

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE GOIÁS
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE CIÊNCIAS EXATAS E
TECNOLÓGICAS
MESTRADO *STRICTO SENSU* EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

**Tratamento de esgoto de uma unidade universitária com tanques
sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de
suporte**

Carla Jovania Gomes Colares

ANÁPOLIS – GO
AGOSTO DE 2011

**TRATAMENTO DE ESGOTO DE UMA UNIDADE UNIVERSITÁRIA
COM TANQUES SÉPTICOS SEGUIDOS DE LEITOS CULTIVADOS
COM DIFERENTES MEIOS DE SUPORTE**

CARLA JOVANIA GOMES COLARES

Orientador: Professor Dr. Delvio Sandri

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Goiás – UEG, Unidade Universitária de Ciências Exatas e Tecnológicas de Anápolis, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola – Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, para obtenção do título de MESTRE.

Anápolis

2011

Colares, Carla Jovania Gomes.

Tratamento de esgoto de uma unidade universitária com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte./Carla Jovania Gomes Colares, Mestrado em Engenharia Agrícola - 2011.
124f.il.

Orientador: Prof. Dr. Delvio Sandri

Dissertação (Mestrado) Universidade Estadual de Goiás, 2011.

Bibliografia.

1. Zona de raízes. 2. Macrófitas. 3. Remoção de sólidos.

I. Título.

**TRATAMENTO DE ESGOTO DE UMA UNIDADE UNIVERSITÁRIA COM
TANQUES SÉPTICOS SEGUIDOS DE LEITOS CULTIVADOS COM DIFERENTES
MEIOS DE SUPORTE**

POR

Carla Jovania Gomes Colares

Dissertação apresentada como parte de exigência para obtenção do título de MESTRE EM
ENGENHARIA AGRÍCOLA

Aprovada em: ___/___/___

Prof. Dr. Delvio Sandri
Orientador
UnB/FAV

Prof. Dr. Rogério de Araújo Almeida
Membro
UFG/EA

Prof. Dr. Paulo Márcio Fernandes Viana
Membro
UEG/PMEA

DEDICATÓRIA

A Deus e à Nossa Senhora de Fátima, por me conceder graça e bênçãos para superar todas as dificuldades durante a realização deste trabalho.

À minha mãezinha, que é um anjo de carinho, dedicação e ternura em minha vida. Na dor da despedida, ficou a lembrança do exemplo de mãe amorosa, honesta e simples, sendo que estas lembranças tornaram-se a fonte de onde tirei as forças para continuar a caminhada, superar a perda, a saudade e, ficando a certeza que mesmo não estando de corpo presente, minha mãe nunca deixou de estar ao meu lado.

SAUDADES ETERNAS...

Ao meu esposo, Júnior, que demonstrou seu amor incondicional sendo meu parceiro em todas as etapas da realização deste trabalho, onde não consigo expressar em palavras ou números a minha gratidão, amor e orgulho de tê-lo como esposo.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Delvio, pelo convívio e por todos os ensinamentos prestados ao longo do mestrado.

Ao Prof. Carlos Pereira CAESB – DF, pelas contribuições com orientações de metodologias de análises.

Ao Fundo de Fomento a Mineração (FUNMINERAL), representado por Sílvio, Valdir e Francisco, pela valiosa contribuição nas análises de sódio e metais pesados.

À Labortec Consultoria em Análises Químicas, pelas contribuições com orientações de metodologias de análises.

À Tânia Valeriano, Gerente da Saneago Anápolis, pelo empréstimo dos hidrômetros e à Maura Francisca, Supervisora do Laboratório de Esgoto da Saneago, por ter concedido o estágio.

À amiga de mestrado Ludmilla, pelo companheirismo, força e amizade.

À Prof^a. Renata, pela amizade e empenho no auxílio nas análises estatísticas.

A todos os técnicos dos laboratórios de química e microbiologia: Osvaldo, Cris, Lídia, Paulinha, Tia (Valéria), Sr. Fernando, Cida e Talita pelo auxílio concedido.

À Eliete, pela amizade, carinho, dedicação e empenho na Secretaria do Mestrado.

Ao Sr. Valdeir, pela disposição em ajudar e dedicação no Laboratório de Engenharia Agrícola.

As amigas Rúbia, Fernanda, Jaqueline e Janaína, pelo companheirismo nos momentos difíceis.

Aos amigos do Mestrado em Ciências Moleculares, Jois e Francisco, pelo auxílio.

À tia Alba e Igor, pelos auxílios prestados no Laboratório de Engenharia Agrícola.

Aos estagiários, Rônega, Leonardo, Thálita, Rosana e Gustavo, pelo auxílio nas análises.

A todos os professores do mestrado que contribuíram com dedicação e ensinamentos, em especial ao Prof. Itamar, Prof. Diego, Prof. Elton e Prof.^a Roberta, pela confiança.

À Prof.^a Maísa e seus orientados, pelo companheirismo nos diversos fins de semana que passamos juntos no laboratório.

À Coordenação de Aperfeiçoamento do Pessoal de Nível Superior - CAPES pela bolsa concedida.

A FAPEG pela ajuda financeira no desenvolvimento do trabalho.

A todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização desse trabalho

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	x
LISTA DE FIGURAS	xiii
RESUMO	xvi
ABSTRACT	xvii
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 GERAL	3
2.2 ESPECÍFICO	3
3 REVISÃO DA LITERATURA	4
3.1 CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS	4
3.2 LEGISLAÇÃO.....	5
3.3 FUNDAMENTOS DO TRATAMENTO DE ESGOTO COM TANQUE SÉPTICO	7
3.4 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS COM LEITOS CULTIVADOS COM MACRÓFITAS	10
3.4.1 Remoção de nitrogênio.....	15
3.4.2 Remoção de fósforo.....	17
3.4.3 Sólidos suspensos.....	18
3.4.4 O papel das plantas.....	19
3.4.5 O papel do meio de suporte.....	23
3.4.6 O papel do biofilme.....	26
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	29
4.1 LOCAL DO EXPERIMENTO	29
4.2 DESCRIÇÃO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO.....	30
4.2.1 Planta baixa ETE/UNUCET/UEG.....	30

4.2.2	Tanques sépticos compartimentados (TSC)	33
4.2.3	Caixa de distribuição	36
4.2.4	Construção dos leitos	37
4.2.5	Especificações e sistema de drenagem dos leitos cultivados	39
4.3	COLETA E PLANTIO DAS MACRÓFITAS.....	40
4.4	AVALIAÇÃO DA ALTURA DAS PLANTAS E PROFUNDIDADE DAS RAÍZES	41
4.5	REALIZAÇÃO DA PODA DAS MACRÓFITAS.....	42
4.6	PERÍODO DE AVALIAÇÃO DO EXPERIMENTO E COLETA DAS AMOSTRAS	42
4.7	PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS	43
4.8	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (TDH)	44
4.8.1	Cálculo do THD nos TSC	44
4.8.2	Cálculo do TDH nos LC	45
4.9	ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	46
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
5.1	DADOS METEOROLÓGICOS DO PERÍODO DO EXPERIMENTO	47
5.2	CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO.....	49
5.3	AVALIAÇÃO DA VAZÃO	51
5.4	AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS NOS TANQUES SÉPTICOS COMPARTIMENTADOS (TSC) E LEITOS CULTIVADOS (LC).....	54
5.4.1	pH	54
5.4.2	Alcalinidade	56
5.4.3	Sólidos Totais (ST)	59
5.4.4	Sólidos Totais Fixos (STF)	63
5.4.5	Sólidos Suspensos Totais (SST)	65
5.4.6	Turbidez	68
5.4.7	Nitrito (NO₂⁻) e Nitrato (NO₃⁻)	70
5.4.8	Fosfato total (PO₄³⁻)	74

5.4.9	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	78
5.4.10	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	81
5.4.11	Coliformes Totais (CT) e Coliformes Termotolerantes (CTermo)	85
5.4.12	Sódio (Na⁺)	89
5.4.13	Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Prata (Ag) e Cobalto (Co)	92
5.5	AVALIAÇÃO DA ALTURA E PROFUNDIDADE DA RAIZ	93
5.6	PRODUÇÃO DE MASSA SECA	94
6	CONCLUSÕES	96
7	RECOMENDAÇÕES	97
8	REFERÊNCIAS	98

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. Composição dos esgotos domésticos.....	4
TABELA 2. Condições de lançamento de efluentes conforme Conama n.430/2011.	6
TABELA 3. Padrões de lançamento de efluentes conforme Conama n. 430/2011.....	6
TABELA 4. Critérios de projeto para os leitos cultivados de fluxo superficial (LCFS) e fluxo subsuperficial (LCFSS).	13
TABELA 5. Possibilidades de aplicações dos leitos cultivados.	14
TABELA 6. Requisitos para o material suporte em filtros anaeróbios	24
TABELA 7. Dados técnicos das configurações dos tanques sépticos compartimentados.	34
TABELA 8. Descrição dos pontos de coleta nos tanques sépticos comprtimentados.	36
TABELA 9. Descrição das dimensões dos leitos cultivados de formato retangular.	39
TABELA 10. Descrição dos pontos de coleta dos leitos cultivados.	40
TABELA 11. Período de coleta das amostras para análise.	42
TABELA 12. Resumo das metodologias utilizadas nas análises físico-químicas e microbiológicas.	44
TABELA 13. Valores de precipitação, temperatura máxima, temperatura mínima e radiação solar no período do experimento.	47
TABELA 14. Resultados das análises físico-químicas e microbiológicas da caracterização do esgoto bruto.	49
TABELA 15. Contribuição diária de despejos e de carga orgânica por tipo de prédio e de ocupantes.....	52
TABELA 16. Eficiência de remoção de pH, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).	55
TABELA 17. Eficiência de remoção de alcalinidade, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).	58
TABELA 18. Eficiência de remoção de sólidos totais, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).	61

TABELA 19. Eficiência de remoção de sólidos totais fixos, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).....	64
TABELA 20. Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).....	66
TABELA 21. Eficiência de remoção de turbidez, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).	69
TABELA 22. Eficiência de remoção de nitrito, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).	72
TABELA 23. Eficiência de remoção de nitrato, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).	73
TABELA 24. Eficiência de remoção de fosfato total, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).	75
TABELA 25. Eficiência de remoção de demanda química de oxigênio, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).	80
TABELA 26. Eficiência de remoção de demanda bioquímica de oxigênio, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).	83
TABELA 27. Eficiência de remoção de coliformes totais, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques	

sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).....	86
TABELA 28. Eficiência de remoção de coliformes termotolerantes, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).....	87
TABELA 29. Eficiência de remoção de sódio, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).	90
TABELA 30. Valores das análises de cobre, chumbo, cromo, níquel, prata e cobalto (mg L^{-1}).	92
TABELA 31. Média da avaliação da altura e tamanho da raiz das macrófitas nos leitos cultivados com cascalho natural (LC1), brita#2 (LC2) e cascalho lavado (LC3).....	94
TABELA 32. Produção de massa seca nos leitos cultivados com cascalho natural (LC1), brita # 2 (LC2) e cascalho lavado (LC3) são	94

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. Tanque séptico de câmara única.....	8
FIGURA 2. Tanque séptico com duas câmara em série.....	9
FIGURA 3. Corte longitudinal do leito cultivado de fluxo horizontal.....	12
FIGURA 4. Configuração típica do leito cultivado de fluxo vertical.	13
FIGURA 5. <i>Typha angustifolia</i> (Taboa).....	22
FIGURA 6. Estrutura do biofilme.	27
FIGURA 7. Vista aérea da UnUCET com destaque para ETE/UnUCET/UEG.	29
FIGURA 8. Planta Baixa ETE/UnUCET/UEG (sem escala).	31
FIGURA 9. Vista lateral ETE/UnUCET/UEG.....	32
FIGURA 10. Tanques sépticos compartimentados em série.	33
FIGURA 11. (a) Detalhe da compartimentação e (b) entrada e saída da água residuária pela parte superior.	34
FIGURA 12. Posicionamento do dispositivo de entrada do esgoto nos tanques sépticos compartimentados.....	35
FIGURA 13. Pontos de coleta de amostras nos tanques sépticos compartimentados e caixa de distribuição.	35
FIGURA 14. Caixa de distribuição de esgoto para os leitos cultivados.	36
FIGURA 15. Hidrômetro instalado na entrada do leito cultivado para medição de vazão.	37
FIGURA 16. Leito vazio, construído em alvenaria e impermeabilizado, antes da colocação do meio de suporte e plantio.....	38
FIGURA 17. (a) Leito preenchido com cascalho natural, (b) leito preenchido com brita # 2, (c) leito preenchido com cascalho lavado e (d) leito preenchido com brita n.0.	38
FIGURA 18. (a) Registros do tipo esfera para controle do fluxo nos leitos cultivados, (b) torneiras de coleta de amostras em cada leito cultivado.....	40
FIGURA 19. (a) Mudanças no local de retirada, (b) sistema radicular, (c) plantio nos leitos, (d) resultado final com a colocação das 72 mudas por leito.	41
FIGURA 20. (a) Medida do sistema radicular e (b) medida da altura das plantas.....	42
FIGURA 21. (a) Coleta de amostra para análise físico-química, (b) coleta para análise microbiológica.	43
FIGURA 22. (a) Aspecto dos leitos no período chuvoso, (b) ressecamento das folhas no período seco.....	48

FIGURA 23. Variação média da vazão nos dias 18/10/2010, 19/10/2010, 20/10/2010, 21/10/2010 e 22/10/2010.....	51
FIGURA 24. Variação dos valores de pH durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011.....	54
FIGURA 25. Variação dos valores de alcalinidade ($\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011.	57
FIGURA 26. Variação dos valores de sólidos totais (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011.	60
FIGURA 27. Variação dos valores de sólidos totais fixos (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011.	63
FIGURA 28. Variação dos valores de sólidos suspensos totais (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011.	65
FIGURA 29. Variação dos valores de turbidez (NTU) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG no ano de 2011.	68
FIGURA 30. Variação dos valores de nitrito (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011. ..	71
FIGURA 31. Variação dos valores de nitrato (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011. ..	71
FIGURA 32. Variação dos valores de fosfato total (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011.	75
FIGURA 33. Variação dos valores de demanda química de oxigênio (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011.	79
FIGURA 34. Variação dos valores de demanda bioquímica de oxigênio ($\text{mg L}^{-1}\text{O}_2$) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011.	82
FIGURA 35. Variação dos valores de coliformes totais ($\text{NMP } 100\text{mL}^{-1}$) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG no ano de 2011.....	86

- FIGURA 36. Variação dos valores de coliformes termotolerantes (NMP 100mL⁻¹) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG no ano de 2011..... 86
- FIGURA 37. Variação dos valores de sódio (mg L⁻¹) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos de 2010-2011. 90

RESUMO

Colares, C. J. G. **Tratamento de esgoto de uma unidade universitária com tanques sépticos seguidos de leitos com diferentes meios de suporte**. 2011. 124f. (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Goiás, Anápolis.

O presente trabalho teve como objetivo avaliar três tanques sépticos compartimentados (TSC) instalados em série, seguidos de três leitos cultivados (LC) com a espécie *Typha sp.* (Taboa), de fluxo subsuperficial, construídos em paralelo e preenchidos com os meios de suporte de cascalho natural, brita # 2 e cascalho lavado, com as porosidades de 54%, 48% e 38%, respectivamente, e tempo de detenção hidráulica médio de 24 horas. O trabalho foi desenvolvido na Unidade Universitária de Ciências Exatas e Tecnológicas da Universidade Estadual de Goiás - UnUCET/UEG. Os tanques sépticos são constituídos de uma caixa de polietileno e duas caixas de fibra, com volume útil de 12,4 m³; 8,3 m³ e 4,6 m³, respectivamente. Os leitos cultivados possuem as dimensões de 6 m x 2 m x 1 m (comprimento, largura e profundidade) com volume útil de 5,8 m³; 5,2 m³ e 4,56 m³, respectivamente. A avaliação do sistema foi realizada no período de outubro e novembro de 2010 e abril e maio de 2011, analisando-se as variáveis físicas, químicas e biológicas do esgoto bruto, nas saídas dos três tanques sépticos e dos três leitos cultivados, totalizando sete pontos de análise. Avaliou-se também a produção de massa seca no final do experimento e o crescimento das raízes. Os resultados foram analisados pelo programa *Statistical Analysis System (SAS)*, aplicando-se o teste de Tukey a 5% de probabilidade. Não houve diferença significativa entre as eficiências de remoção em nenhum dos parâmetros analisados nos LC's. Os TSC apresentaram aumento no valor da alcalinidade, baixa capacidade de remoção para os parâmetros nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), sódio (Na⁺), demanda química de oxigênio (DQO) e maior capacidade de remoção para sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos suspensos totais (SST), turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), coliformes totais (CT) e coliformes termotolerantes (CTermo). Os LC's mostraram maior capacidade de remoção para SST, turbidez, DBO, CT e CTermo, seguido de menores diminuições para ST, STF, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, DQO e Na⁺ e aumento da alcalinidade. Para os parâmetros pH, turbidez, NO₂⁻, NO₃⁻, DBO e metais pesados, foi alcançado os limites estabelecidos pela Resolução Conama n. 430/2011. A avaliação do crescimento das plantas demonstrou a adaptação das macrófitas ao meio de suporte e ao esgoto, apresentando maior produção de massa seca no leito preenchido com cascalho natural. O uso de três diferentes meios de suporte nos LC's não influenciou significativamente na remoção dos parâmetros, demonstrando a possibilidade da utilização do cascalho natural e o cascalho lavado como alternativas de meio de suporte nos LC's.

Palavras-chave: zona de raízes, macrófitas, DBO, remoção de sólidos.

ABSTRACT

Colares, C. J. G. **Treatment of sewage with compartmentalized septic tanks followed by wetlands with different materials of support.** 2011. 124f. (Masters in Agricultural Engineering) – Goiás State University, Anápolis, Brazil.

The present study had the goal of assessing three compartmentalized septic tanks (TSC) installed in series, followed by three wetlands (LC) with species *Typha sp.* (Taboa), with subsurface flow, constructed in parallel and filled with support material natural gravel, gravel # 2 and washed gravel, with the porosity of 54%, 48% e 38%, respectively, and hydraulic retention time of 24 hours. The study was conducted at Unity University for Science and Technology, State University of Goiás – UnUCET/UEG. The septic tanks are constructed of a polyethylene box and two fiber boxes with a useful volume of 12,4 m³; 8,3 m³ e 4,6 m³, respectively. The wetlands have the dimensions 6 m x 2 m x 1 m (length, width and depth) with useful volume of 5,8 m³; 5,2 m³ e 4,56 m³, respectively. The evaluation system was performed in the period of October and November of 2010 and April and May of 2011, analyzing the biological, chemical and physical variables of the sewage, in the outputs of the three septic tanks and three wetlands totaling seven points of analysis. We also evaluated the dry mass and root growth at the end of the experiment. The results were analyzed by the Statistical Analysis System (SAS program), by applying the Tukey test at 5% probability. There were no meaningful differences in the removal efficiency in the parameters analyzed in LC's. The TSC showed an increase in the amount of alkalinity, low removal capacity for the parameters nitrite (NO₂⁻), nitrate (NO₃⁻), sodium (Na⁺), chemical oxygen demand (COD) and higher removal capacity for total solids (TS), fixed solids (STF), total suspended solids (TSS), turbidity, biochemical oxygen demand (BOD), total coliforms (TC) and fecal coliforms (CTemo). The LC's showed a higher removal capacity for TSS, turbidity, BOD, TC e CTermo, followed by smaller decreases for ST, STF, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, COD and Na⁺ and increased alkalinity. For the parameters pH, turbidity, NO₂⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, BOD and heavy metals was reached the limits established by CONAMA Resolution n. 430/2011. The evaluation of plant growth showed the adaptation of the materials of support macrophytes and sewage, with higher dry matter production in the bed filled with natural gravel. The use of three different materials of support in LC's did not significantly affect the removal of the parameters, indicating the possibility of using natural gravel and washed gravel as alternatives to the materials of support in LC's.

Key-words: roots zone, macrophytes, BOD, solids removal.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e a característica do ser humano de se aglomerar de forma organizada em núcleos urbanos, as cidades, cuja localização geralmente coincide com a disponibilidade de água, têm originado a poluição e contaminação dos recursos hídricos pelo lançamento de resíduos líquidos. Assim, os cursos de água são ao mesmo tempo a fonte de abastecimento e também o veículo natural de escoamento de esgoto e das águas residuárias industriais e agrícolas geradas pelo homem (LEME, 2010).

Pesquisas realizadas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) evidenciam que o tratamento de esgoto no Brasil atende 52% dos municípios e 33,5% dos domicílios. É o serviço básico com menor cobertura nos municípios brasileiros. Desses 52% dos municípios que têm esgotamento sanitário, 32,0% têm serviço de coleta e 20,2% coletam e tratam o esgoto. Em volume, no país, diariamente, 14,5 milhões m³ de esgoto são coletados, sendo que apenas 5,1 milhões m³ são tratados (IBGE, 2000). Diante deste déficit sanitário, constata-se a necessidade do desenvolvimento e implantação de alternativas simplificadas de tratamento de esgotos, que sejam eficientes, auto-sustentáveis e economicamente viáveis.

No Brasil, instituições e pesquisadores têm se dedicado a trabalhos aplicados na área de tratamento de esgoto, disponibilizando desta forma, uma contribuição significativa para a evolução e uma maior disseminação de tecnologias de tratamento. Entre estas pesquisas, encontram-se as que estudam o potencial do sistema de leitos cultivados no tratamento alternativo de esgotos. Segundo Sperling (2005), esses sistemas baseiam no uso extensivo de espaço físico e dependem basicamente da habilidade natural das plantas e suas associações microbianas para despoluição da água. Os leitos cultivados apresentam simplicidade conceitual e operacional, baixo custo de manutenção e operação. Sua simplicidade conceitual está associada a processos menos mecanizados e, portanto, mais econômicos.

Os processos físico-químicos e biológicos existentes nos leitos cultivados promovem a remoção de substâncias potencialmente poluidoras e são influenciados por: tipo de planta, fluxo do efluente, meio suporte e pelas características do efluente que a ser tratado (BARRETO, 2005), sendo o meio de suporte o responsável pela maior parcela dos custos e pelo volume, e o aperfeiçoamento de detalhes construtivos nos leitos cultivados. A utilização de meios suportes de fácil obtenção facilitam e diminuem de maneira considerável o custo de construção (LEITÃO, 2005).

Zanella (2008) afirma que a pedra britada é o material mais empregado como meio suporte, mas diversas pesquisas apontam a possibilidade do uso de outros materiais. Visando, portanto, o estudo novas opções para a utilização de materiais para serem aplicados como meio de suporte, o presente trabalho buscou avaliar a utilização de diferentes materiais de preenchimento em leitos cultivados aplicados no tratamento esgoto provindo de tanques sépticos compartimentados, avaliando o seu comportamento e a eficiência no tratamento.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Avaliar a eficiência do sistema de tratamento de esgoto com tanques sépticos compartimentados (TSC) seguidos de leitos cultivados de fluxo subsuperficial (LCFSS).

2.2 ESPECÍFICO

Avaliar a eficiência do conjunto TSC composto por três câmaras em série como tratamento primário.

Avaliar a eficiência dos leitos cultivados como tratamento secundário.

Comparar as diferentes respostas com os três tipos de preenchimento: cascalho natural (Leito 1), brita # 2 (Leito 2) e cascalho lavado (Leito 3) considerando a avaliação de parâmetros físicos, químicos e biológicos.

Avaliar o crescimento e adaptação das macrófitas nos LCFSS aplicadas ao tratamento de esgoto.

Quantificar a produção de massa seca nos leitos cultivados.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 CARACTERIZAÇÃO DOS ESGOTOS

Em função de sua origem, o esgoto produzido em uma cidade pode ser de três tipos diferentes: esgoto doméstico, os efluentes gerados pelas indústrias e as águas de infiltração. Os esgotos domésticos são provenientes de residências, áreas comerciais ou qualquer edificação que contenha instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas ou qualquer dispositivo de utilização de água para fins domésticos. São constituídos essencialmente de água de banho, urina, fezes, papel, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem. Os esgotos de origem doméstica são constituídos por cerca de 99,9% de água e apenas 0,1% de fezes, sabão, partículas de alimentos, sais presentes na urina, microrganismos, papel, plásticos, pó, areia, madeira compostos orgânicos e inorgânicos solúveis, colóides, etc. (JORDÃO e PESSOA, 2009).

Os principais componentes químicos, físicos e biológicos dos esgotos domésticos são apresentados na Tabela 1.

TABELA 1. Composição dos esgotos domésticos.

Parâmetros	Descrição
Sólidos Totais	Sólidos Suspensos, Sólidos Dissolvidos e Sedimentáveis.
Matéria Orgânica	Mistura heterogênea de vários compostos orgânicos dentre eles: proteínas, carboidratos e lipídeos.
Nutrientes	Nitrogênio e Fósforo, indispensáveis para o desenvolvimento de microrganismos no tratamento biológico.
Óleos e Graxas	Oriundos de óleos e gorduras utilizadas nas comidas.
Organismos Patogênicos	Oriundos de dejetos humanos. Devido ao grande número de microrganismos patogênicos, sua medida é realizada indiretamente através de análise de coliformes fecais e totais.

Fonte: Metcalf e Eddy (2003).

Quanto aos parâmetros representativos de matéria orgânica, cabe destacar a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), a demanda química de oxigênio (DQO) e os sólidos.

Normalmente a DBO_5 de esgotos domésticos varia entre 100 mg L^{-1} e 400 mg L^{-1} e a DQO normalmente varia entre 200 mg L^{-1} e 800 mg L^{-1} . Os principais organismos encontrados nos rios e esgotos são as bactérias, fungos, protozoários, vírus, algas e grupos de plantas e animais. Destes organismos, os mais importantes são as bactérias, sendo as responsáveis pela decomposição e estabilização da matéria orgânica (JORDÃO e PESSOA, 2009).

A poluição dos corpos hídricos causa queda nos níveis de oxigênio dissolvido, impactando em toda a comunidade aquática, visto que a redução nos teores de oxigênio é seletiva para determinadas espécies. A poluição ainda pode causar eutrofização com consequente mortandade da biota aquática, elevação nos custos de tratamento da água e proliferação de algas (SPERLING, 2005).

3.2 LEGISLAÇÃO

As legislações brasileiras definem as responsabilidades pelo tratamento de efluentes e os padrões de qualidade das águas onde os efluentes tratados devem ser lançados.

A regulamentação da Resolução Conama n.357 ocorreu em 17 de março de 2005, substituindo a Resolução nº 020, de 18 de Junho de 1986. Tal resolução, no artigo 24, dispõe que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente nos corpos de água, após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências nela dispostos e no artigo 27 traz que os efluentes não poderão conferir ao corpo de água características em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediária e final, do seu enquadramento (CONAMA, 2005).

Todavia, em 13 de maio de 2011 foi criada a Resolução nº 430, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2011).

A Tabela 2 apresenta as condições de lançamento de efluentes estabelecidos e alteradas pelo Conama n.430.

TABELA 2. Condições de lançamento de efluentes conforme Conama n.430/2011.

Parâmetro	Condição de Lançamento de Efluentes
pH	Entre 5 e 9
Temperatura	Inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C na zona de mistura
Materiais Sedimentáveis	Até 1 mL L ⁻¹ em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes.
Regime de Lançamento	Vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, exceto nos casos permitidos pela autoridade competente
Óleos e Graxas	Óleos Minerais: até 20mg L ⁻¹ Óleos vegetais e gorduras animais: até 50mg L ⁻¹
Materiais Flutuantes	Ausência
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Fonte: Conama (2011)

Em complementação ao artigo 16 da mesma resolução, esta traz os padrões de lançamento de efluentes para parâmetros inorgânicos, conforme apresentado na Tabela 3.

TABELA 3. Padrões de lançamento de efluentes conforme Conama n. 430/2011.

Parâmetro Inorgânico	Valor Máximo
Arsênio Total	0,5 mg L ⁻¹ As
Bário total	5,0 mg L ⁻¹ Ba
Boro total	5,0 mg L ⁻¹ B
Cádmio total	0,2 mg L ⁻¹ Cd
Chumbo total	0,5 mg L ⁻¹ Pb
Cianeto total	1,0 mg L ⁻¹ CN
Cianeto livre	0,2 mg L ⁻¹ CN
Cobre dissolvido	1,0 mg L ⁻¹ Cu
Cromo hexavalente	0,1 mg L ⁻¹ Cr ⁺⁶
Cromo trivalente	1,0 mg L ⁻¹ Cr ⁺³
Estanho total	4,0 mg L ⁻¹ Sn
Ferro dissolvido	15,0 mg L ⁻¹ Fe
Fluoreto total	10,0 mg L ⁻¹ F
Manganês dissolvido	1,0 mg L ⁻¹ Mn

TABELA 3. CONTINUAÇÃO

Mercúrio total	0,01 mg L ⁻¹ Hg
Níquel total	2,0 mg L ⁻¹ Ni
Nitrogênio amoniacal total	20,0 mg L ⁻¹ N
Prata total	0,1 mg L ⁻¹ Ag
Selênio total	0,3 mg L ⁻¹ Se
Sulfeto	1,0 mg L ⁻¹ S
Zinco total	5,0 mg L ⁻¹ Zn

Fonte: Conama (2011)

3.3 FUNDAMENTOS DO TRATAMENTO DE ESGOTO COM TANQUE SÉPTICO

Os tanques sépticos são dispositivos de tratamento amplamente difundidos e surgiram em 1895 na Inglaterra, sendo patenteados por D. Cameron. A sua finalidade básica é a remoção de matéria orgânica e os processos que ocorrem em seu interior são essencialmente: a sedimentação, a digestão anaeróbia da matéria orgânica e adensamento do lodo. É uma unidade que desempenha as funções de sedimentação e remoção de materiais flutuantes. Além de comportar-se como digestor de baixa carga, pode ser pré-moldado ou moldado in loco (ALTVATER, 2008).

No Brasil, o projeto, a construção e a operação de tanques sépticos (Figura 1) são objeto de normatização específica da ABNT NBR 7229/93, que preconiza sua utilização nas seguintes situações (CHERNICHARO, 1997):

- Para áreas desprovidas de rede pública coletora de esgoto,
- Como alternativa de tratamento de esgotos em áreas providas de rede coletora local,
- Para retenção prévia de sólidos sedimentáveis, quando a utilização da rede coletora com diâmetro e/ou declividade reduzidos para transporte de efluentes livres de sólidos sedimentáveis.

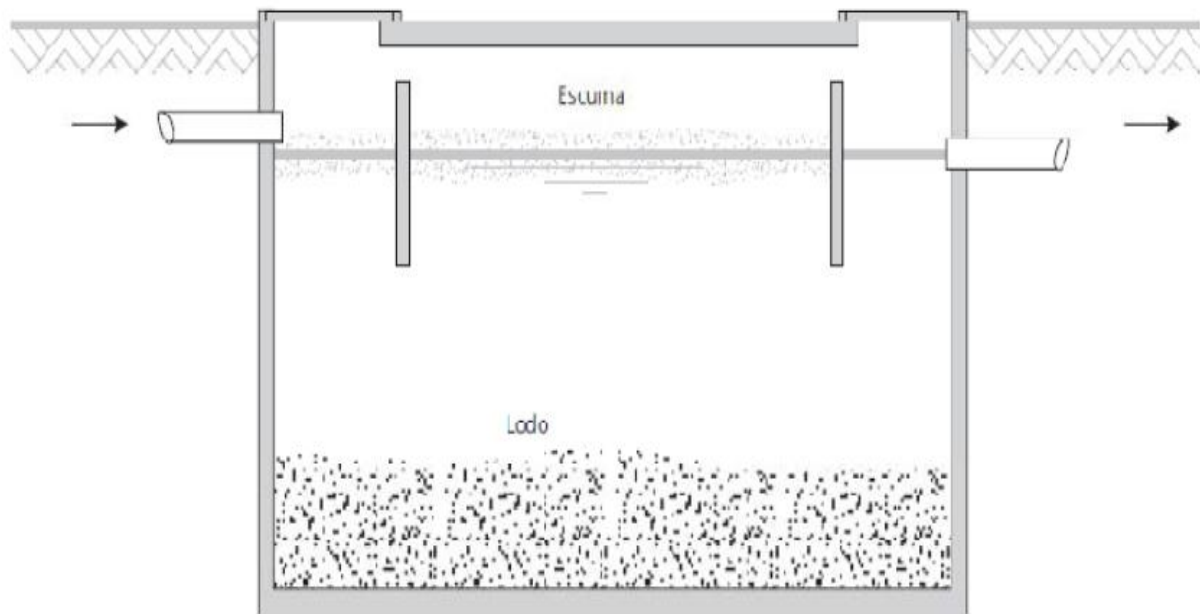


FIGURA 1. Tanque séptico de câmara única.

Fonte: Campos (1999)

O funcionamento dos tanques sépticos pode ser descrito como a seguir (CHERNICHARO, 1997):

- Os sólidos sedimentáveis presentes no esgoto vão para o fundo do tanque, passando a constituir uma camada de lodo,
- Os óleos, graxas e outros materiais mais leves presentes no esgoto afluyente flutuam até a superfície do tanque, vindo a formar uma camada de espuma,
- O esgoto, livre dos materiais sedimentáveis e flutuantes, flui entre as camadas de lodo e espuma, deixando o tanque séptico em sua extremidade oposta, de onde é encaminhado a uma unidade de pós-tratamento ou disposição final,
- O material orgânico retido no fundo do tanque sofre uma decomposição facultativa e anaeróbia, sendo convertido em compostos mais estáveis como CO_2 , CH_4 e H_2S . Embora o H_2S seja produzido nos tanques sépticos, problemas de odor não são usualmente observados, uma vez que este combina-se com metais acumulados no lodo, vindo a formar sulfetos metálicos insolúveis.

A decomposição anaeróbia proporciona uma redução contínua do volume do lodo depositado no fundo do tanque, mas há sempre uma acumulação ao longo dos meses de operação do tanque séptico. Como consequência, a acumulação de lodo e espuma leva a redução do volume útil do tanque, demandando a remoção periódica deste material.

Nestes sistemas verifica-se a retenção de 60% a 70% de sólidos sedimentáveis responsáveis pela formação do leito de lodo no fundo do digestor e espuma flotada para a superfície do líquido. Esse ambiente propício favorece a degradação ativa da matéria orgânica com baixa produção de biomassa, uma vez que, o processo anaeróbio utiliza a maior parte da energia para o metabolismo anabólico, mostrando-se extremamente eficiente na atividade de degradação, obtendo como produtos finais metano e gás carbônico (CHERNICHARO, 1997).

Nas câmaras em série (Figura 2), embora ocorra decantação e digestão nessas duas câmaras, a primeira favorece a digestão e a segunda favorece a decantação, sequenciadamente. Nas câmaras sobrepostas, a câmara superior, que é a primeira e também a última em relação ao fluxo, favorece apenas a decantação e a câmara inferior funciona como digestor e acumulador de resíduos (ANDRADE NETO et al., 1999).

