,89 MJ.m⁻²d⁻¹.

As doses de radiação para a remoção de até 4 unidades logarítmicas de *E. coli* foram superiores as recomendadas por Metcalf & Eddy (2003).

Sanches-Román (2006), verificou que, para a redução de *E. coli* a níveis recomendados pela OMS para utilização para fertirrigação irrestrita de efluentes domésticos pós tratamento primário, foi de 32,59 MJ.m⁻² em média, para uma lâmina de 20 cm.

As figuras 51 e 52 apresentam a remoção média de *E. coli* no período avaliado para as laminas de 15, 20 e 25 cm.

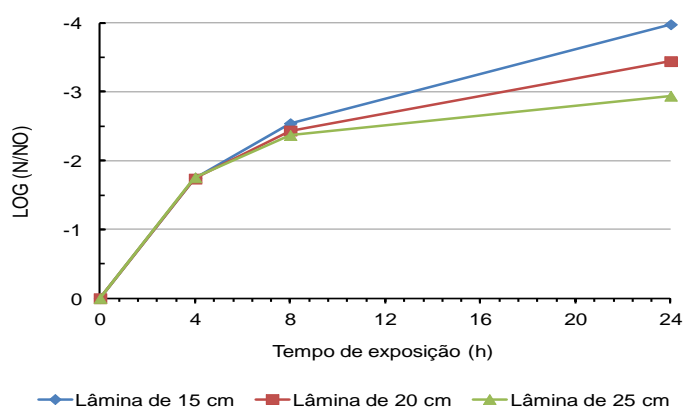


Figura 51 - Remoção média de *E. coli* na estação chuvosa para as 3 lâminas avaliadas

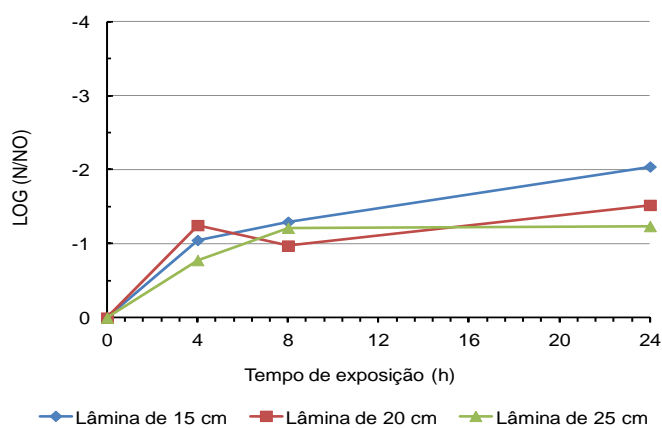


Figura 52 - Remoção média de *E. coli* na estação seca para as 3 lâminas avaliadas

Observou-se que a remoção de *E. coli* na chuvoso foi maior que no seco para as três lâminas.

Avaliando as 3 lâminas (15, 20 e 25 cm), na estação chuvosa, observou-se que a eficiência foi em torno de 4 unidades logarítmicas de inativação de *E. coli*, sendo que ocorreu uma pequena variação na eficiência, em função do aumento da lâmina avaliada.

No período seco, as eficiências da inativação de *E. coli*, para as 3 lâminas, foram próximas de 2 unidades logarítmicas, decrescente da menor lâmina para maior lâmina. Ressalta-se que, em todos os ensaios realizados, a turbidez da água foi inferior a 30 UNT, como recomendado pela metodologia SODIS.

A diferença encontrada entre as lâminas avaliadas para a mesma estação ocorreu devido à redução da infiltração da radiação solar, mostrando a interferência da variável profundidade da lâmina na inativação dos micro-organismos.

Na Tabela 25 são apresentados os resultados da desinfecção do efluente doméstico tratado pelo SODIS para a inativação de helmintos para as lâminas de 15, 20 e 25 cm.

Tabela 25 - Resultados médios de inativação de helmintos pela radiação UV (SODIS) para as lâminas de 15, 20 e 25 cm do efluente doméstico tratado.

Ponto	Tempo de exposição (h)	Irradiação Incidente ($\text{MJ m}^2\text{d}^{-1}$)	Concentração inicial de helmintos (ovos/L)	Eficiência (%)
Afluente	0	0	Máximo 20 Mínimo 0	-
Reator – 15 cm lâmina	24	9,87	Máximo 10 Mínimo 0	50%
Reator – 20 cm lâmina	24	9,53	Máximo 13 Mínimo 0	35%
Reator – 25 cm lâmina	24	9,35	Máximo 17 Mínimo 0	15%

A remoção de helmintos foi avaliada para as lâminas de 15, 20 e 25 cm de efluente doméstico tratado pelo reator SODIS, obtendo eficiências de respectivamente 50, 35 e 15%. A baixa eficiência encontrada para helmintos

acontece, provavelmente, devido à resistência do envoltório do ovo de helminto à penetração dos raios UV.

A concentração média de ovos/L variou entre 0 e 17 ovos de helmintos/L, após 24 h de exposição à radiação solar, portanto acima do recomendado para utilização de esgotos tratados, para fins de uso urbano e agrícola, restrito e irrestrito (menor que 1 ovo/L).

Na tabela 26 são apresentadas as concentrações de helmintos nos pontos de coleta de amostra.

Tabela 26 – Concentração de ovos de helmintos/L no efluente bruto, efluente do UASB, da rampa e do reator SODIS.

Ponto	Média de N ^o de ovos de helmintos/ L							
	4/jun	15/jun	22/jun	1/jul	7/jul	21/jul	22/jul	18/ago
EB	4,33	6,67	0	8,67	0	4,33	0	0
UASB	8,00	0	0	2,67	0	0	0	0
ER	2,33	6,67	0	4,00	0	0	0	0
S15	3,33	5,67	0	0	0	0	0	0
S20	4,33	0	0	0	0	0	0	0
S25	10,00	0	0	0	0	2,66	0	0

EB= efluente bruto, UASB= efluente UASB, ER= efluente da rampa, S15= reator SODIS de lâmina de 15 cm, S20= reator SODIS de lâmina de 20 cm e S25= reator SODIS de lâmina de 25 cm. Os resultados apresentados representam a media de três repetições.

Conjetura-se que a variabilidade de inativação de helmintos pode ter ocorrido em função de uma provável influência da concentração inicial de ovos na eficiência do processo. As quantidades de ovos por litro detectadas nos experimentos variaram bastante, o que pode ter gerado diferenças nas proporções encontradas entre ovos totais e ovos viáveis, nas amostras, durante os 8 ensaios.

Oliveira (2003) observou que a eficácia de inativação de ovos de helmintos (*Ascaris lumbricoides* e *Trichuris trichiura*), nos ensaios, utilizando-se doses de até 100 MWs cm⁻², foi insignificante.

Al-Adawi *et al.* (2006) concluíram que a desinfecção de esgoto pelo uso da radiação UV acelerou o desenvolvimento da larva no ovo de *A. lumbricoides*. Em doses que variaram de 8,5 a 15,370 mW.s/ cm² (2 s a 60

min), não houve um efeito letal em ovos de *A. lumbricoides*. Os autores detectaram um aumento na taxa de desenvolvimento do ovo, em função da dose de radiação aplicada.

A variação da incidência de radiação, observada nas estações chuvoso e seco, refletiram diretamente na remoção de *E. coli* e helmintos do efluente doméstico utilizando o SODIS.

A constante variação nas características do efluente dificulta fazer inferências sobre o aumento ou uma diminuição das proporções de ovos totais e ovos viáveis, com o aumento quantitativo dos ovos.

4.2 - Modelo de predição de desinfecção pelo sistema SODIS em função do tempo de exposição a RU, para as condições climáticas do município de Santa Luzia – MG

Na Tabela 27 estão relacionadas às equações obtidas por regressão para os dados obtidos de *E. coli* e helmintos em função do tempo de exposição, incidência de radiação e lamina de efluente, não foi introduzida a variável temperatura devido a esta ter alcançado no máximo 32°C, temperatura considerada ideal para o desenvolvimento dos micro-organismos avaliados e por tanto não ter demonstrado interferência positiva na redução dos mesmos.

Tabela 27 – Equações de regressão ajustadas das variáveis *E. coli* e helmintos em função do tempo de exposição (T), radiação incidente (rg) e altura de lâmina (L) .

Variáveis	Modelo	Eq. ajustadas	R ²
<i>E. coli</i>	Linear	$N = 6,7810^6 - 3,34 \cdot 10^5 T^{**}$	0,75
<i>E. coli</i>	Quadrático	$N = 8,32 \cdot 10^6 - 8,93 \cdot 10^5 T^{**} + 2,22 \cdot 10^4 T^{2*}$	0,99
<i>E. coli</i>	Exponencial (lei de Chick)	$N = 11,215 \exp(-0,032 T)$	0,91
<i>E. coli</i> (PV)	Exponencial	$N/NO = \frac{\text{EXP}(1,15215-13,55227rg+1,83156L)}{1+\text{EXP}(1,15215-3,55227rg+1,83156L)}$	0,94
<i>E. coli</i> (OI)	Exponencial	$N/NO = \frac{\text{EXP}(2,80133-1,18627rg+0,06676L)}{1+\text{EXP}(2,80133-1,18627rg+0,06676L)}$	0,94
<i>E. coli</i>	Exponencial	$N/NO = \frac{\text{EXP}(3,19537-1,31439rg+0,05348L)}{1+\text{EXP}(3,19537-1,31439rg+0,05348L)}$	0,93
Helmintos	Linear	$N = 11,2832 - 0,476009T^*$	0,92

**significativo a 1% teste "t"

*significativo a 5% teste "t".

E. coli (PV) equação obtida com os dados das estações chuvoso, *E. coli* (OI) equação obtida com os dados das estações seco e *E. coli* equação obtida com os dados de todas as estações do ano para Santa Luzia – MG.

O modelo obtido com os dados do SODIS para desinfecção de efluente doméstico pós-tratamento terciário pela Lei de Chick é apresentada pela Figura 53.

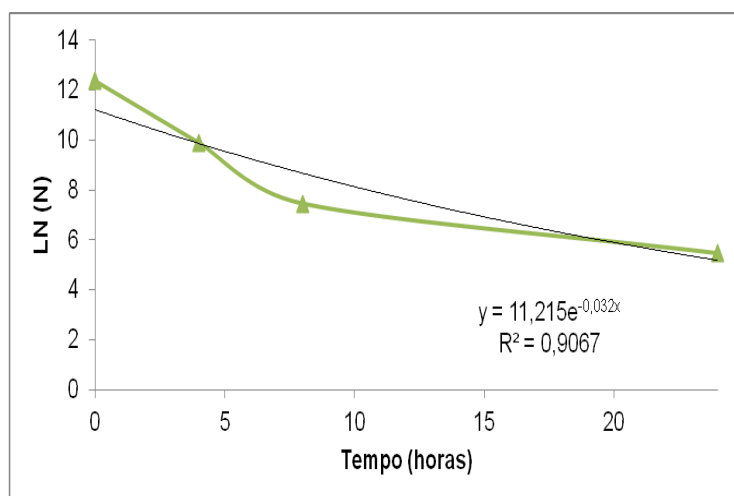


Figura 53 - Modelo ajustado de acordo com a Lei de Chick, para inativação de micro-organismos em um dado instante.

