



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
CENTRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
MESTRADO CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL**

**Comparação de diferentes sistemas de tratamento
biológico de águas residuárias domésticas na
produção de efluentes para reúso agrícola**

RITA DE CÁSSIA VIEIRA ALVES

ORIENTADOR: Prof. Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. WILTON SILVA LOPES

**CAMPINA GRANDE – PB
2009**

RITA DE CÁSSIA VIEIRA ALVES

**Comparação de diferentes sistemas de tratamento
biológico de águas residuárias domésticas na
produção de efluentes para reúso agrícola**

Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências parciais para a obtenção do título de mestre.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: SANEAMENTO AMBIENTAL

ORIENTADOR: Prof. Dr. JOSÉ TAVARES DE SOUSA

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. WILTON SILVA LOPES

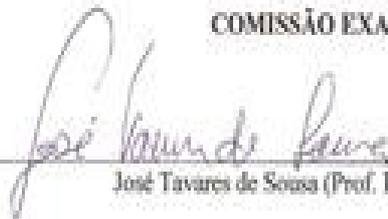
**CAMPINA GRANDE – PB
AGOSTO – 2009**

UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
MESTRADO CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

**Comparação de diferentes sistemas de tratamento
biológico de águas residuárias domésticas na produção de
efluentes para reúso agrícola**

Autora: Rita de Cássia Vieira Alves

COMISSÃO EXAMINADORA



José Tavares de Sousa (Prof. Dr. da UEPB/Orientador)



Wilton Silva Lopes (Prof. Dr. da UEPB/Co-Orientador)



Valderi Duarte Leite (Prof. Dr. da UEPB/Examinador Interno)



Vera Lúcia Antunes Lima (Profa. Dra. UFCG/Examinadora Externa)

Campina Grande, Agosto de 2009

É expressamente proibida a comercialização deste documento, tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação

A474c Alves, Rita de Cássia Vieira.

Comparação de diferentes sistemas de tratamento de águas residuárias domésticas na produção de efluentes para reúso agrícola [manuscrito] / Rita de Cássia Vieira Alves. – 2009.

87 f.: il. color.

Digitado

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologias, Universidade Estadual da Paraíba, 2009.

“Orientação: Prof. Dr. José Tavares de Sousa, Departamento de Química”.

“Co-orientação: Prof. Dr. Wilton Silva Lopes.”

1 Água - Tratamento. 2. Esgoto Doméstico 3. Água Residuária. 4. Água – Reuso. I. Título.

22. ed. CDD 628.162

DEDICO,

Aos meus pais João e Rosalva, aos meus irmãos, Ângela, Ricardo e Verônica, e às minhas tias Nevinha e Lourdes.

OFEREÇO,

A toda sociedade. Para que essa singela contribuição científica possa colaborar para uma sociedade mais sustentável e na construção de novos conhecimentos.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus, pelo seu amor e por todas as bênçãos que me tem concedido;

À minha família, meu alicerce. Especialmente aos meus pais, a quem tanto amo e estimo;

Ao meu professor-orientador Tavares, pela amizade, paciência, ensinamentos e materiais que me forneceu;

Aos professores Valderi e Wilton, também pelos ensinamentos e materiais que me forneceram;

À minha irmã Ângela e minhas tias Nevinha e Lourdinha, pelo incentivo e apoio que me deram;

Aos amigos que fazem ou fizeram parte da EXTRABES, aos quais não citarei os nomes para não cometer a injustiça de esquecer alguém especial;

À Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA);

À toda minha turma de mestrado, amigos que levarei para sempre,

À Universidade Estadual da Paraíba, que tanto estimo e que me tem dado subsídios para construir minha formação profissional.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE APÊNDICE.....	viii
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	ix
RESUMO.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
1 INTRODUÇÃO.....	14
2 OBJETIVOS.....	16
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	17
3.1 REÚSO DE EFLUENTES.....	17
3.1.1 Critérios de qualidade de efluentes para reúso.....	20
3.2 CINÉTICA DO DECAIMENTO BACTERIANO.....	24
3.3 AVALIAÇÃO DO RISCO MICROBIOLÓGICO.....	26
3.3.1 Estimativa da carga de doença.....	29
3.4 CUSTOS E ÁREAS REQUERIDAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES.....	31
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	34
4.1 LOCALIZAÇÃO.....	34
4.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL.....	34
4.2.1 Características dos Sistemas.....	36
4.2.2 Reator UASB.....	36
4.2.3 Filtro Anaeróbio com Chicanas.....	37
4.2.4 Terra Úmida Construída Vegetada.....	39
4.2.5 Leito de Brita.....	40
4.2.6 Lagoa de Polimento.....	41
4.3 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS.....	42
4.4 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS.....	43
4.4.1 Determinação dos Parâmetros Físicos e Químicos.....	43
4.4.2 Determinação dos Parâmetros Microbiológicos e Parasitológicos.....	44
4.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	46
5 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS.....	48