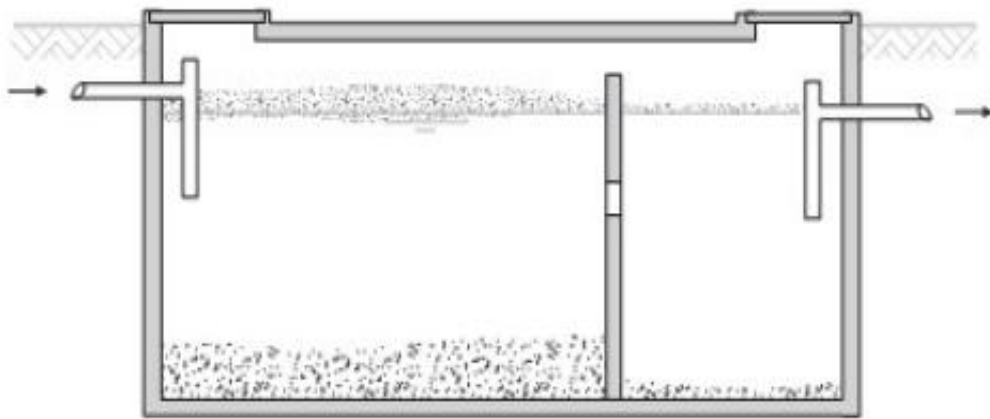


FIGURA 2. Tanque séptico com duas câmaras em série
Fonte: Campos (1999)

A eficiência do tanque séptico é moderada no que se refere à remoção da matéria orgânica e fraca na remoção de microrganismos patogênicos, todavia a remoção de sólidos suspensos atinge boa eficiência. Em 1997, a ABNT publicou a NBR-13969, com o título “Tanques Sépticos – Unidade de Tratamento Complementar e Disposição Final de Efluentes Líquidos – Projeto e Construção” o que indica a necessidade de realizar um pós-tratamento ao efluente desta unidade.

Segundo Jordão e Pessoa (2009), experiências indicaram eficiências na faixa de 35% a 60% na remoção de DBO, e aproximadamente 60% na remoção de sólidos em suspensão. Em contrapartida, Sperling (1996) apresenta valores de eficiência de remoção de 30% a 40% para matéria orgânica, 60% a 70% para remoção de sólidos em suspensão e 30% a 40% para remoção de microrganismos patogênicos. Metcalf e Eddy (2003) apresentam resultados de

experiências com eficiências entre 33% e 63% na remoção de DBO e entre 53% e 85% na remoção de sólidos em suspensão.

3.4 TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS COM LEITOS CULTIVADOS COM MACRÓFITAS

O sistema natural de tratamento de efluentes líquidos, chamado leitos cultivados com macrófitas (“alagados construídos”, que é o comumente encontrado na literatura científica internacional), podem ser considerados filtros biológicos, onde atuam microorganismos aeróbios e anaeróbios, juntamente com plantas aquáticas fixadas ou não num meio de suporte, apresentando grande capacidade de tamponamento das águas residuárias e baixa produção de lodo. Esses sistemas foram criados para controlar sistematicamente o tratamento e otimizar a habilidade em remover ou transformar os poluentes dos efluentes (WOOD, 1995).

Os principais processos biológicos que regulam as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a absorção direta pela macrófita, mineralização microbiológica e transformações como desnitrificação e amonificação (USEPA, 2000). A absorção direta ocorre, principalmente, pelo sistema radicular das macrófitas e algumas espécies também absorvem nutrientes através das folhas (ESTEVES, 1998). Os principais processos abióticos que atuam nas remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a sedimentação, precipitação química e adsorção. A sedimentação também é importante na remoção de material particulado do efluente (BRASKERUD, 2002).

A classificação dos leitos cultivados é feita de acordo com o tipo ecológico predominante das macrófitas aquáticas utilizadas, sendo que as macrófitas emergentes e flutuantes são as mais utilizadas (KIVAISI, 2001). Quando povoados com macrófitas emergentes necessitam de solo para fixação da planta e podem possuir camadas de brita, cascalho, areia fina e areia grossa abaixo do solo (LIN et al., 2005). Por sua vez, as macrófitas flutuantes não necessitam de solo para a fixação da planta. Destaca-se que independentemente do tipo ecológico da macrófita, há necessidade de que a espécie utilizada possua determinadas características para contribuir positivamente para seu desempenho. As principais características são: rápido estabelecimento e alta taxa de crescimento; alta capacidade de assimilação de nutrientes; grande capacidade de estocar nutrientes na biomassa, tolerância às características físicas e químicas do efluente e tolerância às condições climáticas locais (TANNER, 1996).

Tais sistemas estão entre uma das mais eficientes tecnologias recentemente comprovadas para o tratamento de águas residuárias. Comparado com sistemas de tratamento

convencionais, os leitos cultivados são de baixo custo, de fácil operação e manutenção, e tem um grande potencial para aplicação em países em desenvolvimento, particularmente em pequenas comunidades rurais. Porém, estes sistemas ainda não se encontram muito difundidos, devido à falta de conhecimentos técnicos para o desenvolvimento dessa tecnologia (KIVAISI, 2001).

Quanto à aplicação deste sistema, apresenta uma série de vantagens: são relativamente baratos para se construir e operar, fácil manutenção, fornecem tratamento efetivo e seguro de águas residuárias, são relativamente tolerantes a variações hidráulicas e de cargas de contaminantes e fornecem benefícios indiretos como área verde, habitat para a vida selvagem e áreas recreativas e educacionais. As desvantagens são: demanda de área para construção (custo e disponibilidade satisfatórios de área), as recorrentes imprecisões para os critérios de design e operação, complexidade biológica e hidrológica do sistema e a falta de conhecimento da dinâmica dos processos de tratamento, os custos dos meios de enchimento e possíveis problemas com pragas nas tipologias superficiais. Mosquitos e outras pragas poderiam ser um problema para sistemas impropriamente projetados e operados, principalmente do tipo superficial (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Conforme o fluxo, os leitos cultivados podem ser subdivididos em dois tipos principais: fluxo superficial (LCFS) e fluxo de subsuperfície (LCFSS) (KADLEC e KNIGHT, 1996; HABERL et al., 2003). O fluxo superficial têm lâminas de água típico inferior a 0,4 m. O fluxo subsuperficial não têm água visível livre, é subdivididas em fluxo horizontal (FH) e fluxo vertical (FV), dependendo da direção do fluxo de água através do meio suporte. Para evitar o entupimento do material poroso do filtro, o uso dos tradicionais FSS está limitado a águas residuárias mecanicamente pré-tratados, que contém menos partículas. Comparando os sistemas de FSS com os de FS, a área de contato da água com a bactéria e do substrato é muito maior, diminuindo a exigência de área para o sistema FSS (VYMAZAL et al., 1998).

Em um sistema de FH (Figura 3), o esgoto entra e flui lentamente sob a superfície através do meio poroso até atingir a zona de saída, onde é recolhido e descarregado. O oxigênio para processos aeróbios é obtido principalmente através da difusão da atmosfera. A quantidade de oxigênio transportado das raízes em zonas sob o lençol freático está ainda em discussão, no entanto, é muito pouco para facilitar os processos aeróbios. Por conseguinte, os processos anóxicos e anaeróbios, exercem um papel mais importante neste tipo de sistema. A matéria orgânica é decomposta tanto por processos anaeróbios e aeróbios, resultando na remoção eficiente. A insuficiência no suprimento de oxigênio resulta na nitrificação incompleta (LANGERGRABER e HABERL, 2001)

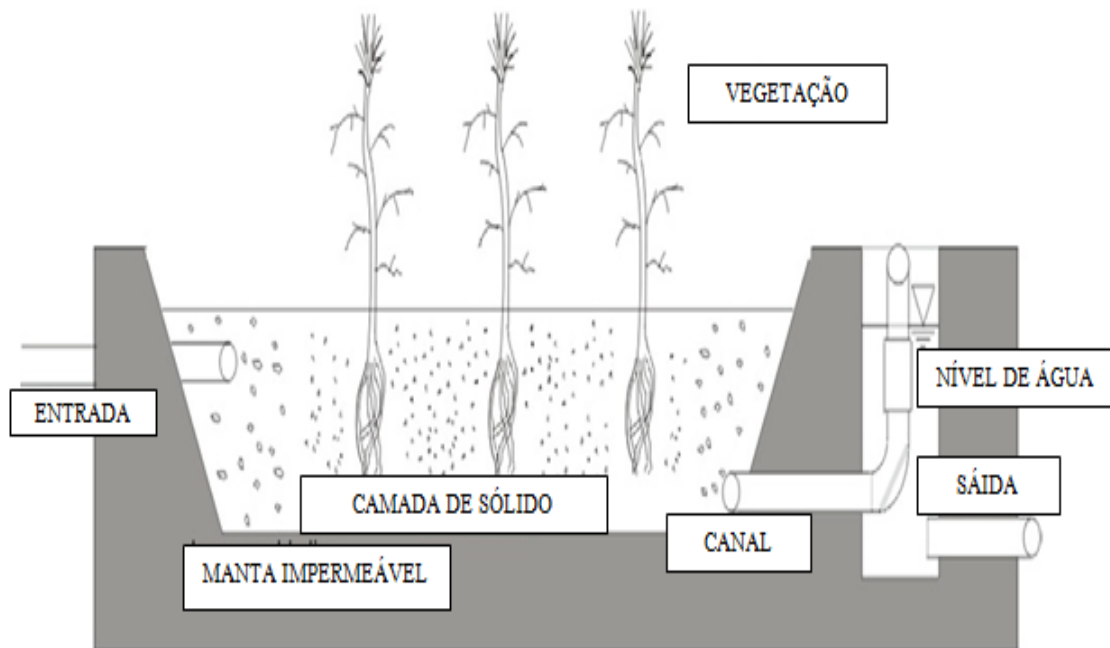


FIGURA 3. Corte longitudinal do leito cultivado de fluxo horizontal (Adaptado de LANGERGRABER e HABERL, 2004)

Leitos cultivados de fluxo vertical (LCFV) com carga intermitente são amplamente usados porque remove eficientemente o nitrogênio amoniacal. A Figura 4 mostra a configuração típica de um LCFV. A água é carregada de forma intermitente, e a grande quantidade a partir de uma carga única causa a inundação da superfície. A água se infiltra no substrato, então, gradualmente, drenos verticalmente para baixo formam uma rede de drenagem na base (LANGERGRABER e HABERL, 2004)

O ar entra no sistema através do carregamento de água, existindo grande possibilidade de transferência de oxigênio. Os LCFV com carga intermitente são, portanto, adequados a nitrificação e outros processos estritamente aeróbios (LANGERGRABER e HABERL, 2001, KAYSER e KUNST, 2005). Na última década, LCFV para o tratamento de esgoto bruto também foram introduzidos e aplicados com sucesso (MOLLE et al., 2005).

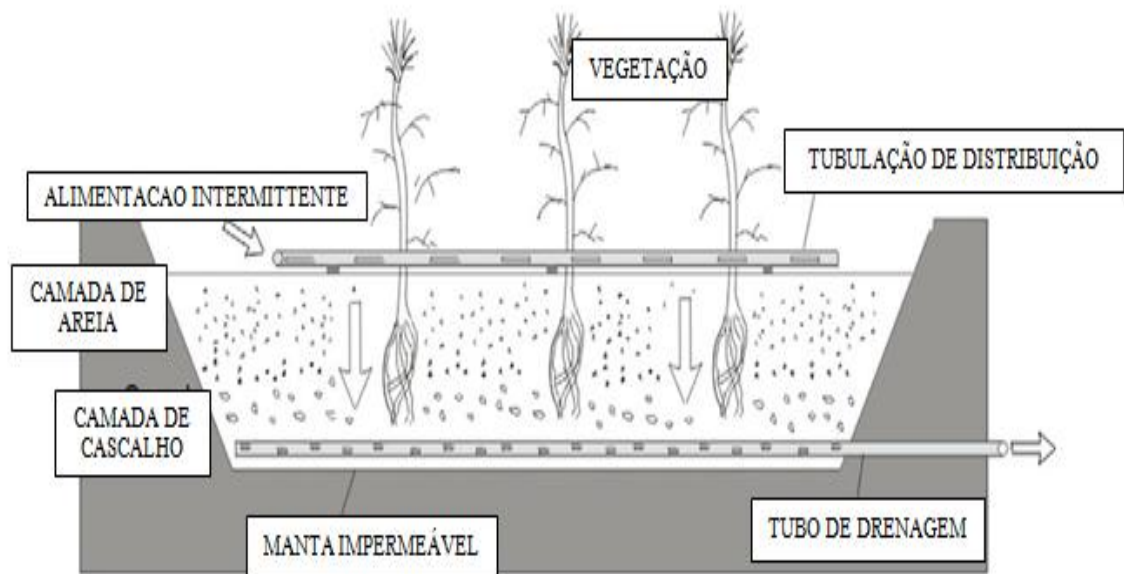


FIGURA 4. Configuração típica do leito cultivado de fluxo vertical.
(Adaptado de LANGERGRABER e HABERL, 2004)

Os LCFSS estão geralmente integrados a um sistema global onde seu efluente passa por um LCFS para polimento. Já os LCFV requerem uma área cinco vezes menor que os LCFSS, sendo mais aeróbios que estes e bons para a nitrificação e remoção de DBO, porém não provocam uma boa desnitrificação e são menos eficientes na remoção de sólidos suspensos e fósforo que os outros sistemas (VYMAZAL, 1998).

Os parâmetros de projeto para os LCFS e os LCFSS são apresentados na Tabela 4 e as possibilidades de aplicações dos leitos cultivados na Tabela 5 (VALENTIM, 1999).

TABELA 4. Critérios de projeto para os leitos cultivados de fluxo superficial (LCFS) e fluxo subsuperficial (LCFSS).

Parâmetro	Fluxo Superficial (LCFS)	Fluxo Subsúperficial (LCFSS)
Tempo de Detenção (dias)	5-14	2-7
Altura de coluna d'água (m)	0,1-0,5	0,1-1,0
Área por vazão (ha/m ³ .d)	0,002-,014	0,001-0,007
Razão comprimento: largura do leito	2:1 a 10:1	0,25:1 a 5:1
Controle de mosquitos	Requer	Não requer
Frequencia de colheita (ano)	3-5	3-5
DBO máxima (kg/ha.dia)	80	75
Carga hidráulica (mm ³ /mm ² . d)	7-60	2-30

(Adaptado de WOOD e McATAMNEY, 1996).

TABELA 5. Possibilidades de aplicações dos leitos cultivados.

Aplicação	Conceito e uso
Tratamento primário e secundário das águas residuárias	Promove um completo tratamento da água, incluindo remoção de nutrientes. Indicados para pequenas comunidades, hotéis e casas isoladas. Tratamento de dejetos de confinamentos (gado leiteiro, suinocultura, gado de corte)
Polimento terciário do efluente	Tempo de detenção elevado, principalmente na remoção de fósforo. Indústrias de processamento de alimentos, papel, petroquímicas e abatedouros.
Desinfecção	Determina as condições de remoção de vários indicadores de microrganismos e suas condições de eliminação e monitoramento. Explora o potencial do LC em promover a remoção dos microrganismos patogênicos da água.
Manejo do escoamento superficial urbano e rural	Identificação de estratégias e locais apropriados para este fim. Possibilidade de utilização em microbacias.
Manejo de materiais tóxicos	Conhecimento e modelagem de processos que metais e organismos possam ser imobilizados e/ou transformados. Tratamento de águas de minas de carvão e de chorume de aterro sanitário.
Manejo do Lodo	Longo tempo de disposição de resíduos. Secagem de lodo de estações de tratamento de esgoto.
Produção de Biomassa	Identificação e desenvolvimento de usos e viabilidade de produtos pelo LC.
Águas subterrâneas	Conhecimento dos impactos nas águas subterrâneas e na sua hidrologia, p. ex., nos solos com sulfato ácido.
Pré-tratamento e limpeza da água para esquemas de reuso	Determinação de níveis apropriados de diferentes tipos de reuso e economia. Indústrias de processamento de alimentos e confinamentos (gado leiteiro, suinocultura e gado de corte)

(Adaptado de BAVOR et al., 1995; KADLEC, 1995).

A remoção de poluentes nos leitos cultivados é realizada por processos físicos, químicos e biológicos, sendo realizados de modo concomitante e influenciados pelo tipo de fluxo do leito, pela planta cultivada, pelo meio suporte utilizado e pelas características da água residuária a ser tratada (VALENTIM, 1999).

Para os leitos cultivados, de maneira geral, os processos abióticos primários responsáveis pela remoção de contaminantes de águas residuárias incluem (ITRC, 2003):

- Deposição e sedimentação: que alcançam remoção expressiva para materiais particulados e sólidos suspensos;
- Sorção: incluindo adsorção e absorção, o processo químico que ocorre nas superfícies de plantas, substrato, sedimento e resíduos, que resultam em retenção em curto prazo, ou imobilização, em longo prazo, de contaminantes;
- Oxidação/redução/precipitação química: conversão de metais no efluente pelo contato da água com o substrato e resíduos para uma forma sólida insolúvel, um meio efetivo para imobilizar metais tóxicos;
- Fotodegradação/oxidação: combinação de degradação/oxidação na presença de luz solar;
- Volatilização: ocorre quando elevadas pressões de vapor elevam compostos ao estado gasoso.

3.4.1 Remoção de nitrogênio

O nitrogênio é limitado na água potável para a proteção da saúde infantil e deve ser limitado nas águas de superfície para proteger a vida dos peixes e evitar a eutrofização dos corpos d'água, sendo um elemento indispensável para o crescimento de algas. A concentração do nitrogênio total em efluentes municipais está na faixa de 15mg L^{-1} a 50mg L^{-1} , sendo que aproximadamente 60% está na forma de amônia, e o restante na forma orgânica (SPERLING, 1996).

O composto nitrogênio pertence a um complexo ciclo biogeoquímico com várias transformações bióticos/abióticos envolvendo sete estados de valência (+5 a -3). Os compostos incluem um variedade de formas de nitrogênio inorgânico e orgânico que são essenciais para toda a vida biológica. As mais importantes formas de nitrogênio inorgânico são a amônia (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Nitrogênio gasoso pode existir como dinitrogênio (N_2), óxido nitroso (N_2O). As várias formas de nitrogênio são constantemente envolvidas em transformações químicas de compostos inorgânicos e orgânicos. Alguns destes processos requerem energia (geralmente derivada de uma fonte de carbono orgânico) para prosseguir, e outros de liberação de energia, que é utilizada por organismos de crescimento e sobrevivência. Todas essas transformações são necessárias para os ecossistemas presentes nos leitos cultivados funcionarem com sucesso, e mais mudanças químicas são controladas através da produção de enzimas e catalisados pelos organismos vivos (VYMAZAL, 2007).

Volatilização da amônia é um processo físico-químico, onde o N é conhecido por estar em equilíbrio entre as formas gasosas e na forma de hidroxila. Reddy e Patrick (1984) apontaram que as perdas de NH_3 por volatilização de solos alagados e sedimentos são insignificantes se o valor de pH é abaixo de 7,5 e muitas vezes as perdas não são grandes, se o pH está abaixo de 8,0. Em pH de 9,3 a relação entre amônia e íons de amônio é de 1:1 e as perdas através de volatilização são significativas. A fotossíntese de algas em áreas úmidas, bem como a fotossíntese realizada pelas macrófitas submersas, muitas vezes cria valores de pH alto durante o dia. O pH da água é grandemente afetado pela atividade respiratória total de todos os organismos heterotróficos e a fotossíntese bruta de espécies presentes. Stowell et al. (1981) relataram que a volatilização de amônia pode resultar em taxas de remoção de nitrogênio tão altas quanto $2,2 \text{ g N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

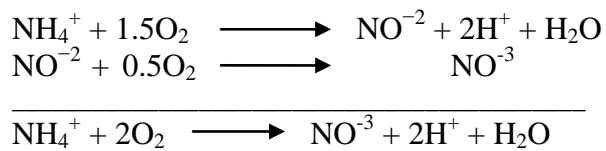
A amonificação (mineralização) é o processo onde o nitrogênio orgânico é biologicamente convertidos em amônia. O amoníaco é convertido a partir de formas orgânicas através um complexo, liberando energia em multi-etapas dos processos bioquímicos. Em alguns casos, esta energia é utilizada por micróbios para o crescimento, e amônia é diretamente incorporada em biomassa microbiana. Uma grande fração (até 100%) do nitrogênio orgânico é facilmente convertido em amônia (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Cineticamente, a amonificação ocorre mais rapidamente do que a nitrificação (KADLEC e KNIGHT, 1996). Taxas de mineralização mais rápidas estão na zona oxigenada, e diminuem à medida da mudança de mineralização aeróbia para a anaeróbia e facultativa da microflora (REDDY e PATRICK, 1984). Uma vez que a profundidade da zona aeróbia em solos alagados ou saturados é geralmente menos de 1 cm, a contribuição de mineralização aeróbia para a mineralização de nitrogênio global seria muito pequena, em comparação com a mineralização anaeróbia e facultativa. A ação anaeróbia e as taxas de amonificação são dependentes de temperatura, valores de pH, relação C/N, nutrientes disponíveis e as condições do solo, como textura e estrutura (REDDY e PATRICK, 1984). A temperatura ideal amonificação é de 40°C a 60°C , enquanto o pH ideal é entre 6,5 e 8,5 (VYMAZAL, 1998). Uma ampla gama de taxas de amonificação são relatadas na literatura, com valores variando entre $0,004$ e $0,53 \text{ g N.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (REDDY e D'ANGELO, 1997; TANNER, 2001).

Nitrificação é geralmente definida como a oxidação biológica do amônio para nitrato com nitrito como intermediário na seqüência de reação (PAUL e CLARK, 1996).

As bactérias nitrificantes retiram energia a partir da oxidação de amônia e/ou nitrito e o dióxido de carbono é usado como fonte de carbono para a síntese de novas células. Paul e Clark (1996) apontaram que Warrington, em 1878, em Rothamsted, Reino Unido; que a

nitrificação ocorre num processo de duas etapas, envolvendo dois grupos de microrganismos. Um grupo microbiano que oxida o amônio a nitrito e outro que oxida o nitrito a nitrato, de acordo com a reação (PAUL e CLARK, 1996; SCHMIDT et al., 2001):



Vymazal (1995) sintetiza que a nitrificação é influenciada pela temperatura, pH, alcalinidade da água, fonte de carbono inorgânico, a umidade, a população microbiana e concentrações de amônia e o oxigênio dissolvido. A temperatura ótima para nitrificação em várias culturas é de 25°C a 35°C e em solos 30°C a 40°C.

Cooper et al. (1996) apontaram que as temperaturas mínimas para o crescimento de nitrosomonas e nitrobacter são 5°C e 4°C, respectivamente. Paul e Clark (1996) relataram que os valores de pH ideal podem variar de 6,6 a 8,0, no entanto, os sistemas climatizados podem ser operados para nitrificar em um valor de pH muito menor (COOPER et al.1996). É necessário aproximadamente 4,3 mg O₂ por mg de nitrogênio amoniacal oxidado a nitrato. No processo de conversão, uma grande quantidade de alcalinidade é consumida, cerca de 8,64 mg HCO₃⁻ por mg de nitrogênio amoniacal oxidado (COOPER et al., 1996).

3.4.2 Remoção de fósforo

O fósforo não apresenta problemas de ordem sanitária nas águas de abastecimento, mas é o constituinte do efluente que mais está associado à eutrofização das águas superficiais, pois é um nutriente essencial para o crescimento de algas, podendo em certas ocasiões conduzir à eutrofização dos corpos d'água, sendo limitado seu lançamento a 1,0 mg L⁻¹ de fósforo total para lagos e lagoas já eutrofizados. Como o nitrogênio, o fósforo também é usado pelos microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica para a formação de suas células e tecidos (SPERLING, 1996).

Na água o fósforo apresenta-se principalmente nas seguintes formas (SPERLING, 1996):

- Ortofosfatos: são diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples, sendo apresentados nas formas PO₄³⁻, HPO₄²⁻ (mais comum em pH 6,5 e 7,5), H₂PO₄⁻, H₃PO₄. As principais fontes são o solo, detergentes, fertilizantes, despejos industriais e esgoto doméstico (degradação da matéria orgânica);

- Polifosfatos: são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo, sendo que se transformam em ortofosfatos pelo mecanismo da hidrólise, mas tal transformação é usualmente lenta;
- Fósforo orgânico: é normalmente de menor importância nos esgotos domésticos típicos, mas pode ser importante em águas residuárias industriais e lodos oriundos do tratamento de esgotos. No tratamento de esgotos e nos corpos d'água receptores o fósforo orgânico é convertido a ortofosfatos.

As formas potenciais de remoção de fósforo em sistemas naturais incluem o consumo pelas plantas, outros processos biológicos, adsorção e precipitação. A retirada pelas plantas pode ser significativa em sistemas de baixa-taxa e fluxo superficial, quando a colheita da vegetação é praticada rotineiramente. Nestes casos a colheita pode representar de 20% a 30% da remoção de fósforo, porém a vegetação usada nos leitos cultivados não é considerada um fator significativo na remoção de fósforo. Se não for realizada a colheita nos leitos de fluxo superficial o fósforo volta para o sistema aquático devido ao decaimento natural da vegetação. A remoção de fósforo por aguapés e outras plantas aquáticas fica limitado às necessidades das plantas não excedendo 50% a 70% do fósforo presente no afluente (REED et al., 1995).

As reações de adsorção e precipitação são as maiores formas de remoção do fósforo dos efluentes quando este tem oportunidade de contato com um volume significativo de solo ou sedimentos. As reações no solo envolvem certos elementos como a argila, os óxidos de ferro e alumínio, os componentes de cálcio presentes e o pH do solo. Solos de textura muito fina, bem como os de alto teor de argila, tendem a ter um alto potencial de adsorção, mas aumentam o tempo hidráulico de residência. A brita e a areia que possuem textura grosseira têm baixa capacidade de adsorção do fósforo, e os solos hidromórficos, que são ácidos e orgânicos, têm um elevado potencial de adsorção devido à presença de ferro e alumínio (REED et al., 1995).

3.4.3 Sólidos suspensos

Os leitos cultivados têm longos tempos de detenção hidráulica, geralmente vários dias. Conseqüentemente, praticamente todos os sólidos sedimentáveis e flotáveis de origem de águas residuárias são removidos. O principal processo responsável pela remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis são a sedimentação e a filtração. A filtração compreende a retenção física do material sólido em suspensão no meio de enchimento das unidades de

tratamento e a sedimentação, a tendência dos sólidos em suspensão atingirem o fundo da unidade quando possuem densidades mais elevadas. Sólidos não sedimentáveis e coloidais são removidos, parcialmente, pelo crescimento de bactérias (o que resulta na resolução de alguns sólidos coloidais e decomposição de outros) e colisões com a absorção de outros sólidos. O acúmulo de sólidos em suspensão é uma grande ameaça para boa performance de alguns sistemas, especialmente aqueles com fluxo de subsuperfície, que pode ser obstruído (VYMAZAL, 2001).

A sedimentação do material particulado, a precipitação química, a decomposição e a incorporação de sólidos no biofilme ocorrem simultaneamente e são, portanto, responsáveis pela redução na concentração de sólidos em suspensão totais. O grande problema relacionado com a presença de material particulado é o aumento progressivo da colmatação (entupimento) do leito filtrante, principalmente nos primeiros metros da unidade. Este fato relaciona-se diretamente com a retenção e sedimentação dos sólidos, crescimento do biofilme e pela precipitação química nos leitos cultivados (LANGERGRABER et al., 2003). Associado ao acúmulo de sólidos suspensos no material filtrante, as raízes das macrófitas também tendem a diminuir os espaços nos primeiros centímetros da massa sólida. O resultado da atividade microbológica e do crescimento do sistema radicular (raízes, rizomas) é o aumento da retenção de material sólido nos poros da massa filtrante (TANNER e SUKIAS, 1998).

Em muitos sistemas, no entanto, a maioria dos sólidos sedimentáveis são removidos em uma unidade de pré-tratamento mecânico antes de as águas residuárias serem descarregadas para o sistema real (VYMAZAL, 2001).

3.4.4 O papel das plantas

Inúmeras são as macrófitas (plantas vasculares cujos tecidos são visíveis) que podem ser empregadas nos leitos cultivados. O termo macrófita inclui desde as plantas aquáticas vasculares (angiospermas, como exemplo clássico cita-se a taboa – *Typha* spp.) até algumas algas cujos tecidos podem ser visivelmente identificados. As macrófitas, como todos os outros organismos fotoautotróficos, utilizam energia solar para assimilar carbono inorgânico da atmosfera na produção de matéria orgânica que servirá de fonte de energia para seres heterotróficos – animais, bactérias e fungos (BRIX, 1997).

A escolha da macrófita está relacionada à tolerância da planta quanto a ambientes saturados de água (ou esgoto), seu potencial de crescimento, a presença destas plantas nas áreas onde o sistema será implantado (pois assim as macrófitas estarão adaptadas às condições

climáticas da área em questão), bem como o custo para o plantio e manutenção (poda regular, reaproveitamento) (IWA, 2000).

As macrófitas estão divididas em três categorias (VALENTIM, 1999):

- Flutuantes: podem estar fixadas ou não ao fundo e sua folhagem principal flutua na superfície da água;
- Submergentes: crescem sob a água e podem ou não estar fixas por raízes;
- Emergentes: sua folhagem principal está em contato com o ar e as suas raízes estão fixadas ao solo.

Ao longo das últimas décadas, quando se intensificaram os estudos e as aplicações de leitos cultivados, muitas foram às ações atribuídas as macrófitas, dentre elas: estabilização da superfície do filtro; promoção de boas condições para o processo físico de filtração; aeração da rizosfera (região de contato entre solo e raízes); promoção de área disponível para aderência de microrganismos nas raízes; retirada de nutrientes devido o requerimento nutricional das plantas; harmonia paisagística (BRIX, 1997).

De uma forma geral, os benefícios das macrófitas no tratamento de efluentes podem ser assim sumarizados (VALENTIM, 1999):

- Estético: o primeiro benefício da vegetação em comparação a um filtro de solo ou de pedras na redução de materiais orgânicos e sólidos suspensos é a estética e o apelo ecológico do leito cultivado;
- Controle de odor: um segundo benefício é que as plantas, associadas com os sedimentos, agem como um biofiltro de odor, limitando-o e possibilitando a instalação do sistema próximo à comunidade que irá servir;
- Tratamento de efluentes: o terceiro benefício das plantas e do meio suporte é promover um tratamento aeróbio e anaeróbio do efluente, retirando sólidos suspensos e microrganismos patogênicos.

De acordo com a USEPA (1999), diversas pesquisas americanas têm confirmado que o sistema alagado construído de fluxo superficial é geralmente mais eficiente na remoção de sólidos suspensos totais e DBO quando se emprega leitos com plantas do que leitos sem plantas. Em relação aos sistemas de fluxo subsuperficial, tal agência afirma que o desempenho do sistema como tratamento final é praticamente o mesmo obtido para sistemas não cultivados, ou seja, as plantas contribuiriam apenas com o fator estético.

A taboa (Figura 5) é uma macrófita pertencente à ordem Pandanales, ordem de monocotiledôneas, família Typhaceae, apresentando folhas lineares, com bainha bem

desenvolvida e não tendo caule lenhoso (JOLY, 1979). É uma planta perene, herbácea, rizomatosa, aquática, com caule cilíndrico, podendo atingir até 3 m de altura, nativa da América do Sul; propaga-se por sementes e vegetativamente e forma densos agrupamentos; é bastante vigorosa, chegando a produzir 7.000 kg de rizomas por hectare; esses rizomas são comestíveis, possuindo valor proteico igual ao do milho e de carboidratos igual ao da batata (BIANCO et al., 2003).

É uma espécie emergente cujas folhas são anfiestomáticas e apresentam grupos de fibras esclerenquimáticas por entre as células do parênquima paliçádico, logo abaixo da epiderme, associados aos feixes (HENRY e CAMARGO, 2003). É muito frequente em margens de lagos, reservatórios, canais de drenagem e várzeas. Do ponto de vista negativo, quando em povoamentos densos, essas plantas provocam desequilíbrio, tornando-se infestantes em açudes e várzeas úmidas, diminuindo ou impedindo seu aproveitamento adequado; outro fator negativo é que nos povoamentos de taboas existem excelentes condições para a reprodução de mosquitos (BIANCO et al., 2003). Plantas de *Typha* absorvem metais pesados, inclusive o cobre, podendo contribuir para o saneamento ambiental e é indicada como depuradora natural de ambientes aquáticos (REITZ, 1984).

De acordo com Joly (1979) e Lorenzi (2000), a taboa é uma planta nativa da América do Sul e de distribuição cosmopolita, podendo ser encontrada em ambos os hemisférios, nas regiões temperadas e tropicais. As folhas e hastes podem ser utilizadas na fabricação de papel em decorrência da alta percentagem de celulose e também de artesanatos, esteiras, utensílios decorativos e móveis.

A *Typha sp.* é uma planta que tem elevados índices de saturação luminosa e suporta altas temperaturas. Caso estes índices sejam superados, estas plantas produzem altas taxas de transpiração com grandes perdas de água pelos seus estômatos para que a sua temperatura interna se reequilibre, cessando momentaneamente a fotossíntese (GUNTENSPERGEN et al., 1988). As taboas são aptas para crescer em meios com cargas orgânicas, reduzindo os sedimentos, assim como em regiões ácidas com altas concentrações de íons metálicos reduzindo tais elementos na água (BENDIX et al., 1994).



FIGURA 5. *Typha angustifolia* (Taboa).

Fonte: <http://sites.google.com/site/florasbs/typhaceae/taboa>

A assimilação de nitrogênio pelas plantas, refere-se a uma variedade de processos biológicos que convertem formas de nitrogênio inorgânico em compostos orgânicos que servem como blocos de construção para as células e tecidos. As duas formas de nitrogênio geralmente usado para assimilação são amônia e nitrato, porque nitrogênio amoniacal é mais reduzido energeticamente comparado com o nitrato, sendo preferível fonte de nitrogênio para a assimilação (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Nutrientes são assimilados a partir de sedimentos e da água pelas raízes e pelas folhas das macrófitas (WETZEL, 2001). Vários experimentos têm demonstrado que os minerais possam ser absorvidos diretamente pelo brotos de plantas submersas. No entanto, também não há dúvida sobre a captação de nutrientes pelas raízes dessas plantas (VYMAZAL, 1995). A capacidade de macrófitas enraizadas em utilizar os nutrientes do sedimento pode parcialmente ser responsáveis por sua maior produtividade em comparação com os sistemas planctônicos (WETZEL, 2001).

Espécies de plantas diferem em suas formas preferidas de nitrogênio absorvido, dependendo das formas disponíveis no solo. A maioria das plantas, no entanto, são capazes de absorver qualquer forma de nitrogênio solúvel, especialmente se aclimatadas (LAMBERS et al., 1998). A preferência por NH_4^+ é comum em “habitats” de plantas com nitrificação restrita, onde prevalece NH_4^+ (GARNETT et al., 2005). Em climas temperados, a captação de macrófitas no verão é considerado um fenômeno. Ambas as partes da planta acima e abaixo do solo crescem durante este período, mas os fenômenos da morte são diferentes.

Plantas, tais como *Typha spp.* ou *Phragmites australis* em climas do norte têm um ciclo óbvio anual de biomassa aérea: novos brotos começam a partir de biomassa zero no início da primavera e crescem com uma taxa máxima na primavera e início do verão. O final do verão é um período de crescimento reduzido (KADLEC e KNIGHT, 1996).

As concentrações de nutrientes da vegetação tendem a ser maiores no início da estação de crescimento, diminuindo à medida que a planta senesce. Padrões de mudanças sazonais na composição variam tanto para as espécies e os nutrientes, provavelmente, uma generalização não pode ser feita (VYMAZAL, 1995). Como a taxa de biomassa e acumulação de nutrientes diminui, ocorre a translocação de nutrientes e fotoassimilação das folhas para os rizomas. As taxas variam entre as espécies e são influenciados por muitos fatores ambientais, podendo atingir até mais de 50% (VYMAZAL, 1995).

3.4.5 O papel do meio de suporte

A seleção do meio suporte ou substrato para o sistema de leitos cultivados é baseada, principalmente, nos custos desse material, na configuração de fluxo, vegetação empregada e nas necessidades de tratamento (HAMMER, 1989).