Observando as equações ajustadas verificou-se que a redução de *E. coli* representada pelo modelo exponencial proposto pela Lei de Chick, teve boa capacidade preditiva.

Sanches-Román (2006), não obteve bons resultados aplicando a Lei de Chick na avaliação da cinética de inativação de micro-organismos.

Com os dados de radiação, concentração inicial e final de *E. coli* e lâmina de efluente utilizadas (15, 20 e 25 cm) foi gerado o modelo usando função Exponencial para os dois parâmetros recomendados (lamina e radiação global) por Ratskowsky (1989) e Crawley (2002), Sanches Román (2006), figuras 54 e 55.

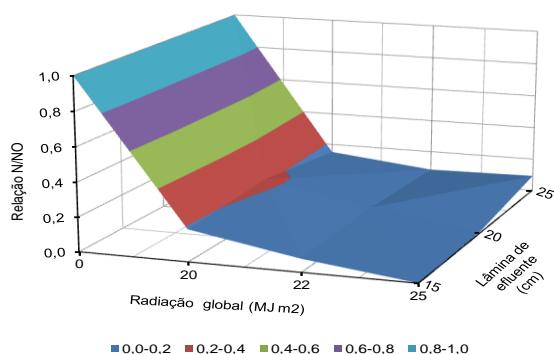


Figura 54 – Superfície de resposta da relação, concentração final e inicial de *E. coli* (N/NO), em função da radiação global e a lâmina de efluente na estação chuvosa

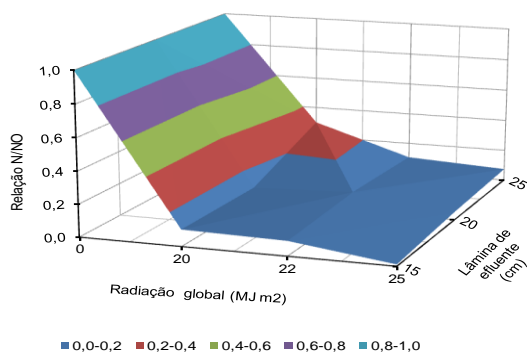


Figura 55 – Superfície de resposta da relação, concentração final e inicial de *E. coli* (N/NO), em função da radiação global e a lâmina de efluente na estação seca

Comportamento semelhante ao verificado neste estudo foi obtido por Sanches-Román (2006), que observou que a variável temperatura, turbidez e sólidos suspensos não foram estatisticamente significativos para geração do modelo que explique o comportamento da remoção de *E. coli* no reator SODIS.

As Figuras 54 e 55 mostram o comportamento da concentração de *E. coli* N/NO em relação aos parâmetros avaliados: radiação global e a lâmina de efluente no reator SODIS. Observa-se que inicialmente há uma queda brusca da concentração de *E. coli* nos modelos propostos. Avaliando as

Figuras 54 e 55 verifica-se ainda que o aumento da lâmina de efluente é inversamente proporcional a remoção de *E. coli*.

Quando avaliada a remoção de *E. coli* em relação as estações verificou-se que na chuvoso obteve-se concentração final pouco superior que no seco, devido variação das condições climáticas muito distintas na região.

Sanches-Román (2006), estimou o tempo de 1,4 dias para o verão e de 3 dias para o inverno na região sudeste para laminas de 5 a 20 cm, neste trabalho verificou que para a lamina de 15 cm 1 dia de exposição foi suficiente para atender a OMS, no entanto as laminas de 20 e 25 cm não conseguiram reduzir a concentração de *E. coli* com este período de exposição sendo sugerido o aumento do tempo de exposição do efluente a radiação solar pode reduzir a concentração de *E. coli* a níveis recomendados pela OMS para uso irrestrito, podendo ser utilizado o recomendado por Sanches-Román de 1,4 dias.

Utilizando a equação ajustada para calcular a radiação global necessária para obter os níveis recomendados pela OMS para as laminas de 20 e 25 cm, recomenda-se 32 e 35 MJ.m⁻² o que corresponde a aproximadamente 3 dias de exposição no período seco como recomendado por Sanches-Román (2006).

5 - CONCLUSÕES

- Os resultados obtidos reafirmam a viabilidade de se utilizar a radiação solar para a desinfecção de efluentes sanitários com baixa turbidez.
- A Lei de Chick pode ser utilizada como uma forma simples e com boa capacidade preditiva para estimar a redução de *E. coli* em função do tempo de exposição.
- O modelo exponencial gerado para prever a redução no número de *E. coli*, em função da lâmina de efluente e da radiação solar para a região de Santa Luzia apresentou boa capacidade preditiva.
- As condições climáticas, durante os ensaios, em específico a incidência de radiação, tem grande influência na inativação de coliformes fecais, durante o processo de desinfecção do esgoto doméstico terciário.
- O sistema SODIS apresentou boa eficiência na inativação de *E. coli*, atendendo às recomendações da OMS para a lâmina de 15 cm com 24 horas de exposição.
- O sistema SODIS mostrou-se mais eficiente na remoção de *Escherichia coli*, no período chuvoso.
- O sistema ainda necessita de uma complementação da desinfecção, para atender à legislação vigente, quanto à remoção de helmintos.
- Recomenda-se que em outros estudos seja avaliado o aumento do tempo de exposição à radiação incidente, na eliminação de helmintos.

6- REFERÊNCIAS

ACRA, A.; RAFFOUL, A.; KARAHAGOPIAN, Y. **Solar disinfection of drinking water and oral rehydration solutions**. Paris: UNICEF, 1984.

AL-ADAWI, M. A.; ALBARODI, H.; HAMMOUDEH, A.; SHAMMA, M.; SHARABI, N. **Accelerated larvae development of *Ascaris lumbricoides* eggs with ultraviolet radiation**. *Radiation Physics and Chemistry*, v. 75, p. 115–119, 2006.

ALEXANDER, M. **Introduction to soil microbiology**. 2ª ed. New York, P 467, 1977.

AMARAL, L.A., NUNES, A.P., CASTANIA, J., LORENZO, C.S., BARROS, L.S.S., NADER FILHO, A. **Uso da radiação solar na desinfecção da água de poços rasos**. *Arquivos do Instituto Biológico*, v.73, n.1, p.45-50, 2006.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th. ed. Washington: APHA, 2001.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários**. *Experiência Brasileira*. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 310 p, 1997.

ARAUJO, A. **Reuso indireto de esgotos na irrigação de colunas experimentais de solo cultivadas com alface (*Lactuca sativa*, L)**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, 20, 2000. Anais do XX Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária, Rio de Janeiro - RJ: ABES, p. 272-83, 2000.

ARAÚJO, A. P . **Growth and yield of common bean cultivars at two soil phosphorus levels under biological nitrogen fixation**. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.35, n.4, pp.809-17.2000.

BASTOS, G. S. M. **AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA RADIAÇÃO GAMA NA DESINFECÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO E ESGOTO TRATADO EM REATOR UASB**. *Tese de Mestrado*, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, 2006.

BASTOS, R. K. X. **Controle e vigilância da qualidade de água para consumo humano**. (Apostila). FNS/ UFMG/ UFV. 1999.

BEAUCHAMP, E.G. **Denitrification and nitrous oxide production in soil followed by alfalfa or grass.** Soil Sci. Plant Anal. Amsterdam, v. 27, n.1, pp. 87-90, 1996.

BERNARDES, R. S.; CAIXETA, D. M.; MORAES, L. R. C. **Desinfecção de água por exposição à luz solar.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 4, n. 1, jan./mar. e n. 2, abr./jun., 1999.

BOLTON J.R. **Light compendium: ultraviolet principles and applications** EPA- Newsletter, n.66, p.9-37, 1999.

BRANDÃO, C. C. S.; MONTEIRO, P. C. G.; FONSECA, B. M.; ARANTES, C. **Avaliação Da Desinfecção Solar Na Região Centro - Oeste Do Brasil Usando Diferentes Organismos Indicadores De Contaminação IND:** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental

BRYANT, E.A.; FULTON, G.P.; BUDD, G.P.; BUDD, G.C. **Disinfection alternatives for safe drinking water.** Nova York, Van Nostrand Reinhold Ed. 518p, 1992.

BURCH, J. D.; THOMAS, K. E. **Water disinfection for developing countries and potential for solar thermal pasteurization.** *Solar Energy*, v. 64, n. 1-3, p. 87-97, 1998.

CETESB. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação.** São Paulo, CETESB, Norma Técnica P. 4.230. 32 p, 1999.

CHERNICHARO, C.A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 5. Reatores Anaeróbios.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. 246 p, 1997.

CITIZENRE. **Solar Fundamentals.** Disponível na internet via url: <http://www.scribid.com/doc/267776>. Arquivo capturado em 20 de setembro de 2011.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - RESOLUÇÃO Nº. 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece critérios gerais para reuso de água potável..

CONROY R.M., ELMORE-MEEGAN M., JOYCE T., MCGUIGAN K.G., BARNES J. **Solar disinfection of drinking water and diarrhoea in Maasai children: a controlled field trial.** *Lancet* 348: 1695-1697, 1996.

CORAUCCI FILHO, B. **Tratamento de esgotos domésticos no solo pelo método do escoamento superficial.** São Paulo: UNICAMP, 1336p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Universidade Estadual de Campinas, 1991.

CRESESB. **Energia solar: princípios e aplicações.** [on-line]. Disponível na internet via url: http://www.cresesb.cepel.br/tutorial/tutorial_solar.pdf. Arquivo capturado em 12 de dezembro de 2011.

DANIEL, L.A. PROSAB – Rede Cooperativa de Pesquisas. **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável.** RiMa Artes e Textos, São Carlos, 139p., 2001.

DAVIES-COLLEY, R. J.; DONNISON, A. M.; SPEED, D. J.; ROSS, C. M.; NAGELS, J. W. **Inactivation of fecal indicator microorganisms in waste stabilization ponds: interactions of environmental factors with sunlight.** *Water Research*, v. 33, n. 5, p.1220-1230, 1999.

DAVIS, M. L. CORNWEL, D. A., **Introduction to environmental engineering.** 3.ed. New York: McGraw-Hill, 1998.

DONAIRE, P.P.R. e JARDIM, W. F. **Desinfecção Solar de Águas repressa em Campina Grande.** Paraíba, Brasil, *Projeto OEA*, 2003.

EPA – U.S. Environmental Protection Agency. **Process design manual for land treatment of municipal wastewater.** Cincinnati: EPA, 1981.

FATTA, D. and KYTHREOTOU. N. **Wastewater as valuable water resource concerns, constraints and requirements related to reclamation, recycling, and reuse.** IWA INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER ECONOMICS, AND FINANCE, Rethymno, Greece, 8-11, July, 2005.

FERENCE J.R., LEMOM, H.B., STEPHENSON, R.J.; **Curso de Física: Ondas (som e luz),** São Paulo, Ed. Edgard Blucher Ltda, 1968.