5.1 Demanda Química de Oxigênio.....	48
5.2 Sólidos Suspensos Voláteis.....	49
5.3 Potencial Hidrogeniônico.....	50
5.4 Alcalinidade Total.....	51
5.5 Fósforo Total.....	52
5.6 Ortofosfato.....	53
5.7 Nitrogênio Total Khejdhal.....	54
5.8 Nitrogênio Amoniacal.....	55
5.9 Potássio.....	56
5.10 Coliformes Termotolerantes.....	57
5.11 Ovos de Helminhos e Cistos de Protozoários.....	58
5.12 ANÁLISE DE VARIÂNCIA (Anova).....	61
5.13 CONCENTRAÇÃO DE MICRONUTRIENTES NOS SISTEMAS.....	63
5.14 DISPONIBILIDADE DE MACRONUTRIENTES E MATERIA ORGÂNICA PARA FERTIRRIGAÇÃO.....	67
5.15 CUSTOS E ÁREAS REQUERIDAS.....	68
6 CONCLUSÕES.....	70
7 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA.....	72

LISTA DE TABELAS

TABELA 1: Aplicações do reúso de efluentes domésticos e seus aspectos negativos	19
TABELA 2: Diretrizes da USEPA para reúso de efluentes domésticos.....	21
TABELA 3: Concentrações de organismos patogênicos e indicadores contaminação fecal presentes em águas residuárias.....	22
TABELA 4: Diretrizes do PROSAB para reúso de esgotos sanitários na agricultura..	23
TABELA 5: Mortalidade global e DALY's devido algumas doenças de importância para a agricultura no reúso de efluentes domésticos.....	27
TABELA 6: DALYs, risco de doença, razão doença: infecção e risco tolerável de infecção por rotavírus no reúso de efluentes domésticos.....	30
TABELA 7: Comparação de custos e áreas requeridas nos processos de tratamento de águas residuárias.....	33
TABELA 8: Características físicas e operacionais dos sistemas experimentais.....	35
TABELA 9: Volume dos compartimentos do filtro anaeróbio com chicanas.....	39
TABELA 10: Análises, métodos e equipamentos utilizados nas análises físicas e químicas.....	44
TABELA 11: Métodos e equipamentos das análises microbiológicas.....	45
TABELA 12: Resultados da aplicação da ANOVA - fator único e do Método GT-2 para os efluentes dos 4 sistemas de pós-tratamento.....	62
TABELA 13: Concentração de nutrientes nos sistemas.....	64
TABELA 14: Concentrações estimadas de DQO e macronutrientes nos efluentes para culturas regionais de 100 dias de ciclo vegetativo.....	67
TABELA 15: Demanda de área e custos requeridos pelos sistemas experimentais e categorias de reúso.....	69

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1: Fluxograma das unidades de tratamento utilizadas na pesquisa.....	35
FIGURA 2: Esquema do reator UASB.....	37
FIGURA 3: Esquema do filtro anaeróbio de chicanas de fluxo ascendente.....	38
FIGURA 4: Esquema da terra úmida construída vegetada com macrófitas aquáticas...	39
FIGURA 5: Esquema do leito de brita.....	40
FIGURA 6: Esquema da lagoa de polimento.....	42
FIGURA 7: Representação Box Plot da DQO.....	50
FIGURA 8: Representação Box Plot dos SSV.....	50
FIGURA 9: Representação Box Plot do pH.....	52
FIGURA 10: Representação Box Plot da Alcalinidade.....	52
FIGURA 11: Representação Box Plot do Fósforo total.....	53
FIGURA 12: Representação Box Plot do Ortofosfato.....	53
FIGURA 13: Representação Box Plot do NTK.....	55
FIGURA 14: Representação Box Plot do N-amoniacal.....	55
FIGURA 15: Representação Box Plot do Potássio.....	56
FIGURA 16: Representação Box Plot dos Coliformes Termotolerantes.....	58
FIGURA 17: Gráfico da concentração média das espécies de helmintos (ovos.L ⁻¹) presentes nos sistemas analisados.....	59
FIGURA 18: Gráfico da concentração das espécies de protozoários (oocistos.L ⁻¹) nos efluentes dos sistemas.....	61

LISTA DE APÊNDICES

TABELA 16: Médias e eficiências (%) dos sistemas experimentais.....	78
TABELA 17: ANOVA da DQO total.....	78
FIGURA 19: Representação GT-2 da DQO.....	79
TABELA 18: ANOVA dos SSV.....	79
FIGURA 20: Representação GT-2 dos SSV.....	79
TABELA 19: ANOVA do NTK.....	80
FIGURA 21: Representação GT-2 do NTK.....	80
TABELA 20: ANOVA do N-amoniacal.....	80
FIGURA 22: Representação GT-2 do N-amoniacal.....	81
TABELA 21: ANOVA do Fósforo total.....	81
FIGURA 23: Representação GT-2 do Fósforo total.....	81
TABELA 22: ANOVA do Ortofosfato.....	82
FIGURA 24: Representação GT-2 do Ortofosfato.....	82
TABELA 23: ANOVA do Potássio.....	82
FIGURA 25: Representação GT-2 do Potássio.....	82
TABELA 24: ANOVA do pH.....	83
FIGURA 26: Representação GT-2 do pH.....	83
TABELA 25: ANOVA da Alcalinidade total.....	83
FIGURA 27: Representação GT-2 da Alcalinidade total.....	84
TABELA 26: ANOVA dos Coliformes Termotolerantes.....	84
FIGURA 28: Representação GT-2 dos Coliformes Termotolerantes.....	84