A relação entre o meio suporte e a eficiência do tratamento do efluente se dá pelo resultado da integração entre as interações físicas (filtração e sedimentação), químicas (adsorção de compostos orgânicos dissolvidos) e biológicas (transformações bioquímicas e bioacumulação de elementos químicos) que ocorrem nos leitos devido à presença das comunidades bacterianas, onde ocorre a proliferação de biofilmes (LEITÃO, 2005).

A finalidade do material suporte é a de reter sólidos no interior do leito, seja através do biofilme formado em sua superfície, seja através da retenção de sólidos nos interstícios do meio ou abaixo deste. São as principais finalidades da camada suporte: ajudar a promover a uniformização do escoamento do reator; melhorar o contato entre os constituintes do despejo de afluente e os sólidos biológicos no reator, permitir o acúmulo de grande quantidade de biomassa, aumentando assim, o tempo de retenção celular, atuar como barreira física, evitando que os sólidos sejam carregados para fora do sistema de tratamento, propiciar elevada área específica e porosidade, resistência a colmatação, baixo preço, atuar como um dispositivo para separar sólidos dos gases (CHERNICHARO, 1997).

As primeiras experiências com leitos cultivados desenvolvidas na Alemanha utilizavam como material suporte o próprio solo do local onde o sistema era instalado. Entretanto, os sistemas baseados em solo, como resultado da baixa condutividade hidráulica da maioria dos solos naturais, apresentaram a formação de escoamento superficial, impedindo o contato do esgoto com a rizosfera (VYMAZAL, 1998).

O problema foi solucionado com a utilização de meio-suporte mais porosos. Segundo a USEPA (2000), o tamanho do material utilizado como suporte nos Estados Unidos varia de cascalho fino (0,6 cm) até pedra britada de grandes dimensões (superior a 15 cm), sendo que o mais utilizado é a combinação de cascalho com tamanhos entre 1,3 cm até 3,8 cm e são utilizados tipos de rochas que sejam duras, resistentes e capazes de manter sua forma e a permeabilidade do leito ao longo do tempo.

Como meio-suporte clássico, além da pedra britada também são utilizados areia e solo. Ressalta-se que, independentemente do meio suporte utilizado, os sistemas de tratamento de efluentes devem ter sua base cuidadosamente impermeabilizada para evitar a contaminação das águas subterrâneas com esgoto. Em sistemas de escoamento superficial consegue-se melhor aderência das plantas ao leito quando utilizado como material suporte solo ou areia. Já para sistemas de fluxo subsuperficial é indicado material que permita mais facilmente a manutenção da permeabilidade do leito, dificultando a colmatação dos poros, onde se recomenda a pedra britada (ZANELLA, 2008).

Os requisitos desejáveis para o material suporte em filtros anaeróbios estão apresentados na Tabela 6.

TABELA 6. Requisitos para o material suporte em filtros anaeróbios

Requisito	Objetivo
Ser estruturalmente resistente	Suportar o próprio peso, adicionado o peso dos sólidos biológicos aderidos a superfície
Ser biológica e quimicamente inerte	Não haver reação entre o leito e os microorganismos
Ser suficientemente leve	Evitar a necessidade de estruturas pesadas e caras e permitir a construção de filtros mais altos
Possuir grande área específica	Permitir aderência de maior quantidade de sólidos biológicos

TABELA 6. CONTINUAÇÃO

Possuir porosidade elevada	Permitir maior área livre disponível para a acumulação de bactérias e para reduzir a possibilidade de colmatção
Possibilitar a colonização acelerada dos microorganismos	Diminuir o tempo de partida do reator
Apresentar formato não achatado ou liso	Garantir porosidade elevada
Preço reduzido	Viabilizar o processo

Fonte: Weigant e Lettinga (1985)

Roston e Collaço (2003) utilizaram pneu picado como meio suporte em leitos cultivados de fluxo subsuperficial para pós-tratamento de efluentes domésticos. Dois tanques com mesmas dimensões, foram preenchidos com brita # 3 e com pneus picados, ambos plantados com *Typha spp.* e funcionando com TDH de 2 dias. Os resultados de valores médios de DQO obtidos para o efluente dos leitos com brita e com pneu foram, respectivamente de 95 e 80 mg L⁻¹ resultando a taxa média de remoção de 72,4% para brita e 76,7% para o tanque com pneus. As remoções médias de sólidos suspensos foram de 36,2% e 73,3% respectivamente para o leito de brita e o de pneu picado, indicando que há potencialidade no uso de pneu em substituição aos materiais convencionalmente utilizados com meio suporte.

Brito et al. (2005) utilizaram como substrato uma camada de 0,50 m de altura constituída de rejeito de telha cerâmica lavado, com dimensões médias entre 12,5 a 25,0 mm em um leito cultivado. A unidade foi dimensionada para receber uma vazão média diária de 30,0 m³ dia⁻¹, com um volume útil de 210,0 m³ (15,0 m x 28,0 m e 0,50 m de altura útil) e tempo de detenção hidráulico de aproximadamente 7 dias.

Hammer (1989) cita experiências com leitos cultivados, utilizando como meio suporte plástico de 5,0 cm e 2,5 cm de diâmetro (baixa e média área superficial específica e alta porosidade) em comparação com cascalho (elevada área superficial específica e baixa porosidade). Os leitos foram vegetados com *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Scirpus pungens* e *Sagittaria latifolia*. Todas as espécies cresceram no cascalho, mas resultados menos favoráveis foram encontrados para o meio suporte plástico onde a *Typha latifolia* não se desenvolveu. Os resultados para a remoção de NTK e DBO₅ indicam o cascalho como melhor opção no conjunto das espécies testadas.

Zanella (2008) utilizou brita e bambu em leitos cultivados como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. O bambu mostrou-se como uma alternativa aos meios-suportes tradicionais embora com resultados inferiores àqueles obtidos quando do uso da brita. O sistema de pós-tratamento apresentou resultados médios de cerca de 30% da remoção tanto dos sólidos em suspensão totais quanto da DQO em relação ao total obtido no sistema.

A busca de alternativas para o material de enchimento, que é responsável pela maior parcela dos custos e pelo volume, e o aperfeiçoamento de detalhes construtivos, incluindo o sentido do fluxo e a facilidade de remoção do lodo de excesso, são aspectos que merecem maior atenção no desenvolvimento tecnológico dos filtros anaeróbios. A utilização de meios suportes de fácil obtenção facilitam muito e diminuem de maneira considerável o custo de construção (LEITÃO, 2005).

A colmatação ou entupimento do meio suporte tem sido uma das principais preocupações dos projetistas e usuários de filtros anaeróbios. Para se minimizar os efeitos de colmatação devem ser previstos dispositivos de limpeza a fim de promover a retirada do excesso de sólidos retidos no meio filtrante. O mesmo tem ocorrido nos leitos cultivados (GUIOT, 1997).

3.4.6 O papel do biofilme

O biofilme é a biomassa formada pelo agrupamento imobilizado de diversos organismos sobre uma superfície. No caso do crescimento biológico em meio suspenso, a imobilização ocorre na forma de lodo, onde os microrganismos se agregam, formando desde flocos dispersos até grânulos densos. Os microrganismos agregados formam um lodo floculento, que ocupa parcial ou quase totalmente o volume do reator. As diversas configurações de reatores com esse tipo de imobilização se caracterizam por não utilizarem enchimento artificial e formam leitos ou mantas de lodo. Quando o esgoto entra em contato com o meio suporte começa a se desenvolver sobre o mesmo uma população microbiana com características de película gelatinosa, denominada biofilme. Os biofilmes são muito complexos, fisicamente e microbiologicamente. A ilustração representativa de um biofilme é mostrada na Figura 6 (FORESTI et al., 1999).

A fase inicial do desenvolvimento do biofilme envolve a adsorção de compostos orgânicos sob o material a ser colonizado. Essa camada inicial é um pré-requisito para uma posterior aderência microbiana. O desenvolvimento do biofilme começa após esta fase. O biofilme pode ser visto em algumas horas após o “start up” do reator (APILÁNEZ et al., 1998).

O biofilme cresce aderido a um suporte sólido, que é usualmente impermeável. Quando em contato com o ar, absorve-o, enriquecendo-se de oxigênio, favorecendo o desenvolvimento rápido dos organismos presentes, os quais se alimentam da matéria orgânica do esgoto, dissolvida ou finamente suspensa. Os materiais solúveis são consumidos rapidamente enquanto as partículas maiores são capturadas pela película gelatinosa para formar o biofilme. Então as partículas aderidas são reduzidas por enzimas a moléculas e podem ser então metabolizadas (GRADY Jr et al., 1999).

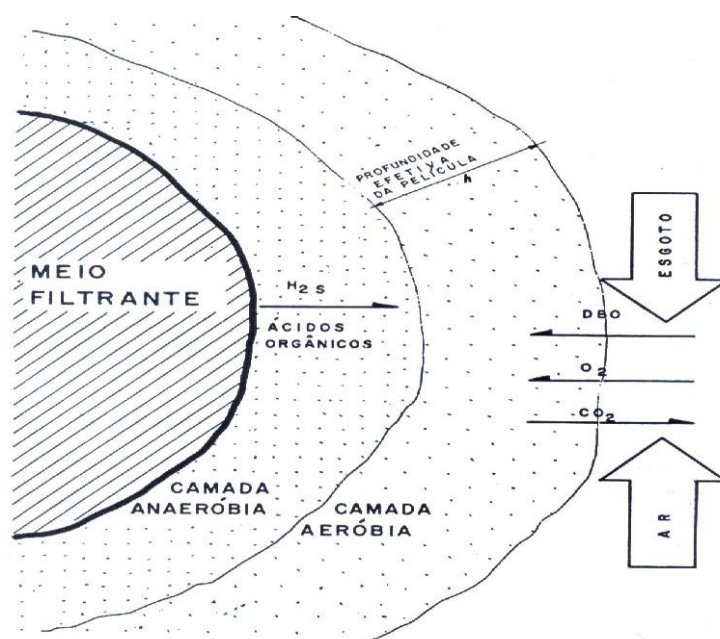


FIGURA 6. Estrutura do biofilme.
Fonte: Jordão e Pessoa (2009)

Em geral o biofilme pode ser dividido em duas zonas, as quais sejam a base e a superfície. As duas zonas contêm um agrupamento de microrganismos e outros materiais particulados agregados por uma matriz de polímeros extracelulares. Imagina-se que estes polímeros, que são excretados pelos microrganismos, sejam os mesmos polímeros envolvidos na biofloculação. A base do filme consiste de uma acumulação estruturada, com um limite bem definido. O transporte na base do filme tem historicamente sido visto como processo de difusão molecular (GRADY Jr et al., 1999).

Os compostos orgânicos são hidrolisados por enzimas extracelulares, estas reduzidas por microrganismos a substâncias degradáveis (LARSEN e HARREMOËS, 1994). A espessura do biofilme depende muito das características hidrodinâmicas, mas também da natureza dos microrganismos constituintes (GRADY Jr et al., 1999). Os sistemas de crescimento aderido em comparação com os sistemas de crescimento suspenso, como lodo ativado, requerem pouco espaço e apresentam operação flexível.

Um processo efetivo do biofilme deve satisfazer o seguinte (RODGERS, 2003):

- A biomassa bacteriana necessária para o processo deve aderir ao meio suporte;
- O efluente deve ter um eficiente contato com o biofilme;
- O crescimento do biofilme deve ser controlado para que não ocorra o entupimento no suporte.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCAL DO EXPERIMENTO

O experimento foi realizado na Universidade Estadual de Goiás – UEG em Anápolis, Campus Henrique Santillo, localizado na Fazenda Barreiro do Meio, possuindo uma área de 134 hectares. No Campus existe uma edificação de 10.120,00 m² na qual funciona a Unidade Universitária de Ciências Exatas e Tecnológicas – UnUCET e parte da administração da Universidade.

A área frontal do Campus da UEG está voltada para a BR 153/BR 060, rodovia federal que dá acesso à região norte do país, à capital nacional, circundada por fazendas e indústrias do Distrito Agro-Industrial (DAIA). A área total é de aproximadamente 130 hectares e suas cotas altimétricas variam de 1.100 a 1.040 m em sua porção mais baixa, em que passam o Córrego Barreiro e o Córrego do Urubu, que cortam transversalmente a área. A área da UEG está localizada dentro da Sub-bacia do Córrego das Antas, tendo em sua área nascentes do Córrego Urubu que aflui para o Rio da Extrema um dos principais tributários do Córrego das Antas dentro do município de Anápolis (PLANO DIRETOR UnUCET/UEG, 2007).

A ETE/UnUCET/UEG foi instalada no Campus Henrique Santillo, localizada a aproximadamente 300 m do Laboratório de Engenharia Agrícola (Figura 7).



FIGURA 7. Vista aérea da UnUCET com destaque para ETE/UnUCET/UEG.
Fonte: Google Earth (2011)

Com suas edificações, a UnUCET recebe cerca de duas mil pessoas por dia, entre professores, alunos, técnicos administrativos e visitantes. Atualmente o abastecimento de água é feito por um poço artesiano (PLANO DIRETOR UnUCET/UEG, 2007).

No campus da UnUCET, são gerados resíduos líquidos de vários tipos e locais, como em descargas sanitárias, laboratórios (química, biologia, farmácia, solos, hidráulica, dentre outros), gerando uma vazão de esgoto em torno de $12\text{m}^3 \text{ dia}^{-1}$. Antes da implantação da ETE/UnUCET/UEG, os resíduos líquidos de descargas sanitárias, de todos os laboratórios e demais dependências da unidade, eram direcionados para seis fossas sépticas existentes na área do Campus, localizadas próximo ao laboratório de engenharia agrícola, onde, misturados, apresentavam alto potencial de risco de contaminação do lençol freático (PLANO DIRETOR UnUCET/UEG, 2007).

4.2 DESCRIÇÃO DAS UNIDADES DE TRATAMENTO

4.2.1 Planta baixa ETE/UNUCET/UEG

A ETE/UnUCET/UEG é constituída por dois níveis: tratamento primário e secundário, não possuindo o tratamento preliminar. O tratamento primário é composto por um conjunto de três tanques sépticos compartimentados em série, e o tratamento secundário constituído por um conjunto de quatro unidades de leitos cultivados de fluxo subsuperficial, construído em paralelo e uma lagoa de estabilização. No presente trabalho, foi avaliado apenas três leitos cultivados, devido à quarta unidade estar em manutenção. A Figura 8 apresenta a planta baixa, a Figura 9 uma vista em corte dos tanques sépticos e dos leitos cultivados.

Vista Superior

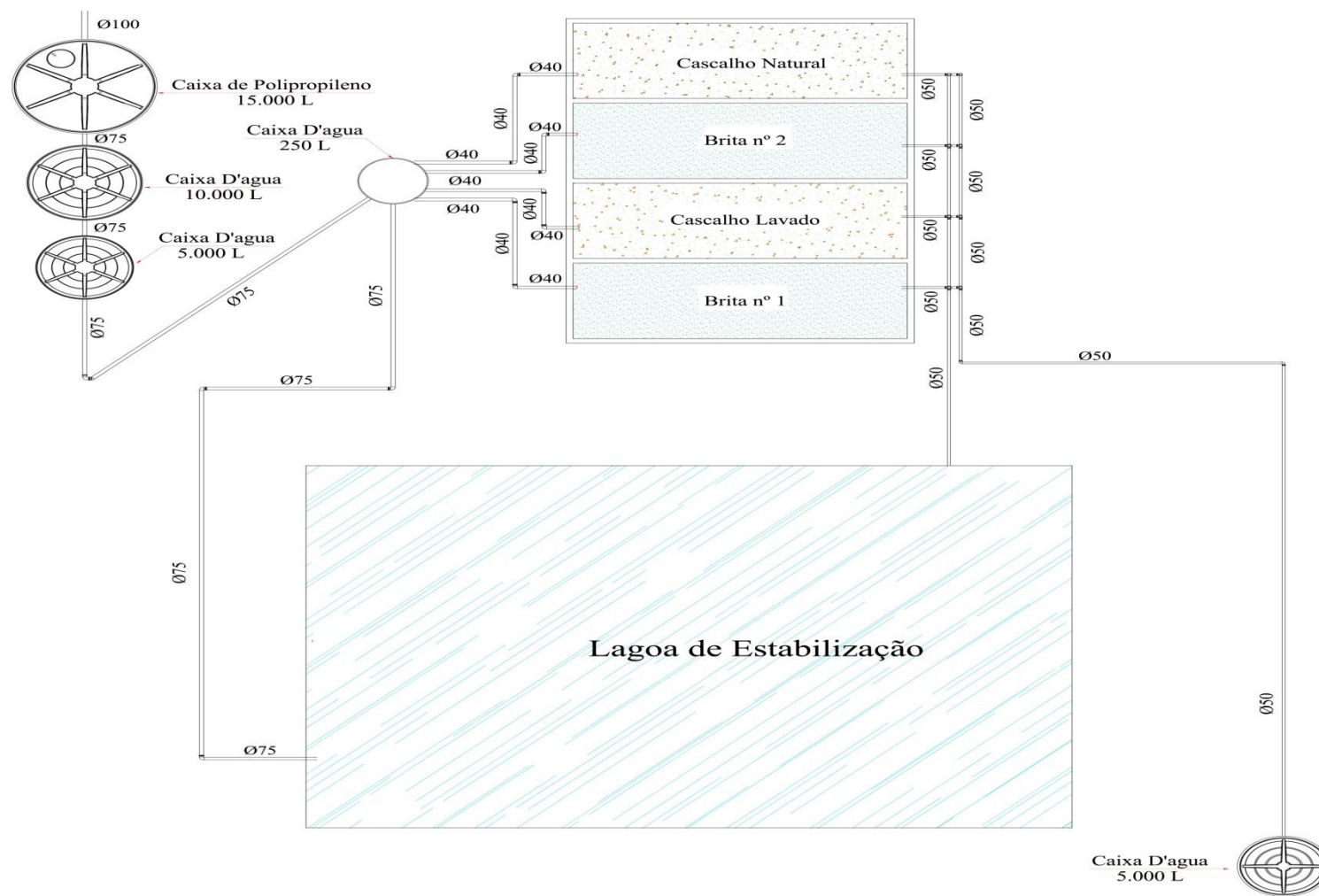
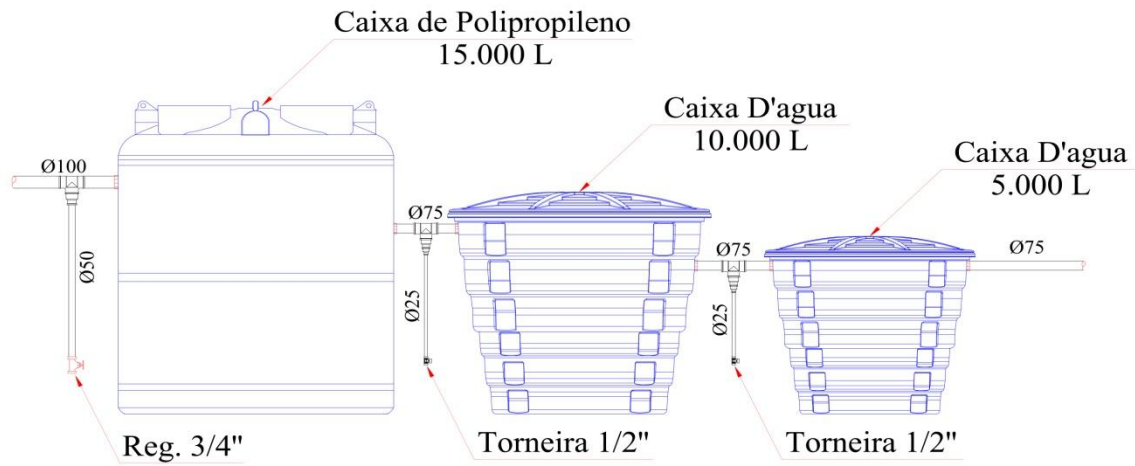


FIGURA 8. Planta Baixa ETE/UnUCET/UEG (sem escala).

Vista Lateral dos Tanques



Vista Lateral Caixa D'agua 250L e Leitos

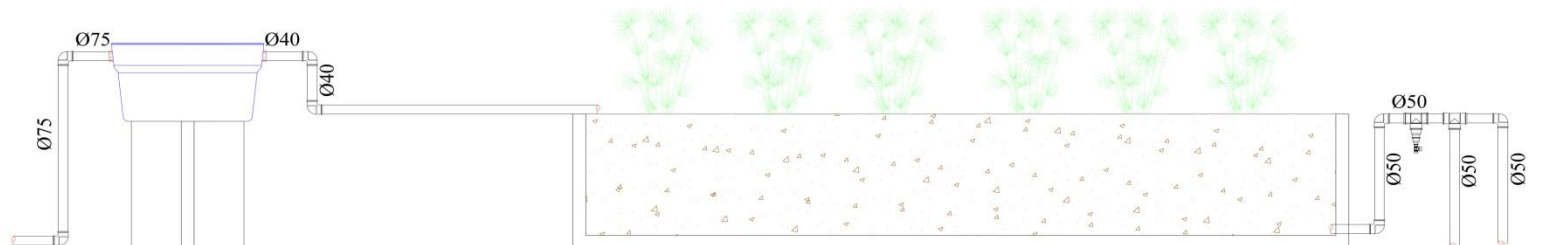


FIGURA 9. Vista lateral ETE/UnUCET/UEG.

Para condução do esgoto gerado na unidade para ETE/UnUCET/UEG, foi realizada uma derivação na caixa de passagem pré-existente, localizada atrás do Laboratório de Engenharia Agrícola, utilizando cano de PVC com 100 mm de diâmetro e duas ligações em “T”.

4.2.2 Tanques sépticos compartimentados (TSC)

Na ETE/UnUCET/UEG foi instalado um conjunto de três tanques sépticos compartimentados em série (Figura 10), sendo destinados ao tratamento primário do esgoto gerado na UnUCET.

A configuração de câmaras em série visa principalmente aumentar a eficiência do sistema na remoção de sólidos. Tal configuração foi baseada na norma NBR 7229 ABNT, (1993) “Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanque Sépticos”. A Tabela 7 apresenta as configurações dos tanques.



FIGURA 10. Tanques sépticos compartimentados em série.

TABELA 7. Dados técnicos das configurações dos tanques sépticos compartimentados.

Descrição	TSC 1	TSC 2	TSC 3
Material	Tanque de polietileno	Caixa d'água de fibra de vidro	Caixa d'água de fibra de vidro
Volume total (m ³)	15	10	5
Volume compartimentado	1/3	1/3	1/3
Altura com a tampa (m)	3,17	2,72	1,75
Diâmetro da base (m)	2,56	2,09	1,9
Volume útil (m ³)	12,4	8,3	4,6
Tempo de detenção hidráulica (TDH) (horas)	20	13,4	7,4

O volume útil de cada tanque foi reduzido devido às conexões existentes nas extremidades superiores, para condução das águas residuárias.

A compartimentação dos TSC foi feita com chapa de PVC com espessura de 3 mm (Figura 11(a)). O conjunto recebe o esgoto na parte superior (Figura 11 (b)) através de conexões de PVC com 3 polegadas de diâmetro entre um TSC e outro, fazendo a interligação do conjunto.

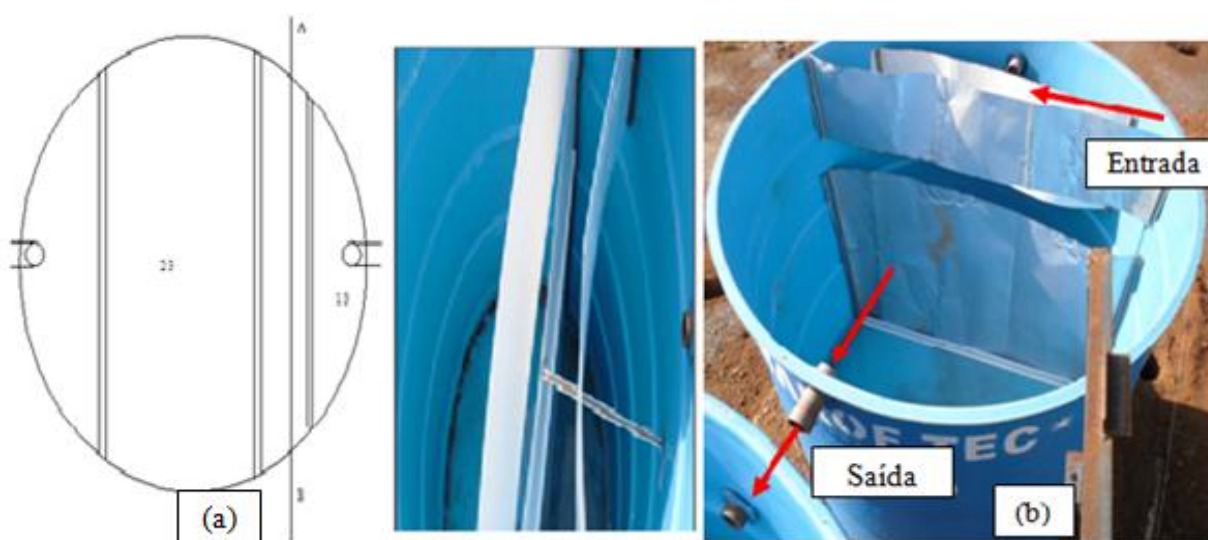


FIGURA 11. (a) Detalhe da compartimentação e (b) entrada e saída da água residuária pela parte superior.

Conforme a NBR 7229/93 que descreve sobre o posicionamento do dispositivo de entrada, devendo estar mergulhado verticalmente no líquido, a fim de evitar perturbações hidráulicas no interior do tanque e direcionar o fluxo para o fundo possibilitando uma melhor

sedimentação dos sólidos, foi acoplado ao dispositivo 40 cm de cano de PVC de 75 mm de diâmetro para atender estas condições (Figura 12).



FIGURA 12. Posicionamento do dispositivo de entrada do esgoto nos tanques sépticos compartimentados.

O conjunto dos TSC em série possibilitou a avaliação individual de cada tanque. Os pontos de amostragem são demonstrados na Figura 13, onde as setas indicam a posição que foram instalados torneiras para de facilitar as coletas.

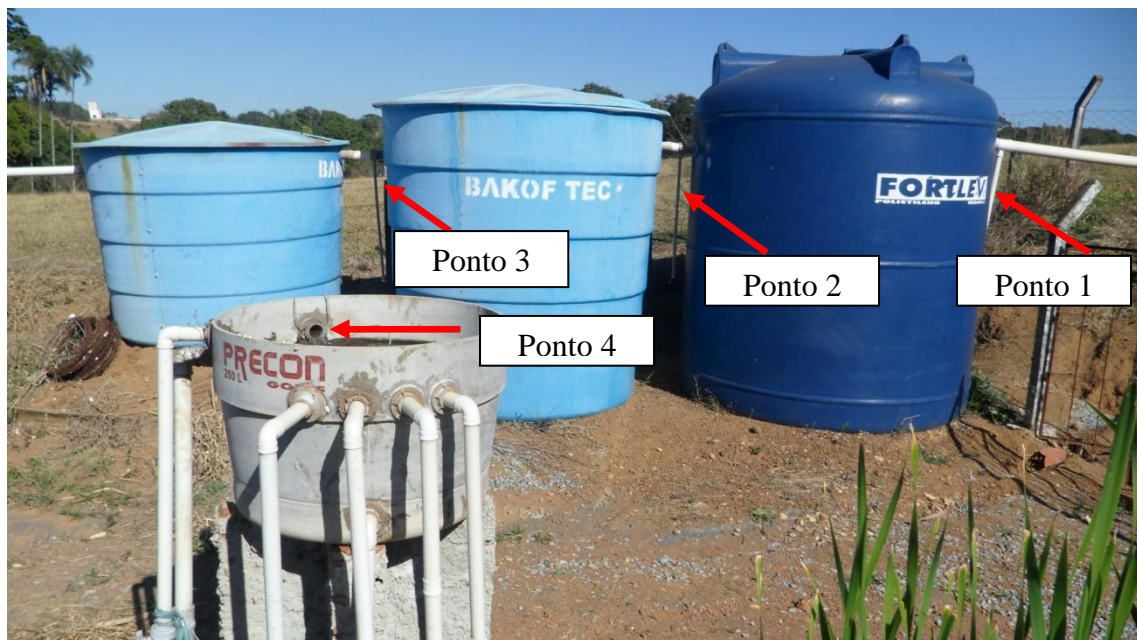


FIGURA 13. Pontos de coleta de amostras nos tanques sépticos compartimentados e caixa de distribuição.

A descrição dos pontos de coleta nos TSC são apresentados na Tabela 8.

TABELA 8. Descrição dos pontos de coleta nos tanques sépticos compartimentados.

Ponto	Característica
Ponto 1	Esgoto bruto (EB)
Ponto 2	Saída do TSC 1
Ponto 3	Saída do TSC 2
Ponto 4	Saída do TSC 3

4.2.3 Caixa de distribuição

Este elemento é constituído de uma caixa de cimento amianto com capacidade de 250 litros, onde foi instalado um cano com diâmetro de 40 mm, que recebe o esgoto proveniente do conjunto de TSC. Também foram instalados um “ladrão” e um cano com registro que direciona o fluxo para lagoa de estabilização, ambos com diâmetro de 40 mm. Para realizar a distribuição, foram instalados quatro tubos de PVC de 40 mm, tornando o fluxo individual em cada unidade, sendo uma para cada leito, conforme detalhe das setas na Figura 14.



FIGURA 14. Caixa de distribuição de esgoto para os leitos cultivados.

Na UnUCET não existe um número fixo para a população que circula entre os dias da semana, apenas uma média descrita no PLANO DIRETOR da UnUCET/UEG de duas mil pessoas por dia, sendo a vazão variável devido a este fato. Para realizar uma medida real desta variação, foram instalados hidrômetro da marca LAO[®], modelo MJ4B1, de vazão máxima $Q = 1,5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ e mínima $Q = 0,030 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ em cada leito, dotados na saída de válvula de esfera que permitiu equalizar a vazão de entrada (Figura 15).



FIGURA 15. Hidrômetro instalado na entrada do leito cultivado para medição de vazão.

A medida da vazão de entrada em cada leito foi realizada leituras diretas nos hidrômetros no período de 18/10/2010 a 22/10/2010, de segunda a sexta-feira no horário de 8:00h as 18:00h, antes do início das coletas para análise.

4.2.4 Construção dos leitos

Os leitos cultivados foram construídos em estruturas retangulares, de alvenaria, com base de concreto, revestidos internamente com argamassa polimérica, bi-componente, a base cimento, agregados com polímeros acrílicos, se caracterizando através do revestimento um impermeabilizante, conforme demonstrado na Figura 16.



FIGURA 16. Leito vazio, construído em alvenaria e impermeabilizado, antes da colocação do meio de suporte e plantio.

Foram construídos quatro unidades de leitos cultivados (Figura 17 (a), (b), (c) e (d)), e preenchidos com quatro diferentes meios de suporte, sendo o funcionamento em paralelo com fluxo subsuperficial horizontal.

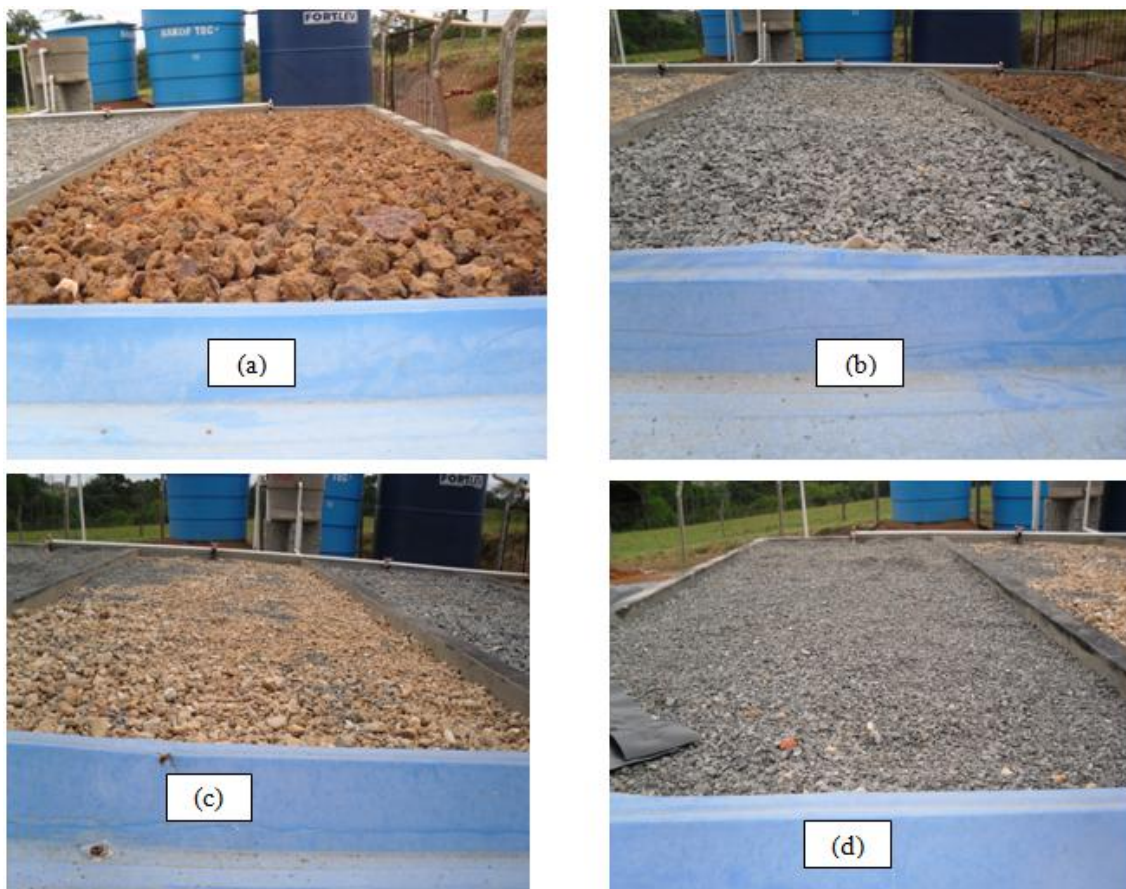


FIGURA 17. (a) Leito preenchido com cascalho natural, (b) leito preenchido com brita # 2, (c) leito preenchido com cascalho lavado e (d) leito preenchido com brita # 0.

A unidade preenchida com brita # 0 não foi avaliada na pesquisa, devido problemas estruturais.

4.2.5 Especificações e sistema de drenagem dos leitos cultivados

As dimensões dos leitos cultivados são apresentadas na Tabela 9.

TABELA 9. Descrição das dimensões dos leitos cultivados de formato retangular.

Característica	Leito 1 - Cascalho Natural	Leito 2 - Brita # 2	Leito 3 - Cascalho Lavado
Formato	Retangular	Retangular	Retangular
Dimensões	6 m X 2 m X 1 m	6 m X 2 m X 1 m	6 m X 2 m X 1 m
Volume total (m ³)	12	12	12
Porosidade do meio suporte (%)	54	48	38
Altura da lâmina d'água (cm)	10,0	10,0	10,0
Volume útil (m ³)	5,80	5,2	4,56
Declividade (%)	1,0	1,0	1,0
Tempo de retenção hidráulica (TDH) (horas)	24	24	24

A construção de estruturas acima do solo possibilitou controle efetivo do experimento com operação em paralelo de cada elemento, com escoamento do afluente na caixa de distribuição apenas com ação da gravidade, dispensando o uso de bombas.

Foi desenvolvido um sistema de drenagem individual, onde foi colocado na extensão do leito, na posição vertical, um tubo de PVC de 100 mm perfurado, permitindo o acúmulo do efluente, até atingir a altura da lâmina d'água.

Na parte externa, a drenagem foi feita com registro do tipo esfera, com tubos de PVC de 100 mm, possibilitando a coleta do efluente tratado individualmente (Figura 18 (a)). Foi instalado torneiras na parte superior, no sentido do fluxo do esgoto, a fim de facilitar a coleta das amostras (Figura 18 (b)). Este sistema possibilitou a avaliar a eficiência de cada elemento.