FONSECA, S. P. P. **Avaliação do tratamento de esgoto doméstico bruto pelo método de escoamento superficial utilizando o capim-coastcross (*Cynodon dactylon* (L.) Pers.).** Viçosa, MG: UFV, 2000. 133p. *Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola - Irrigação e Drenagem), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.*

LAUBUSCH, E. J., **Water Quality and Treatment: A Handbook of Public Water Supplies (American Water Works Association).** New York: McGraw-Hill Book Company, 1971.

LECLERC, H., MOREAU, A. **Microbiological safety of natural mineral water.** *FEMS Microbiology Reviews*, v. 26, p.207-222, 2002.

LUCAS FILHO, M. **Disposição controlada de esgotos em solo, preparado com cobertura vegetal através de escoamento sub-superficial.** In: Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbicos. Coletânea de Trabalhos Técnicos- Volume 1 Vitória- PROSAB, 2000.

MATTOS JÚNIOR, D.; ALVA, A. K.; PARAMASIVAM, S. & GRAETZ, D. A. Nitrogen mineralization and volatilization in a sandy entisol of Florida under citrus. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**. v. 34, n. 13 e 14, p. 1803-1824, 2003.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 4th. ed. 2003.

MEYER, S. T. **O uso do cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais a saúde pública**. *Cad. Saúde Pública*, 10(1) p. 99-110, 1994.

MITCHELL, R. **Environmental microbiology**, Willey-Liss, New York, 411p.1992

MORETTO, C.; VIDAL, C. M. S. **USO DO SISTEMA SODIS PARA DESINFECÇÃO DE ÁGUAS** VII Semana de Engenharia Ambiental 01 a 04 de junho 2009 Campus Irati

MUIRHEAD, R. W.; COLLINS, R. P.; BREMER, P. J. Interação da *Escherichia coli* e as partículas do solo no escoamento. **Applied and Environmental Microbiology**, v.72, n.5, p. 3406-3411, 2006.

NEVES, D.P., MELO, A.L., GENARO. O & LINARD, P.M. **Parasitologia Humana**. 10ª edição, p. 428, 2000.

OATES, P. M.; SHANAHAN, P.; POLZ, M. F. **Solar disinfection (SODIS): simulation of solar radiation for global assessment and application for point-of-use water treatment in Haiti**. *Water Research*, v. 37, p. 47-54, 2003.

OKUNO, E.; VILELA, M. A. C. **Radiação ultravioleta: características e efeitos**. 1ª ed. São Paulo: Livraria da física, 2005.

OLIVEIRA, E.C.M. **Desinfecção de efluentes sanitários tratados através de radiação ultravioleta**. 97p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC, Florianópolis, 2003.

PAGANINI, W. S. **Disposição de esgotos no solo (escoamento à superfície)**. Fundo editorial da AESABESP. São Paulo. p. 232, 1997.

RIJAL, G.K. & FUJIOKA, R.S. **Synergistic effect of solar radiation and solar heating to disinfect drinking water sources**. *Water Science and Technology*, v.43, n.12, p.155-162, 2001.

RINCON, A. G.; PULGARIN, C. **Field solar E-coli inactivation in the absence and presence of TiO₂: is UV solar dose an appropriate**

parameter for standardization of water solar disinfection? *Solar Energy*, 778 (5), p. 635, 2004.

ROSSIN, A. C. Desinfecção. In: CETESB. **Técnica de Abastecimento e Tratamento de Água (Tratamento de Água)**, 2 ed., Sao Paulo: CETESB/ASCETESB, 1987.

SHARMA, H. S. S. Thermogravimetric analysis of mushroom (*Agaricus bisporus*) compost for fibre components. In: ELLIOT, T. **Proceedings of the 14th International Congress on the Science and Cultivation of Edible Fungi**. Balkema, Rotterdam, p. 267-273, 1995.

SICHEL, C.; BLANCO, J.; MALATO, S.; FERNANDEZ-IBANEZ, P. **Effects of experimental conditions on *E. coli* survival during solar photocatalytic water disinfection**. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 189, p. 239-246, 2007.

SILVA, M. J. M. **Desinfecção de água utilizando energia solar (SODIS): inativação e recrescimento bacteriano**. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, Brasil, 2004.

SODIS, **Manual de Treinamento para Divulgação do SODIS (2004)**, disponível em: <http://www.sodis.ch>, Arquivo capturado em 12 de dezembro de 2011.

SODIS; **Climatic Conditions: Seasonal Effects and Weather Changes**, Technical Note 6, disponível em: <http://www.sodis.ch>, Arquivo capturado em 28 março de 2011

SOMMER, B.; MARINO, A.; SOLARTES, Y.; SALAS, M.L.; DIEROLF, C.; VALIENTE, C.; MORA, D.; RECHSTEINER, R.; SETTERS, P.; WIEOJANAGUDS, W.; AJARMEH, H.; AL-HASSAN, A. e WEGELIN, M. **SODIS - an emerging water treatment process**. *J. Water SRT - Aqua*, Vol.46(3), pp.127-137, 1997.

STOTT, R., MAY, E., RAMIREZ, E., WARREN, A., **Predation of *Cryptosporidium oocystis* by protozoa and rotifers: implications for water quality and public health**. *Water Science and Technology*, vol 47, n° 3, 77-83 pp, 2003.

Tempo Agora. [Climatologia de Santa Luzia - MG](#). Página visitada em 26 de fevereiro de 2012.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY **Process design manual: land treatment of municipal wastewater**. Technology Transfer. Cincinnati, 1981.

_____. **Alternative disinfectants and oxidants guidance manual.** New York, USA, 1999.

_____. **Wastewater technology fact sheet: intermittent sand filters.** Washington, sep., 1999.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de águas Residuárias. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Vol 1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. DESA/UFMG, 2005.

WEBER, W.J.; POSSELT, H.S. (1972) "Disinfection". In: WEBER, W.J. **Physicochemical processes for water quality control** . Washington: John Wiley & Sons, 1972.

WEF – Water Environment Federation. **Wastewater disinfection: manual of practice.** Washington,USA, 1996.

WEGELIN, M.; CANONICA, S.; MECHSNER, K.; FLEISCHMANN, T. P.; METZLER, A. **Solar water disinfection: scope of the process and analysis of radiation experiments.** *J. Water SRT – Aqua*, 43(3), p. 154-169, 1994.

WITT, V.M. e REIFF, F.M. **Tecnologías de desinfección del agua para comunidades pequeñas y zonas rurales.** In: La calidad del Agua Potable em America Latina: Ponderación de los Riesgos Microbiológicos contra los Riesgos de los Subproductos de la Desinfección Química Editado por Craun, G.F. e Castro, R. , 153-186. ILSI Press, Washigton, EUA, 1996.

ZAPP, J.; SANTACRUZ, J.; MONCAYO, J. I.; MONTES, M. L.; HERNANDEZ, N. **Solar water purification in coffee growers climate.** Tokyo, United Mations University, 1987.

RESUMO

Cabanellas, Cláudia Figueiredo Garrido, D.Sc. Universidade Federal de Viçosa, dezembro de 2012. **Estudo do balanço dos nutrientes em rampas de escoamento superficial e modelagem do sistema desinfecção radiação solar (SODIS) em Estação de Tratamento de Esgoto operando em escala plena introduzindo a variável tempo de exposição e temperatura.** Orientador: Antonio Alves Soares. Conselheiros: Alisson Carraro Borges, Marcos Rogerio Tótola e Sandra Parreiras Pereira Fonseca.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o sistema de tratamento de esgoto doméstico proveniente da ETE - APAC Santa Luzia, constituído por sistema preliminar, seguido por reator UASB e rampa de escoamento superficial com cobertura vegetal gramínea Tifton 85 em escala real nas 4 estações do ano; analisar o balanço de nutrientes na rampa de escoamento superficial e avaliar o desempenho do reator SODIS para desinfecção do efluente do sistema para reuso na fertirrigação. O sistema de tratamento foi monitorado por amostras coletadas nos afluentes e efluentes do UASB e da rampa de escoamento superficial coletadas a cada 30-35 dias, nas calhas e ao longo de toda rampa de escoamento superficial, e no solo nas profundidades 0-15 cm e 15-30 cm. Nas amostras foram realizadas análises físicas, químicas e microbiológicas. Verificou-se que no UASB as eficiências foram de: DBO 77 e 84%, DBO 69 e 75%, NTK 40 e 31%, N-org de 85% e 79%, alcalinidade total 193 mg.L⁻¹ e 202,33 mg.L⁻¹, sulfetos 92,73% e 80,49%, SST 96,86% e 90,91%, respectivamente para as estações chuvoso e seco. Na rampa de escoamento superficial, obtiveram-se eficiências de: DBO 62,2 e 85,5%, DQO 70,77 e 72,02%, ST 6,69 e 21,29%, N-org 14,29 e 35,36%, NTK 46,31 e 54,25%, N-NH₃ 48,55 e 20,87%, PT 45,62 e 45,91%, E. coli 95,62 e 99,21%. Após 9 meses de aplicação de efluentes sanitários na rampa de escoamento superficial, não foi observado o deslocamento dos elementos até a profundidade de 30 cm do solo. O reator UASB, seguido de rampa de escoamento superficial, apresenta-se como uma boa alternativa para o

tratamento de esgoto doméstico. Para a avaliação do balanço de nitrogênio na rampa de escoamento superficial, foram instaladas em cada faixa de 6 m de comprimento, 2 coletores semiabertos para determinação de amônia, que ficaram por 24 horas na rampa de escoamento superficial. Foram coletadas amostras do afluente e efluente da rampa de escoamento superficial, solo, gramínea e nitrogênio volatilizado a cada 30 a 35 dias. A gramínea Tifton 85 foi cortada a uma altura de 10 cm, e realizadas as análises químico-bromatológicas. Nas amostras de solo, foram determinados nitrogênio e fósforo na biomassa microbiana, pelo método de Fumigação. As concentrações de NH_4^+ e NO_3^- foram determinadas em laboratório pelo método da destilação a vapor (CANTARELLA E TRIVELIN, 2001). Verificou-se redução do NTK e acréscimo do NO_3^- ao longo da rampa. A volatilização foi pequena, em torno de 0,42 e 0,36%, nas estações chuvoso e seco, respectivamente. O nitrogênio acumulado no solo apresentou tendência de crescimento ao longo de toda a rampa. Houve significativa redução do Pt no efluente, mostrando que, ao longo da rampa, ocorreu consumo do mesmo pela biomassa microbiana, absorção pela vegetação de cobertura e adsorção ao solo. Houve uma redução em torno de 55% da concentração de fósforo no efluente. Não houve grandes mudanças do P remanescente. Na análise da gramínea, os valores de proteína bruta, encontrados na massa seca, variaram de 12,77 a 21,91 %, na chuvoso e de 14,86 a 19,41%, no seco. Os valores de nitrogênio e fósforo no solo, avaliados após 9 meses da disposição do efluente na rampa de escoamento superficial foram próximos aos inicialmente encontrados. A rampa de escoamento superficial, como pós-tratamento, mostrou-se eficiente na remoção de nutrientes, em todas as estações do ano, sendo um pouco maior na chuvoso. O sistema piloto (SODIS) de dimensões 1 X 1 m e 0,40 m de profundidade foi construído para desinfetar o esgoto doméstico pós tratamento, usando a radiação solar. O experimento foi conduzido de dezembro de 2010 a julho de 2011, sendo divididos em chuvoso e seco. As amostras foram coletadas na entrada do sistema às 9 horas e após períodos de 3, 6, 8 e 24 h de exposição, para

avaliação de *E. coli*. As análises de helmintos foram realizadas de junho a agosto de 2011, uma vez por semana, no período da manhã, entre 8 e 9 horas, para o esgoto bruto, saída do UASB, saída da rampa de escoamento superficial e nas 3 câmaras do SODIS, com lâminas de efluente de 15, 20 e 25 cm, após 24 horas de exposição à radiação solar, em regime de batelada. As análises realizadas foram: turbidez, temperatura, CE, *E. coli* e helmintos. Os dados de radiação foram transmitidos pelo sistema data log, a cada minuto. Todos os dados foram analisados estatisticamente e proposto modelo para estimar a população final de *E. coli* e helmintos, a partir da população inicialmente presente no esgoto doméstico da lâmina a ser tratada no SODIS e da quantidade de radiação. O efluente doméstico utilizado tinha turbidez média de 25,63 NTU, SST média de 22,92 mg/L e concentrações de *E. coli* da ordem 10^5 e 10^3 NMP/100ml. As temperaturas máximas e mínimas observadas foram 34,2 a 24,1 ° C no verão e 27,3 a 17,5° C no inverno. Os modelos obtidos visam determinar o tempo de exposição necessário para desinfetar o esgoto doméstico, objetivando o seu reuso na fertirrigação, de acordo com as recomendações da OMS. Observou-se que, na estação chuvosa, às 24 horas de exposição à radiação solar (25 MJ/m²) ocorreu remoção de aproximadamente 4 Unidades logarítmicas de *E. coli*, obtendo concentrações finais de $4,11 \cdot 10^2$, $1,01 \cdot 10^3$ e $1,09 \cdot 10^3$ para as lâminas de 15, 20 e 25 cm, respectivamente. Na estação seca, às 24 horas de exposição à radiação do solar (10 MJ/m²) foram suficientes para remover aproximadamente 2 unidades logarítmicas de *E. coli*, correspondendo a concentração final de $7,21 \cdot 10^2$, $1,84 \cdot 10^3$ e $3,76 \cdot 10^3$ para as lâminas de 15, 20 e 25 cm. A quantidade da radiação solar é essencial para o tratamento e, conseqüente, eliminação dos organismos patogênicos de esgotos sanitários. O aumento da altura da lâmina interfere na redução de *E. coli* pelo SODIS. A remoção de helmintos foi avaliada para as lâminas de 15, 20 e 25 cm de efluente doméstico tratado pelo reator SODIS, obtendo eficiências próximas a 50, 35 e 15% respectivamente. A concentração média de ovos/L variou entre 0 e 17 ovos de helmintos/L, após

24 h de exposição à radiação solar. Não foi possível devido ao pequeno número de análises afirmar se o SODIS é capaz de reduzir ou eliminar os ovos de helmintos.

Palavras chaves: desinfecção, eficiência UASB e rampa de escoamento superficial, balanço de nitrogênio e fósforo na rampa de escoamento superficial

CONCLUSÕES GERAIS

Avaliando o sistema de tratamento preliminar seguido de reator UASB, rampa de escoamento superficial e SODIS para as condições edafoclimáticas de Santa Luzia – Minas Gerais, foi possível concluir que:

- O reator UASB teve grande eficiência na remoção de material sólido no efluente e de suas variações, o nitrogênio orgânico presente na entrada do reator foi reduzido devido a conversão do mesmo em nitrogênio amoniacal.
- A rampa de escoamento superficial proporcionou boa redução de nutrientes e conversão do nitrogênio amoniacal resultante do UASB em nitrogênio na forma nítrica.
- O Fósforo foi removido na rampa de escoamento superficial por adsorção a argila do solo e absorvido pela vegetação.
- O sistema UASB, rampa de escoamento superficial se complementam no tratamento de efluentes.
- Quando comparamos o sistema de tratamento com relação às estações do ano verificou-se que as eficiências foram muito próximas, pois a redução da eficiência do UASB verificada no seco e compensada na maioria das variáveis pelo aumento da eficiência na rampa de escoamento superficial e na estação chuvosa ocorre a situação inversa, maior eficiência do UASB e menor na rampa de escoamento superficial, está diferença se deve as condições climáticas muito distintas entre as estações.
- O balanço de nitrogênio no solo não foi preciso, pois ocorreram perdas que não foram detectadas. A gramínea foi a variável do

balanço que mais removeu N do sistema.

- Verificou-se que o valor de nitrogênio volatilizado observado em campo utilizando o sistema semi-aberto foi muito próximo ao obtido utilizando a equação de estimativa proposta pela FAO.
- No balanço de fósforo ocorreu a mesma divergência do balanço de nitrogênio com perdas não determinadas, a remoção de fósforo pela gramínea foi semelhante nas duas estações.
- O reator SODIS mostrou-se uma boa alternativa para redução de E. coli nos efluentes domésticos para reuso na fertirrigação.
- A associação das etapas de tratamento de efluente UASB, rampa de escoamento superficial é SODIS mostrou-se uma alternativa promissora no tratamento de efluentes em países de clima tropical devido às condições climáticas favoráveis, o baixo custo do sistema e boa eficiência, ao final do sistema tem-se um efluente com características que viabilizam seu reuso na fertirrigação com reduzidas possibilidades de contaminação com E. coli.
- A radiação UV do sol, não proporcionou remoção de helmintos no SODIS, a remoção de helmintos no sistema ocorreu no UASB devido ao peso e a adesão ao lodo disperso no sistema e na rampa de escoamento superficial por deposição no solo. No entanto de modo geral o efluente não atende as normas para reuso quanto a variável ovos de helmintos.

ANEXOS

Nas tabelas 32 a 35 são apresentadas a avaliação descritiva das variáveis analisadas nas estações chuvoso e seco a cada 6 m de comprimento de rampa.

Tabela 28 – Análise descritiva dos dados do avaliados no solo, na profundidade de 15 cm na estação chuvosa

Data	Ponto	pH	P	K	Ca2+	Mg2+	H + Al	SB	(t)	(T)	V	MO	P-rem	Zn	Fe	Mn	Cu
			mg dm-3		(cmolc/ dm3)					(%)	(dag/Kg)	(mg/L)	(mg/ dm3)				
Dez./10	6m	5,60	3,20	39,00	3,72	0,22	2,48	4,04	4,04	6,52	61,96	1,34	19,70	0,60	138,60	24,50	0,94
Jan./11		5,40	7,90	30,00	4,22	0,26	2,86	4,56	4,56	7,42	61,46	2,10	19,50	1,30	349,00	22,30	1,46
Fev./11		6,10	1,80	30,00	3,24	0,32	2,74	3,64	3,64	6,38	57,05	1,49	14,80	0,40	434,00	20,40	1,47
Mar./11		6,10	2,60	17,00	2,51	0,17	2,71	2,72	2,72	5,43	50,09	1,19	14,40	0,60	447,00	14,20	1,39
Abril/11		6,20	3,10	25,00	2,87	0,27	3,38	3,20	3,20	6,58	48,63	1,03	19,10	0,90	378,00	9,20	1,45
Média		5,88	3,72	28,20	3,31	0,25	2,83	3,63	3,63	6,47	55,84	1,43	17,50	0,76	349,32	18,12	1,34
Desvio-padrão		0,32	2,15	7,19	0,61	0,05	0,30	0,64	0,64	0,63	5,58	0,37	2,38	0,31	111,30	5,63	0,20
IC		0,02	0,12	0,40	0,03	0,01	0,02	0,04	0,04	0,04	0,31	0,02	0,13	0,02	6,25	0,32	0,01
Máximo		6,20	7,90	39,00	4,22	0,32	3,38	4,56	4,56	7,42	61,96	2,10	19,70	1,30	447,00	24,50	1,47
Mínimo		5,40	1,80	17,00	2,51	0,17	2,48	2,72	2,72	5,43	48,63	1,03	14,40	0,40	138,60	9,20	0,94
Dez./10	12 m	6,2	2,60	37	3,28	0,25	1,55	3,62	3,62	5,17	70,02	0,66	14,9	0,8	52,1	5,5	0,46
Jan./11		6,9	9,10	51	9,50	0,21	1,68	9,84	9,84	11,52	85,42	1,54	14,20	1,40	226,00	28,30	1,30
Fev./11		6	2,4	25	3,42	0,23	2,93	3,71	3,71	6,64	55,87	1,66	13,70	0,40	444,00	25,50	1,58
Mar./11		5,9	1,6	36	4,14	0,34	3,06	4,57	4,57	7,63	59,9	2,32	18,9	0,4	439	47,2	1,24
Abril/11		6,2	1,5	31	2,18	0,2	2,15	2,46	2,46	4,61	53,36	0,48	14,8	0,4	274,5	8,9	0,74
Média		6,24	3,44	36,00	4,50	0,25	2,27	4,84	4,84	7,11	64,91	1,33	15,30	0,68	287,12	23,08	1,06
Desvio-padrão		0,35	2,86	8,63	2,58	0,05	0,62	2,59	2,59	2,45	11,72	0,68	1,85	0,39	146,16	15,00	0,41
IC		0,02	0,16	0,48	0,14	0,01	0,04	0,15	0,15	0,14	0,66	0,04	0,10	0,02	8,21	0,84	0,02
Máximo		6,90	9,10	51,00	9,50	0,34	3,06	9,84	9,84	11,52	85,42	2,32	18,90	1,40	444,00	47,20	1,58
Mínimo		5,90	1,50	25,00	2,18	0,20	1,55	2,46	2,46	4,61	53,36	0,48	13,70	0,40	52,10	5,50	0,46
Dez./10	18m	5,6	4,40	58	3,49	0,36	3,10	4,00	4,00	7,10	56,34	1,42	18,20	0,50	83,00	22,90	0,79
Jan./11		5,9	8,40	65	3,92	0,36	2,68	4,45	4,45	7,13	62,41	2,16	18,60	0,80	392,00	18,30	1,49
Fev./11		5,8	2,6	28	2,66	0,42	3,24	3,15	3,15	6,39	49,30	1,35	15,90	0,50	360,50	13,60	1,25
Mar./11		5,3	4,3	44	3,78	0,34	3,54	4,23	4,23	7,77	54,44	2,05	18,1	2,3	324	42,7	1,36
Abril/11		6,5	2	22	3,01	0,24	2,03	3,31	3,31	5,34	61,99	0,65	22,6	0,5	233,5	11,6	1,01
Média		5,82	4,34	43,40	3,37	0,34	2,92	3,83	3,83	6,75	56,90	1,53	18,68	0,92	278,60	21,82	1,18