FIGURA 18. (a) Registros do tipo esfera para controle do fluxo nos leitos cultivados, (b) torneiras de coleta de amostras em cada leito cultivado.

Os pontos de coleta nos leitos cultivados (LC) são mostrados na Tabela 10.

TABELA 10. Descrição dos pontos de coleta dos leitos cultivados.

Ponto	Característica
Ponto 5	Saída do leito 1 com cascalho natural (LC1)
Ponto 6	Saída do leito 2 com brita # 2 (LC2)
Ponto 7	Saída do leito 3 com cascalho lavado (LC3)

4.3 COLETA E PLANTIO DAS MACRÓFITAS

Dentre os vários tipos de macrófitas indicadas para leitos cultivados de fluxo subsuperficial horizontal, o gênero *Typha sp* (Taboa) foi escolhido para a realização da pesquisa, devido ser de fácil adaptação, abundante em áreas típicas que possuem água e de fácil obtenção das mudas as margens de lagos existentes na cidade Anápolis -GO.

O plantio das taboas foi realizado nos dias 25 e 26 do mês de julho/2010, para iniciar a avaliação da adaptação, resistência e crescimento das mudas. Foi adotada uma população de 6 mudas por metro quadrado, totalizando 72 unidades por leito.

As mudas foram obtidas num parque, localizado no setor das Nações Unidas em Anápolis - GO e retiradas com auxílio de um enxadão, que permitiu a remoção com sistema radicular, e tesourão, usado no corte do excesso de folhas. Estas foram colocadas em caixas e transportadas até o local do experimento e plantadas no mesmo dia da coleta, sendo o Leito 1 e Leito 2 o plantio/coleta realizado no dia 25/07/2010 e Leito 3 no dia 26/07/2010, conforme apresentado na Figura 19.

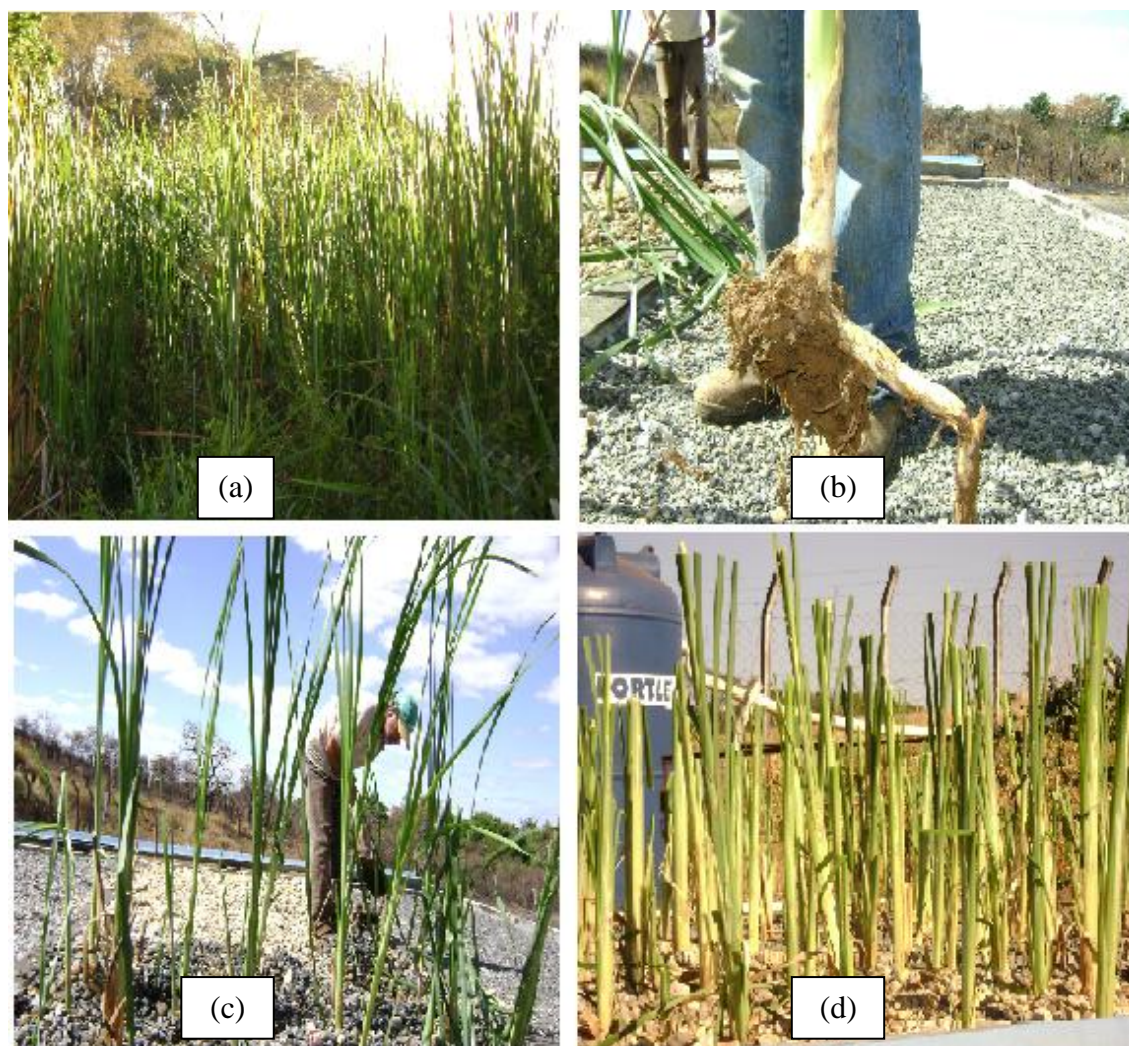


FIGURA 19. (a) Mudanças no local de retirada, (b) sistema radicular, (c) plantio nos leitos, (d) resultado final com a colocação das 72 mudas por leito.

O plantio foi realizado diretamente nos leitos, tomando-se o cuidado de deixar as mudas firmes, e, introduzindo as raízes a aproximadamente 20 cm no meio suporte. Não foi retirada toda a matéria orgânica presente nas raízes antes do plantio, este procedimento foi adotado conforme orientações de Sezerino (2006), quando estudou a potencialidade de filtros de fluxo plantados com macrófitas no pós-tratamento de lagoas de estabilização.

4.4 AVALIAÇÃO DA ALTURA DAS PLANTAS E PROFUNDIDADE DAS RAÍZES

Foram realizadas medidas de altura das macrófitas e profundidade do sistema radicular. Para deste procedimento, amostraram-se 20 plantas em cada leito (Figura 20 (a) e (b)), ressaltando que, depois de realizada a medição da profundidade das raízes, as plantas foram recolocadas nos leitos.



FIGURA 20. (a) Medida do sistema radicular e (b) medida da altura das plantas.

4.5 REALIZAÇÃO DA PODA DAS MACRÓFITAS

Conforme sugerido por Valentim (1999) foi realizado a poda das macrófitas após aproximadamente 12 meses de plantio. Realizou-se este procedimento com cortes nas plantas na altura de aproximadamente 50 cm, como também, a retirada das folhas secas existentes nos três leitos.

As folhas foram recolhidas e secas em estufa de circulação forçada, com temperatura de 60°C, até peso constante. Após a realização deste procedimento, recolheu-se o material para pesagem, a fim de obter o valor da produção de massa.

4.6 PERÍODO DE AVALIAÇÃO DO EXPERIMENTO E COLETA DAS AMOSTRAS

O período de avaliação do experimento ocorreu desde a coleta/plantio das taboas em julho/2010 até o mês de maio/2011, realizando a coleta das amostras para análise, conforme apresentado na Tabela 11. Os pontos de coletas foram apresentados nas Tabelas 8 e 10. Estes permitiram a avaliação individual do esgoto bruto, dos TSC separadamente, bem como dos LC's.

TABELA 11. Período de coleta das amostras para análise.

Período	Horário	Pontos	Total
20, 21, 22, 25 e 26/outubro/2010			
24, 25, 26, 29 e 30/novembro/2010	10h, 12h, 13h e 15h	7	35
06, 07, 08, 11 e 12/abril/2011			
04, 05, 06, 09 e 10/maio/2011			
	Total de coletas: 20	Total Experimento	140

Foi realizada amostra composta, observando os horários de picos de vazão, a fim de se obter uma amostra real, devido a variabilidade das águas residuárias geradas na UnUCET, com a influência das diversas edificações presentes: banheiros, cozinha, laboratórios, etc. As amostras eram coletadas em frascos de plástico de volume de 1 litro e depois foram compostas em outro frasco com volume de 5 litros e conservadas em geladeira, conforme recomendações do Standard Methods (Figura 21 (a)) (APHA, AWWA, WPCF, 2005).

Apenas para análise de coliformes não optou-se por este procedimento, devido a recomendações do tempo de conservação e o acondicionamento em recipiente estéril. Para tal, optou-se por apenas uma coleta, no horário das 13:00 hs, realizada em saco estéril e conservada em geladeira (Figura 21 (b)).



FIGURA 21. (a) Coleta de amostra para análise físico-química, (b) coleta para análise microbiológica.

4.7 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS

Todas as amostras foram submetidas a análises físico-químicas e microbiológicas a fim de se verificar a eficiência do sistema, conforme datas de coleta apresentadas na Tabela 13, exceto para as análises de CT e CTermo, que foram realizadas nos meses de outubro e novembro nos dias 27/10; 28/10; 24/11 e 25/11; e para a abril e maio, nos dias de 06/04; 07/04; 08/04; 04/05; 05/05 e 06/05. Tal escolha não seguiu nenhum padrão, apenas foi adotado devido à disponibilidade de material para análise.

Para a realização das análises laboratoriais, foram utilizados os laboratórios de Química Analítica, Química Orgânica e Instrumental da UnUCET/UEG, utilizando as

metodologias de análise do Standard Métodos for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 2005), conforme apresentadas na Tabela 12.

TABELA 12. Resumo das metodologias utilizadas nas análises físico-químicas e microbiológicas.

Natureza da Análise	Parâmetro	Símbolo	Unidade	Método
Física	Sólidos Suspensos Totais	SST	mg L ⁻¹	Gravimétrico
	Sólidos Totais	ST	mg L ⁻¹	Gravimétrico
	Sólidos Totais Fixos	STF	mg L ⁻¹	Gravimétrico
Química	Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO	mg L ⁻¹ de O ₂	Titulométrico
	Alcalinidade Total	-	mg L ⁻¹ de CaCO ₃	Titulométrico
	Sódio, Níquel, Cobre, Cromo, Chumbo, Prata, Cobalto	-	mg L ⁻¹	Espectroscopia de absorção atômica
	Demanda Química de Oxigênio	DQO	mg L ⁻¹	Colorimétrico de refluxo fechado
	Nitrito	NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	Espectrofotométrico
	Nitrato	NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	Espectrofotométrico
	Fosfato Total	PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹	Espectrofotométrico
	Turbidez	-	NTU	Espectrofotométrico
	Potencial Hidrogeniônico	pH	-	Eletroquímico
	Biológica	Coliformes Termotolerantes	CTermo	NMP 100 mL ⁻¹
Coliformes Totais		CT	NMP 100 mL ⁻¹	Substrato Cromogênico

As análises de sódio, níquel, cobre, cromo, prata e chumbo foram realizadas em parceria com o Fundo de Fomento a Mineração. A avaliação destes foi conduzida mensalmente, com total de quatro avaliações, com amostras obtidas nas semanas de coletas especificadas na Tabela 11. As amostras foram compostas e armazenadas conforme procedimentos descritos no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, AWWA, WPCF, 2005).

4.8 TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (TDH)

4.8.1 Cálculo do THD nos TSC

Para cálculo deste parâmetro nos TSC foi utilizado a Equação 1 conforme descrito por Jordão e Pessoa (2009):

$$TDH = \frac{V_{\text{útil}}}{Q} \quad (\text{Equação 1})$$

em que:

TDH = tempo de detenção hidráulica (em dias)

V = volume útil (m^3)

Q = vazão ($m^3 \cdot \text{dia}^{-1}$)

Nos TSC foi considerada uma vazão média de $14,9 m^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, sendo para cada TSC um TDH distinto devido ao volume útil de cada tanque, conforme cálculos a seguir:

$$TDH \text{ TSC 1} = \frac{12,4 m^3}{14,9 m^3 \cdot \text{dia}^{-1}} = 0,83 \text{ dias ou } 20 \text{ horas}$$

$$TDH \text{ TSC 2} = \frac{8,3 m^3}{14,9 m^3 \cdot \text{dia}^{-1}} = 0,56 \text{ dias ou } 13,4 \text{ horas}$$

$$TDH \text{ TSC 3} = \frac{4,6 m^3}{14,9 m^3 \cdot \text{dia}^{-1}} = 0,31 \text{ dias ou } 7,4 \text{ horas}$$

4.8.2 Cálculo do TDH nos LC

Para os LC's, foi utilizada a equação, conforme descrito por Valentim (1999):

$$TDH = \frac{V_{\text{útil}}}{Q_{\text{leito}}} = \frac{\text{Área} \times \text{profundidade} \times \text{porosidade}}{Q_{\text{leito}}} \quad (\text{Equação 2})$$

Em que:

Área = área do leito (m^2)

Profundidade = profundidade do leito (m)

Porosidade = porosidade do meio suporte

Q_{leito} = vazão do leito ($m^3 \text{ dia}^{-1}$)

Optou-se por manter o mesmo TDH de 24 horas para as três unidades, a fim de verificar as diferenças entre os três tipos de preenchimento, cultivados com a mesma planta, sem demais interferentes.

A vazão em cada LC foi controlada nas semanas que se realizaram as coletas, realizando-se a leitura inicial às 7hs e, ao se obter as leituras de vazão total, fechava-se o registro localizado no hidrômetro e desvia-

se o fluxo para a lagoa de estabilização, possibilitando assim, equalização em cada LC e manutenção do TDH, conforme cálculo a seguir:

$$\text{TDH LC 1} = \frac{12 \text{ m}^2 \times 0,9 \text{ m} \times 0,54}{5,8 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}} = 1,0 \text{ dia ou 24 horas}$$

$$\text{TDH LC 2} = \frac{12 \text{ m}^2 \times 0,90 \text{ m} \times 0,48}{5,18 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}} = 1,0 \text{ dia ou 24 horas}$$

$$\text{TDH LC 3} = \frac{12 \text{ m}^2 \times 0,90 \text{ m} \times 0,38}{4,10 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}} = 1,0 \text{ dia ou 24 horas}$$

4.9 ANÁLISE DOS RESULTADOS

Os resultados obtidos foram submetidos ao cálculo de eficiência de remoção, utilizando a equação:

$$E = \frac{C_e - C_s}{C_e} \times 100 \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

E = eficiência de remoção (%)

C_e = concentração na entrada

C_s = concentração na saída

Realizou-se a análise de comparação de médias entre os resultados obtidos para verificar a diferença significativa através do Teste de Tukey a 5% de probabilidade ($P < 0,05$) utilizando-se o programa *Statistical Analysis System (SAS)*. Obteve-se também, a comparação dos resultados com as Resoluções Conama n. 357 de 2005 e n. 430 de 2011.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 DADOS METEOROLÓGICOS DO PERÍODO DO EXPERIMENTO

A Tabela 13 apresenta os valores da precipitação, temperatura e radiação solar no período do experimento. Os dados foram obtidos do Sistema de Meteorologia e Hidrologia do Estado de Goiás (SIMEHGO), em uma estação meteorológica automatizada instalada na UEG.

TABELA 13. Valores de precipitação, temperatura máxima, temperatura mínima e radiação solar no período do experimento.

Dia	Precipitação (mm)	Temperatura máxima (°C)	Temperatura mínima (°C)	Temperatura média (°C)	Radiação Solar (MJ m ⁻²)
20/10/2010	0	29,0	19,5	23,9	23,6
21/10/2010	0	30,5	20,0	25,2	22,4
22/10/2010	34,5	28,5	19,0	22,9	14,4
25/10/2010	0,5	19,0	18,5	-	-
26/10/2010	3	29,5	20,5	22,8	12,5
24/11/2010	0	28,5	18,5	22,8	17,6
25/11/2010	0	27,0	19,5	22,3	18,3
26/11/2010	1,5	27,5	19,5	21,8	15,8
29/11/2010	9,5	26,0	18,0	21,5	15,3
30/11/2010	0,75	30,0	19,0	22,7	24,0
06/04/2011	9,25	29,5	18,5	21,7	13,5
07/04/2011	0,25	30,0	18,5	22,9	20,7
08/04/2011	0	30,0	17,0	21,6	13,5
11/04/2011	0,5	29,5	16,0	22,1	17,0
12/04/2011	19,5	29,0	17,5	22,7	17,6
04/05/2011	0	28,0	16,0	22,1	27,4
05/05/2011	0	32,0	18,5	22,8	17,0
06/05/2011	0	30,5	17,5	23,4	17,9
09/05/2011	0	29,5	15,5	21,7	19,5
10/05/2011	0	29,0	14,0	20,4	18,3

De acordo do Nimer (1989) a região de Anápolis é caracterizada por duas estações bem definidas, com um período de seca no inverno e um chuvoso no verão, próprio do clima tropical semi-úmido. Com valor de precipitação pluviométrica anual média de 1.450 mm, maior concentração das chuvas de novembro a março e temperatura média anual 22°C.

De acordo com a Tabela 13, constata-se a observação do referido autor, com maiores índices de precipitação nos meses de novembro e dezembro, salvo no dia 12/04/2011, onde foi observado o índice de 19,5mm e temperaturas médias variando entre 20,4°C a 25,2°C.

Com relação à variação de temperatura máxima e mínima, observa-se valores constantes ao longo do período avaliado, com valores máximos entre 29,0°C a 32,0°C e mínimos entre 16,0°C e 20,5°C, com exceções ao dia 25/10/11 onde observou-se o valor de 19,0°C e 29/11/10 com 26,0°C para temperatura máxima e 10/05/11 com valor de 14,0°C para temperatura mínima.

A temperatura influencia a produção primária das macrófitas por controlar a velocidade de reações químicas destes vegetais (KIRK, 1994). De maneira geral, altas temperaturas favorecem a produção primária por acelerarem as reações químicas metabólicas das macrófitas aquáticas (GENEVIEVE et al., 1997). Observou-se o crescimento das macrófitas no período chuvoso, entre dezembro/2011 a março/2011, período que engloba o verão, caracterizado por altas temperaturas e chuvas frequentes. O início do ressecamento das folhas foi observado no mês março/2011, sendo que, no mês de junho/2011 os leitos apresentaram-se com total aspecto de ressecamento das folhas, conforme ilustrado na Figura 25 (a), (b).



FIGURA 22. (a) Aspecto dos leitos no período chuvoso, (b) ressecamento das folhas no período seco.

5.2 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO

Para realização desta etapa, foi feita uma amostragem composta do esgoto bruto (EB) no dia 14/10/2011, antes do início da etapa de avaliação. Esta foi submetida às análises e os resultados são apresentados na Tabela 14.

TABELA 14. Resultados das análises físico-químicas e microbiológicas da caracterização do esgoto bruto.

Parâmetro	Unidade	Resultado
S.T	mg L ⁻¹	1.104
DBO	mg L ⁻¹	580
DQO	mg L ⁻¹	1.692
Relação DQO/DBO	-	2,97
Turbidez	NTU	276
NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	0,4
NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	0,32
PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹	9,1
pH	-	7,4
CT	NMP 100 mL ⁻¹	2E+07
CTermo	NMP 100 mL ⁻¹	1E+06

Jordão e Pessoa (2009) afirmam que, para esgoto bruto, a relação DQO/DBO varia em torno de 1,7 a 2,5. Valores elevados desta relação são indicativos de despejos menos facilmente biodegradáveis, dificultando a aplicabilidade de um tratamento biológico, o inverso indica maior facilidade. Segundo os mesmos autores, tipicamente a DQO varia entre 200 mg L⁻¹ a 800 mg L⁻¹ e a DBO varia normalmente de 100 mg L⁻¹ a 400 mg L⁻¹ nos esgotos brutos.

Os valores de DBO e DQO encontrados não se encaixam nestas faixas, demonstrando a variabilidade do esgoto gerado, caracterizando como uma mistura dos resíduos líquidos descartados nas diversas edificações da UnUCET, tais como laboratórios, banheiros, cozinha.

Analisando-se a relação DQO/DBO tem-se o valor de 2,97; indicando a presença de frações não biodegradáveis. Tal fato pode ser explicado pela existência dos diversos laboratórios na unidade, que contribuem com resíduos líquidos de lavagem de vidrarias com contaminação de reagentes químicos.

O pH com valor de 7,2 indica um valor próximo à neutralidade, o que, no âmbito do tratamento de esgoto por processos biológicos deve ser mantido nesta faixa para o desenvolvimento dos microorganismos responsáveis pelo tratamento biológico, bem como as reações químicas ou bioquímicas envolvidas.

Segundo Sperling (2005) a turbidez indica o estado em que o esgoto se encontra. Este parâmetro está relacionado com a concentração dos sólidos em suspensão. Esgotos mais frescos ou mais concentrados possuem geralmente maior turbidez. O valor de 276 NTU indica colaboração de todas as edificações existentes na UnUCET para geração do esgoto.

Um dos parâmetros de grande utilização em sistemas de esgotos é a quantidade total de sólidos. Segundo Sperling (2005) a faixa de ST para esgoto bruto é de 700 mg L^{-1} a 1350 mg L^{-1} . Para este parâmetro, o valor encontrado foi de 1.104 mg L^{-1} , estando na faixa preconizada por este autor.

A importância dos compostos de nitrogênio e fósforo decorre do fato de serem nutrientes básicos para o crescimento de diversos organismos. Como tal, se forem descarregados em excesso em corpos receptores com certas características, podem contribuir para que haja excessiva proliferação de algas, dando margem ao fenômeno denominado eutrofização do corpo líquido. Neste caso pode ser necessária a remoção de tais compostos antes do lançamento do esgoto sanitário ao corpo receptor.

Gonçalves e Souza (1997) definem 0 mg L^{-1} para NO_2^- e NO_3^- e Sperling (2005) 6 mg L^{-1} a 10 mg L^{-1} para fósforo total, estando o NO_2^- e NO_3^- acima dos valores especificados.

Quanto aos microrganismos patogênicos, estes, estão presentes no esgoto a partir das excretas de indivíduos. Para Nuvolari (2003), as bactérias do grupo coliforme por estarem presentes em grande número no trato intestinal humano e de outros animais de sangue quente, sendo eliminados em grande número pelas fezes, constituem o indicador de contaminação fecal mais utilizado em todo mundo. O mesmo autor define a faixa de CT $10^5 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ a $10^8 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ e CTermo de $10^6 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ a $10^9 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$. Os resultados encontrados na caracterização do esgoto para este parâmetro demonstram a contribuição das edificações sanitárias da UnUCET, estando estes valores na faixa especificada.

5.3 AVALIAÇÃO DA VAZÃO

Procedeu-se à avaliação da vazão com a instalação de hidrômetros individuais em cada LC, onde o somatório das medições horárias realizadas nas três unidades representou o valor da vazão total.

No dia 18/10/2011 foram realizadas medidas de hora em hora, no período das 7h às 22h. Nesta primeira verificação, definiu-se o fluxo de $0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ as 7h, para início das medições. No período noturno, constataram-se os menores valores de vazão. Tal fato se deve a não haver um número significativo de pessoas na UnUCET neste período e por não existir o funcionamento de todo o espaço físico, como a cozinha, por exemplo.

A partir dos dias 19/10/2010 a 22/10/2010, anotou-se a variação de 8h às 18h, onde o valor anotado às 8h representou a vazão do período noturno. As médias das medidas diárias da vazão são apresentados conforme Figura 23.

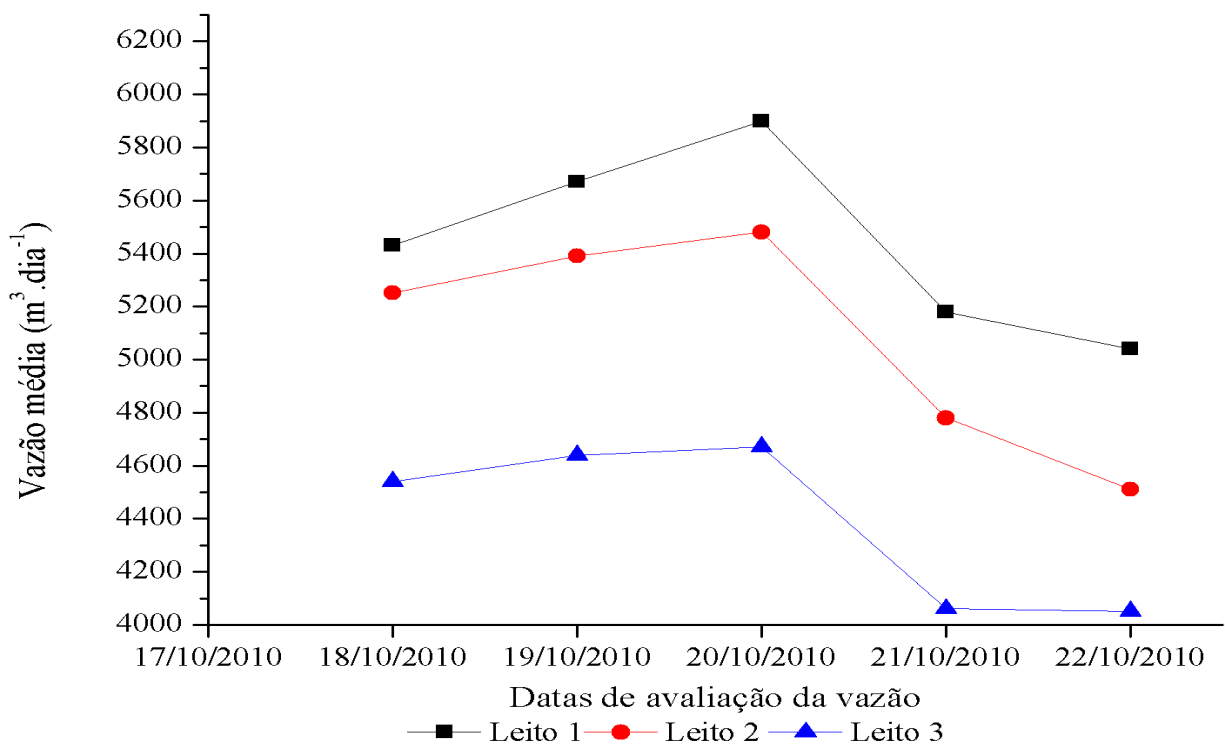


FIGURA 23. Variação média da vazão nos dias 18/10/2010, 19/10/2010, 20/10/2010, 21/10/2010 e 22/10/2010.

As medidas realizadas durante o período de 18/10/2010 a 22/10/2010 resultaram numa vazão média diária de aproximadamente 14,9 m³.

A variação de vazão afluente à ETE pode ser avaliada por considerações típicas indicadas na NBR-9649, que caracteriza (ABNT, 1986):

Varição máxima diária: caracterizada por um coeficiente de variação anual k_1 igual ao resultado da divisão da vazão máxima diária registrada no período de um ano pela vazão média diária anual, na ausência de medições locais, a norma preconiza o valor de 1,2;

Varição máxima horária: caracterizada por um coeficiente de variação k_2 igual ao resultado da divisão da vazão máxima horária pela vazão média horária registrada no mesmo dia, na ausência de determinações locais, a norma recomenda o valor de 1,5;

Varição mínima horária: caracterizada por um coeficiente de variação k_3 igual ao resultado da divisão da vazão mínima horária pela vazão média horária registrada no mesmo dia, na ausência de determinações locais a norma recomenda adotar o valor de 0,5.

A NBR-13969 preconiza os valores de contribuição diária de esgoto e carga orgânica por tipo de prédio e habitante, conforme Tabela 15 (ABNT, 1997).

TABELA 15. Contribuição diária de despejos e de carga orgânica por tipo de prédio e de ocupantes.

Prédio	Unidade	Contribuição de esgoto L d ⁻¹	Contribuição de carga orgânica g DBO d ⁻¹
1 - Ocupantes Permanentes			
Residência			
Padrão alto	Pessoa	160	50
Padrão médio	Pessoa	130	45
Padrão baixo	Pessoa	100	40
Hotel (exceto lavanderia e cozinha)	Pessoa	100	30
Alojamento provisório	Pessoa	80	30
2 - Ocupantes temporários			
Fábrica em geral	Pessoa	70	25
Escritório	Pessoa	50	25
Edifício público comercial	Pessoa	50	25
Escolas e locais de longa permanência	Pessoa	50	20
Bares	Pessoa	6	6
Restaurantes e similares	Pessoa	25	25

TABELA 15. Continuação

Cinemas, teatros e locais de curta permanência	Lugar	2	1
Sanitário Público	Bacia Sanitária	480	120

Partindo-se destes dados, pode-se calcular as vazões, conforme a Equação 4:

$$Q_{\text{ESGOTO M\u00c9DIO}} = P \times q \times C \quad (\text{Equa\u00e7\u00e3o 4})$$

Q: vaz\u00e3o em $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$

P: popula\u00e7\u00e3o abastec\u00edvel a ser considerada no projeto

q: taxa de consumo per capita em $\text{L hab}^{-1} \text{dia}^{-1}$

C: coeficiente de retorno: 0,8 (80%)

Considerando $P = 2000$ pessoas, $q = 50 \text{ L d}^{-1}$ (contribui\u00e7\u00e3o de esgoto por pessoa em L d^{-1})

$$Q_{\text{ESGOTO M\u00c9DIO}} = 2000 \text{ hab} \times 50 \text{ L} \times 0,8 \times \frac{1 \text{ dia}}{24 \text{ horas}} \times \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}}$$

$$Q_{\text{ESGOTO M\u00c9DIO}} = 3,33 \text{ m}^3 \text{h}^{-1}$$

Este valor encontra-se acima dos valores medidos, demonstrando que a variabilidade do fluxo de pessoas que circulam na UnUCET influencia na vaz\u00e3o m\u00e9dia, al\u00e9m das perdas existentes.

Para determinar $Q_{\text{ESGOTO M\u00c1XIMA HOR\u00c1RIA}}$, utilizando k_1 e k_2 , utilizou-se a Equa\u00e7\u00e3o 5:

$$Q_{\text{ESGOTO M\u00c1XIMA HOR\u00c1RIA}} = P \times q_m \times C \times k_1 \times k_2 \quad (\text{Equa\u00e7\u00e3o 5})$$

$$Q_{\text{ESGOTO M\u00c1XIMA HOR\u00c1RIA}} = 2000 \text{ hab} \times 50 \text{ L} \times 0,8 \times 1,2 \times 1,5 \times \frac{1 \text{ dia}}{24 \text{ horas}} \times \frac{1 \text{ m}^3}{1000 \text{ L}}$$

$$Q_{\text{ESGOTO M\u00c1XIMA HOR\u00c1RIA}} = 6 \text{ m}^3 \text{h}^{-1}$$

Este valor corrobora com a afirmativa anterior, estando acima dos valores encontrados experimentalmente.

5.4 AVALIAÇÃO DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E MICROBIOLÓGICOS NOS TANQUES SÉPTICOS COMPARTIMENTADOS (TSC) E LEITOS CULTIVADOS (LC)

5.4.1 pH

O pH representa a concentração de íons hidrogênio H^+ , dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. O levantamento desse parâmetro é importante para o controle dos processos de tratamento de águas residuárias. Valores de pH afastados da neutralidade podem afetar o crescimento de microrganismos. Segundo Foresti (1998), o pH ótimo para a digestão anaeróbia é de 6,8 a 7,5, mas o processo ainda continua bem sucedido num limite de 6,0 a 8,0. A Figura 24 representa a variação do pH durante o experimento nos pontos analisados nos anos de 2010 e 2011.

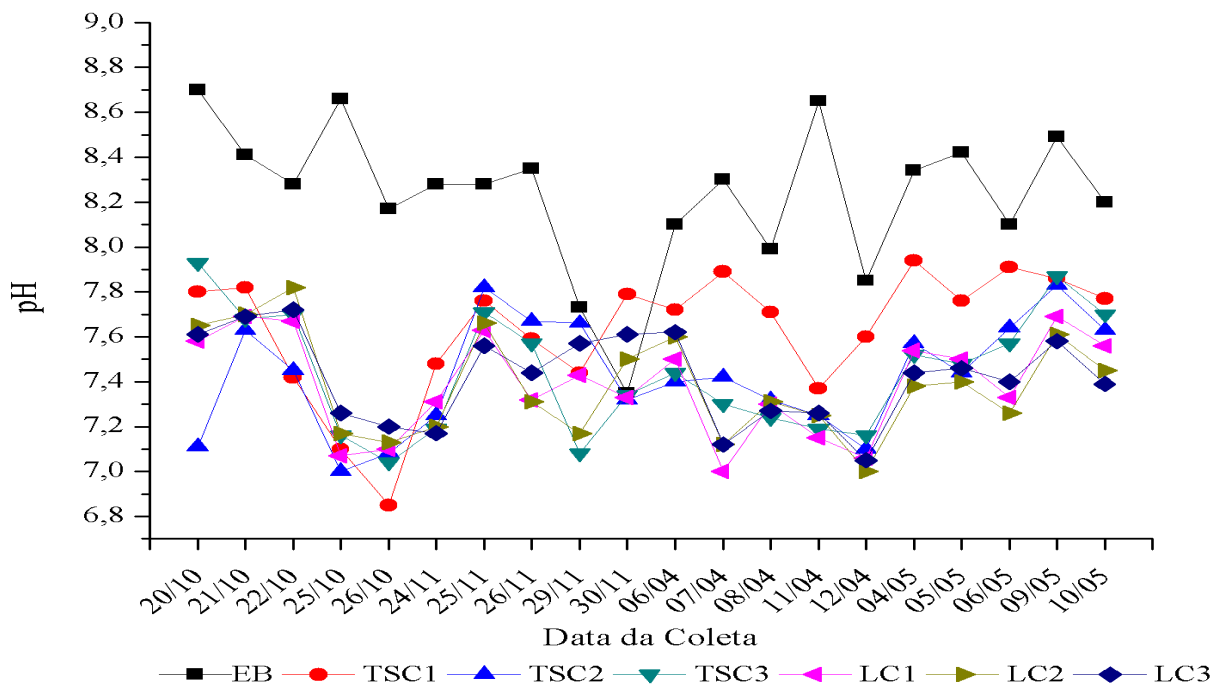


FIGURA 24. Variação dos valores de pH durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos de 2010 e 2011.

A média do valor de pH no esgoto bruto (EB) variou de 8,0 a 8,44. Observou-se uma diminuição com valores médios de 7,27 a 7,63 à medida que esta era submetida ao tratamento nos TSC. Este fato deve-se às bactérias formadoras de ácidos que fracionam a matéria orgânica e produzir ácidos voláteis, resultando num aumento da acidez do meio e uma redução do pH.

Silva e Nour (2005) operaram um reator anaeróbio compartimentado de três câmaras (1000 L, 500 L e 500 L) com TDH variando de 4h a 12h, tratando esgoto doméstico como

possibilidade de ser utilizado em pequenas comunidades urbanas e rurais, e observaram variações de pH na saída da terceira câmara de 6,3 a 7,2, indicando boa estabilidade e capacidade de absorção de choques de mudanças de pH.

Para os LC, os valores médios foram de 7,39; 7,38 e 7,42 para o LC1, LC2 e LC3, respectivamente. Collaço e Roston (2006) ao avaliarem o comportamento do uso de pneu picado e brita # 3 como meio de suporte em leitos cultivados com taboa (*Typha sp.*) para tratamento de esgoto doméstico, obtiveram valores de pH compreendidos na faixa de neutralidade.