Desvio-padrão	0,40	2,24	16,58	0,47	0,06	0,52	0,51	0,51	0,83	4,91	0,55	2,18	0,70	111,28	11,15	0,25	
IC	0,02	0,12	0,93	0,03	0,01	0,03	0,03	0,03	0,05	0,27	0,03	0,12	0,04	6,25	0,63	0,01	
Máximo	6,50	8,40	65,00	3,92	0,42	3,54	4,45	4,45	7,77	62,41	2,16	22,60	2,30	392,00	42,70	1,49	
Mínimo	5,30	2,00	22,00	2,66	0,24	2,03	3,15	3,15	5,34	49,30	0,65	15,90	0,50	83,00	11,60	0,79	
Dez./10	24 m	5,5	1,30	50	2,61	0,27	2,90	3,01	3,21	5,91	50,93	1,35	20,60	0,40	109,20	13,70	0,82
Jan./11		6,3	3,8	43	2,98	0,25	2,62	3,34	3,34	5,96	56,04	1,03	20,8	0,9	326,5	15,4	1,39
Fev./11		5,6	1	34	2,63	0,3	3,82	3,02	3,02	6,48	44,15	2,6	19,4	1	443	15	1,43
Mar./11		6,2	1,9	18	2,19	0,18	2,96	2,42	2,42	5,38	44,98	1,19	14,3	1,1	407,5	25,8	1,16
Abril/11		5,8	13,1	48	2,99	0,27	3,1	3,38	3,38	6,48	52,16	1,78	18,4	0,9	438	20,5	1,6
Média	5,88	4,22	38,60	2,68	0,25	3,08	3,03	3,07	6,04	49,65	1,59	18,70	0,86	344,84	18,08	1,28	
Desvio-padrão	0,32	4,55	11,69	0,29	0,04	0,40	0,34	0,35	0,41	4,49	0,56	2,36	0,24	124,98	4,50	0,27	
IC	0,02	0,25	0,66	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,25	0,03	0,13	0,01	7,02	0,25	0,02	
Máximo	6,30	13,10	50,00	2,99	0,30	3,82	3,38	3,38	6,48	56,04	2,60	20,80	1,10	443,00	25,80	1,60	
Mínimo	5,50	1,00	18,00	2,19	0,18	2,62	2,42	2,42	5,38	44,15	1,03	14,30	0,40	109,20	13,70	0,82	
Dez./10	30 m	5,1	0,80	28	1,79	0,23	3,82	2,09	2,80	5,91	35,36	1,28	19,90	0,30	69,60	13,60	0,73
Jan./11		6,1	1,5	36	2,85	0,26	3,24	3,2	3,2	6,44	49,69	1,85	16	2,1	326	28,3	1,27
Fev./11		6,2	3	29	2,73	0,23	3,1	3,03	3,03	6,13	49,43	1,04	20,4	0,8	476	17,2	1,4
Mar./11		5,8	1,9	85	2,52	0,37	3,7	3,11	3,11	6,81	45,67	1,78	18,4	0,9	438	20,5	1,6
Abril/11		5,9	5,5	74	3,48	0,35	2,43	4,02	4,02	6,45	62,33	1,76	16,40	0,40	231,00	24,20	1,23
Média	5,82	2,54	50,40	2,67	0,29	3,26	3,09	3,23	6,35	48,50	1,54	18,22	0,90	308,12	20,76	1,25	
Desvio-padrão	0,39	1,64	24,17	0,55	0,06	0,49	0,61	0,42	0,31	8,65	0,32	1,78	0,64	147,11	5,15	0,29	
IC	0,02	0,09	1,36	0,03	0,01	0,03	0,03	0,02	0,02	0,49	0,02	0,10	0,04	8,27	0,29	0,02	
Máximo	6,20	5,50	85,00	3,48	0,37	3,82	4,02	4,02	6,81	62,33	1,85	20,40	2,10	476,00	28,30	1,60	
Mínimo	5,10	0,80	28,00	1,79	0,23	2,43	2,09	2,80	5,91	35,36	1,04	16,00	0,30	69,60	13,60	0,73	
Dez./10	36 m	5,6	1,00	37	3,15	0,27	2,83	3,51	3,51	6,34	55,36	1,14	18,60	0,30	67,20	19,70	0,65
Jan./11		6,3	7	70	3,86	0,33	2,27	4,37	4,37	6,64	65,81	1,07	16,00	0,60	230,50	17,60	1,13
Fev./11		5,6	3	60	3,26	0,29	3,31	3,7	3,7	7,01	52,78	2,04	14,7	1,2	641	29,4	1,78
Mar./11		6,3	5,5	57	3,86	0,27	2,22	4,28	4,28	6,5	65,85	1,69	16,3	0,7	417	39,6	1,09
Abril/11		6	1,4	28	3,83	0,25	2,96	4,15	4,15	7,11	58,37	1,07	16,00	0,60	230,50	17,60	1,13
Média	5,96	3,58	50,40	3,59	0,28	2,72	4,00	4,00	6,72	59,63	1,40	16,32	0,68	317,24	24,78	1,16	
Desvio-padrão	0,31	2,33	15,50	0,32	0,03	0,42	0,34	0,34	0,30	5,36	0,39	1,27	0,29	196,13	8,60	0,36	

IC	0,02	0,13	0,87	0,02	0,001	0,02	0,02	0,02	0,02	0,30	0,02	0,07	0,02	11,02	0,48	0,02
Máximo	6,30	7,00	70,00	3,86	0,33	3,31	4,37	4,37	7,11	65,85	2,04	18,60	1,20	641,00	39,60	1,78
Mínimo	5,60	1,00	28,00	3,15	0,25	2,22	3,51	3,51	6,34	52,78	1,07	14,70	0,30	67,20	17,60	0,65

Tabela 29 – Análise descritiva dos dados do avaliados no solo, na profundidade de 15 cm na estação seca

Data	Ponto	pH	P	K	Ca2+	Mg2+	H + Al	SB	(t)	(T)	V	MO	P-rem	Zn	Fe	Mn	Cu
			mg dm-3		(cmolc/ dm3)							(%)	(dag/Kg)	(mg/L)	(mg/ dm3)		
mai/11	6 m	6,00	2,20	20,00	2,23	0,26	2,59	2,54	2,54	5,13	49,51	0,69	22,00	0,30	212,00	10,40	0,85
jun/11		5,30	0,80	18,00	0,86	0,08	2,43	0,99	1,50	3,42	28,95	1,18	12,70	0,40	67,90	5,40	0,40
jul/11		5,30	12,10	25,00	3,62	0,31	3,38	3,99	4,09	7,37	54,14	1,68	16,80	3,70	353,00	7,20	1,58
Média		5,53	5,03	21,00	2,24	0,22	2,80	2,51	2,71	5,31	44,20	1,18	17,17	1,47	210,97	7,67	0,94
Desvio-padrão		0,33	5,03	2,94	1,13	0,10	0,42	1,22	1,06	1,62	10,95	0,40	3,81	1,58	116,39	2,07	0,49
IC		0,02	0,28	0,17	0,06	0,01	0,02	0,07	0,06	0,09	0,62	0,02	0,21	0,09	6,54	0,12	0,03
Máximo		6,00	12,10	25,00	3,62	0,31	3,38	3,99	4,09	7,37	54,14	1,68	22,00	3,70	353,00	10,40	1,58
Mínimo		5,30	0,80	18,00	0,86	0,08	2,43	0,99	1,50	3,42	28,95	0,69	12,70	0,30	67,90	5,40	0,40
mai/11	12 m	5,80	1,50	11,00	2,92	0,16	2,99	3,11	3,11	6,10	50,98	0,74	20,10	0,30	144,00	11,00	0,90
jun/11		6,00	0,60	10,00	0,66	0,05	2,27	0,74	0,74	3,01	24,58	0,16	11,10	0,20	16,60	2,80	0,25
jul/11		6,20	4,70	42,00	2,34	0,25	1,41	2,70	2,70	4,11	65,69	0,04	13,30	0,30	62,00	2,70	0,40
Média		6,00	2,27	21,00	1,97	0,15	2,22	2,18	2,18	4,41	47,08	0,31	14,83	0,27	74,20	5,50	0,52
Desvio-padrão		0,16	1,76	14,85	0,96	0,08	0,65	1,03	1,03	1,28	17,01	0,31	3,83	0,05	52,72	3,89	0,28
IC		0,01	0,10	0,83	0,05	0,00	0,04	0,06	0,06	0,07	0,96	0,02	0,22	0,00	2,96	0,22	0,02
Máximo		6,20	4,70	42,00	2,92	0,25	2,99	3,11	3,11	6,10	65,69	0,74	20,10	0,30	144,00	11,00	0,90
Mínimo		5,80	0,60	10,00	0,66	0,05	1,41	0,74	0,74	3,01	24,58	0,04	11,10	0,20	16,60	2,70	0,25
mai/11	18 m	5,80	4,20	20,00	2,69	0,26	3,50	3,00	3,00	6,50	46,15	0,92	21,90	0,70	316,00	11,30	1,15
jun/11		5,90	0,80	12,00	1,30	0,09	1,88	1,42	1,42	3,30	43,03	0,08	11,80	0,20	73,50	7,40	0,60
jul/11		5,30	4,50	21,00	1,69	0,26	3,24	2,00	2,31	5,24	38,17	0,65	11,50	0,30	191,50	10,30	0,67
Média		5,67	3,17	17,67	1,89	0,20	2,87	2,14	2,24	5,01	42,45	0,55	15,07	0,40	193,67	9,67	0,81
Desvio-padrão		0,26	1,68	4,03	0,59	0,08	0,71	0,65	0,65	1,32	3,28	0,35	4,83	0,22	99,01	1,65	0,24
IC		0,01	0,09	0,23	0,03	0,00	0,04	0,04	0,04	0,07	0,18	0,02	0,27	0,01	5,56	0,09	0,01
Máximo		5,90	4,50	21,00	2,69	0,26	3,50	3,00	3,00	6,50	46,15	0,92	21,90	0,70	316,00	11,30	1,15

Mínimo	5,30	0,80	12,00	1,30	0,09	1,88	1,42	1,42	3,30	38,17	0,08	11,50	0,20	73,50	7,40	0,60	
mai/11	24 m	5,90	0,60	19,00	1,83	0,22	5,16	2,10	2,61	7,26	29,93	1,25	14,40	0,30	96,60	19,90	0,70
jun/11		6,00	0,90	39,00	2,46	0,32	3,42	2,88	2,88	6,30	45,71	0,99	17,60	0,40	332,00	26,40	1,32
jul/11		5,80	0,70	20,00	1,57	0,19	4,27	1,81	2,52	6,08	29,77	0,70	13,80	0,20	257,00	12,40	1,02
Média		5,90	0,73	26,00	1,95	0,24	4,28	2,26	2,67	6,55	35,14	0,98	15,27	0,30	228,53	19,57	1,01
Desvio-padrão		0,08	0,12	9,20	0,37	0,06	0,71	0,45	0,15	0,51	7,48	0,22	1,67	0,08	98,19	5,72	0,25
IC		0,00	0,01	0,52	0,02	0,00	0,04	0,03	0,01	0,03	0,42	0,01	0,09	0,00	5,52	0,32	0,01
Máximo		6,00	0,90	39,00	2,46	0,32	5,16	2,88	2,88	7,26	45,71	1,25	17,60	0,40	332,00	26,40	1,32
Mínimo		5,80	0,60	19,00	1,57	0,19	3,42	1,81	2,52	6,08	29,77	0,70	13,80	0,20	96,60	12,40	0,70
mai/11	30 m	6,00	1,50	37,00	2,35	0,34	3,20	2,78	2,78	5,98	46,49	0,82	18,30	0,20	198,00	11,20	0,91
jun/11		5,90	0,70	22,00	3,20	0,39	3,03	3,65	3,65	6,68	54,64	1,18	21,10	0,30	169,50	24,10	1,16
jul/11		5,80	1,00	31,00	1,94	0,23	2,74	2,25	2,25	4,99	45,09	0,72	17,40	0,20	188,50	7,80	0,73
Média		5,85	0,85	26,50	2,57	0,31	2,89	2,95	2,95	5,84	49,87	0,95	19,25	0,25	179,00	15,95	0,95
Desvio-padrão		0,05	0,15	4,50	0,63	0,08	0,15	0,70	0,70	0,85	4,78	0,23	1,85	0,05	9,50	8,15	0,22
IC		0,00	0,01	0,25	0,04	0,00	0,01	0,04	0,04	0,05	0,27	0,01	0,10	0,00	0,53	0,46	0,01
Máximo		5,90	1,00	31,00	3,20	0,39	3,03	3,65	3,65	6,68	54,64	1,18	21,10	0,30	188,50	24,10	1,16
Mínimo		5,80	0,70	22,00	1,94	0,23	2,74	2,25	2,25	4,99	45,09	0,72	17,40	0,20	169,50	7,80	0,73
mai/11	36 m	6,00	8,60	64,00	4,17	0,44	2,80	4,77	4,77	7,57	63,01	1,80	21,60	0,70	155,50	23,00	1,03
jun/11		5,70	1,60	32,00	2,08	0,29	5,10	2,45	2,76	7,55	32,45	1,34	12,40	0,60	343,00	47,70	1,31
jul/11		6,00	1,40	30,00	2,43	0,25	3,27	2,76	2,76	6,03	45,77	1,01	15,60	0,30	388,00	16,50	1,19
Média		5,85	1,50	31,00	2,26	0,27	4,19	2,61	2,76	6,79	39,11	1,18	14,00	0,45	365,50	32,10	1,25
Desvio-padrão		0,15	0,10	1,00	0,18	0,02	0,92	0,16	0,00	0,76	6,66	0,17	1,60	0,15	22,50	15,60	0,06
IC		0,01	0,01	0,06	0,01	0,00	0,05	0,01	-	0,04	0,37	0,01	0,09	0,01	1,26	0,88	0,00
Máximo		6,00	1,60	32,00	2,43	0,29	5,10	2,76	2,76	7,55	45,77	1,34	15,60	0,60	388,00	47,70	1,31
Mínimo		5,70	1,40	30,00	2,08	0,25	3,27	2,45	2,76	6,03	32,45	1,01	12,40	0,30	343,00	16,50	1,19

Tabela 30 – Análise descritiva dos dados do avaliados no solo, na profundidade de 30 cm na estação chuvosa

Data	Ponto	pH	P	K	Ca	Mg	H Al	SB	t	T	V	MO	Prem	Zn	Fe	Mn	Cu
			mg dm-3				(cmolc/ dm3)				(%)	(dag/Kg)	(mg/L)	(mg/ dm3)			
dez/11	6m	5,4	2,20	35	3,00	0,21	2,90	3,30	3,40	6,20	53,23	1,41	17,50	0,50	161,80	21,60	0,84
jan/11		5,5	1,20	24	1,81	0,27	4,83	2,14	2,95	6,97	30,70	1,56	13,50	0,20	122,50	18,60	0,87
fev/11		5,5	1,40	16	1,03	0,11	3,03	1,18	1,79	4,21	28,03	0,38	12,20	0,20	129,50	15,30	0,81
mar/11		5,8	1,50	22	1,72	0,14	3,38	1,92	1,92	5,30	36,23	0,90	14,90	0,40	257,00	16,50	1,17
abr/11		5,4	2,00	22	1,67	0,19	2,83	1,92	2,33	4,75	40,42	0,46	10,60	0,70	140,00	4,80	1,02
Média		5,52	1,66	23,80	1,85	0,18	3,39	2,09	2,48	5,49	37,72	0,94	13,74	0,40	162,16	15,36	0,94
Desvio-padrão		0,15	0,38	6,21	0,64	0,06	0,74	0,69	0,61	0,99	8,87	0,48	2,36	0,19	49,25	5,70	0,13
IC		0,00	0,01	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,05	0,01	0,01	0,01	0,27	0,03	0,001

Máximo	5,80	2,20	35,00	3,00	0,27	4,83	3,30	3,40	6,97	53,23	1,56	17,50	0,70	257,00	21,60	1,17	
Mínimo	5,40	1,20	16,00	1,03	0,11	2,83	1,18	1,79	4,21	28,03	0,38	10,60	0,20	122,50	4,80	0,81	
dez/11	12 m	5,4	1,00	24	1,82	0,14	2,40	2,02	2,22	4,42	45,70	0,58	12,60	0,20	56,00	6,40	0,38
jan/11		6,1	1,1	21	2,62	0,16	2,35	2,83	2,83	5,18	54,63	0,80	14,90	0,20	140,50	8,10	0,82
fev/11		5,5	1,10	15	1,16	0,1	3,70	1,30	2,01	5,00	26,00	0,69	9,80	0,30	149,00	22,60	0,82
mar/11		5,7	1,50	23	2,54	0,2	2,93	2,80	2,80	5,73	48,87	1,04	15,20	1,60	253,50	14,10	1,04
abr/11		5,2	0,80	17	0,58	0,07	3,24	0,69	1,71	3,93	17,56	0,05	11,80	0,40	29,70	1,20	0,31
Média	5,58	1,10	20,00	1,74	0,13	2,92	1,93	2,31	4,85	38,55	0,63	12,86	0,54	125,74	10,48	0,67	
Desvio-padrão	0,31	0,23	3,46	0,79	0,05	0,51	0,84	0,44	0,62	14,24	0,33	2,01	0,54	78,95	7,33	0,28	
IC	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,01	0,00	0,44	0,04	0,00	
Máximo	6,10	1,50	24,00	2,62	0,20	3,70	2,83	2,83	5,73	54,63	1,04	15,20	1,60	253,50	22,60	1,04	
Mínimo	5,20	0,80	15,00	0,58	0,07	2,35	0,69	1,71	3,93	17,56	0,05	9,80	0,20	29,70	1,20	0,31	
dez/11	18 m	5,6	1,80	58	2,81	0,35	3,03	3,31	3,31	6,34	52,21	1,25	17,7	0,40	87,70	18,70	0,77
jan/11		6	1,90	39	2,84	0,29	2,68	3,23	3,23	5,91	54,65	1,12	18,40	0,30	194,50	14,20	1,07
fev/11		5,4	1,70	23	2,19	0,28	2,62	2,53	2,73	5,15	49,13	0,82	12,00	0,30	161,00	14,60	0,91
mar/11		6,1	2,00	23	3,07	0,23	3,03	3,36	3,36	6,39	52,58	1,67	15,50	0,70	549,00	37,10	1,40
abr/11		5,7	2,00	24	2,13	0,17	2,08	2,36	2,36	4,44	53,15	0,26	14,80	0,60	229,50	6,80	0,77
Média	5,76	1,88	33,40	2,61	0,26	2,69	2,96	3,00	5,65	52,34	1,02	15,68	0,46	244,34	18,28	0,98	
Desvio-padrão	0,26	0,12	13,72	0,38	0,06	0,35	0,42	0,39	0,75	1,81	0,47	2,27	0,16	159,38	10,16	0,24	
IC	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,89	0,06	0,00	
Máximo	6,10	2,00	58,00	3,07	0,35	3,03	3,36	3,36	6,39	54,65	1,67	18,40	0,70	549,00	37,10	1,40	
Mínimo	5,40	1,70	23,00	2,13	0,17	2,08	2,36	2,36	4,44	49,13	0,26	12,00	0,30	87,70	6,80	0,77	
dez/11	24 m	5,6	1,40	50	2,72	0,27	2,80	3,12	3,12	5,92	52,70	1,19	18,40	0,30	97,10	12,80	0,79
jan/11		5,6	1,40	22	1,74	0,23	3,74	2,03	2,03	5,77	35,18	1,19	11,00	0,30	172,00	25,80	1,07
fev/11		5,7	1,20	35	2,04	0,26	3,95	2,39	2,39	6,34	37,70	1,10	13,40	0,30	348,50	22,00	1,35
mar/11		6,2	1,20	30	2,85	0,27	3,70	3,20	3,20	6,90	46,38	1,71	16,10	0,30	286,50	30,70	1,23
abr/11		5,9	1,40	36	1,86	0,19	3,03	2,14	2,14	5,17	41,39	0,47	17,00	0,60	281,00	9,70	1,07
Média	5,80	1,32	34,60	2,24	0,24	3,44	2,58	2,58	6,02	42,67	1,13	15,18	0,36	237,02	20,20	1,10	
Desvio-padrão	0,23	0,10	9,16	0,46	0,03	0,45	0,49	0,49	0,58	6,27	0,39	2,65	0,12	90,13	7,87	0,19	
IC	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,01	0,00	0,51	0,04	0,00	
Máximo	6,20	1,40	50,00	2,85	0,27	3,95	3,20	3,20	6,90	52,70	1,71	18,40	0,60	348,50	30,70	1,35	

Mínimo	5,60	1,20	22,00	1,74	0,19	2,80	2,03	2,03	5,17	35,18	0,47	11,00	0,30	97,10	9,70	0,79	
dez/11	30 m	5,1	0,80	26	1,60	0,21	3,70	1,88	2,59	5,58	33,69	1,02	16,70	0,30	67,50	11,60	0,62
jan/11		5,6	2,50	21	2,74	0,21	3,82	3,00	3,00	6,82	43,99	1,43	15,60	0,80	292,00	18,80	1,36
fev/11		5,7	0,90	52	1,94	0,25	4,13	2,32	2,32	6,45	35,97	1,32	12,00	0,50	368,00	35,70	1,58
mar/11		5,9	0,80	24	1,68	0,17	3,66	1,91	1,91	5,57	34,29	1,02	15,60	0,50	198,40	78,00	1,20
abr/11		6	1,40	19	1,37	0,14	3,13	1,56	1,56	4,69	33,26	0,48	12,10	0,60	438,00	11,00	0,86
Média	5,66	1,28	28,40	1,87	0,20	3,69	2,13	2,28	5,82	36,24	1,05	14,40	0,54	272,78	31,02	1,12	
Desvio-padrão	0,31	0,65	12,04	0,47	0,04	0,32	0,50	0,50	0,75	3,98	0,33	1,96	0,16	129,93	25,12	0,34	
IC	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,73	0,14	0,00	
Máximo	6,00	2,50	52,00	2,74	0,25	4,13	3,00	3,00	6,82	43,99	1,43	16,70	0,80	438,00	78,00	1,58	
Mínimo	5,10	0,80	19,00	1,37	0,14	3,13	1,56	1,56	4,69	33,26	0,48	12,00	0,30	67,50	11,00	0,62	
dez/11	36 m	5,6	1,30	52	3,54	0,32	2,71	3,99	3,99	6,70	59,55	1,67	17,60	0,40	50,50	20,50	0,63
jan/11		5,9	1,60	58	3,21	0,31	2,96	3,67	3,67	6,63	55,35	1,59	14,80	0,60	291,50	46,80	1,37
fev/11		5,5	1,90	58	2,41	0,29	3,91	2,85	3,16	6,76	42,16	1,48	12,60	0,60	392,00	29,30	1,56
mar/11		5,7	1,90	38	1,71	0,16	2,96	1,97	1,97	4,93	39,96	1,22	11,70	0,90	184,20	33,30	0,75
abr/11		5	0,80	16	1,23	0,11	3,42	1,38	2,30	4,80	28,75	0,53	12,60	0,30	159,00	9,80	0,62
Média	5,54	1,50	44,40	2,42	0,24	3,19	2,77	3,02	5,96	45,15	1,30	13,86	0,56	215,44	27,94	0,99	
Desvio-padrão	0,30	0,41	15,97	0,87	0,09	0,43	0,99	0,78	0,90	11,10	0,41	2,13	0,21	116,90	12,42	0,40	
IC	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00	0,01	0,00	0,65	0,07	0,00	
Máximo	5,90	1,90	58,00	3,54	0,32	3,91	3,99	3,99	6,76	59,55	1,67	17,60	0,90	392,00	46,80	1,56	
Mínimo	5,00	0,80	16,00	1,23	0,11	2,71	1,38	1,97	4,80	28,75	0,53	11,70	0,30	50,50	9,80	0,62	