Kouki et al. (2009) realizaram um estudo do desempenho de um conjunto de leitos cultivados de fluxo vertical e horizontal para o tratamento das águas residuárias domésticas rural durante o ciclo de vida das macrófitas e obtiveram valores de pH próximos 7,0, indicando condições neutras no sistema de tratamento durante o estudo (média = 7,51 pH \pm 0,11). Tais afirmativas confirmam a semelhança dos valores encontrados de pH.

A Tabela 16 apresenta os valores da eficiência de remoção do pH, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados.

TABELA 16. Eficiência de remoção de pH, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Data da coleta	Eficiência de remoção de pH (%)					
	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
20/10/10	10,34	18,28	8,85	12,87	12,07	12,53
21/10/10	7,02	9,27	8,68	8,56	8,44	8,56
22/10/10	10,39	10,02	7,00	7,37	5,56	6,76
25/10/10	18,01	19,17	17,32	18,36	17,21	16,17
26/10/10	16,16	13,34	13,83	13,10	12,73	11,87
24/11/10	9,66	12,44	13,16	11,71	13,04	13,41
25/11/10	6,28	5,56	6,88	7,85	7,49	8,70
26/11/10	9,10	8,14	9,34	12,34	12,46	10,90
29/11/10	3,75	0,91	8,41	3,88	7,24	2,07
30/11/10	-5,99	0,41	0,14	0,27	-2,04	-3,54
06/04/11	4,69	8,64	8,15	7,41	6,17	5,93
07/04/11	4,94	10,60	12,05	15,66	14,22	14,22
08/04/11	3,50	8,39	9,39	8,64	8,51	9,01
11/04/11	14,80	16,18	16,88	17,34	16,18	16,07
12/04/11	3,18	9,55	8,79	10,06	10,83	10,19
04/05/11	4,80	9,23	9,83	9,59	11,51	10,79
05/05/11	7,84	11,64	11,16	10,93	12,11	11,40
06/05/11	2,35	5,68	6,54	9,51	10,37	8,64

TABELA 16. CONTINUAÇÃO

09/05/11	7,42	7,77	7,30	9,42	10,37	10,72
10/05/11	5,24	6,95	6,10	7,80	9,15	9,88
Média	7,17	9,61	9,49	10,13a	10,18a	9,71a
Desvio Padrão	5,36	4,84	3,89	4,25	4,23	4,57
Coefficiente de Variação (%)	74,75	50,36	40,99	41,95	41,55	47,06
F	-	-	-	0,07 ^{ns}		
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG (%)	-	-	-	10,01	10,06	9,59

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3.

Analisando-se a Tabela 19, esta demonstra que não existe diferença significativa entre os LC na avaliação de pH.

Os valores analisados neste estudo encontram-se na faixa estabelecida pela Resolução Conama n.430, que estabelece a faixa de pH com valores de 5,0 a 9,0 como condição de lançamento de efluente tratado.

5.4.2 Alcalinidade

Alcalinidade é a capacidade da solução em neutralizar íons H^+ . Os principais constituintes são os bicarbonatos (HCO_3^-), os carbonatos (CO_3^{2-}) e os hidróxidos (OH^-). Este parâmetro não tem significado sanitário para a água potável, mas em elevadas concentrações confere um gosto amargo à água. É uma determinação importante no controle do tratamento da água, estando relacionada com a coagulação, redução de dureza e prevenção da corrosão em tubulações e, no tratamento de esgotos, quando há evidências de que a redução do pH pode afetar os microorganismos responsáveis pela depuração.

A Figura 25 apresenta a variação da alcalinidade nos pontos analisados nos anos de 2010 e 2011.

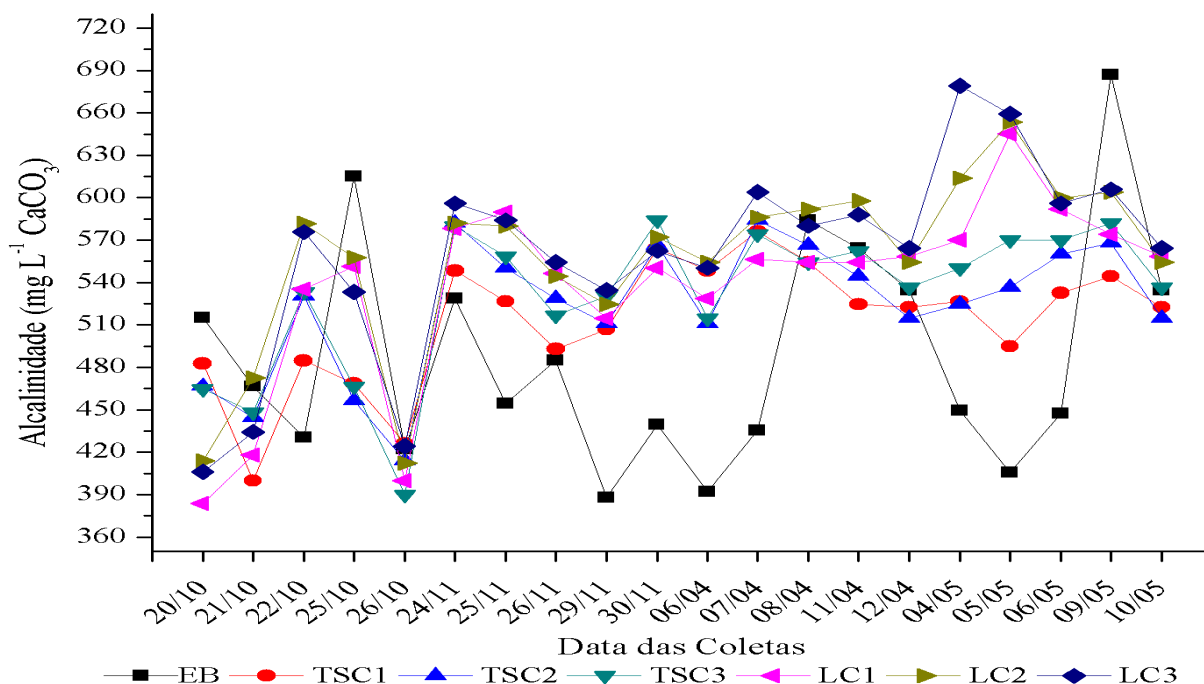


FIGURA 25. Variação dos valores de alcalinidade ($\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos de 2010 e 2011.

Chernicharo (2007) afirma que, a interação da alcalinidade com os ácidos voláteis durante a digestão anaeróbia fundamenta-se na capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos formados no processo e também o pH na eventualidade de sua acumulação. No monitoramento de reatores anaeróbios, a verificação sistemática da alcalinidade torna-se mais importante que a avaliação do pH, onde o abaixamento deste, diminui a capacidade de tamponamento.

Para EB, os valores médios de alcalinidade variaram entre $459,14 \text{ mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$ a $504,85 \text{ mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$. Constatou-se o aumento deste parâmetro no TSC1, TSC2 e TSC3, com médias $512,45 \text{ mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$, $523,73 \text{ mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$ e $531,19 \text{ mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$, respectivamente.

Ferraz et al. (2009), avaliaram o desempenho de um reator anaeróbio compartimentado (RAC) no tratamento da manipueira, resíduo tóxico, onde observaram que o sistema apresentou capacidade tamponante ao longo dos compartimentos ao passo que a alcalinidade e o pH aumentaram.

Os valores médios para LC1, LC2 e LC3 foram $538,01 \text{ mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$; $557,56 \text{ mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$ e $559,77 \text{ mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$, respectivamente.

Dornelas (2008) obteve valores de alcalinidade do efluente final para os dois sistemas: wetland plantada com *Typha latifolia* (WP) $281,0 \text{ mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$; e wetland não plantada (WNP) $263,9 \text{ mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$ e relacionou o aumento ao fato do material de preenchimento fornecer determinados componentes químicos, como CaO e MgO pelo leito filtrante de escória de alto forno.

Hussar et al. (2005) avaliaram leitos cultivados com *Typha spp.* no tratamento de água de escoamento de tanque de piscicultura registraram aumento nos valores de alcalinidade. Os autores referem-se que no meio suporte, a água sofre um decréscimo de oxigênio, decorrente dos processos respiratórios pelo sistema radicular, ocorrendo provavelmente um acréscimo nos valores de dióxido de carbono.

A Tabela 17 apresenta os valores da eficiência de remoção de alcalinidade, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados.

TABELA 17. Eficiência de remoção de alcalinidade, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Eficiência de remoção de alcalinidade (%)						
Data da Coleta	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
20/10/10	6,27	9,41	9,80	25,49	19,61	21,18
21/10/10	14,29	4,77	3,90	10,39	-1,29	6,93
22/10/10	-12,68	-23,24	-23,94	-24,41	-35,21	-33,80
25/10/10	23,81	25,78	24,14	10,34	9,36	13,30
26/10/10	-0,95	1,92	7,66	5,27	2,40	-0,47
24/11/10	-3,75	-10,11	-9,74	-9,36	-10,11	-12,73
25/11/10	-15,90	-21,13	-22,87	-29,84	-27,66	-28,53
26/11/10	-1,63	-8,98	-6,53	-12,65	-12,24	-14,29
29/11/10	-30,60	-31,62	-36,72	-32,64	-35,19	-37,74
30/11/10	-28,37	-28,82	-32,87	-25,21	-30,17	-27,92
06/04/11	-39,90	-30,30	-31,31	-34,85	-41,41	-40,40
07/04/11	-32,27	-34,09	-31,82	-27,73	-34,55	-38,64
08/04/11	5,08	3,05	5,08	5,08	-1,36	0,68
11/04/11	7,02	3,51	0,35	1,75	-5,96	-4,21
12/04/11	2,22	3,70	-0,37	-4,44	-3,70	-5,56
04/05/11	-17,18	-16,74	-22,47	-26,87	-36,56	-51,10
05/05/11	-21,95	-32,20	-40,49	-59,02	-60,98	-62,44
06/05/11	-19,03	-25,22	-27,43	-32,30	-34,07	-33,19
09/05/11	20,75	17,29	15,27	16,43	12,10	11,82
10/05/11	2,22	3,70	-0,37	-4,44	-3,70	-5,56
Média	-7,13	-9,47	-11,04	-12,45a	-16,54a	-17,13a
Desvio Padrão	18,14	18,31	19,37	21,52	21,46	23,27
Coeficiente de Variação (%)	254,42	193,35	175,45	172,85	129,75	135,84
F	-	-	-		0,27 ^{ns}	
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG (%)	-	-	-	-14,02	-18,11	-18,70

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3.

Obteve-se o aumento da alcalinidade nos TSC1, TSC2 e TSC3, significando que a biomassa presente nos TSC está em equilíbrio, favorecendo os processos de digestão anaeróbia, evitando choques orgânicos e possibilitando a manutenção do efeito de tamponamento e permitindo condições adequadas à granulação e floculação da biomassa bacteriana.

Para o LC1, LC2 e LC3, não houve diferença significativa na avaliação da alcalinidade, onde ocorreu o aumento nos três pontos. Sendo a alcalinidade é devida a presença de sais de ácido carbônico, carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, a soma da alcalinidade produzida por estes íons confere a alcalinidade total. O aumento deste valor deve-se ao incremento de dióxido de carbono resultante da decomposição do processo respiratório das raízes.

O aumento da alcalinidade em leitos cultivados foi verificado por Zanella (2008), que utilizou o sistema *wetlands*-construídos no pós-tratamento de esgoto de reator compartimentado anaeróbio, utilizando *Zantedeschia aethiopica* (copo de leite), *Cyperus papyrus* (papiro), *Canna x generalis* (biri) e *Cyperus isocladius* (mini papiro) e aplicando os materiais como meio-suporte: o bambu, testado em comparação à brita, obtendo valores nos sistemas: brita-papiro 276 mg L⁻¹ de CaCO₃; brita-mista 290 mg L⁻¹ CaCO₃; bambu-papiro 320 mg.L⁻¹ CaCO₃; bambu-mistas 326 mg L⁻¹ CaCO₃ e esgoto bruto 197 mg L⁻¹ CaCO₃.

5.4.3 Sólidos Totais (ST)

Os sólidos totais estão presentes no esgoto como a matéria sólida que permanece como resíduo após a evaporação a uma determinada temperatura. A Figura 26 apresenta a variação dos ST nos pontos analisados nos anos de 2010 e 2011.

Sperling (2005) especifica a faixa de 700,0 mg L⁻¹ a 1.350 mg L⁻¹ para ST no esgoto bruto e Jordão e Pessoa (2009) 370,0 mg L⁻¹ a 1.170 mg L⁻¹. Os valores médios para EB foram 1.072 mg L⁻¹ a 1.243,0 mg L⁻¹ caracterizando-se na faixa especificada pelo primeiro autor. Ressalta-se que, os elevados valores de ST devem-se ao fato do esgoto bruto não passar por nenhum tipo de tratamento preliminar.

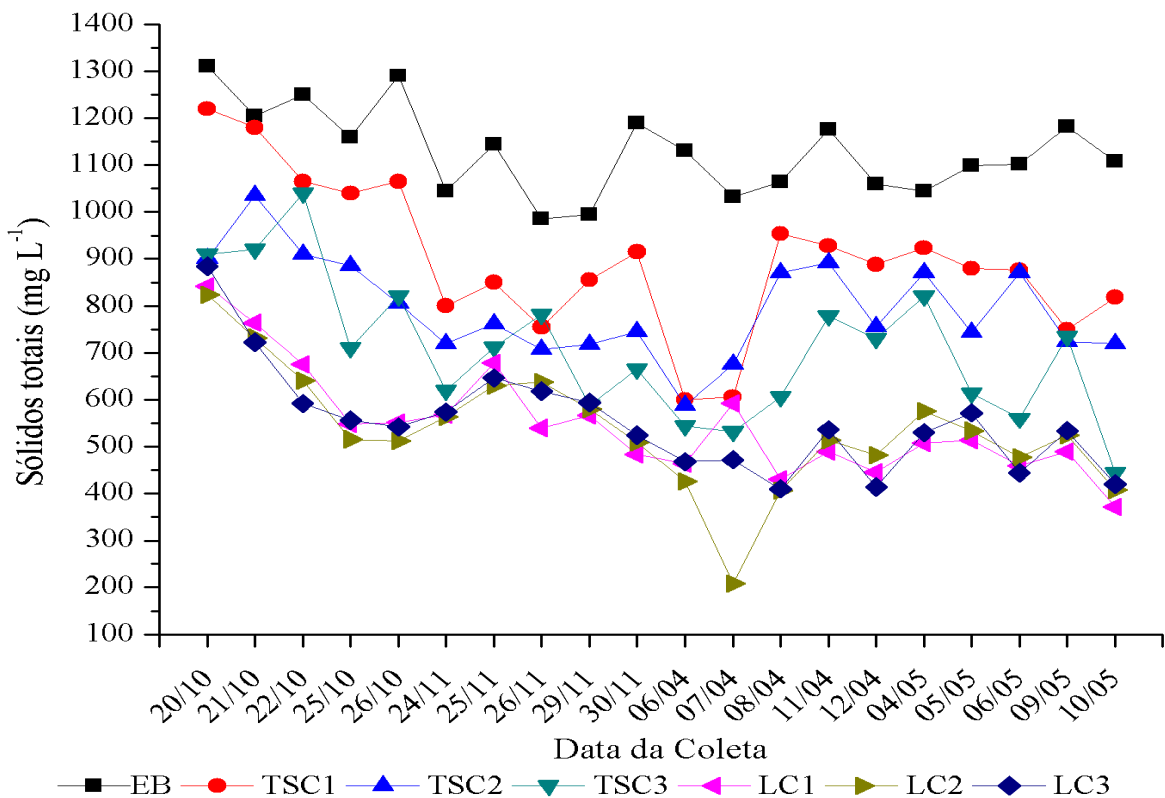


FIGURA 26. Variação dos valores de sólidos totais (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos de 2010 e 2011.

A Figura 26 demonstra a variabilidade dos valores de ST nas diversas coletas. Tal fato pode ser atribuído à flutuação populacional da UnUCET, bem como o ajuste natural do sistema ao longo da sua implantação e funcionamento.

Considerando que os tanques sépticos são unidade que desempenham a função de sedimentação e remoção de materiais flutuantes pela digestão anaeróbia da matéria orgânica e o adensamento do lodo, observa-se a significativa diminuição dos valores de ST nos TSC1; TSC2 e TSC3, obtendo-se valores médios de $898,0 \text{ mg L}^{-1}$; 795 mg L^{-1} e 706 mg L^{-1} , respectivamente.

Quanto aos leitos cultivados, Chernicharo (2007) afirma que estes contribuem para a manutenção da qualidade da água, através da remoção e retenção de nutrientes, do processamento da matéria orgânica e resíduos químicos e da redução da carga de sedimentos descartada nos corpos receptores.

Os valores médios de ST nos LC's foram 549 mg L^{-1} ; 535 mg L^{-1} e 553 mg L^{-1} para LC1; LC2 e LC3, respectivamente.

Segundo Valentim (1999) a remoção de poluentes nos leitos cultivados é realizada por processos físicos, químicos e biológicos, sendo realizados de modo concomitante e

influenciados pelo tipo de fluxo do leito, pela planta cultivada, pelo meio suporte utilizado e pelas características da água residuária a ser tratada, os ST são removidos pelo processo de sedimentação gravitacional, filtração pelo meio suporte, raízes e rizomas.

A Tabela 18 apresenta os valores da eficiência de remoção de ST, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados.

TABELA 18. Eficiência de remoção de sólidos totais, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Eficiência de remoção de sólidos totais (%)						
Data da coleta	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
20/10/10	6,87	31,30	30,53	35,73	37,10	32,52
21/10/10	2,07	14,11	23,65	36,60	39,25	40,08
22/10/10	14,80	27,20	16,80	45,92	48,80	52,64
25/10/10	10,34	23,71	38,79	52,76	55,52	52,07
26/10/10	17,44	37,60	36,43	57,21	60,31	57,98
24/11/10	23,44	31,10	40,67	45,65	46,03	45,07
25/11/10	25,76	33,45	37,82	40,79	44,98	43,58
26/11/10	23,35	28,12	20,61	45,18	35,23	37,26
29/11/10	14,07	27,84	40,90	43,12	41,71	40,30
30/11/10	23,11	37,39	44,12	59,33	57,14	55,97
06/04/11	46,90	47,96	51,86	58,94	62,30	58,58
07/04/11	41,28	34,50	48,45	42,64	79,84	54,26
08/04/11	10,34	18,23	43,05	59,59	61,84	61,47
11/04/11	21,09	24,15	33,84	58,33	56,29	54,42
12/04/11	16,23	28,68	31,13	57,92	54,53	60,94
04/05/11	11,49	16,67	21,46	51,34	44,83	49,23
05/05/11	19,85	32,24	44,08	53,19	51,37	47,91
06/05/11	20,51	21,05	49,18	58,26	56,62	59,71
09/05/11	36,55	38,75	37,90	58,54	55,67	54,82
10/05/11	26,17	35,02	59,93	66,43	63,18	62,09
Média	20,58	29,45	37,56	51,37a	52,63a	51,05a
Desvio Padrão	11,20	8,31	11,18	8,78	10,72	8,72
Coeficiente de Variação (%)	54,42	28,22	29,76	17,09	20,37	17,08
F	-	-	-		0,16 ^{ns}	
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG (%)	-	-	-	59,48	60,74	59,16

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3.

A Tabela 22 indica a tendência do aumento das porcentagens de remoção no TSC3, mostrando que o conjunto de TSC em câmaras em série é uma alternativa mais eficiente na remoção de ST, comparados com TSC de câmara única.

Philippi et al. (1999) ao avaliarem a eficácia do sistema de tratamento de efluentes líquidos composto por um tanque séptico seguido de zona de raízes no tratamento de efluentes líquido, obtiveram eficiência de 29% de remoção na saída do tanque séptico.

Altwater et al. (2009) desenvolveram um sistema do pós-tratamento de efluente denominado unidade tubular de tratamento de esgoto (UTTE), conjuntamente com modificações no tanque séptico (TS) procurando aumentar a eficiência de tratamento de um sistema clássico, e obtiveram 20,4% de remoção de ST, excluindo-se alguns poucos dados que não apresentaram eficiências.

No presente estudo, os valores para eficiência de remoção de ST encontrados foram 20,58%; 29,45% e 37,56% para TSC1, TSC2 e TSC3, respectivamente, sendo que o último resultado representa a eficiência de remoção do conjunto de TSC estudado. Portanto, o sistema de tratamento de águas residuárias por TSC demonstrou ser aplicável a remoção de ST presentes nas águas residuárias.

Para o LC1, LC2 e LC3, não houve diferença significativa na avaliação de ST, onde foi constatada a remoção desta variável nos três leitos.

Sezerino et al. (2007) avaliaram o desempenho de um tanque séptico seguido de filtro plantado com macrófitas do gênero *Zizanopsis bonariensis* e com meios de suporte: brita na zona de entrada e na zona de saída e por camadas horizontais de areia grossa, saibro, argila e casca de arroz na parte central, aplicado ao tratamento de esgotos domésticos combinado com efluente agroindustrial, medido sob parâmetros físico-químicos no afluente e efluente dos filtros com monitoramento durante 12 meses, obtendo eficiência de remoção de ST de 45,0%.

Koottatep et al. (2001) avaliaram um alagado construído de fluxo vertical cultivado com taboa e obtiveram remoções para sólidos totais que variaram de 76% a 88%. Abrantes (2010) avaliou a eficiência de duas espécies vegetais *Typha angustifolia* (Taboa) e *Phragmites australis* (Caniço) no tratamento do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos, obtendo resultados nos tratamentos Caniço-Caniço 0,4% e Taboa-Caniço 1,8%.

Verifica-se no presente estudo, valores de eficiência de 51,37%, 52,63% e 51,05% para LC1, LC2, LC3, respectivamente, estando estes valores comparáveis aos demais autores.

A Resolução Conama 430 não estabelece limites para o parâmetro de ST, apenas faz menção a materiais sedimentáveis que devem ser virtualmente ausente para lançamento no corpo receptor.

5.4.4 Sólidos Totais Fixos (STF)

Os sólidos totais fixos são obtidos após a calcinação do resíduo produzido na análise de sólidos totais. Quando este resíduo é calcinado a determinada temperatura, as substâncias orgânicas se volatilizam e os minerais permanecem em forma de cinza: sólidos voláteis e sólidos fixos respectivamente. Os sólidos voláteis representam uma estimativa da matéria orgânica, enquanto os sólidos fixos representam a matéria inorgânica. A Figura 27 os valores da variação dos STF nos pontos analisados nos anos de 2010 e 2011.

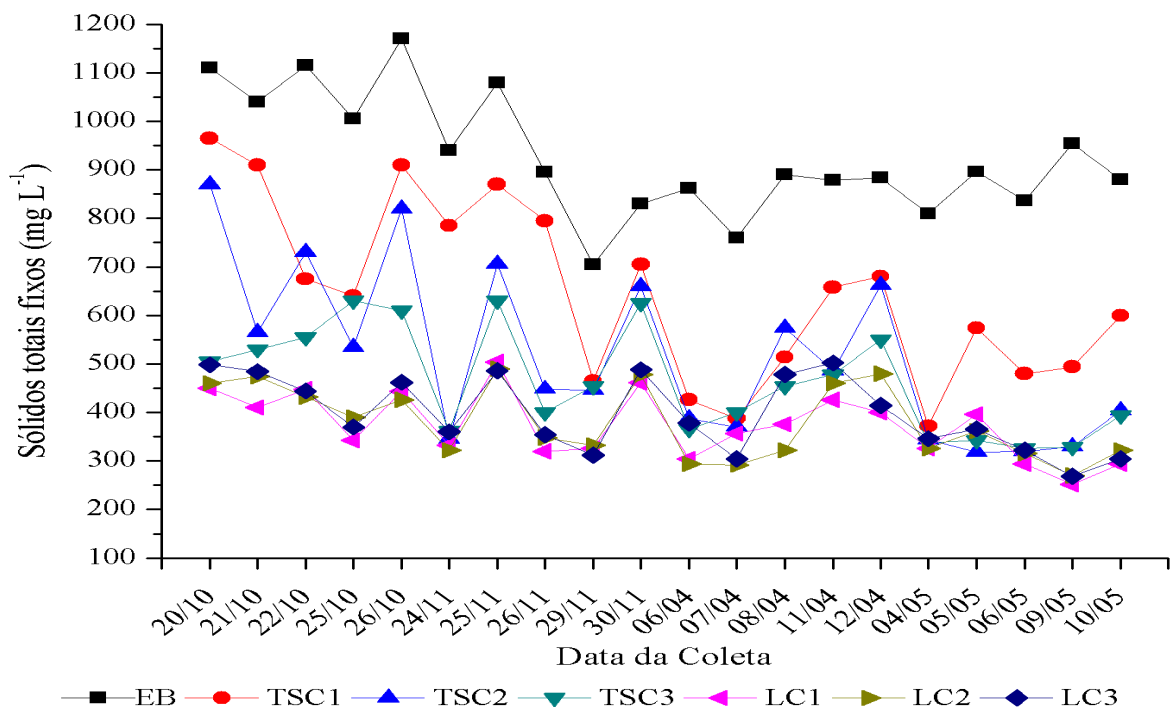


FIGURA 27. Variação dos valores de sólidos totais fixos (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos de 2010 e 2011.

Os valores médios dos STF no EB variaram entre $854,8 \text{ mg L}^{-1}$ a 1.088 mg L^{-1} . Nos pontos TSC1, TSC2 e TSC3 os valores médios foram 645 mg L^{-1} ; 516 mg L^{-1} e 464 mg L^{-1} , respectivamente.

Assim como os ST, observa-se uma diminuição nos valores de STF no TSC3, demonstrando a tendência de diminuição dos STF à medida que o tratamento se prossegue no conjunto de TSC. Os valores médios para STF nos LC1, LC2 e LC3 foram 373 mg L^{-1} ; 380 mg L^{-1} e 397 mg L^{-1} , respectivamente.

A Tabela 19 apresenta os valores da eficiência de remoção de STF, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados.

TABELA 19. Eficiência de remoção de sólidos totais fixos, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Eficiência de remoção de sólidos totais fixos (%)						
Data da coleta	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
20/10/10	13,06	21,62	54,50	59,46	58,56	55,14
21/10/10	12,50	45,67	49,04	60,58	54,42	53,46
22/10/10	39,46	34,53	50,22	59,82	61,26	60,18
25/10/10	36,32	46,77	37,31	65,97	61,19	63,18
26/10/10	22,22	29,91	47,86	62,05	63,59	60,51
24/11/10	16,49	63,30	61,49	64,68	65,74	61,70
25/11/10	19,44	34,63	41,67	53,33	54,63	55,00
26/11/10	11,17	49,94	55,31	64,25	61,12	60,45
29/11/10	34,04	36,74	35,60	53,76	52,91	55,74
30/11/10	15,06	20,48	24,70	44,34	42,41	41,20
06/04/11	50,58	54,99	57,54	64,73	65,89	56,15
07/04/11	48,95	51,32	47,37	53,16	61,58	60,00
08/04/11	42,25	35,51	48,99	57,75	63,82	46,29
11/04/11	25,06	44,65	45,56	51,48	47,61	42,82
12/04/11	23,08	25,11	37,78	54,75	45,70	53,17
04/05/11	54,07	57,53	58,27	59,75	59,75	57,28
05/05/11	35,94	64,51	61,83	55,80	59,60	59,15
06/05/11	42,58	61,72	61,00	64,83	62,20	61,48
09/05/11	48,22	65,41	65,62	73,58	71,70	71,91
10/05/11	31,82	54,09	55,23	66,59	63,41	65,45
Média	31,12	44,92	49,84	59,53a	58,85a	57,01a
Desvio Padrão	14,07	14,45	10,51	6,68	7,29	7,34
Coeficiente de Variação (%)	45,21	32,17	21,09	11,22	12,44	12,87
F	-	-	-		0,67 ^{ns}	
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG (%)	-	-	-	64,45	63,77	61,93

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3.

As médias de eficiência de remoção de STF para TSC1, TSC2 e TSC3 foram 31,12%, 44,92% e 49,84%, respectivamente. Com relação aos LC1, LC2 e LC3, não houve diferença significativa na avaliação de STF, onde foi constatada a remoção nos três leitos, sendo 59,53%; 58,85% e 57,01%, respectivamente.

Zanella (2008) avaliou as eficiências médias de remoção de sólidos fixos para os tanques de leito de brita, onde os resultados foram: 69,2%, 70,8% e 51,3% para os tanques

com leito de brita e vegetados com papiro, plantas mistas e sem vegetação, respectivamente. Para os *wetlands*-construídos com leito de bambu os valores médios obtidos foram de: 62,2%, 39,9% e 54,3% para os *wetlands* com papiro, plantas mistas e sem vegetação, respectivamente. A participação média do sistema de pós-tratamento na eficiência global do sistema foi de 45,6% para a remoção de STF.

Os resultados encontrados para os três LC's aproximam-se destes valores, e, assim como os ST, a Resolução Conama 430 não estabelece limites para este parâmetro.

5.4.5 Sólidos Suspensos Totais (SST)

Sólidos suspensos totais (SST) por definição são todos os sólidos sedimentáveis e flutuantes presentes no efluente. Na prática, os sólidos suspensos são aqueles passíveis de serem retidos por filtração em membrana específica e posteriormente secos até peso constante. A Figura 28 representa os valores da variação dos SST nos pontos analisados nos anos de 2010 e 2011.

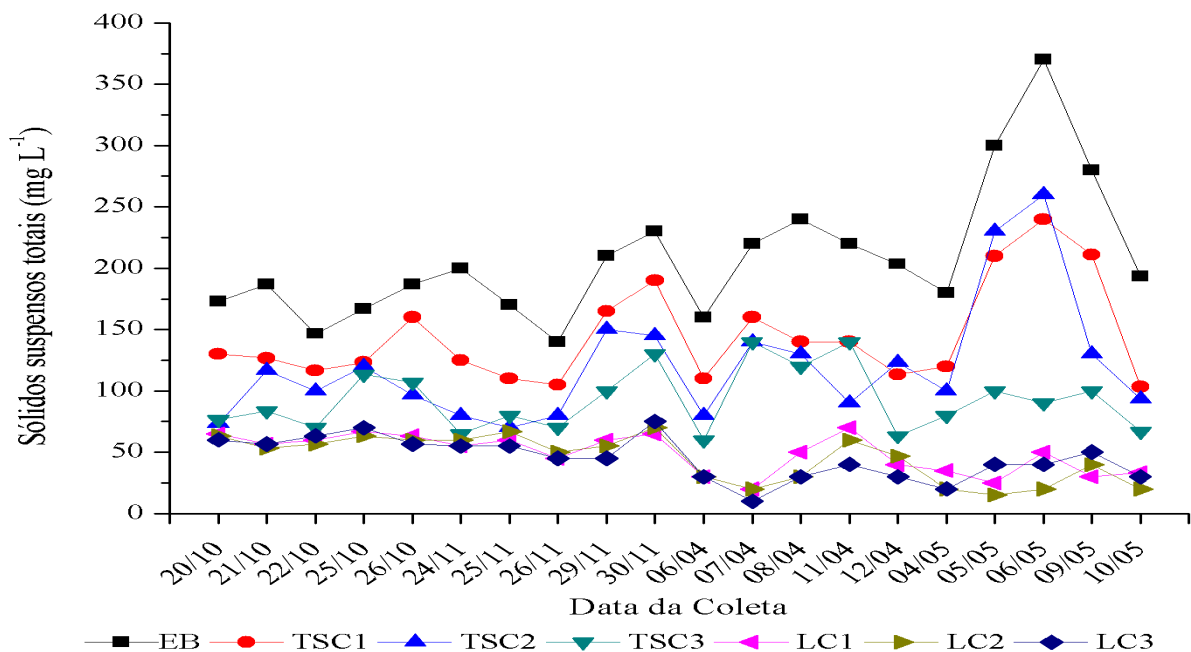


FIGURA 28. Variação dos valores de sólidos suspensos totais (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos de 2010 e 2011.

Os valores de SST no EB variaram entre $171,9 \text{ mg L}^{-1}$ a $264,7 \text{ mg L}^{-1}$. Nos TSC1, TSC2 e TSC3, obteve-se médias de $145,0 \text{ mg L}^{-1}$, $120,4 \text{ mg L}^{-1}$ e $92,8 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente.

Yang e Moengangongo (1987) verificaram que a remoção de matéria orgânica em reatores anaeróbios compartimentados ocorre também por meio de sedimentação e floculação, portanto, o reator funcionaria como processo físico, químico e biológico de remoção de sólidos. Com essas características, os reatores anaeróbios compartimentados têm se apresentado como boa alternativa para o tratamento de águas residuárias com altas frações de sólidos suspensos.

De acordo com Vymazal et al. (1998) e Valentim (2003) os sistemas de leitos cultivados de fluxo subsuperficial apresentam uma boa capacidade de remoção de sólidos suspensos totais. Tal afirmativa pode ser observada no presente estudo, onde os valores médios foram $49,0 \text{ mg L}^{-1}$, $45,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $45,1 \text{ mg L}^{-1}$ para LC1, LC2 e LC3 respectivamente.

A Tabela 20 os valores de eficiência de remoção para SST, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados.

TABELA 20. Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais (%)						
Data da coleta	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
20/10/10	24,79	57,58	55,65	62,40	63,36	65,29
21/10/10	32,14	37,50	55,36	69,64	71,43	69,64
22/10/10	20,45	31,82	52,27	59,09	61,36	56,82
25/10/10	26,00	28,00	32,00	60,00	62,00	58,00
26/10/10	14,29	48,21	42,86	66,07	67,86	69,64
24/11/10	37,50	60,00	67,50	72,50	70,00	72,50
25/11/10	35,29	58,82	52,94	64,71	60,78	67,65
26/11/10	25,00	42,86	50,00	67,86	64,29	67,86
29/11/10	21,43	28,57	52,38	71,43	73,81	78,57
30/11/10	17,39	36,96	43,48	71,74	69,57	67,39
06/04/11	31,25	50,00	62,50	81,25	81,25	81,25
07/04/11	27,27	36,36	36,36	90,91	90,91	95,45
08/04/11	41,67	45,83	50,00	79,17	87,50	87,50
11/04/11	36,36	59,09	36,36	68,18	72,73	81,82
12/04/11	44,26	39,34	68,85	80,33	77,05	85,25
04/05/11	33,33	44,44	55,56	80,56	88,89	88,89
05/05/11	30,00	23,33	66,67	91,67	95,00	86,67

TABELA 20. CONTINUAÇÃO

06/05/11	35,14	29,73	75,68	86,49	94,59	89,19
09/05/11	24,64	53,57	64,29	89,29	85,71	82,14
10/05/11	46,55	51,72	65,52	82,76	89,66	84,48
Média	30,24	43,19	54,31	74,80a	76,39a	76,80a
Desvio Padrão	8,75	11,54	11,98	10,31	11,82	11,06
. Coeficiente de Variação (%)	28,93	26,72	22,06	13,78	15,47	14,40
F	-	-	-		0,18 ^{ns}	
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG	-	-	-	85,92	87,51	87,92

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3.

As eficiências médias de remoção de SST para TSC1, TSC2 e TSC3 foram 30,24%; 43,19% e 54,31%, respectivamente.

Silva e Nour (2005) operaram reator anaeróbio compartimentado de três câmaras (1000 L, 500 L e 500 L) tratando esgoto doméstico com TDH variando de 4 a 12 h. Os autores alcançaram remoções médias de 61% para SST. Os autores ressaltaram características como a boa flexibilidade e a rápida absorção de choques ocasionados pela variação do TDH que o reator possui.

Aisse et al. (2000) operaram reator UASB e reator anaeróbio compartimentado ou de chicanas (ABR) sequencial para tratamento de esgoto sanitário. As eficiências no reator UASB foram superiores as no ABR para remoção SST, com valores de 73% para o UASB e 61% para o ABR, respectivamente. Observou-se a melhoria na qualidade do efluente, da câmara 1 a câmara 3 do reator ABR.