Tabela 31 – Análise descritiva dos dados do avaliados no solo, na profundidade de 30 cm na estação seca

Data	Ponto	pH	P	K	Ca	Mg	H Al	SB	t	T	V	MO	Prem	Zn	Fe	Mn	Cu
mai/11	6 m	5,10	0,60	15,00	0,54	0,06	2,77	0,64	1,25	3,41	18,77	0,01	8,40	0,10	45,80	2,10	0,10
jun/11		5,50	0,90	22,00	1,07	0,14	3,58	1,27	1,27	4,85	26,19	0,40	15,10	0,40	123,40	8,40	0,64
jul/11		5,80	0,50	18,00	0,92	0,08	1,64	1,05	1,05	2,69	39,03	0,04	4,10	0,60	77,00	1,00	0,14
Média		5,65	0,70	20,00	1,00	0,11	2,61	1,16	1,16	3,77	32,61	0,22	9,60	0,50	100,20	4,70	0,39
Desvio-padrão		0,15	0,20	2,00	0,07	0,03	0,97	0,11	0,11	1,08	6,42	0,18	5,50	0,10	23,20	3,70	0,25
IC		0,01	0,01	0,11	0,00	0,00	0,05	0,01	0,01	0,06	0,36	0,01	0,31	0,01	1,30	0,21	0,01
Máximo		5,80	0,90	22,00	1,07	0,14	3,58	1,27	1,27	4,85	39,03	0,40	15,10	0,60	123,40	8,40	0,64
Mínimo		5,50	0,50	18,00	0,92	0,08	1,64	1,05	1,05	2,69	26,19	0,04	4,10	0,40	77,00	1,00	0,14
mai/11	12 m	6,30	1,10	10,00	1,66	0,11	1,55	1,80	1,80	3,35	53,73	0,06	19,00	0,10	56,40	4,90	0,21
jun/11		5,60	0,50	9,00	0,30	0,02	3,50	0,34	0,95	3,84	8,85	0,00	8,00	0,10	10,10	1,00	0,16

jul/11		5,90	5,10	48,00	2,26	0,25	1,57	2,63	2,63	4,20	62,62	0,15	14,40	0,30	81,10	3,10	0,44
Média		5,93	2,23	22,33	1,41	0,13	2,21	1,59	1,79	3,80	41,73	0,07	13,80	0,17	49,20	3,00	0,27
Desvio-padrão		0,29	2,04	18,15	0,82	0,09	0,91	0,95	0,69	0,35	23,53	0,06	4,51	0,09	29,43	1,59	0,12
IC		0,02	0,11	1,02	0,05	0,01	0,05	0,05	0,04	0,02	1,32	0,00	0,25	0,01	1,65	0,09	0,01
Máximo		6,30	5,10	48,00	2,26	0,25	3,50	2,63	2,63	4,20	62,62	0,15	19,00	0,30	81,10	4,90	0,44
Mínimo		5,60	0,50	9,00	0,30	0,02	1,55	0,34	0,95	3,35	8,85	0,00	8,00	0,10	10,10	1,00	0,16
mai/11	18 m	5,70	0,90	16,00	1,93	0,27	2,90	2,24	2,24	5,14	43,58	0,63	17,30	0,10	137,00	10,40	0,67
jun/11		5,40	0,60	13,00	0,93	0,13	3,70	1,09	1,50	4,79	22,76	0,30	10,30	0,20	39,90	3,80	0,44
jul/11		5,00	1,60	22,00	0,86	0,11	3,03	1,03	1,54	4,06	25,37	0,26	8,40	0,20	65,30	3,70	0,26
Média		5,37	1,03	17,00	1,24	0,17	3,21	1,45	1,76	4,66	30,57	0,40	12,00	0,17	80,73	5,97	0,46
Desvio-padrão		0,29	0,42	3,74	0,49	0,07	0,35	0,56	0,34	0,45	9,26	0,17	3,83	0,05	41,12	3,14	0,17
IC		0,02	0,02	0,21	0,03	0,00	0,02	0,03	0,02	0,03	0,52	0,01	0,22	0,00	2,31	0,18	0,01
Máximo		5,70	1,60	22,00	1,93	0,27	3,70	2,24	2,24	5,14	43,58	0,63	17,30	0,20	137,00	10,40	0,67
Mínimo		5,00	0,60	13,00	0,86	0,11	2,90	1,03	1,50	4,06	22,76	0,26	8,40	0,10	39,90	3,70	0,26
mai/11	24 m	5,70	0,40	17,00	1,39	0,19	4,78	1,62	2,33	6,40	25,31	0,85	15,30	0,10	73,40	12,50	0,56
jun/11		5,40	0,60	40,00	1,12	0,18	3,54	1,40	1,60	4,94	28,34	0,38	10,80	0,20	86,30	10,20	0,60
jul/11		5,60	0,40	15,00	0,86	0,09	4,32	0,99	1,91	5,31	18,64	0,50	10,40	0,20	114,20	7,70	0,71
Média		5,57	0,47	24,00	1,12	0,15	4,21	1,34	1,95	5,55	24,10	0,58	12,17	0,17	91,30	10,13	0,62
Desvio-padrão		0,12	0,09	11,34	0,22	0,04	0,51	0,26	0,30	0,62	4,05	0,20	2,22	0,05	17,03	1,96	0,06
IC		0,01	0,01	0,64	0,01	0,00	0,03	0,01	0,02	0,03	0,23	0,01	0,12	0,00	0,96	0,11	0,00
Máximo		5,70	0,60	40,00	1,39	0,19	4,78	1,62	2,33	6,40	28,34	0,85	15,30	0,20	114,20	12,50	0,71
Mínimo		5,40	0,40	15,00	0,86	0,09	3,54	0,99	1,60	4,94	18,64	0,38	10,40	0,10	73,40	7,70	0,56
mai/11	30 m	5,80	2,10	50,00	2,65	0,35	3,35	3,13	3,13	6,48	48,30	0,95	17,10	0,20	264,00	16,50	0,96
jun/11		5,80	1,00	55,00	1,81	0,30	3,38	2,25	2,25	5,63	39,96	0,55	15,00	0,30	127,50	8,40	0,85
jul/11		5,40	0,90	27,00	1,17	0,12	3,31	1,36	1,87	4,67	29,12	0,49	11,40	0,20	95,50	4,60	0,49
Média		5,67	1,33	44,00	1,88	0,26	3,35	2,25	2,42	5,59	39,13	0,66	14,50	0,23	162,33	9,83	0,77
Desvio-padrão		0,19	0,54	12,19	0,61	0,10	0,03	0,72	0,53	0,74	7,85	0,20	2,35	0,05	73,07	4,96	0,20
IC		0,01	0,03	0,69	0,03	0,01	0,00	0,04	0,03	0,04	0,44	0,01	0,13	0,00	4,11	0,28	0,01
Máximo		5,80	2,10	55,00	2,65	0,35	3,38	3,13	3,13	6,48	48,30	0,95	17,10	0,30	264,00	16,50	0,96
Mínimo		5,40	0,90	27,00	1,17	0,12	3,31	1,36	1,87	4,67	29,12	0,49	11,40	0,20	95,50	4,60	0,49
mai/11	36 m	6,00	1,50	19,00	1,47	0,15	1,59	1,67	1,67	3,26	51,23	0,24	19,80	0,50	101,00	61,20	1,37

jun/11		5,90	0,70	55,00	1,14	0,17	5,58	1,45	2,06	7,03	20,63	0,67	12,80	0,30	286,50	17,30	0,84
jul/11		5,30	0,80	51,00	1,62	0,23	2,99	1,98	2,29	4,97	39,84	0,49	14,50	0,20	98,10	7,70	0,52
Média		5,73	1,00	41,67	1,41	0,18	3,39	1,70	2,01	5,09	37,23	0,47	15,70	0,33	161,87	28,73	0,91
Desvio-padrão		0,31	0,36	16,11	0,20	0,03	1,65	0,22	0,26	1,54	12,63	0,18	2,98	0,12	88,14	23,29	0,35
IC		0,02	0,02	0,91	0,01	0,00	0,09	0,01	0,01	0,09	0,71	0,01	0,17	0,01	4,95	1,31	0,02
Máximo		6,00	1,50	55,00	1,62	0,23	5,58	1,98	2,29	7,03	51,23	0,67	19,80	0,50	286,50	61,20	1,37
Mínimo		5,30	0,70	19,00	1,14	0,15	1,59	1,45	1,67	3,26	20,63	0,24	12,80	0,20	98,10	7,70	0,52

Tabela 32 - Estatística descritiva das variáveis NTK, NNH, NO, NORG, NVOL, NSOLO, FOSFATO, Prem e P em função da data e da distância no solo.