O valor de 54,31% de remoção para SST no TSC3 indica a saída da terceira unidade do sistema em estudo, equiparando-se a melhoria da eficiência no terceiro compartimento, conforme citado pelos autores.

Nos LC1, LC2 e LC3, tem-se remoção nos três pontos analisados, com médias de 74,80%; 76,39% e 76,80%, respectivamente. Não houve diferença significativa na avaliação de SST.

Resultados comparativos aos obtidos neste trabalho são registrados em outras pesquisas com leitos cultivados de fluxo horizontal subsuperficial, como: Vymazal (1996) com 99,0% de remoção de SST e Brasil (2005) com 91%.

5.4.6 Turbidez

Sperling (2005) afirma que a turbidez indica o estado em que o esgoto se encontra. Este parâmetro está relacionado com a concentração dos sólidos em suspensão. Esgotos mais frescos ou mais concentrados possuem geralmente maior turbidez.

A avaliação da turbidez foi realizada apenas nos dias referentes ao mês de abril e ao mês de maio de 2011, devido à falta do equipamento para análise nos meses de outubro e novembro, totalizando dez avaliações, sendo ilustrado na Figura 29.

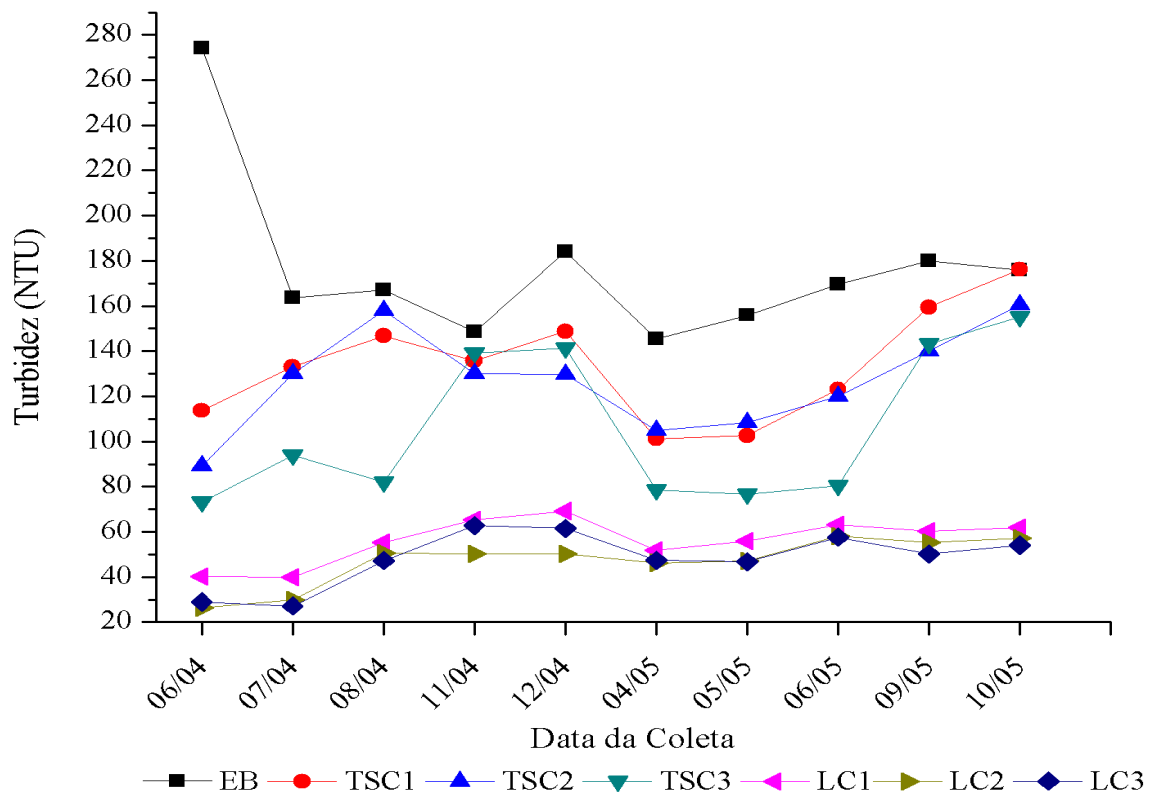


FIGURA 29. Variação dos valores de turbidez (NTU) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG no ano de 2011.

No EB, o valor médio da turbidez variou entre 163,6 a 274,2 NTU. Observa-se a gradativa diminuição da turbidez, com médias de 134,1 NTU; 127,1 NTU e 106,3 NTU nos TSC1, TSC2 e TSC3 respectivamente.

Cunha (2006) afirma que, nos leitos cultivados, a remoção da turbidez ocorre por meio de processos de filtragem, sedimentação, assimilação pelas plantas e metabolismo microbiano da matéria residual suspensa e coloidal.

Para LC1, LC2 e LC3, foram observados os valores médios 56,28NTU; 47,14 NTU e 48,35 NTU, respectivamente.

A Tabela 21 traz os valores de eficiência de remoção de turbidez, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados.

TABELA 21. Eficiência de remoção de turbidez, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Data da coleta	Eficiência de remoção de turbidez (%)					
	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
06/04/11	58,49	67,49	73,36	85,34	90,34	89,43
07/04/11	18,64	20,51	42,63	75,68	81,78	83,39
08/04/11	12,11	5,31	50,87	66,97	69,66	71,70
11/04/11	8,58	12,50	6,25	56,10	66,23	57,74
12/04/11	19,10	29,45	23,05	62,35	72,72	66,53
04/05/11	30,50	27,93	46,04	64,41	68,12	67,45
05/05/11	34,20	30,40	50,93	64,16	69,80	70,00
06/05/11	27,33	29,17	52,58	62,67	65,72	66,01
09/05/11	11,48	22,27	20,55	66,52	69,28	72,16
10/05/11	0,13	8,78	11,76	64,75	67,46	69,32
Média	22,03	25,38	37,80	66,89 ^a	72,11 ^a	71,37 ^a
Desvio Padrão	16,60	17,36	21,36	8,10	7,88	9,01
Coeficiente de Variação (%)	75,35	68,40	56,51	12,10	10,92	12,62
F	-	-	-		1,14 ^{ns}	
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG (%)	-	-	-	79,31	84,53	83,79

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3.

A eficiência de remoção nos TSC1, TSC2 e TSC3 foram 22,03%, 25,38% e 37,80%, respectivamente. A turbidez de efluentes dos TS é caracterizada por valores altos, relacionada aos sólidos suspensos presentes. Valores superiores a estes foram encontrados por Valentim (1999), que projetou, construiu e avaliou durante os primeiros seis meses de funcionamento um sistema composto por um tanque séptico modificado (TSM) seguido por leitos cultivados de vazão subsuperficial na forma retangular e quadrada. O tanque séptico modificado de três compartimentos em série obteve redução turbidez entre 67% e 92%.

Relaciona-se os valores obtidos neste estudo à variabilidade da vazão afluyente na ETE/UnUCET/UEG e a eficiência de remoção de sólidos suspensos nos TSC.

Zanella (2008) afirma que a remoção de turbidez, assim como a retenção de sólidos, embora tenha um componente advindo da atuação biológica, pode ser relacionado à

capacidade física de filtração do leito empregado. Essa capacidade está relacionada ao índice de vazios (ou porosidade) do leito, quanto menor o índice de vazios, melhor será a remoção da turbidez da água.

O índice de vazios do leito com cascalho lavado (LC3) é o que possui menor valor entre os demais, tendo 71,37% de eficiência. Valor semelhante foi encontrado no leito com brita # 2, com 72,11%. Os resultados não estão de acordo com tal hipótese, pois, esperava-se maiores valores para LC3.

Porém, tal afirmativa corrobora com o LC1, sendo este leito o de maior índice de vazios, e, conseqüentemente de menor eficiência, com 66,89%. Não houve diferença significativa para remoção da turbidez entre os LC1, LC2 e LC3.

Além dessa hipótese ainda deve ser ressaltada a presença do extenso sistema radicular da *Typha sp.*, de maneira que a turbidez do efluente de todos os leitos tenha se mantido relativamente semelhantes ao longo da pesquisa, não existindo diferença significativa entre eles.

Valores superiores de porcentagem de remoção de turbidez foram encontrados por Valentim et al. (2000) com 79,0% a 97% e Mazzola (2003) com 77,0%.

A Resolução Conama 430 não cita limites de remoção de turbidez para lançamento de efluentes, porém, os corpos d'água no estado de Goiás de acordo com a esta Resolução pertencem às águas doces de classe 2, sendo o limite para turbidez para tal classe de até 100,0NTU. Portanto, o sistema de tratamento implantando atende o que preconiza esta Resolução, com valores turbidez inferiores a este limite.

5.4.7 Nitrito (NO_2^-) e Nitrato (NO_3^-)

Segundo Sperling (2005) no meio aquático o nitrogênio pode ser encontrado de diversas formas, entre elas, na forma de NO_2^- e NO_3^- .

As Figuras 30 e 31 representam variação de NO_2^- e NO_3^- nos pontos analisados nos anos de 2010 e 2011.

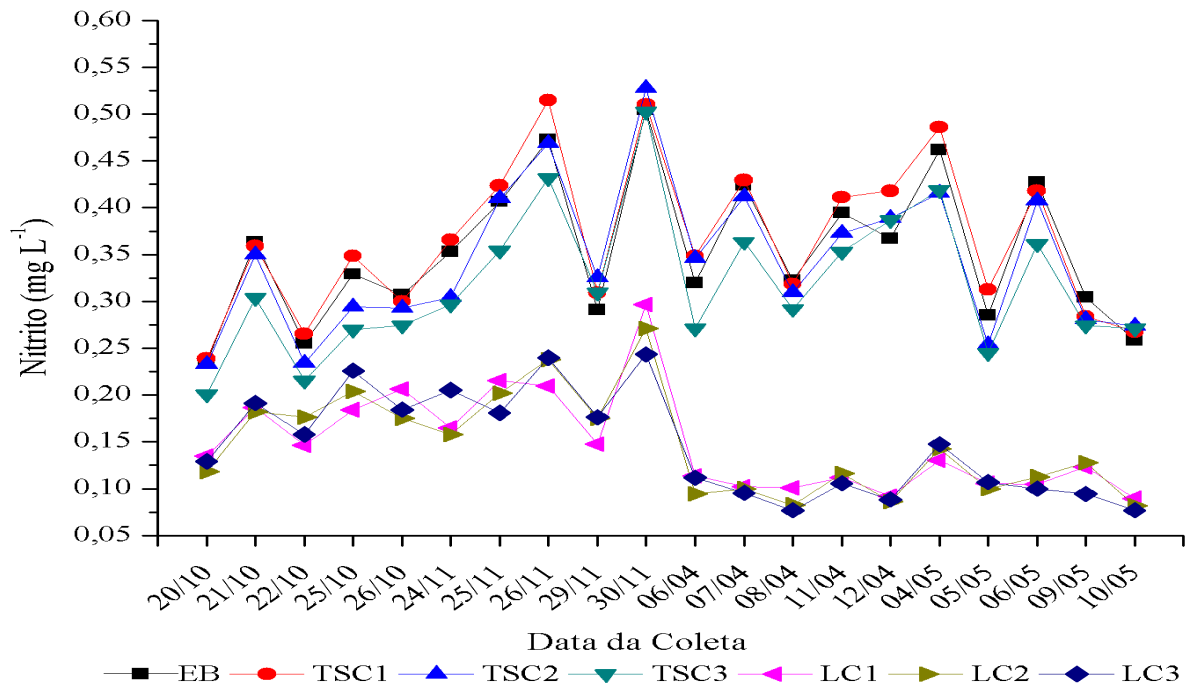


FIGURA 30. Variação dos valores de nitrito (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos de 2010 e 2011.

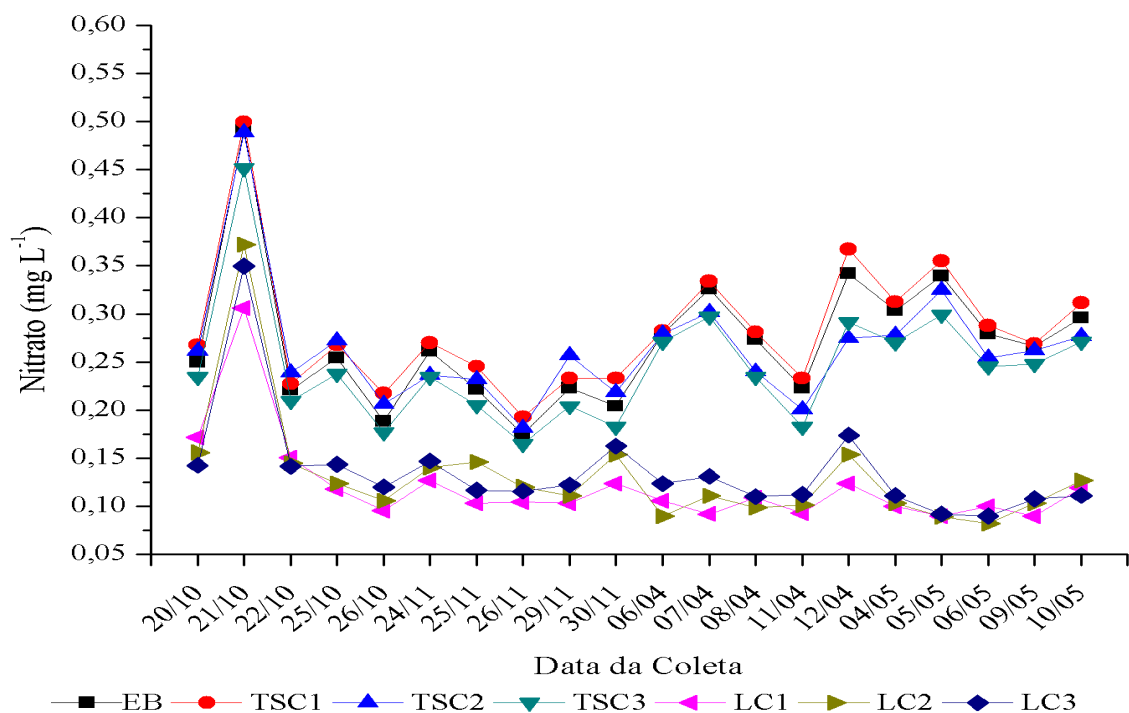


FIGURA 31. Variação dos valores de nitrato (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos de 2010 e 2011.

No EB, obteve-se valores entre $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,41 \text{ mg L}^{-1}$ para de NO_2^- e $0,22 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,30 \text{ mg L}^{-1}$ para NO_3^- . No TSC1 houve aumento nestes valores, sendo verificada a diminuição apenas no TSC3.

Com relação à porcentagem de eficiência de remoção, tem-se um aumento na concentração de ambas as formas no TSC1, e posterior diminuição nos TSC2 e TSC3.

Philippi e Sezerino (2004) ressaltam que o nitrogênio é um elemento chave nos ciclos biogeoquímicos existentes nos leitos cultivados.

Observou-se valores médios de 0,148 mg L⁻¹, 0,147 mg L⁻¹ e 0,147 mg L⁻¹ para NO₂⁻ e 0,28 mg L⁻¹, 0,26 mg L⁻¹ e 0,25 mg L⁻¹ para NO₃⁻ para LC1, LC2 e LC3, respectivamente.

Os resultados de eficiência de remoção de NO₂⁻ e NO₃⁻, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados são apresentados nas Tabelas 22 e 23.

TABELA 22. Eficiência de remoção de nitrito, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Data da coleta	Eficiência de remoção de nitrito (%)					
	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
20/10/10	-1,47	0,98	14,74	42,75	49,63	45,21
21/10/10	1,27	3,82	16,53	48,65	49,92	47,38
22/10/10	-4,08	8,16	15,42	42,63	30,84	38,10
25/10/10	5,98	10,54	17,93	43,94	37,96	31,28
26/10/10	2,26	4,52	10,55	32,77	42,94	39,92
24/11/10	-3,60	13,75	16,04	53,36	55,32	41,90
25/11/10	-4,27	-0,85	12,80	46,94	50,36	55,48
26/11/10	-9,06	0,73	8,57	55,57	49,69	49,20
29/11/10	-6,36	-11,93	-6,36	49,30	39,76	39,36
30/11/10	-1,15	-4,58	0,46	41,24	46,28	51,78
06/04/11	-9,04	-8,32	15,19	64,38	70,52	65,10
07/04/11	-1,36	2,73	14,19	75,85	76,40	77,49
08/04/11	1,08	3,95	9,34	68,58	74,33	76,12
11/04/11	-4,10	5,56	10,54	71,74	70,57	73,21
12/04/11	-13,86	-5,98	-5,35	74,96	76,54	75,91
04/05/11	-5,26	10,01	9,26	71,84	69,09	68,09
05/05/11	-9,74	10,95	14,20	62,88	64,91	62,47
06/05/11	2,17	4,60	15,43	75,51	73,61	76,59
09/05/11	6,83	7,97	9,87	59,58	58,06	69,07
10/05/11	-3,58	-5,82	-4,92	65,32	68,46	70,25
Média	3,46	2,54	9,72	57,39a	57,76a	57,69a
Desvio Padrão	4,90	7,02	7,65	13,41	14,31	15,37
Coeficiente de Variação (%)	141,62	276,38	78,70	23,37	24,77	26,64
F	-	-	-		0,0 ^{ns}	
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG	-	-	-	64,57	64,94	64,87

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3.

TABELA 23. Eficiência de remoção de nitrato, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Eficiência de remoção de nitrato (%)						
Data da coleta	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
20/10/10	-7,16	-4,47	6,26	31,32	37,58	42,95
21/10/10	-1,59	0,68	8,19	37,77	24,35	28,90
22/10/10	-3,04	-8,10	5,06	31,90	34,43	35,95
25/10/10	-5,27	-7,03	6,59	53,63	51,43	43,52
26/10/10	-15,43	-9,50	5,93	49,26	43,92	36,20
24/11/10	-3,43	9,42	10,28	51,39	46,25	43,68
25/11/10	-10,58	-4,53	7,56	53,40	34,26	47,36
26/11/10	-10,22	-3,83	5,75	40,26	31,31	33,87
29/11/10	-4,51	-15,04	8,52	53,63	50,13	45,11
30/11/10	-14,25	-7,12	10,41	39,45	24,66	20,27
06/04/11	-1,20	-0,08	2,97	62,12	67,74	55,71
07/04/11	-2,40	7,55	8,92	71,72	65,97	59,74
08/04/11	-2,86	12,27	14,31	60,12	63,80	59,71
11/04/11	-4,51	10,03	18,05	58,15	54,64	49,62
12/04/11	-7,53	19,64	14,73	63,83	54,99	49,10
04/05/11	-2,95	8,51	11,09	67,03	65,93	63,35
05/05/11	-4,61	4,28	11,86	73,48	73,76	72,82
06/05/11	-3,21	8,82	12,02	64,13	70,54	67,74
09/05/11	-0,84	1,68	7,13	66,25	61,22	59,54
10/05/11	-5,29	6,43	8,32	59,74	57,09	62,38
Média	-5,54	1,48	9,20	54,43a	50,70a	48,88a
Desvio Padrão	4,15	8,85	3,70	12,69	15,49	13,76
Coeficiente de Variação (%)	0,75	-5,98	-0,40	-0,23	-0,31	-0,28
F	-	-	-	0,81 ^{ns}		
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG	-	-	-	62,15	58,42	56,60

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3.

Os baixos valores de eficiência nos TSC são reforçados por Altwater (2008), que afirma que os tanques sépticos quanto, à remoção de matéria orgânica, é moderada, devido a isso, sendo necessário um pós-tratamento. Tais parâmetros não são avaliados como indicativo do bom funcionamento deste tipo de sistema.

Santos (2009) avaliou um sistema sequencial de pós-tratamento por leitos cultivados compreendido por três unidades, duas de fluxo vertical (LCFV) em paralelo seguidos de um de fluxo horizontal (LCFH), ambos cultivados com *Typha sp.*, obtendo remoção de nitrogênio amoniacal de 57,8% e acréscimo de nitrato de 40% nos LCFV e indicação da ocorrência da nitrificação no LCFH com o crescimento 13% de nitrato.

Keffala e Ghrabi (2005) compararam os desempenhos de um sistema combinado composto por um leito plantado com *Phragmite* de fluxo vertical e outro com *Typha* de fluxo horizontal, combinada com um sistema não plantado para a remoção de nitrogênio e bactérias de águas residuais domésticas na Tunísia, obtendo remoção de nitrogênio Kjeldahl no sistema plantado de 5,0% a 27,0% e nitrogênio amoniacal de 6,0% a 19,0%.

Os resultados médios obtidos para remoção de NO_2^- e NO_3^- foram superiores aos citados, não havendo diferença significativa entre os LC1, LC2 e LC3. Tal fato pode ser associado a condições favoráveis para o processo de remoção, conforme os mecanismos de transformação de nitrogênio, como valores de pH na faixa de 7,0 a 8,0 e produção de alcalinidade nos leitos, favorecendo a denitrificação, conforme colocado por Cooper et al. (1996).

A Resolução Conama n.357 não cita limites de remoção de NO_2^- e NO_3^- para lançamento de efluentes, porém, a Resolução Conama n.20, define o limite de concentração máxima de NO_2^- com $1,0 \text{ mg L}^{-1}$. O NO_3^- que são tóxicos, podendo causar uma doença chamada metahemoglobinemia infantil, que é letal para crianças, com concentração máxima de $10,0 \text{ mg L}^{-1}$ em corpos hídricos de Classe 2. Ressalta-se que todos os valores avaliados na pesquisa estão abaixo dos limites especificados.

5.4.8 Fósforo total (PO_4^{3-})

O fósforo está presente nos efluentes nas formas orgânica, inorgânica complexa (polifosfatos), como aquelas utilizadas em detergentes, e ortofosfato inorgânico solúvel, este como produto final no ciclo do fósforo e a forma mais prontamente disponível para uso biológico.

Os valores médios de PO_4^{3-} nos pontos analisados nos anos de 2010 e 2011 são apresentados na Figura 32.

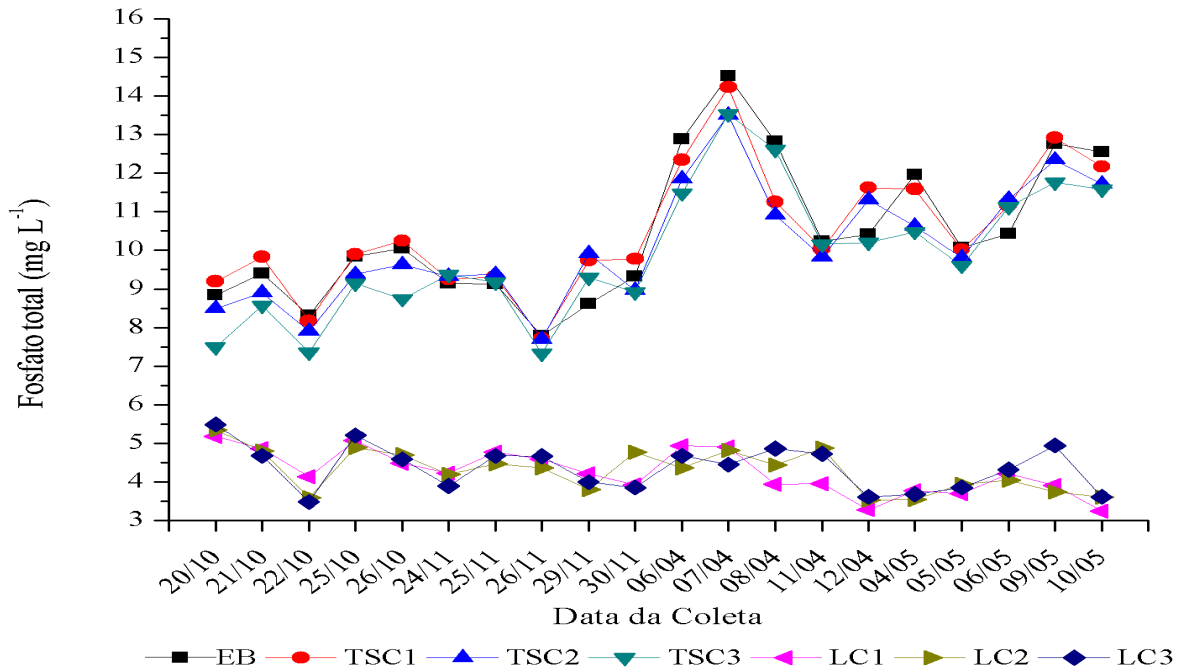


FIGURA 32. Variação dos valores de fosfato total (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos de 2010 e 2011.

No EB observa-se valores médios de PO_4^{3-} variando entre $8,80 \text{ mg L}^{-1}$ a $12,17 \text{ mg L}^{-1}$. Tais valores podem ser explicados pela contribuição dos esgotos sanitários da UnUCET e outros contribuintes, como: águas pluviais carreadoras de resíduos urbanos, resíduos humanos, detergentes sintéticos e produtos de limpeza doméstica. Segundo Metcalf e Eddy (1991), os esgotos sanitários geralmente apresentam entre 4 e 15 mg L^{-1} de fósforo, estando os valores encontrados dentro desta faixa.

Para TSC1, observa-se, assim como para o NO_2^- e NO_3^- , o aumento da concentração de PO_4^{3-} e acentuada diminuição nos TSC2 e TSC3.

Os valores médios de PO_4^{3-} para LC1, LC2 e LC3 foram $4,27 \text{ mg L}^{-1}$; $4,29 \text{ mg L}^{-1}$ e $4,37 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Segundo Valentim (2003), as formas potenciais de remoção de fósforo em sistemas naturais incluem o consumo pelas plantas, outros processos biológicos, adsorção e precipitação.

Os valores das eficiências de remoção do PO_4^{3-} , desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados são apresentadas na Tabela 24.

TABELA 24. Eficiência de remoção de fosfato total, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Data da coleta	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
20/10/10	-3,90	4,05	15,31	41,42	39,62	37,97
21/10/10	-4,52	5,36	8,89	48,28	48,98	50,25
22/10/10	1,60	4,80	11,35	50,21	56,76	58,04
25/10/10	-0,54	4,72	7,15	48,42	50,31	47,07
26/10/10	-1,98	4,10	12,96	55,26	53,15	54,34
24/11/10	-1,16	-2,03	-2,47	53,75	54,04	57,38
25/11/10	-2,04	-2,76	-0,58	47,72	50,92	48,73
26/11/10	0,85	1,19	5,80	41,10	43,83	40,08
29/11/10	-13,11	-15,11	-8,02	51,05	55,83	53,52
30/11/10	-4,84	3,84	4,41	57,94	48,83	58,66
06/04/11	4,13	7,94	10,83	61,58	66,02	63,65
07/04/11	1,92	6,96	6,77	66,18	66,83	69,30
08/04/11	12,22	14,92	1,66	69,30	65,36	62,05
11/04/11	1,95	4,02	0,78	61,27	52,31	53,74
12/04/11	-11,60	-8,54	2,04	68,46	66,04	65,27
04/05/11	3,11	11,11	12,33	68,41	70,30	69,19
05/05/11	0,53	2,64	4,61	63,29	60,92	61,71
06/05/11	-7,00	-8,53	-6,62	59,59	61,24	58,57
09/05/11	-1,25	3,23	7,81	69,35	70,60	61,22
10/05/11	2,96	6,57	7,73	74,12	71,26	71,16
Média	-1,13	2,42	5,14	57,83a	57,66a	57,09a
Desvio Padrão	5,60	6,98	6,35	9,85	9,33	9,11
Coefficiente de Variação (%)	495,57	288,43	123,54	17,03	16,18	15,96
F	-	-	-		0,03 ^{ns}	
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG (%)	-	-	-	60,55	60,38	59,81

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3.

Santos et al. (2009) construíram e operaram um modelo em bancada de um sistema de tratamento da água cinza oriunda do banho. Tal sistema foi composto por um tanque séptico, um filtro de argila expandida e um filtro de areia, sendo o escoamento por gravidade entre as unidades, e, com relação ao fósforo total, houve remoção do mesmo apenas no conjunto de filtração, com eficiência de 36,36%, uma vez que no tanque séptico não foi detectada a redução do parâmetro.

Nour (1996) recomenda que o efluente tratado por reatores anaeróbios compartimentados necessita de um processo de polimento para se atingir os padrões adequados de lançamento e não produzir a eutrofização do ambiente em que será disposto.

Os resultados de eficiência de remoção de PO_4^{3-} encontrados para TSC1, TSC2 e TSC3 foram 1,13%; 2,42% e 5,14%, respectivamente, reafirmando as observações já descritas das características dos TS, em relação à moderada eficiência de remoção de matéria orgânica, sendo sua principal função a sedimentação e remoção de materiais flutuantes.

Nos LC's, os valores médios de porcentagem de remoção de PO_4^{3-} foram de 57,83%; 57,66% e 57,09% para LC1, LC2 e LC3, respectivamente, não existindo diferença significativa para a avaliação de PO_4^{3-} .

Valores superiores foram avaliados por autores que utilizaram a mesma planta deste estudo, como Ceballos et al. (2000), que avaliou o desempenho de um sistema de leitos cultivados com *Typha sp.* na melhoria da qualidade microbiológica das águas de um córrego poluído tendo em vista a viabilização de seu uso na irrigação, verificando que o sistema teve reduções significativas de fósforo (71,4%).

Sezerino et al. (2002) avaliaram o potencial de quatro leitos cultivados no pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização que tratava dejetos de suínos. O sistema utilizou como meio suporte areia fina (areia # 1) e areia média (areia # 2). Em relação à redução de fósforo, obteve-se 84,0% para o leito com areia n # 1 e 57,0% para o leito com areia # 2.

Mansor (1998) avaliando durante seis meses de funcionamento o desempenho de quatro leitos cultivados, sendo dois cultivados com *Typha dominguensis* Pers. e com *Typha latifolia*, um cultivado com *Eleocharis fistulosa* e o último sendo o controle (sem cultivo) no pós-tratamento de efluentes provenientes de uma lagoa de estabilização, obteve melhores resultados para a remoção de fósforo nos leitos cultivados com *Typha dominguensis* Pers. comparado *Typha latifolia*, cujo valor foi igual a 86,4 %.

Uma consideração que pode ser feita é que o fósforo solúvel é facilmente absorvido pelos sistemas radiculares das plantas aquáticas e a fração pouco solúvel associa-se ao ferro, ao alumínio e ao cálcio, tornando-se pouco assimilável, bem como pelos microrganismos. Durante o experimento, os valores médios de pH nestes pontos foram em torno de 7,39 a 7,42, faixa que favorece a precipitação química de fósforo associado a compostos de cálcio, além dos significativos valores de alcalinidade (METCALF e EDDY, 1991).

Durante a realização da pesquisa, não foi realizada a poda da vegetação presente nos leitos, tal procedimento foi colocado em prática apenas no mês de junho/2011, onde a etapa das coletas para análise já haviam sido finalizadas. Segundo Reed et al. (1995), a retirada de fósforo pelas plantas pode ser significativa em sistemas de baixa taxa e fluxo superficial quando a colheita da vegetação é praticada rotineiramente. Nestes casos a colheita pode

representar de 20% a 30% da remoção de fósforo, porém a vegetação usada nos leitos cultivados não é considerada um fator significativo na remoção de fósforo, pois, se não for realizada a colheita, o fósforo retorna para o sistema aquático devido ao decaimento natural da vegetação. Tal fato foi confirmado por Sousa et al. (2004), monitorando um mesmo sistema por três anos, mostraram que a partir do segundo ano houve significativo decaimento da remoção de fósforo, fenômeno que, provavelmente, resulta da saturação do meio por este elemento.

Resultados inferiores foram avaliados por Mazzola (2003), que avaliou o desempenho de um RAC seguido por três unidades de leitos cultivados (dois cultivados por macrófitas e um sendo o controle no tratamento das águas residuárias. Nos leitos cultivados com *Typha sp.* foram observados os maiores índices de remoção de fósforo (30,0 %), Mazolla et al. (2005) que estudou desempenho de um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) de duas câmaras em série, seguido de três leitos cultivados de fluxo vertical por batelada, dois cultivados com macrófitas (gêneros *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*) e um utilizado como controle (não cultivado). O melhor desempenho de remoção de fósforo total foi obtido no leito vegetado com *Typha sp.* para os tempos de 72h e 96h, respectivamente, de 30% e 25%.

Souza e Bernardes (1996) desenvolveram um sistema de tratamento de esgoto doméstico de uma comunidade próxima a Brasília-DF por uma combinação de reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB) com pós-tratamento em três leitos cultivados, vegetados com *Typha sp.*, com remoção de fósforo de 40,0%. Calijuri et. al (2009) avaliaram uma ETE experimental composta por um reator UASB em escala real seguido de um sistema de leito cultivado de fluxo horizontal, composto por quatro unidades- em paralelo, construídas em alvenaria e tendo como meio suporte mescla de brita # 0 e brita # 1, cultivados com *Typha sp.* e *Brachiaria arrecta* durante três fases operacionais, a eficiência de remoção de fósforo total variou de 25% a 79%.

5.4.9 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Uma forma de medir a quantidade de matéria orgânica é através da DQO (Demanda Química de Oxigênio). Este ensaio laboratorial determina a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica presente numa amostra que seja oxidável pelo permanganato ou dicromato de potássio em solução ácida. A DQO engloba todos os tipos de demandas de oxigênio, incluindo a DBO. Além disso, permite respostas em apenas duas horas, tempo muito menor que a DBO.

Os valores médios de DQO analisados nos anos de 2010 e 2011 são apresentados na Figura 33.

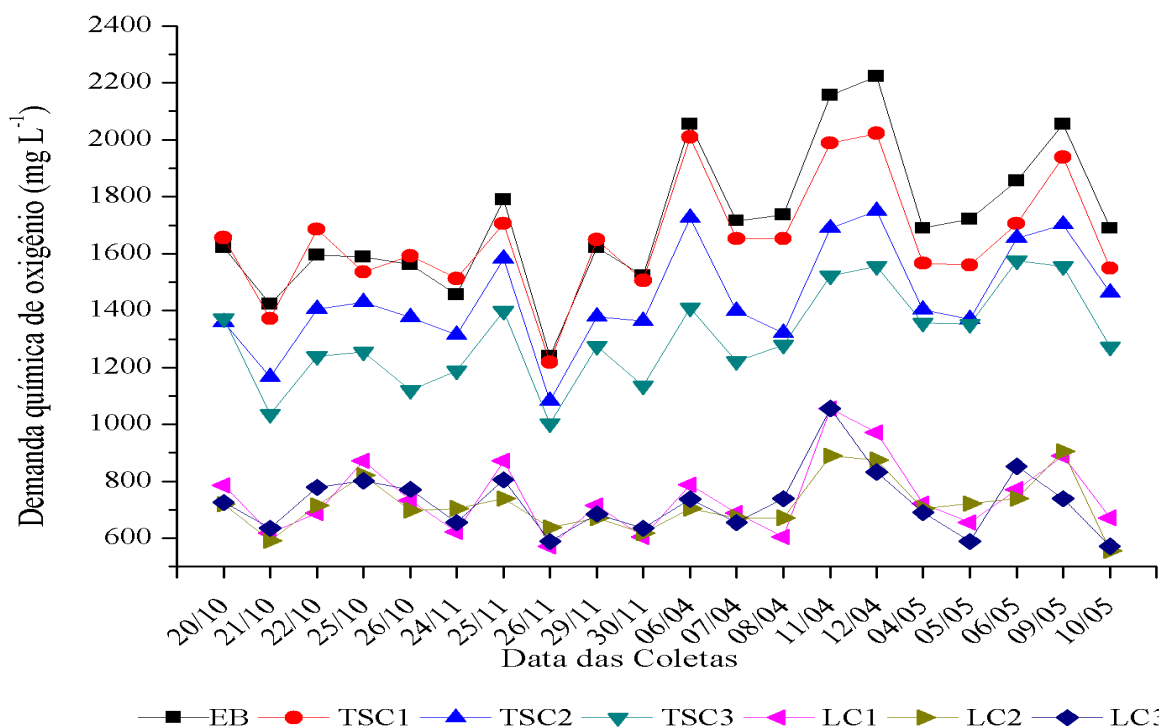


FIGURA 33. Variação dos valores de demanda química de oxigênio (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011.

As médias dos valores de DQO no EB variaram entre $1.525,33 \text{ mg L}^{-1}$ a $1.976,67 \text{ mg L}^{-1}$. Tais valores estão acima das faixas especificadas para esgoto doméstico por Sperling (2005) $450,0 \text{ mg L}^{-1}$ a $800,0 \text{ mg L}^{-1}$; Jordão e Pessoa (2009) $200,0 \text{ mg L}^{-1}$ a $800,0 \text{ mg L}^{-1}$ e Metcalf e Eddy (2003) 250 mg L^{-1} a 1000 mg L^{-1} , estando todas as análises realizadas acima destes valores. Tal fato pode ser explicado pela existência de várias edificações que contribuem para geração de água residuária na UnUCET e os resíduos dos laboratórios, sendo todo este encaminhados para ETE/UnUCET/UEG sem nenhum tipo de separação. Nos TSC, os valores médios de DQO foram $1.653,5 \text{ mg L}^{-1}$; $1.446,33 \text{ mg L}^{-1}$ e $1.305,83 \text{ mg L}^{-1}$ para o TSC1, TSC2 e TSC3, respectivamente.

Os valores médios de DQO nos LC1, LC2 e LC3 foram $745,17 \text{ mg L}^{-1}$; $718,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $727,17 \text{ mg L}^{-1}$; respectivamente. Sendo a DQO uma medida indireta de matéria orgânica, Copper et al. (1996) afirmaram que a remoção de material orgânico das águas residuárias em leitos cultivados de fluxo subsuperficial se processa basicamente através de mecanismos biológicos de decomposição aeróbia, com a utilização de oxigênio como acceptor final de elétrons (agente oxidante), e/ou por decomposição anaeróbia, em que os microrganismos

utilizam outros aceptores de elétrons que não seja o oxigênio (sulfato, nitrato, gás carbônico). A comunidade microbológica encontra-se dispersa nos interstícios do meio filtrante ou aderidos a ele, formando biofilme.

Os valores das eficiências de remoção da DQO, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados são apresentados na Tabela 25.

TABELA 25. Eficiência de remoção de demanda química de oxigênio, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (%)						
Data da coleta	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
20/10/10	-2,06	16,24	15,41	51,58	55,69	55,28
21/10/10	3,52	18,05	27,19	56,49	58,37	55,32
22/10/10	5,64	11,91	22,36	56,83	55,16	51,19
25/10/10	3,36	10,07	20,98	45,11	48,26	49,52
26/10/10	-1,92	11,95	28,38	53,14	55,27	50,58
24/11/10	3,89	9,62	18,32	57,26	51,53	54,97
25/11/10	4,66	11,55	21,80	51,25	58,70	54,98
26/11/10	1,61	12,65	19,11	53,82	48,44	52,48
29/11/10	-1,64	15,00	21,37	55,90	58,57	57,75
30/11/10	1,10	10,51	25,41	60,23	59,35	58,26
06/04/11	2,27	16,06	31,46	61,63	65,68	64,14
07/04/11	3,69	18,46	28,76	59,85	60,82	61,80
08/04/11	4,80	23,82	26,32	65,12	61,28	57,43
11/04/11	7,73	21,65	29,38	51,04	58,77	51,04
12/04/11	9,00	21,30	30,00	56,26	60,61	62,56
04/05/11	7,30	16,98	19,74	57,24	58,23	59,12
05/05/11	9,49	20,52	21,49	61,94	58,07	65,81
06/05/11	8,08	10,78	15,09	58,39	60,19	54,08
09/05/11	5,68	17,19	24,33	56,76	55,95	64,06
10/05/11	8,29	13,42	24,67	60,21	67,11	66,13
Média	3,27	15,39	23,58	56,50a	57,80a	57,32a
Desvio Padrão	4,50	4,30	4,78	4,61	4,75	5,28
Coeficiente de Variação (%)	137,61	27,94	20,27	8,16	8,22	9,21
F	-	-	-		0,36 ^{ns}	
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG (%)	-	-	-	64,69	65,99	65,51

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3

Analisando os valores médios de eficiência de remoção para TSC1, TSC2 e TSC3, tem-se a tendência do gradativo aumento da porcentagem de remoção no TSC3, concluindo-

se que a aplicação do conjunto de TSC aumenta as porcentagens de remoção para esta variável, assim como as demais variáveis apresentadas.

Comparando os resultados avaliados nesta pesquisa com diversos autores que projetaram, construíram e avaliaram a aplicabilidade do sistema de TS no tratamento de efluentes, valores superiores foram apresentados por Almeida et al. (2010) com 78,0%; Mazolla et al. (2005) com valores limitados a 50%; Silva e Nour (2005) com 73,7%; Moura et al. (2011) com 76,60% a 81,40% para um conjunto de tanque séptico-filtro anaeróbio; Ferraz et al. (2009) com valores entre 83% a 92% e Altvater et al. (2009) com 46,6%.

A baixa eficiência para variável DQO para o conjunto de TS pode ser explicada pelos diversos fatores já apresentados, como também a relação DQO/DBO com valor 2,97, sendo um indicativo da quantidade de matéria orgânica não biodegradável, uma vez que quanto maior for esta relação, maior característica de não biodegradabilidade é conferida ao esgoto e maiores as possibilidades do insucesso do tratamento biológico.

As médias de eficiência de remoção da DQO para LC1, LC2 e LC3 foram 56,50%, 57,80% e 57,32%; respectivamente, não existindo diferença significativa para avaliação da DQO. Esperavam-se maiores porcentagens de remoção nos LC's, visto que ocorreu a visível formação do biofilme no meio suporte e desenvolvimento das plantas, não obstante, a variabilidade e os altos valores de DQO no esgoto bruto (EB) pode ter afetado na remoção deste parâmetro.

Pode-se destacar diversas pesquisas onde valores superiores para remoção de DQO foram encontrados, como Kaseva (2004), estudando o desempenho de um sistema de leito cultivado de fluxo horizontal subsuperficial como pós-tratamento de reator UASB, na Tanzânia, observou desempenhos satisfatórios para remoção de alguns parâmetros, tal como a remoção de DQO com 56% para leito plantado com *Phragmites sp* e 61% para o leito plantado com *Typha sp*.

Almeida et al. (2007) obtiveram porcentagens de remoção de DQO situadas entre 88,0% e 89,5%; Schirmer et al. (2009) com 80,0%; Souza et al. (2004) com 70% a 86%, Brasil et al. (2005) com valores entre $87 \pm 3\%$ a $90 \pm 3\%$ e Almeida et al. (2010) com 81,1%.

5.4.10 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

Assim como a DQO, a DBO é um parâmetro representativo de matéria orgânica. Consiste num teste empírico que corresponde à diferença entre as concentrações de oxigênio no início e no fim de um período de incubação, em condições específicas do ensaio. A

temperatura de incubação é padronizada em 20°C e o tempo em 5 dias. Admite-se que neste as condições 80% da matéria orgânica carbonatada já estejam mineralizadas e começando a nitrificação. Uma oxidação total, em geral, leva cerca de 20 dias. O método de incubação com diluição aplica-se a águas superficiais poluídas, efluentes e águas residuárias que têm microorganismos próprios, mas não oxigênio suficiente para que após cinco dias de incubação, ainda haja oxigênio dissolvido na amostra.

Os valores encontrados na determinação desta variável nos anos de 2010 e 2011 são apresentados na Figura 34.

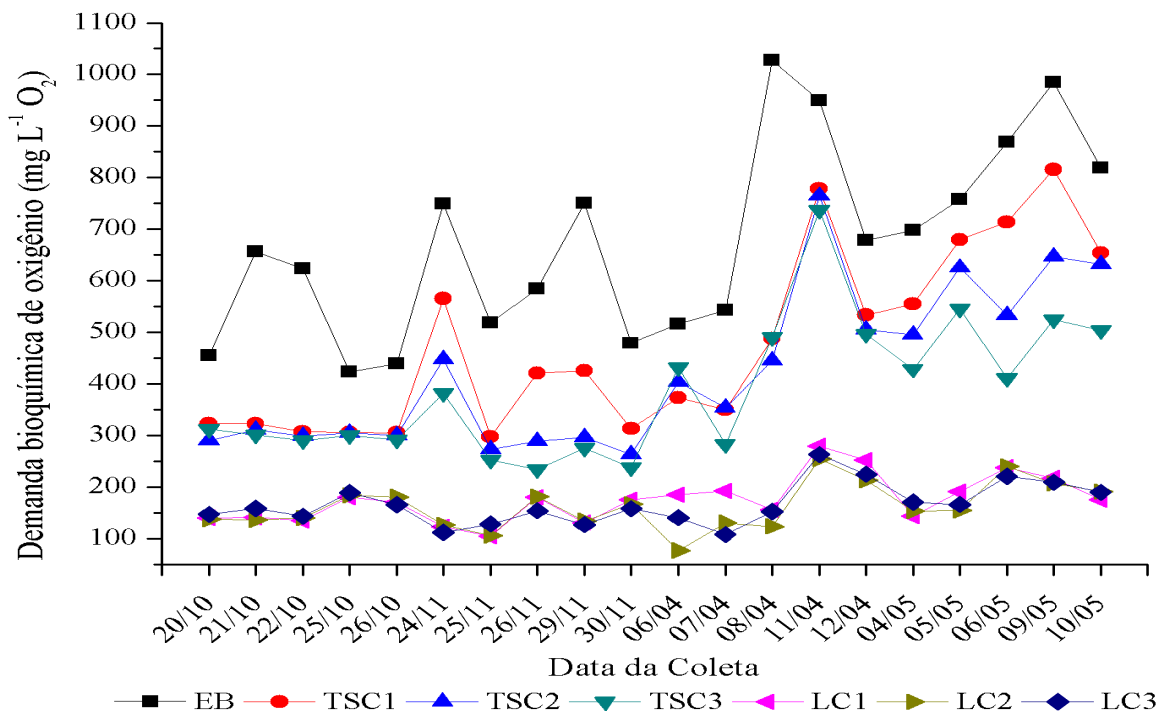


FIGURA 34. Variação dos valores de demanda bioquímica de oxigênio ($\text{mg L}^{-1}\text{O}_2$) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos 2010 e 2011.

No EB, os valores médios de DBO variaram entre 519,42 $\text{mg L}^{-1}\text{O}_2$ a 825,41 $\text{mg L}^{-1}\text{O}_2$, sendo superiores as faixas apresentadas por Sperling (2005) 250,0 $\text{mg L}^{-1}\text{O}_2$ a 400,0 $\text{mg L}^{-1}\text{O}_2$ e Jordão e Pessoa (2009) 100,0 $\text{mg L}^{-1}\text{O}_2$ a 400,0 $\text{mg L}^{-1}\text{O}_2$, novamente reforçando as afirmativas apresentadas sobre a variabilidade do esgoto gerado no local de estudo e implantação da ETE. Contudo, a tendência de diminuição gradativa da DBO nos TSC1, TSC2 e TSC3 é observada, onde a atuação da presença deste conjunto em série oferece melhores porcentagens de remoção da DBO.

Nos LC's, foram encontrados os valores médios de 175,43 $\text{mg L}^{-1}\text{O}_2$; 161,64 $\text{mg L}^{-1}\text{O}_2$ e 166,07 $\text{mg L}^{-1}\text{O}_2$ para LC1, LC2 e LC3, respectivamente.

A Tabela 26 apresenta os valores das eficiências de remoção da DBO, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados.

TABELA 26. Eficiência de remoção de demanda bioquímica de oxigênio, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Eficiência de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (%)						
Data da coleta	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
20/10/10	29,12	36,26	31,54	69,16	69,77	67,76
21/10/10	50,90	52,72	54,13	78,53	79,34	75,98
22/10/10	50,73	52,09	53,46	78,28	77,54	77,02
25/10/10	27,77	27,95	29,32	57,37	56,76	55,41
26/10/10	30,58	31,82	33,75	61,17	58,91	62,33
24/11/10	24,53	40,20	49,13	83,68	83,12	85,10
25/11/10	42,62	47,30	51,47	79,90	79,63	75,35
26/11/10	27,88	50,57	60,01	69,13	68,89	73,69
29/11/10	43,25	60,48	63,30	82,59	82,10	83,13
30/11/10	34,59	45,03	50,47	63,37	65,19	67,06
06/04/11	27,68	21,88	16,32	64,27	85,14	72,80
07/04/11	35,48	34,95	47,95	64,50	75,95	80,12
08/04/11	52,47	56,72	52,29	84,84	87,99	85,22
11/04/11	17,97	19,45	22,42	70,55	73,25	72,31
12/04/11	21,41	25,56	26,85	62,89	68,62	66,93
04/05/11	20,51	29,01	38,60	79,51	78,10	75,57
05/05/11	10,32	17,45	27,96	74,81	79,68	78,09
06/05/11	17,82	38,61	52,69	72,61	72,45	74,61
09/05/11	17,19	34,31	46,77	77,95	78,98	78,77
10/05/11	20,11	22,79	38,41	78,53	76,63	76,86
Média	30,15	37,26	42,34	72,68	74,90	74,21
Desvio Padrão	12,37	13,01	13,33	8,32	8,23	7,46
Coeficiente de Variação (%)	41,03	34,92	31,48	11,45	10,99	10,05
F	-	-	-		0,40 ^{DS}	
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG (%)	-	-	-	77,76	79,98	79,29

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3

A eficiência de remoção de DBO para TSC1, TSC2 e TSC3 foram 30,15%; 37,26% e 42,34%, respectivamente. Valores superiores foram encontrados por Andrade Neto et al. (1999), que afirmam que devido às várias fases da digestão anaeróbia, às correntes de convecção térmica e aos gases ascendentes, o lodo sedimentado e a espuma mudam de

densidade. Este fato, associado à turbulência de fluxo, fazem com que parte dos sólidos sedimentados e do lodo ativo misturem-se com a fase líquida, aumentando a eficiência do reator na remoção de matéria orgânica dissolvida, sugerindo eficiência de remoção de DBO situada entre 40% a 70%.

Jordão e Pessoa (2009) destacam que, as fossas sépticas de câmara única ou de câmaras sobrepostas têm eficiência na remoção de DBO na faixa de 30% a 50%. Já as de câmaras em série têm eficiência na faixa de 35% a 65%.

Brito e Gonçalves (1984) comparou o desempenho de sete fossas, quatro convencionais e três inovadoras (com modificações hidráulicas). Todos os tanques foram alimentados por esgoto sanitário, gradeado e bombeado, e recebiam a mesma vazão correspondente ao produzido por cinco pessoas. Segundo o pesquisador, as eficiências obtidas nos modelos inovadores variam entre 72% e 93% na redução da DBO.

Borges (2005) estudou a conformidade de tanques sépticos existentes na cidade de Araguari-MG e avaliou a eficiência de remoção DBO, com valores de 52%, embora o efluente ainda não atenda a legislação para lançamento em corpo aquático. Moura et al. (2011) constataram variações nas remoções de DBO com valores de 65,65% a 88,0% para o conjunto tanque séptico mais filtro anaeróbio.

Os fatores que podem ter influenciado para diminuir a eficiência de remoção de DBO no conjunto de TSC pode ser atribuído à qualidade do esgoto bruto na entrada do sistema, onde foi verificada a presença de materiais grosseiros, devido à inexistência do tratamento preliminar. Estes resíduos formaram uma crosta superficial, provavelmente dificultado a mistura neste ponto. Além deste fato, ressalta-se que, durante o funcionamento da ETE/UnUCET/UEG, implantada desde o ano de 2010, nunca foi realizada a retirada das sujidades presentes, podendo assim, dificultar o processo de digestão anaeróbia.

Com porcentagens de remoção média de 72,68%; 74,90% e 74,21% para LC1, LC2 e LC3, respectivamente, é possível visualizar que o meio de suporte não influenciou significativamente na remoção de DBO, não sendo verificada diferença significativa na avaliação da DBO.

Os relatos de diversas pesquisas apontam uma variabilidade da eficiência da remoção de DBO em leitos cultivados, podendo citar Gesberg et al. (1989) com eficiência de 74,0%, Oliveira et al. (2005) obtiveram valores médios de eficiência de remoção de 90,0%, Collaço (2001) com 45,06% no leito com brita # 3 e 46,20% no leito com pneu picado como meio suporte; Solano et al. (2004) obtiveram valores entre 63% e 93%.

Apesar das eficiências de remoção de DBO aqui apresentadas estarem de acordo com a variabilidade dos resultados citados por diversos pesquisadores, estes valores podem ter sido influenciados pelo TDH, onde o valor adotado nesta pesquisa foi de um dia, sendo o mais comumente encontrado na literatura entre 3 a 5 dias.

A resolução Conama n.430 estabelece os valores limites para o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários o valor máximo de $120 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$ para DBO, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, portanto, os resultados aqui avaliados atendem à legislação.

5.4.11 Coliformes Totais (CT) e Coliformes Termotolerantes (CTermo)

Para a avaliação das condições sanitárias da água, utilizam-se bactérias do grupo coliforme, que atuam como indicadores de poluição fecal, pois estão sempre presentes no trato intestinal humano de outros animais de sangue quente, sendo eliminadas em grandes números pelas fezes. A presença de coliformes na água indica poluição, com o risco potencial da presença de organismos patogênicos, e uma vez que são mais resistentes na água do que as bactérias patogênicas de origem intestinal.

A avaliação dos CT e CTermo foram realizadas em dez avaliações no ano de 2011, sendo ilustradas nas Figuras 35 e 36, respectivamente.

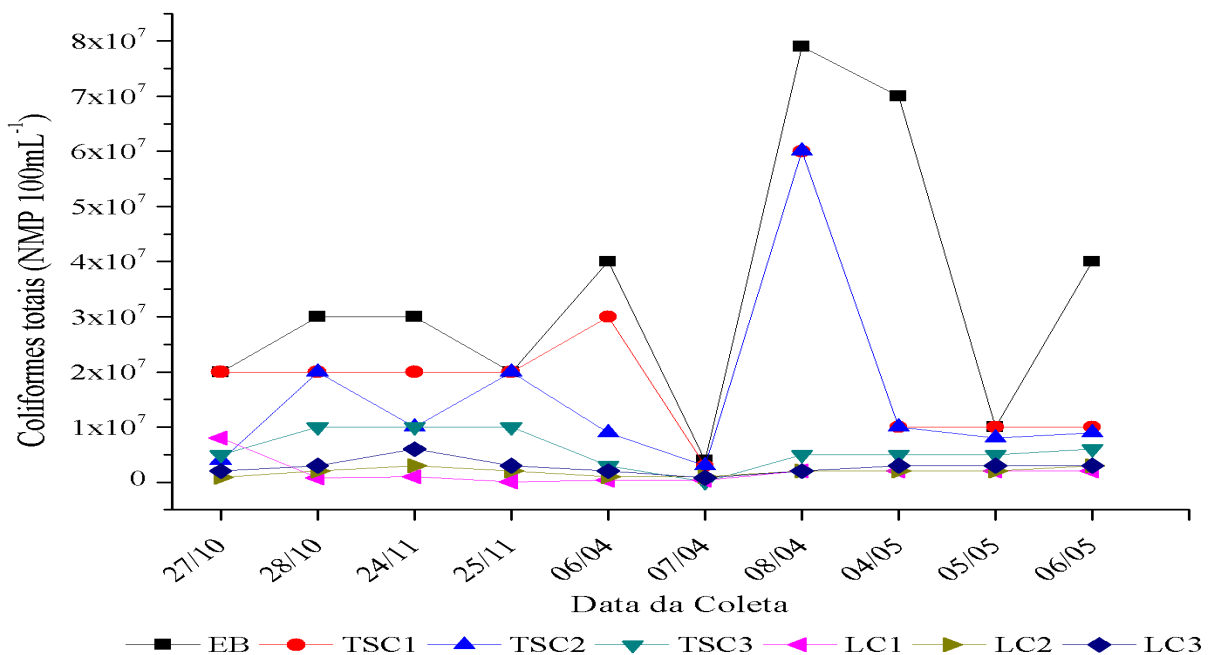


FIGURA 35. Variação dos valores de coliformes totais (NMP 100mL⁻¹) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG no ano de 2011.

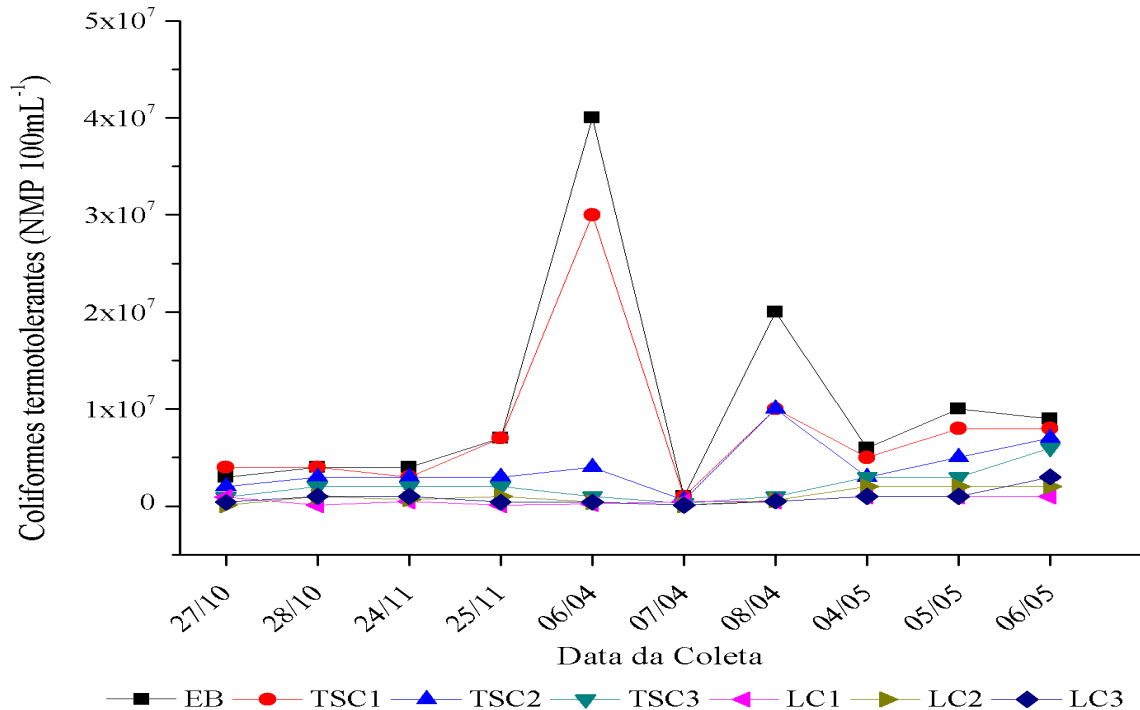


FIGURA 36. Variação dos valores de coliformes termotolerantes (NMP 100mL⁻¹) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG no ano de 2011.

As Tabelas 27 e 28 apresentam respectivamente os valores das eficiências de remoção de CT e CTermo, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados, respectivamente.

TABELA 27. Eficiência de remoção de coliformes totais, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Data da coleta	Eficiência de remoção de coliformes totais (%)					
	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
27/10/10	0,00	80,00	75,00	60,00	95,50	90,00
28/10/10	33,33	33,33	66,67	97,33	93,33	90,00
24/11/10	33,33	66,67	66,67	96,67	90,00	80,00
25/11/10	0,00	0,00	50,00	99,50	90,00	85,00
06/04/11	25,00	77,50	92,50	99,00	97,50	95,00
07/04/11	25,00	25,00	97,50	90,00	75,00	80,00
08/04/11	24,05	24,05	93,67	97,47	97,47	97,47
04/05/11	85,71	85,71	92,86	97,14	97,14	95,71
05/05/11	0,00	20,00	50,00	80,00	80,00	70,00

TABELA 27. CONTINUAÇÃO

06/05/11	75,00	77,50	85,00	95,00	92,50	92,50
Média	30,14	48,98	76,99	91,21a	90,84a	87,57a
Desvio Padrão	29,70	31,50	18,04	12,41	7,66	8,73
Coefficiente de Variação (%)	98,54	64,31	23,43	13,60	8,43	9,97
F	-	-	-	0,42 ^{ns}		
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG (%)	-	-	-	93,34	92,97	89,70

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3

TABELA 28. Eficiência de remoção de coliformes termotolerantes, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Eficiência de remoção de coliformes termotolerantes (%)						
Data da coleta	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
27/10/10	33,33	33,33	70,00	70,00	96,67	86,67
28/10/10	0,00	25,00	50,00	97,50	75,00	75,00
24/11/10	25,00	25,00	50,00	87,50	82,50	75,00
25/11/10	0,00	57,14	71,43	98,57	85,71	94,29
06/04/11	25,00	90,00	97,50	99,50	99,00	99,00
07/04/11	0,00	40,00	70,00	50,00	90,00	90,00
08/04/11	50,00	50,00	95,00	97,50	97,00	97,50
04/05/11	16,67	50,00	50,00	83,33	66,67	83,33
05/05/11	20,00	50,00	70,00	90,00	80,00	90,00
06/05/11	11,11	22,22	33,33	88,89	77,78	66,67
Média	11,44	44,27	65,73	86,28a	85,03a	85,75a
Desvio Padrão	21,99	20,34	20,40	15,60	10,65	10,67
Coefficiente de Variação (%)	192,22	45,94	31,03	18,08	12,52	12,44
F	-	-	-	0,02 ^{ns}		
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG (%)	-	-	-	96,30	95,05	95,77

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3

Analisando-se os valores apresentados nas tabelas acima para CT e CTermo, têm-se remoções substancialmente crescentes nos TSC1, TSC2 e TSC3, salvo algumas avaliações no TSC1, onde a porcentagem de remoção foi igual a zero.

Valores superiores de remoção de CT e CTermo em TS foram apresentados por Almeida et al. (2010) que obtiveram 99,9946% na contagem de CT; Moura et al. (2011) com remoções de até 99,9999 e 99,99% na população de coliforme total e coliforme fecal, respectivamente.

A variabilidade do fluxo populacional na UNUCET pode ter influenciado na avaliação deste parâmetro, pois, como os CT e CTermo são grupos presentes em grandes números nas fezes, o uso e a geração de resíduos nos banheiros pode aumentar ou diminuir estes valores.

As porcentagens de remoção de CT e CTermo estão de acordo com as afirmativas de Sperling (2005), que ressalta a eficiência moderada na remoção em TSC, necessitando de um pós-tratamento.

Para remoção de CT tem-se os valores de 91,21%; 90,84% e 87,57% e para CTermo tem-se 86,28%; 85,03% e 85,75% para LC1, LC2 e LC3, respectivamente, não havendo diferença significativa.

Meira et al. (2001) avaliaram a influência de dois tempos de detenção hidráulica (TDH de 5 e 10 dias), na remoção/biodegradação de alguns parâmetros entre eles, coliformes fecais em leitos cultivados de fluxo subsuperficial cultivados com *Typha sp.* e alimentados em batelada com água de manancial poluída com esgotos. Os autores verificaram que a redução de coliformes fecais ocorreu devido ao meio suporte e ao TDH.

Amêndola e Souza (2007) realizaram um estudo sobre a investigação teórica do processo de redução de coliformes em leitos cultivados, onde avaliaram o desempenho de cada um dos dois tipos de meio suporte, pedra britada e pneus picados, no processo de remoção de coliformes fecais e coliformes totais em leitos cultivados com *Typha sp.* No final da pesquisa concluíram que o leito cultivado com brita e pneu picado é mais eficiente que aquele só com brita na remoção de coliformes fecais e totais. Tal fato não foi observado com relação às porcentagens de remoção de CT e CTermo no presente estudo.

Resultados semelhantes foram avaliados por Abrantes (2010) com 87,0% de remoção de CT; Kaseva (2004) com variações de 43,0% a 72,0% e valores superiores foram citados por Dornelas (2008) com 95,8% para CT e 98,0% para CTermo, Kefalla e Ghrabi (2005) com 96,6% a 98,9% de remoção para CT e Brasil (2005) com eficiências de remoção que variaram entre 88,17% e 99,02% para CT, e entre 89,52% e 99,52% para CTermo.

Cunha (2006) afirma que o manejo adequado das partes aéreas das macrófitas pode evitar que haja um retorno da maioria dos nutrientes assimilados pelas plantas para a coluna d'água com a morte e decomposição das mesmas. Além deste aspecto, com a realização do manejo, libera-se superfícies livres para incidência de radiação, conseqüentemente, tem uma

redução dos coliformes e aumento da difusão de oxigênio atmosférico na água para posterior otimização dos processos aeróbios desenvolvidos pela planta e microorganismos aderidos ao meio de suporte.

A afirmativa citada pela autora em questão reforça a tendência de valores de remoção de coliformes abaixo do citado em inúmeros artigos, pois, no presente estudo, a realização da poda das macrófitas foi realizada após o término das etapas de coleta para análise físico-química e microbiológica.

A Resolução Conama n.357 determina o limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mL em 80% ou mais de pelo menos seis amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral, para corpos receptores de classe 2. Portanto, os valores de CTermo não atendem ao estabelecido pela resolução para emissão em corpos receptores de classe 2.

5.4.12 Sódio (Na^+)

Os valores encontrados na determinação de Na^+ nos anos de 2010 e 2011 são apresentados na Figura 37.

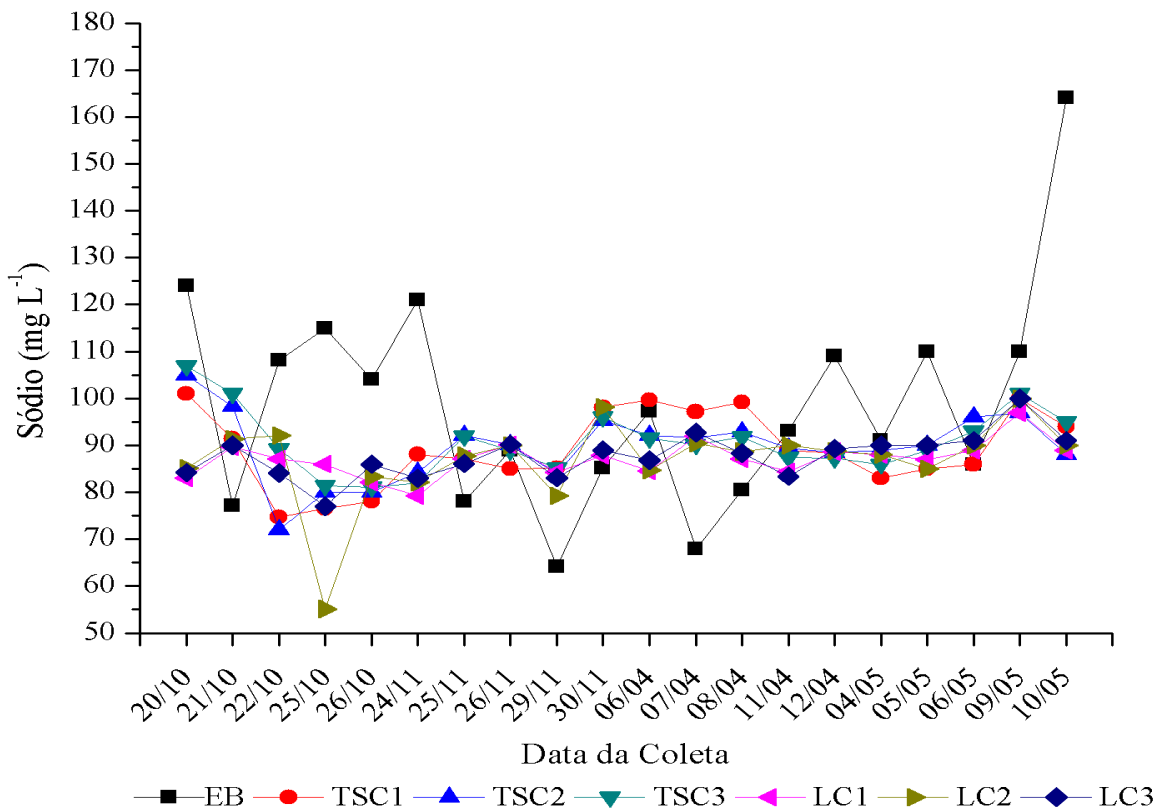


FIGURA 37. Variação dos valores de sódio (mg L^{-1}) durante o experimento nos sete pontos analisados na estação de tratamento de esgoto ETE/UnUCET/UEG nos anos de 2010 e 2011.

A Tabela 29 apresenta valores das eficiências de remoção Na^+ , desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total do sistema nos pontos analisados.

TABELA 29. Eficiência de remoção de sódio, desvio padrão, coeficiente de variação, teste de comparação de médias e eficiência total verificados na saída dos tanques sépticos compartimentados (TSC1, TSC2 e TSC3) e na saída dos leitos cultivados (LC1, LC2 e LC3).

Data da coleta	Eficiência de remoção de sódio (%)					
	TSC1	TSC2	TSC3	LC1	LC2	LC3
20/10/10	18,55	15,32	13,71	33,06	31,37	32,10
21/10/10	-18,39	-27,33	-30,83	-16,19	-18,26	-16,58
22/10/10	30,90	33,40	17,39	19,43	14,80	22,20
25/10/10	33,48	30,43	29,30	25,22	52,09	33,04
26/10/10	24,90	23,08	22,12	21,06	19,90	17,31
24/11/10	27,19	30,33	32,23	34,46	32,15	31,40
25/11/10	-11,65	-17,93	-17,80	-11,52	-12,42	-10,24
26/11/10	4,39	-1,35	0,00	-1,35	-1,24	-1,46
29/11/10	-32,76	-31,05	-32,76	-31,36	-23,71	-29,64
30/11/10	-15,28	-11,99	-12,81	-3,29	-15,28	-4,58
06/04/11	-2,57	5,25	5,86	12,96	12,86	10,70
07/04/11	-43,15	-34,90	-32,70	-35,35	-33,28	-36,52
08/04/11	-23,38	-15,55	-14,18	-8,33	-10,32	-9,83
11/04/11	4,51	3,97	6,02	9,34	3,33	10,42
12/04/11	18,90	18,81	19,91	18,62	18,53	18,07
04/05/11	8,79	2,20	5,49	3,30	3,30	1,10
05/05/11	22,73	18,18	19,09	20,91	22,73	18,18
06/05/11	0,00	11,63	-8,14	-3,49	-4,65	-5,81
09/05/11	9,09	11,82	8,18	11,82	9,09	9,09
10/05/11	42,68	46,34	42,07	45,73	45,12	44,51
Média	4,95	4,37	3,61	7,25a	7,31a	6,67a
Desvio Padrão	23,37	23,10	21,95	21,39	22,90	21,40
Coeficiente de Variação (%)	472,12	528,60	608,03	295,03	313,27	320,84
F	-	-	-	0,01 ^{ns}		
Eficiência total ETE/UnUCET/UEG (%)	-	-	-	6,49	6,55	5,91

Nota 1: Eficiência Percentual (EP) = ((entrada – saída) / entrada)*100;

Nota 2: Médias seguidas por mesma letra na horizontal não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade;

Nota 3: TSC1: tanque séptico compartimentado 1; TSC2: tanque séptico compartimentado 2; TSC3: tanque séptico compartimentado 3; LC1: leito cultivado 1; LC2: leito cultivado 2; LC3: leito cultivado 3

Os valores médios de Na^+ no EB variaram entre $87,4 \text{ mg L}^{-1}$ e $112,2 \text{ mg L}^{-1}$. Matos (2008) afirma que as águas residuárias são ricas em macro e micronutrientes e grande parte

desses nutrientes é disponibilizada apenas com a mineralização do material orgânico, exceção feita ao potássio e sódio, pois se considera que não estejam associados ao material orgânico e, portanto, não dependem da mineralização para serem disponibilizados no meio.