Data	D (m)	NTK		N-NH ₃		N-NO ₃		N-org		N-volatilizado		solo	Fosfato		*P-rem	*Ptotal
		Média	desvio	Média	desvio	Média	desvio	Média	desvio	Média	desvio	Média	Média	desvio	Média	Média
Dezembro	0-3	28,90	3,53	24,50	4,95	3,84	3,83	15,00	16,42	7,90	1,80	2,10	10,41	12,31	19,50	7,90
	3-9	24,00	8,48	21,00	7,07	5,11	5,11	19,97	6,77	9,10	3,61	1,54	1,22	0,06	14,20	9,10
	9-15	22,00	2,82	18,00	1,41	8,95	8,95	16,78	1,95	8,40	1,80	2,16	1,52	0,39	18,60	8,40
	15-21	14,00	0,00	11,00	0,00	20,46	20,46	10,13	0,64	1,00	10,85	1,64	0,75	0,14	16,60	1,00
	21-27	14,00	2,82	10,50	3,53	15,34	15,34	7,95	4,10	1,90	0,00	1,76	0,89	0,23	16,40	1,90
	27-33	20,00	0,00	17,50	2,12	15,34	15,34	7,88	9,72	7,00	3,61	2,07	0,99	0,25	18,90	7,00
janeiro	0-3	36,50	0,71	27,50	0,71	19,18	19,18	9,00	1,44	1,80	1,80	1,49	3,44	0,61	14,80	1,80
	3-9	32,00	0,00	26,50	0,71	10,23	10,23	5,50	0,77	2,40	7,23	1,66	2,80	0,59	13,70	2,40
	9-15	28,50	0,71	24,50	0,71	6,39	6,394	4,00	0,00	2,60	1,80	1,35	2,61	0,63	15,90	2,60
	15-21	23,50	0,71	19,00	1,41	5,11	5,115	4,50	0,70	13,10	0,00	2,60	2,85	0,84	19,40	13,10
	21-27	15,50	2,12	11,00	1,41	6,39	6,394	4,50	0,70	5,50	1,80	1,78	1,23	0,42	18,40	5,50
	27-33	14,50	3,54	10,00	1,41	5,11	5,115	2,50	0,70	3,00	0,00	2,04	0,75	0,18	14,70	3,00
fevereiro	0-3	33,00	0,00	30,00	1,41	6,39	6,394	3,00	1,41	2,60	1,80	1,19	3,84	0,17	14,40	2,60
	3-9	31,50	2,12	30,00	2,83	5,11	5,115	1,50	0,70	1,60	0,00	2,32	5,40	4,12	18,90	1,60
	9-15	31,00	1,41	27,00	0,00	6,39	6,394	4,00	1,41	4,30	1,80	2,05	4,01	0,69	18,10	4,30
	15-21	26,50	0,71	24,00	1,41	5,11	5,115	2,50	0,70	1,90	0,00	1,19	2,88	0,76	14,30	1,90
	21-27	22,50	6,36	19,50	6,36	6,39	6,394	3,00	0,00	1,50	1,80	1,85	2,35	0,65	16,00	1,50
	27-33	21,00	4,24	17,00	4,24	8,95	8,951	4,00	0,00	5,50	1,80	1,69	1,86	0,38	16,30	5,50
março	0-3	30,00	1,41	29,00	1,41	6,39	6,394	1,00	0,00	3,10	1,80	1,03	3,64	0,07	19,10	3,10
	3-9	30,50	3,54	28,00	1,41	7,67	7,672	2,50	2,12	1,50	0,00	0,48	4,77	0,92	14,80	1,50
	9-15	27,00	1,41	25,00	0,00	8,95	8,951	2,00	1,41	2,00	1,80	0,65	4,04	1,17	22,60	2,00
	15-21	24,00	1,41	22,50	0,71	6,39	6,394	1,50	0,70	3,80	1,80	1,03	3,54	0,85	20,80	3,80

aAbril	21-27	20,50	0,71	19,00	0,00	8,95	8,951	1,50	0,70	3,00	1,80	1,04	3,33	0,77	20,40	3,00
	27-33	21,00	4,24	17,00	4,24	8,91	8,951	4,00	0,00	1,40	1,80	1,07	1,86	0,38	16,00	1,40
	0-3	33,50	7,78	28,50	2,12	8,95	8,951	5,00	5,65	2,20	1,80	0,69	3,94	0,58	22,00	2,20
	3-9	28,00	1,41	26,00	1,41	8,95	8,951	2,00	0,00	1,50	1,80	0,74	3,77	0,36	20,10	1,50
	9-15	26,50	0,71	24,50	0,71	5,11	5,115	2,00	1,41	4,20	0,00	0,92	3,72	0,36	21,90	4,20
	15-21	24,50	0,71	22,00	0,00	7,67	7,672	2,50	0,70	0,60	3,61	1,25	3,35	0,40	14,40	0,60
	21-27	20,50	7,78	12,00	2,83	8,95	8,951	8,50	10,60	1,50	1,80	0,82	3,24	1,73	18,30	1,50
	27-33	11,00	0,00	10,00	0,00	47,31	47,31	1,00	0,00	8,60	1,80	1,80	1,79	0,02	21,60	8,60
maio	0-3	38,00	1,41	32,50	3,54	24,29	24,29	5,50	2,12	0,80	27,12	1,18	3,81	0,43	12,70	0,80
	3-9	38,50	4,95	29,50	7,78	7,67	7,672	9,00	2,82	0,60	3,61	0,16	3,97	0,05	11,10	0,60
	9-15	28,00	0,00	25,00	1,41	11,50	11,50	3,00	1,41	0,80	1,80	0,01	3,13	0,21	11,80	0,80
	15-21	33,00	0,00	27,50	2,12	8,95	8,951	5,50	2,12	0,90	1,80	0,99	3,80	0,24	17,60	0,90
	21-27	27,00	0,00	23,00	1,41	8,95	8,951	4,00	1,41	0,70	1,80	1,18	2,73	0,21	21,10	0,70
	27-33	20,50	2,12	17,50	2,12	7,67	7,672	3,00	0,00	1,60	0,00	1,34	2,20	0,08	12,40	1,60
junho	0-3	46,00	1,41	40,50	0,71	7,67	7,672	5,50	0,70	12,10	3,61	1,68	4,39	0,06	16,80	12,10
	3-9	39,00	2,83	35,50	2,12	6,39	6,394	3,50	0,70	4,70	1,80	0,04	4,05	0,24	13,30	4,70
	9-15	31,50	0,71	27,00	1,41	3,83	3,836	4,50	0,70	4,50	1,80	0,65	3,77	0,31	11,50	4,50
	15-21	30,50	2,12	27,50	3,54	6,34	6,394	3,00	1,41	0,70	1,80	0,70	3,51	0,49	13,80	0,70
	21-27	23,50	0,71	18,00	0,00	3,83	3,836	5,50	0,70	1,00	1,80	0,72	3,10	0,65	17,40	1,00
	27-33	12,00	5,66	10,00	5,66	6,34	6,394	2,00	0,00	1,40	1,80	1,01	4,95	3,91	15,60	1,40

*Não houve repetição destes parâmetros

Tabela 33 - Resultados da análise de helmintos a cada dia de coleta

Planilha de Dados			
Amostra: S. 15 (04-06 / 02-07) Diluição: 5mL		Amostra: S. 15 (15-06 / 13-07) Diluição: 5mL	
1ª Lâmina	Ascaris sp. : 3 Ovos (2. gástrula / 1. larva	1ª Lâmina	Ascaris sp. 3 ovos
2ª Lâmina	não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos	2ª Lâmina	Ascaris sp. 2 ovos
3ª Lâmina	não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
Amostra: S. 20 (04-06 / 02-07) Diluição: 5mL		Amostra: S.20 (15-06/ 13-07) Diluição: 5mL	
1ª Lâmina	não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos	1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
2ª Lâmina	Toxocara sp.: 4 ovos	2ª Lâmina	Não ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
3ª Lâmina	não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
Amostra: S. 25 (04-06 / 02-07) Diluição: 5mL		Amostra: S.25 (15-06 / 13-07) Diluição: 5mL	
1ª Lâmina	Ascaris sp. : 3 Ovos (3. larvas) Toxocara sp. 8 ovos	1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos
2ª Lâmina	Ascaris sp. : 7 Ovos Toxocara sp. 6 ovos	2ª Lâmina	Não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos
3ª Lâmina	Não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos
Amostra: Esgoto Bruto (04-06 / 02-07) Diluição: 5mL		Amostra: Esgoto Bruto (15-06 / 13-07) Diluição: 15mL	
1ª Lâmina	Ascaris sp. : 2 Ovos (1. larvas)	1ª Lâmina	Não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos
2ª Lâmina	não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos	2ª Lâmina	Ascaris sp. 1 ovo
3ª Lâmina	não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos
Amostra: Efluente UASB (04-06 / 02-07) Diluição: 5mL		Amostra: Efluente UASB (15-06 / 13-07) Diluição: 5 mL	
1ª Lâmina	Ascaris sp. : 2 Ovos (1. larvas)	1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos
2ª Lâmina	não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos	2ª Lâmina	Não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos
3ª Lâmina	Ascaris sp. : 3 ovos (2.larvas) Toxocara sp. : 2 ovos	3ª Lâmina	não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos
Amostra: Efluente Final (04-06 / 02-07) Diluição: 5mL		Amostra: Efluente Final (15-06 / 13-07) Diluição: 7,5mL	
1ª Lâmina	não ocorreu presença de ovos	1ª Lâmina	Ascaris sp. 2 ovos

	e/ou larvas de helmintos		
2ª Lâmina	Ascaris sp.: 2 ovos	2ª Lâmina	Ascaris sp. 1 ovo
3ª Lâmina	não ocorreu presença de ovos e/ou larvas de helmintos	3ª Lâmina	Ascaris sp. 1 ovo
Amostra: S.15 (22-06/ 20-07) Diluição: 5mL		Amostra: S 15 (01-07/29-07) Diluição: 6mL	
1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
Amostra: S.20 (22-06/ 20-07) Diluição: 5mL		Amostra: S 20 (01-07/29-07) Diluição: 6mL	
1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
Amostra: S.25 (22-06/ 20-07) Diluição: 5mL		Amostra: S 25 01/07 - 29/07 Diluição: 6mL	
1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
Amostra: Esgoto Bruto (22-06/ 20-07) Diluição: 15mL		Amostra: Esgoto Bruto (01-07/29-07) Diluição: 10mL	
1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	1ª Lâmina	Ascaris sp. 1 ovo
2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	2ª Lâmina	Ascaris sp. 1 ovo
3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	3ª Lâmina	Ascaris sp. 1 ovo
Amostra: Efluente UASB (22-06/ 20-07) Diluição: 5mL		Amostra: E. UASB (01-07/29-07) Diluição: 6mL	
1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	2ª Lâmina	Ascaris sp. 2 ovos
3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
Amostra: Efluente Final (22-06/ 20-07)		Amostra: E. Final (01-07/29-07)	

Diluição: 5mL		Diluição: 6mL	
1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	1ª Lâmina	Ascaris sp. 2 ovos
2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	2ª Lâmina	Ascaris sp. 1 ovo
3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
Amostra: S.20 (07-07 / 05-08) Diluição: 6mL		Amostra: S . 20 (21-07/ 19-08) Diluição:6mL	
1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
Amostra: S.25(07-07 / 05-08) Diluição: 6mL		Amostra: S. 25 (21-07/ 19-08) Diluição:6mL	
1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	1ª Lâmina	Ascaris sp.: 1 ovo
2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	2ª Lâmina	Ascaris sp.: 1 ovo
3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
Amostra: Esgoto Bruto (07-07 / 05-08) Diluição: 10mL		Amostra: Esgoto Bruto (21-07/ 19-08) Diluição:10mL	
1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	1ª Lâmina	Ascaris sp.: 1 ovo
2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	3ª Lâmina	Ascaris sp.: 1 ovo
Amostra: Efluente UASB (07-07 / 05-08) Diluição: 6mL		Amostra: E. UASB (21-07/ 19-08) Diluição:6mL	
1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
Amostra: Efluente Final (07-07 / 05-08) Diluição: 6mL		Amostra: E. FINAL (21-07/ 19-08) Diluição:6mL	
1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos	3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
		Amostra: Ponte Elevatória (21-07 /19-08) Diluição: 15mL	
		1ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
		2ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos
		3ª Lâmina	Não Ocorreu presença de ovos/larvas de helmintos