Com os resultados obtidos, observa-se a variabilidade das concentrações de Na^+ , como também na porcentagem de eficiência de remoção, o que pode ser explicado pela própria qualidade da água residuária, podendo ter contribuições de vestígios de reagentes de lavagem de vidrarias.

Verifica-se porcentagens de remoção média de 4,95%; 4,37% e 3,61% para TSC1, TSC2 e TSC3, respectivamente, concluindo-se que, o sistema de tratamento por TSC não atende aos requisitos de remoção de nutrientes, como já mencionado em outras etapas deste trabalho. Tal parâmetro não é relevante nos demais artigos, sendo este, pouco avaliado.

Segundo Valentim e Roston (1998), ainda há falta de estudos científicos, principalmente na área agrícola, onde ocorre com frequência a contaminação do solo, da água de superfície e subterrâneas, decorrentes do não tratamento de águas residuárias domiciliares e água gerada por atividade zootécnica, agravando-se ainda mais a situação pela falta de recurso financeiro, baixa instrução dos agricultores e falta de informações sobre a importância e gravidade da situação. Assim, é necessário tratar as águas residuárias, de forma simples e barata, utilizando materiais de fácil aquisição e construção, mão de obra não especializada, procurando após tratada, utilizar esta água para fins de irrigação.

Sandri et al. 2000 afirmaram que vários métodos de tratamento de água residuária podem ser utilizados para uma determinada aplicação agrícola, sendo um destes, a associação de tanque séptico modificado com leito cultivado com macrófitas. Estudos mostram que embora a remoção de matéria orgânica tenha se mostrado eficiente com este método, a presença de microrganismos é elevada, necessitando desta forma, de estudos mais detalhados quanto ao efeito no sistema solo-água-planta, antes de serem adotados com plena confiança, sob variadas condições climáticas, desenvolvimento de culturas, qualidade dos efluentes e método de irrigação.

Trani (2001) afirma que os valores máximos (níveis críticos) do sódio na água de irrigação estão entre 50 a 70 mg L^{-1} , os valores máximos para a concentração de Na^+ para diversas culturas deve estar entre 50 mg L^{-1} a 70 mg L^{-1} . Nesta pesquisa, os valores médios da concentração de Na^+ foram 87,2 mg L^{-1} , 87,0 mg L^{-1} e 87,8 mg L^{-1} para LC1, LC2 e LC3, respectivamente, estando superior a esta faixa.

A importância da análise desta variável está vinculada aos diversos estudos que estão sendo realizados com aplicação da água residuária da ETE/UnUCET/UEG em culturas na

área de pesquisa do Mestrado em Engenharia Agrícola da UEG, sendo esta avaliação fonte de informação para demais acadêmicos.

5.4.13 Cobre (Cu), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Prata (Ag) e Cobalto (Co)

Os resultados das análises dos elementos cobre, chumbo, cromo, níquel, prata e cobalto, realizados nos meses outubro e novembro de 2010 e abril e maio de 2011 são ilustrados na Tabela 30.

TABELA 30. Valores das análises de cobre, chumbo, cromo, níquel, prata e cobalto.

Elemento (mg L ⁻¹)						
26/10/2010	Cr	Pb	Cu	Ni	Ag	Co
EB	<0,010	0,047	0,031	0,024	0,036	0,017
TSC1	<0,010	0,039	0,022	0,02	0,038	0,013
TSC2	<0,010	0,034	0,018	0,017	0,031	0,011
TSC3	<0,010	0,12	0,047	0,045	0,016	0,032
LC1	<0,010	0,035	0,022	0,018	0,01	0,014
LC2	<0,010	0,024	<0,010	0,015	<0,010	0,011
LC3	<0,010	0,018	<0,010	0,013	<0,010	<0,010
30/11/2010	Cr	Pb	Cu	Ni	Ag	Co
EB	<0,010	0,022	0,023	0,014	<0,010	0,011
TSC1	<0,010	0,021	0,029	0,014	<0,010	0,011
TSC2	<0,010	0,021	0,022	0,013	<0,010	0,011
TSC3	<0,010	0,019	0,023	0,011	0,012	0,011
LC1	<0,010	0,018	0,012	0,011	<0,010	0,01
LC2	<0,010	0,016	0,013	0,011	<0,010	0,01
LC3	<0,010	0,017	0,013	0,011	<0,010	0,01
12/04/2011	Cr	Pb	Cu	Ni	Ag	Co
EB	<0,010	0,02	0,019	0,011	0,02	0,012
TSC1	<0,010	0,02	0,024	0,012	0,011	0,011
TSC2	<0,010	0,017	0,019	0,018	0,041	0,011
TSC3	<0,010	0,018	0,016	0,012	0,016	0,012
LC1	<0,010	0,015	0,012	0,011	<0,010	0,011
LC2	<0,010	0,017	<0,010	0,012	<0,010	0,011
LC3	<0,010	0,017	0,011	0,011	<0,010	0,011
10/05/2011	Cr	Pb	Cu	Ni	Ag	Co
EB	<0,010	0,018	0,018	0,013	<0,010	0,013
TSC1	<0,010	0,022	0,032	0,014	<0,010	0,011
TSC2	<0,010	0,018	0,021	0,012	<0,010	0,011
TSC3	<0,010	0,021	0,02	0,011	<0,010	0,011
LC1	<0,010	0,015	0,013	0,011	<0,010	0,011
LC2	<0,010	0,013	0,018	0,011	<0,010	0,011
LC3	<0,010	0,01	0,011	0,011	<0,010	0,011

A Resolução Conama n.430 estabelece limites máximos para lançamento dos efluentes de qualquer fonte poluidora para estes elementos: $0,1 \text{ mg L}^{-1} \text{ Cr}^{+6}$ e $1,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ Cr}^{+3}$; $0,5 \text{ mg L}^{-1} \text{ Pb}$; $1,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ Cu}$; $2,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ Ni}$; não especificando limite para Ag e Co.

Observados os resultados, têm-se concentrações abaixo do especificado pela resolução. Ressalta-se a importância da avaliação destes elementos, que demonstra não haver contaminação do esgoto gerado na UnUCET por possíveis cargas provindas dos laboratórios. Sugere-se, para trabalhos futuro, uma avaliação mais detalhada destes elementos, com inclusão de análise de metais pesados no lodo sedimentado no conjunto de TSC a fim de confirmar a presença e/ou inexistência destes.

A investigação de metais pesados no Brasil é citado por Melo Júnior et. al. (2011), onde avaliou a remoção de metais pesados em esgoto doméstico com uso de leito cultivado com *Typha sp* e *Eleocharis sp* acompanhando o grau de remoção destes e outros elementos químicos numa estação piloto de tratamento baseado no uso de leitos cultivados.

Ghani et al. (2009) avaliaram a capacidade do pó das folhas de *Typha domingensis* para a descontaminação de alumínio, ferro, zinco e chumbo em solução aquosa em escala de laboratório, aplicando cinética e modelagem de equilíbrio com aplicação dos mecanismos cinéticos de primeira e segunda ordem. As avaliações foram melhor descritas pela cinética de segunda ordem. Os resultados obtidos mostraram que o pó das folhas de *Typha domingensis* pode facilmente ser encarada como um biossorvente de metais, sendo de custo baixo e aplicáveis em sistemas aquáticos.

Escosteguy et al. (2008) avaliaram a capacidade de extração de nutrientes das macrófitas taboa (*Typha sp.*) e junco (*Eleocharis sp.*), cultivadas em monocultivo e consorciadas, em meio contendo brita e lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos e concluíram que, em geral os teores e as quantidades extraídas de nutrientes por planta e por área não variaram entre o monocultivo e o consórcio, exceto as quantidades extraídas por área de P, K e Zn, que foram maiores no consórcio. As quantidades de nutrientes extraídas variaram de acordo com o teor deles na parte aérea e a quantidade de nutrientes extraídos do lixiviado pela taboa foi expressiva, principalmente de K, N e Mn.

5.5 AVALIAÇÃO DA ALTURA E PROFUNDIDADE DA RAIZ

As observações quanto ao crescimento das macrófitas e tamanho da raiz nos leitos cultivados com cascalho natural (LC1), brita # 2(LC2) e cascalho lavado (LC3) são apresentados na Tabela 31.

TABELA 31. Média da avaliação da altura e tamanho da raiz das macrófitas nos leitos cultivados com cascalho natural (LC1), brita # 2(LC2) e cascalho lavado (LC3).

	Altura (m)			Tamanho da Raiz (m)		
	LC1	LC2	LC3	LC1	LC2	LC
Média	1,66	1,89	1,72	0,20	0,18	0,18

Os valores médios de altura das plantas confirmam citações de autores, como Bianco et al. (2003) que estabelecem que a macrófita do gênero *Typha domingensis* pode atingir até 3 m de altura, quando nativa da América do Sul; Almeida et al. (2007) que cita a taboa descrita na literatura com folhas de 2 m ou mais e Souza (2003) que avaliou a altura média da espécie *Typha domingensis* após cinco meses de plantio e obteve valores de 2,10 m.

Quanto à profundidade da raiz, os valores estão próximos aos avaliados por Brasil et al. (2007) com profundidades médias de raízes da espécie *Typha sp.* de 0,25 m; 0,27 m e 0,28 m, Souza (2003) verificou 0,25 m de comprimento para raízes da mesma espécie em estudo. Os valores são reportado por Reed et al. (1995) como máximo para a espécie de 0,3 m do estrato do meio suporte que mostrou-se compatível com o desenvolvimento radicular dessa espécie vegetal.

5.6 PRODUÇÃO DE MASSA SECA

Os valores de produção de massa seca obtida após a poda das macrófitas nos leitos cultivados cascalho natural (LC1), brita # 2(LC2) e cascalho lavado (LC3) são apresentados na Tabela 32.

TABELA 32. Produção de massa seca nos leitos cultivados com cascalho natural (LC1), brita # 2 (LC2) e cascalho lavado (LC3).

Leito Cultivado	Área total de cada LC (m ²)	Massa Seca (kg)	Massa Seca por m ² (Kg)	Total
LC1	12	9,34	0,78	26,7 Kg
LC2		8,6	0,72	
LC3		8,76	0,73	

Resultados semelhantes foram avaliados por Brasil et al. (2007) que estudaram o desempenho da macrófita taboa (*Typha sp.*) e a remoção de nutrientes, cultivada em quatro sistemas alagados construídos (SAC), utilizados no tratamento de efluente doméstico, proveniente de tanque séptico, e obtiveram uma produção de biomassa média de 67,76 kg de matéria seca para os 96 m² das quatro unidades plantadas com a mesma planta deste estudo.

Mazzola (2003) avaliou a produção de biomassa entre as duas macrófitas, a *Typha sp*, que produziu o correspondente a 9 kg e a *Eleocharis sp* que teve uma produção correspondente de 1 kg de biomassa seca em leitos com área de 1,76m². A *Typha sp* teve uma produção de biomassa cerca de 10 vezes maior que a *Eleocharis sp*.

Silva (2010) avaliou o desempenho de um sistema de tratamento de resíduos líquidos de laticínios utilizando um sistema composto por caixas de gordura, reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados de fluxo subsuperficial vegetado com *Typha sp*. e como meio suporte brita n.1, sob diferentes tempos de detenção hidráulica. No presente estudo, a autora obteve a produção de massa seca total após 344 dias de plantio, no LC1 com 5,0 m² de área 27,22 kg de massa seca e no LC2 com 7,6 m² o valor de 5,51 kg.

6 CONCLUSÕES

1. O conjunto de TSC demonstrou melhor eficiência de remoção dos parâmetros: ST, STF, SST, Turbidez e DBO, não demonstrando capacidade considerável de remoção de DQO, NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} e Na^+ .
2. Os LC1, LC2 e LC3 obtiveram eficiências de remoção semelhantes para todos os parâmetros avaliados, demonstrando ser o cascalho lavado e o cascalho natural novas alternativas de utilização de meios de suporte em leitos cultivados.
3. Os parâmetros pH, turbidez e DBO nos LC1, LC2 e LC3 se adéquam aos padrões de condições de lançamento de efluentes para água de classe 2 conforme Resoluções Conama n.430/2011 e n.357/2005.
4. Os coliformes termotolerantes não atendem ao estabelecido pela Resolução Conama n.357/2005 para emissão em corpos receptores de classe 2.
5. Os metais pesados não apresentaram valores superiores aos padrões de condições de lançamento de efluentes apresentados nas Resoluções Conama n.430/2011 e n.357/2005.
6. Os valores de Na^+ nos LC1, LC2 e LC3 estão acima do especificado como níveis máximos para diversas culturas.
7. A altura média das macrófitas, tamanho da raiz e a produção de massa seca estão equiparáveis às demais pesquisas realizadas com leitos cultivados utilizando a taboa.

7 RECOMENDAÇÕES

Para a execução de trabalhos futuros, recomenda-se:

1. Avaliar a quantidade de sólidos e lodo formado nos TSC para cálculo de TDH real.
2. Avaliar a evapotranspiração nos LC.
3. Realizar trabalhos de avaliação dos metais pesados com maior frequência de coleta.
4. Realizar análises de compostos de nitrogênio e fósforo nas folhas dos LC.
5. Instalar um dispositivo de vazão na entrada do sistema de tratamento.
6. Verificar a utilização de maiores TDH's nos LC's.
7. Desenvolver um sistema de tratamento preliminar, a fim de remover os sólidos grosseiros e evitar a obstrução dos canos que transportam o esgoto até a ETE/UnUCET/UEG.
8. Realizar o estudo da estrutura hidráulica da UnUCET para verificar a possibilidade de separação das águas residuárias geradas nos laboratórios, especialmente os de química e biologia.

8 REFERÊNCIAS

ABNT. **Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais**. NBR - 13969, São Paulo/SP, 1997. 15p.

ABNT. **Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais**. NBR7229, São Paulo/SP, 1993. 18p.

ABNT. **Projetos de redes coletoras de esgoto sanitário**. NBR 9649, São Paulo/SP, 1986. 7p.

ABRANTES, L. L. M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***. 2010. 141p. (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia.

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P. Estudo comparativo do reator UASB e do reator anaeróbio compartimentado seqüencial no tratamento de esgoto sanitário. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 27, 2000. Porto Alegre. **Anais....** São Paulo: AIDIS. 2000. 9p.

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v.37, n.1, p.1-9, mar. 2007. Disponível em: <<http://www.agro.ufg.br>>. Acesso em: 9 mar. 2011.

ALMEIDA, R. A.; PITALUGA, D. P. S.; REIS, R. P. A. Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico. **Revista Biociências, UNITAU**, v.16, n.1, 2010.

ALTVATER, P. K. **Avaliação do desempenho de um tanque séptico modificado e tratamento complementar**. 2008. 95p. (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

ALTVATER, P. K.; SANTOS, D. C.; MANNICH, M. Sistema biológico alternativo para pós-tratamento de esgoto. **Revista DAE**, n.181, p.23-32, 2009.

AMENDOLA, M; SOUZA, A. L. Investigação teórica do processo de redução de coliformes em leitos cultivados. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.11, n.6, p.637-643, 2007.

ANDRADE NETO, C. O. de; ALÉM SOBRINHO, P.; SOUZA MELO, H. N. de; AISSE, M. M. "Decanto-Digestores". In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**, 1999, Programa PROSAB, capítulo 5, Rio de Janeiro, ABES-RJ.

APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21^a ed., Washington D.C., USA, American Public Health Association, 2005.

APILÁNEZ, I., GUTIÉRREZ, A.; DÍAZ, M. Effect of surface materials on initial biofilm development. **Bioresource Technology**, v.66, p.225-230, 1998.

BARRETO, C. O. **Eficiência de leito de macrófitas como unidade de polimento de efluente de indústria de aditivos para ração**. 2005. 53p.(Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade de Campinas, Campinas, SP.

BAVOR, H. J.; ROSER, D. J.; ADCOCK, P. W. "Challenges for the development of advanced constructed wetlands technology." **Water Science and Technology**, v.32, n.3, p. 13-20, 1995.

BENDIX, M.; TORNBJERG T.; BRIX, H. Internal gas transport in *Typha latifolia* L. and *Typha angustifolia* L. 1. Humidity induced pressurization and convective throughflow. **Aquatic Botany**, v.49, p.75-89, 1994.

BIANCO, S.; PITELLI, R. A.; PITELLI, A. M. C. M. Estimativa da área foliar de *Typha latifolia* L. usando dimensões lineares do limbo foliar. **Planta Daninha**, v.21, n.2, p. 257-261, 2003.

BORGES, K. L. **O uso de tanques sépticos na cidade de Araguari-MG**. Trabalho Técnico apresentado na 35ª Assembléia Nacional da ASSEMAE. Belo Horizonte: ASSEMAE, 2005.

BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico**. 2005. 160p. (Doutorado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento de esgoto doméstico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.09, p.133-137, 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha sp*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n.03, p.266-272, 2007.

BRASKERUD, B.C. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. **Ecological Engineering**, n.18, p.351-370, 2002.

BRITO, L. P.; ANDRADE NETO, C. O.; LUCAS FILHO, M.; SILVA, D. A.; LIMA, A. D. Estudo Comparativo da Eficiência de um Wetland e um Filtro Biológico Anaeróbico na Remoção de Sólidos Suspensos, DBO e DQO. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: CBESA, 2005, 7p.

BRITO, E. R.; GONÇALVES, F. B. "Fossa séptica de Elevada Redução de DBO". **Revista Engenharia Sanitária**, v.23:4, p.414-420, 1984.

BRIX, H. Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v.35, p.11-17, 1997.

CALIJURI, M.L. et al. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14 n.3, p.421-430, 2009.

CAMPOS, J. R. (coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES, 1999.

CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; SOUSA, J. T.; OLIVEIRA, H.; GUIMARÃES, A. O.; KONIG, A. Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27, 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: AIDIS, 2000. I032, CD-ROM. 6p.

CHERNICHARO, C. A. DE L. **Reatores anaeróbios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, Belo Horizonte/MG, v.5, 1997.

CHERNICHARO, C. A. DE L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007. v.5, 379p.

COLLAÇO, A. B. **Uso de pneu “picado” como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional**. 2001. 77p. (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

COLLAÇO, A. B.; ROSTON, D. M. O uso de pneus picados como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Ambiental**, v.3, n.1, p.21-31, 2006.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n.357 de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2005. 23p.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n.430 de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2011. 8p.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n.20 de 18 de junho de 1986. **Diário Oficial da União**, Brasília, 1986.16p.

COOPER, P. F., JOB, G. D., GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: WRc plc. 184p., 1996.

CUNHA, C. A. G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. 2006. 157 p. (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Universidade de São Paulo, São Paulo.

DORNELAS, F. L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2008. 94p. (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

ESCOSTEGUY, P. A.V. et al. Extração de nutrientes por macrófitas cultivadas com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, n.32, p.853-860, 2008.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro. Editora Interciência, 1998. 602 p.

FERRAZ, F. M.; BRUNI, A.; BIANCHI, V. L. DEL. Performance of an anaerobic baffled reactor (EB) in treatment of cassava wastewater. **Brazilian Journal of Microbiology**, v.40, p.48-53, 2009.

FORRESTI, E. **Notas da aula de Processos e Operações em Tratamento de Resíduos SHS-705**. Pós Graduação em Hidráulica e Saneamento na Escola de Engenharia de São Carlos, 1998.

FORRESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P.F.F. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. **Fundamentos do tratamento anaeróbio**. Capítulo 2. PROSAB, ABES, Rio de Janeiro, 1999.

GARNET, K.N.; MEGONIGAL, J.P.; LITCHFIELD, C.; TAYLOR, G.E. Physiological control of leaf methane emission from wetland plants. **Aquatic Botany**, v.81, p.141-155, 2005.

GENEVIERE, M.C.; DUTHIE, H.C., TAYLOR, W.D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. **Aquatic Botany**, v.59, p.195-215, 1997.

GESBERG, R. M.; STEPHEN, R. L.; BRENNER, R.; ELKINS, B. V. Integrated wastewater treatment using artificial wetlands: A gravel march case study. In: **Hammer, D. A.** (Ed). **Constructed wetland for waste water treatment: municipal, industrial e agricultural**. Michigan: Lewis Publishers, INC. 1989.

GHANI, N. T. A. et al. *Typha domingensis* leaf powder for decontamination of aluminium, iron, zinc and lead: Biosorption kinetics and equilibrium modeling. **International Journal Environment Science Technology**, v.6, p.243-248, 2009.

GONÇALVES, F.B.; SOUZA, M. **Disposição oceânica de esgotos sanitários: história, teoria e prática**. Multiservice Engenharia. Associação Brasileira Sanitária e Ambiental-ABES. Rio de Janeiro. 1997

GRADY Jr, W.; DAIGGER, G.; LIM, H. **Biological Wastewater Treatment**. 2.ed, Marcel Decker, Basel, Suíça, 1999. 1076p

GUIOT, S. R. A structured model of the anaerobic granule consortium. **Water Science and Technology**, n.25, p.1561-1567. 1997.

GUNTENSPERGEN, G. R.; STEARNS, F.; KADLEC, J. A. "Wetland vegetation". 1st International Conference on Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Anais...** Chattanooga – Tennessee/USA, v.1, n.5, p.73-88, 1988.

HABERL, R.; GREGO, S.; LANGERGRABER, G.; KADLEC, R.H.; CICALINI, A.R.; DIAS, S. M.; NOVAIS, J.M.; AUBERT, S.; GERTH, A.; THOMAS, H.; HEBNER, A. Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. **Journal Soils Sediments**, v.3, p.109-124, 2003.

HAMMER, D. A. (editor); **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural**, 831p. Lewis Publishers, 1989.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Avaliação sazonal da biomassa da macrófita aquática *Eichhornia azurea* em um rio de águas brancas da bacia hidrográfica do rio Itanhaém (litoral sul do estado de São Paulo, Brasil). **Hoehnea**, v.30, p.71-77, 2003.

HUSSAR, G. J. et al. Tratamento da água de escoamento de tanque de piscicultura através de leitos cultivados. **Engenharia Ambiental**, v.2, n.1, p.46-59, 2005.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Comunicação Social**. 2002. Disponível em:
<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/27032002pnsb.shtm>. Acesso em: 9 mar. 2011.

ITRC. **Interstate Technology e Regulatory Council. Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands**. New Jersey: ITRC, 2003. 199 p.

IWA Specialist group on the use of macrophytes in water pollution control, Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation – scientific and technical report n.8. London – UK. **IWA Publishing**. 2000. 156p.

JOLY, A. B. **Botânica: Introdução à taxonomia vegetal**. 5. ed. Companhia Editora Nacional, 1979. 777 p.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

KADLEC, R.H., R.L. KNIGHT. **Treatment wetlands**. CRC Press, Boca Raton, FL, 1996.

KADLEC, R. H. “Overview: surface flow constructed wetlands”. **Water Science and Technology**, v.32, n.3, p.1-12, 1995.

KASEVA, M.E. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pretreated wastewater – a tropical study. **Water Research**, v.37, p.681-687, 2004.

KAYSER, K.; S. KUNST. Processes in vertical-flow reed beds: Nitrification, oxygen transfer, and soil clogging. **Water Science and Technology**, v.51(9), p.177–184, 2005.

KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. **Desalination**, v.185, p.383-389, 2005.

KIRK, J.T.O. **Light and photosynthesis in aquatic ecosystems**. Cambridge University Press, Cambridge. 509p., 1994.

KIVAISI, A.K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. **Ecological Engineering**, v.16, p.545-560, 2001.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K.; HEINSS, U.; MONTANGERO, A.; STRAUSS, M. Septage dewatering in vertical-flow constructed wetlands located in the tropics. **Water Science Technology**, v.44, n.2-3, p.181-188, 2001.

KOUKI, S.; M'HIRI, F.; SAÏDI, N.; BELAÏD, S; HASSEN, A. Performances of a constructed wetland treating domestic wastewaters during a macrophytes life cycle. **Desalination**, v.248, p.131-146, 2009.

LAMBERS, H.; CHAPIN, F.S.; PONS, T.L. **Plant physiological ecology**. New York: Springer Verlag, 1998. 540p

LANGERGRABER, G.; R. HABERL. Constructed wetlands for water treatment. **Minerva Biotechnology**, v.13, p.123-134, 2001.

LANGERGRABER, G.; HARBERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.48, n.5, p.25 - 34, 2003.

LANGERGRABER, G.; R. HABERL. Application of constructed wetland technology in EcoSan systems. Proceedings: **IWA World Water Congress**, CD-ROM, 4th, Marrakech, Morocco. International Water Association, London, 2004.

LARSEN, T.A.; HARREMOËS, P. Degradation mechanisms of colloidal organic matter in biofilm reactors. **Water Research**, v.28(6), p.1443-1452, 1994.

LEITÃO, R. C. et al. Sedimentabilidade do lodo de reatores UASB. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. **Anais...** Rio de Janeiro: CBESA, 2005. 7 p.

LEME, E. J. DE ARRUDA. **Manual de Tratamento de Águas Residuárias**. São Carlos, Ed. UFSCAR, 2010.

LIN, Y.F, JING, S.R., LEE, D.Y., CHANG, Y.F., CHEN, Y.M., SHIH, K.C. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution**, v.134, p.411-421, 2005.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. 3. ed. Nova Odessa, SP. Instituto Plantarum de Estudos da Flora Ltda, 2000. 608 p.

MANSOR, M. T. C. **Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. 1998. 106p. (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas Campinas.

MATOS, A. T. **Tratamento de resíduos na pós-colheita do café**. In: Borém, F. M. (Org.). **Pós-colheita do café**. 1. ed. Lavras-MG: UFLA, cap. 6, p.159-201, 2008.

MAZZOLA, M. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado**. 2003. 98p. (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MAZZOLA, M. et. al. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.2, p.276-283, 2005.

MEIRA, C. M. B.; CEBALLOS, B. S. O.; OLIVEIRA, H.; SOUZA, J. T.; KÖNIG, A. Despoluição de águas superficiais contaminadas com esgotos domésticos usando wetlands construídos. In: Workshop sobre Biodegradação, 2, 2001, Campinas. **Anais...** Campinas: [sn], 2001. V.1, p.387-390

MELO JÚNIOR, A.S; MOREIRA, S.; ROSTON, D. M.; PATERNIANNI, J. E.; FERREIRA, P. J. G.; FRUGOLIF, A. Avaliação da Remoção de Metais Pesados em Esgoto Doméstico com Uso de Leito Cultivado. **3rd International Workshop Advances in Cleaner Production**. São Paulo, 2011.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed., Metcalf, Eddy Inc., 1991. 1334p.

METCALF, EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. New York: McGraw-Hil, 4. ed., International Editions. 2003.

MOLLE, P., A. LIENARD, C. BOUTIN, G. MERLIN, AND A. IWEMA. How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. **Water Science and Technology**, v.51(9), p.11–21, 2005.

MOURA, F. N. et al. Desempenho de um sistema para tratamento e utilização de esgoto doméstico em áreas rurais. **Engenharia Ambiental**, v.8, n.1, p.264-276, 2011.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. IBGE, Brasília, 421 p., 1989.

NOUR, E. A. A. **Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado**. 1996. 148p. (Tese de Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Carlos.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. Editora Edgard Blucher, São Paulo, 2003.

OLIVEIRA, L. O.; TALAMONI, J. L. B.; ENOKIBARA, M.; CASTILHO FILHO, G. S.; ALMEIDA NETO, L. C. Alagados Construídos no Tratamento de Águas Residuárias do Jardim Botânico Municipal de Bauru/SP. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: CBESA, 2005. 10p.

PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. San Diego: Academic Press, 2. ed. p.194-195, 1996

PHILLIPI, L. S.; COSTA, R. H. R; SEZERINO, P. H. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water Science and Technology**, v.40, p.125-131, 1999.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Ed. do autor, 2004. 144p.

REED, S. C.; CRITIES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural Systems for Waste Management and Treatment**. 2. ed. McGraw Hill, 1995. 433p.

REDDY, K.R.; D'ANGELO, E. M. Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed Wetland. **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.1-10, 1997.

REDDY, K.R.; PATRICK W.H. "Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments". **CRC Critical Reviews in Environmental Control**, v.13, p.273-309. 1984.

REITZ, R. Tifáceas. **Flora ilustrada catarinense**, Itajaí: Herbário "Barbosa Rodrigues", 1984. 16p.

RODGERS, M.; ZHAN, X. M.; GALLAGHER, B. A pilot plant study using a vertically moving biofilm process to treat municipal wastewater. **Bioresource Technology**, v.89, p.139-143, 2003.

ROSTON, D. M.; COLLAÇO A. B. Leitos Cultivados: Pneu Picado Como Meio Suporte, In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22, 2003, Joinville. **Anais...** Joinville: CBSESA, 2003. 7p.

SANDRI, D.; VALENTIM, M. A. A.; ROSTON, D. M.; MATSURA, E. E.; MAZZOLA, M. Tratamento e aplicação de água residuária na irrigação: implantação de um protótipo experimental. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, 29, 2000, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: SBEA, 2000. 1 CD-Rom.

SANTOS, D. C.; MAZEPA, I; KOTSUKA, L. Avaliação de Desempenho de Filtros para Tratamento de Água Cinza. In: Simpósio Nacional de Sistemas Prediais, 11, 2009, Curitiba. **Anais...** Curitiba: SISPREL, 2009. 2p.

SANTOS, R. M. F. **Pós-tratamento de esgoto: sistema sequencial de leitos cultivados (constructed wetlands) vertical e horizontal**. 2009, 183p. (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SAS, **Statistical Analysis System**, versão 9.1. The SAS Institute, Cary, N.C.; 1999.

SCHIMDT, I.; SLIEKERS, O.; SCHIMD, M.; CIRPUS, I.; STROUS, M.; BOCK,E.; KUENEN, J. G.; JETTEN, M. S. M. Aerobic and anaerobic ammonia oxidizing bacteria competitors or natural partners? **FEMS Microbiology Ecology**, n.39, p.175-181, 2001.

SCHIRMER, W. N. et al. Tratamento de esgoto por zona de raízes em comunidade rural – Parte 2: avaliação. **Ciências Agrárias Ambiental**, v.7, n.2, p.165-173, 2009.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171p. (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina.

SEZERINO, P. H.; OLIJNYK, D. P.; BENTO, A. P. ; PANCERI, B.; PHILIPPI, L. S. Tratamento de efluente doméstico combinado com efluente agroindustrial utilizando filtro plantado com macrófitas -constructed wetlands. **Evidência (UNOESC)**, v.6, p.229-236, 2007.

SEZERINO, P. H.; REGINATTO, V.; SOARES, H. M.; PHILIPPI, L. S. Wetlands como polimento de efluentes de lagoas de estabilização de dejetos de suínos – início de operação. In: SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002, Vitória. **Anais...** Vitória: SIBESA, 2002. II-064, CD-ROM.

SILVA, A. C. F. M. **Tratamento de resíduos líquidos de laticínios em reator anaeróbio compartimentado seguido de leitos cultivados**. 2010. 166p. (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

SILVA, G. H. R.; NOUR, E. A. A. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: Sistema de baixo custo para tratamento de esgotos de pequenas comunidades. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.2, p.268-275, 2005.

SOLANO M.L.; SORIANO P.; CIRIA M.P. Constructed Wetlands as a Sustainable Solution for Wastewater Treatment in Small Villages. **Biosystems Engineering**, v.87, n.1, p.109–118, 2004.

SOUZA, L. M. I. **Avaliação da macrófita *Typha domingensis* pers. no pós-tratamento de efluentes do campus da UFMS e do Hospital Universitário em banhados construídos de fluxo subsuperficial**. 2003. 87p. (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campina Grande.

SOUZA, L. E. L.; BERNARDES, R. S. Avaliação do desempenho de um RAFA no tratamento de esgotos domésticos, com pós-tratamento através de leitos cultivados. In: Simpósio Ítalo-Brasileiro de Ingeniería Sanitaria-Ambientale, 3, 1996, Gramado. **Anais...** Gramado: AIDIS, 1996.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. V.; LIMA, E. P. da C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgoto doméstico pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.4, p.285-290, 2004.

SPERLING, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte-MG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2005. 452p

SPERLING, M, V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2. ed. Belo Horizonte-MG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG. vol.1, 1996. 240p.

STOWELL, R.; LUDWIG, R.; COLT, J.; TCHOBANOGLOUS, G. "Concepts in aquatic treatment system design". **Journal of the Environmental Engineering Division**. ASCE, v.107, p.919-940, 1981.

TANNER, C.C. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological Engineering**, v.7, p.59-83, 1996.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science and Technology**, v.44, n.11-12, p.9-17, 2001.

TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.S. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. **Water Research**, v.32, p.3046 - 3054, 1998.

TRANI, P.E. Hortaliças folhosas e condimentos. In: PEREIRA, M.E.; CRUZ, M.C.P.; RAIJ, B. van; EBEU, C.A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq / FAPESP / POTAFOS, p.293-510, 2001.

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE GOIÁS. **Plano Diretor. 2007**. Disponível em: <<http://www.planodiretor.ueg.br/publica.html>>. Acesso em: 2 jun. 2010.

USEPA. **Free water surface wetlands for wastewater treatment: A technology assessment**. Washington, Office of Water, 1999. 154p.

USEPA. **Wastewater technology fact sheet wetlands: Subsurface flow**. Washington: EPA 832-F-00-023, Office of Water, 2000. 8p.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. 1999. 137p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. 2003. 210 p. (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

VALENTIM, M. A. A.; ROSTON, D.M. Project of constructed wetland for Treating septic Tank Effluent. In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 6, 1998. Águas de São Pedro. **Proceeding**. Águas de São Pedro: CEA-UNESP/IAWQ. 1998. v.1, p.126-129.

VALENTIM, M. A. A.; ROSTON, D. M.; JOB, S. L. P. Sistema "in loco" de baixo custo para tratamento de águas residuárias. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9, 2000. Porto Seguro. **Proceeding**. Porto Seguro: SILUBESA, 2000. III-025, p.761-767.

VYMAZAL, J. **Algae and element cycling in wetlands**. Press/Lewis Publisher, Boca Raton, Flórida. 1995.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic the first 5 years experience. **Water Science and Technology**, v.34, n.11, p.159-164, 1996.

VYMAZAL, J. **Transformations of nutrients in natural and constructed wetlands**. Leiden: Backhus. 510p., 2001.

VYMAZAL, J. Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 6, 1998. Águas de São Pedro. **Proceeding**. Águas de São Pedro: CEA/UNESP e IAWQ. 1998. v. 1, p.150-166.

VYMAZAL, J.; Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, n.380, p.48 – 65, 2007.

VYMAZAL, J.; BRIX, H., COOPER, P. F.; GREEN, M.B.; HABERL, R. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe**, Backhuys Publishers, Leiden. p.17-66, 1998.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands – construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 2008. 189p. (Doutorado em Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

WEIGANT, W. M. e LETTINGA, G. Thermophilic anaerobic digestion of sugars in upflow anaerobic sludge blanket reactors. **Biotechnology and Bioengineering**, p.1602-1607, 1985.

WETZEL, R.G. **Limnology**. 3. ed. Academic Press, San Diego. 1006p. 2001.

WOOD, A. Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. **Water Science and Technology**, v.32, n.3, p.21-29, 1995.

WOOD, R. B.; McATAMNEY, C. F. “Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal”. **Hidrobiologia**, v.340, p.323-331, 1996.

YANG, P. Y.; MOENGANGONGO, T. H. Operational stability of a horizontal baffled-anaerobic for diluted swine wastewater in the tropics. **Transactions of the ASABE**, St. Joseph, v.30, n.4, p.1105-1110, 1987.