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AQRQ: Avaliação da Qualidade de Risco Químico

A: Média de ovos contados

AQRM: Avaliação da Qualidade de Risco Microbiológico

C1, C2, C3: Comprimento dos compartimentos do FA

CAGEPA: Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

CTer.: Coliformes Termotolerantes

CNRH: Conselho Nacional dos Recursos Hídricos

cm³: Centímetro Cúbico

COV: Carga Orgânica Volumétrica

CV: Coeficiente de Variação

d: Dose

D: Duração média do efeito adverso

DALY: Disability Adjusted Life Years

DI₅₀: Dose Infectante Média

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO: Demanda Química de Oxigênio

E. Coli: *Escherichia Coli*

er: parâmetros característicos da interação agente-hospedeiro

ETE: Estação de Tratamento de Esgotos

EXTRABES: Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos

EUA: Estados Unidos da América

FAC: Filtro Anaeróbio com Chicanas

FI: Fator de Incerteza

ha: Hectare

g: Grama

IDA: Ingestão Diária Aceitável

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

Kg. ha⁻¹: quilograma por hectárie

Kb: Constante de decaimento bacteriano

L: Litro

LB: Leito de Brita

L/dia: Litro por dia

LP: Lagoa de Polimento

mg: Miligrama

ml: Mililitro

mm: Milímetro

m².hab⁻¹: Metro Quadrado por Habitante

n: n° de exposições por ano

N: n° ovos por litro

Org. L⁻¹: Organismo por Litro

PI_A: Probabilidade Anual de infecções de *n* exposições á mesma dose

M: Total de colônias típicas após incubação

N: N° de pessoas afetadas

NH₄: Amônia

NTK: Nitrogênio Total Khjedhal

pc: peso corporal

pH: Potencial Hidrogeniônico

RAS: Relação de Absorção de Sódio

RMSP: Região Metropolitana de São Paulo

RNA: Ácido Ribonucléico

S: Gravidade do Efeito Adverso

SSV: Sólidos Suspensos Voláteis

TDH: Tempo de Detenção Hidráulica

TE: Tanque de Equalização

TUCV: Terra Úmida Construída Vegetada

OMS: Organização Mundial de Saúde

ONU: Organização das Nações Unidas

P: Volume da câmara

PET: Poliviniletileno

PVC: Polivinilcloro

Q: Vazão

Y: n° total de colônias de *E.Coli*

X: n° colônias positivas para *E.Coli*

V: Volume inicial da amostra sedimentada

UASB: Upflow Anaerobic Sludge Blanket

UEPB: Universidade Estadual da Paraíba

USEPA: Agency Protection Sanitary United Station

WHO: World Health Organization

Θ_c : Tempo de Detenção Celular

RESUMO

A crescente demanda do uso de água de boa qualidade em atividades agrícolas e os impactos ambientais causados pelo lançamento de esgotos domésticos sem tratamento são causas de sérios impactos ambientais. Em virtude dos inúmeros benefícios advindos do reúso de esgotos domésticos tratados na agricultura e em várias outras atividades antropogênicas, dentre eles a economia de água potável, a ciclagem de nutrientes e a ausência de organismos patogênicos, este trabalho avaliou a eficiência de quatro sistemas de pós-tratamento de esgoto doméstico efluente de reator UASB, quanto à sua qualidade sanitária para reúso agrícola e alguns aspectos econômicos inerentes a essa prática. Dessa forma, durante dois anos foram monitorados parâmetros físicos, químicos e microbiológicos dos efluentes de um Filtro Anaeróbico com Chicanas, um Leito de Brita, uma Terra Úmida Construída Vegetada com macrófita aquática *juncus spp* e de cinco Lagoas de Polimento operadas em série. Os resultados obtidos foram submetidos a três métodos estatísticos: (1) estatística descritiva de distribuição (Box Plot), (2) análise de variância (ANOVA) fator único, com nível de significância de 5%, e (3) o método GT-2, para constatação de ocorrência de diferença significativa entre os tratamentos. De acordo com os resultados obtidos a Demanda Química de Oxigênio dos sistemas de pós-tratamento variaram de 60 a 155mgO₂.L⁻¹ evidenciando boa eficiência na remoção de matéria orgânica, exceto na lagoa de polimento, onde foi observada a maior concentração devido o alto crescimento de massa algal. As concentrações de sólidos suspensos voláteis nos sistemas seguiram os comportamentos observados na demanda química de oxigênio, havendo boa eficiência de remoção, exceto na lagoa de polimento. O pH dos efluentes variou de 7,3 a 8,5, sendo o maior pH observado na LP devido à intensa atividade fotossintética das algas. O pH de todos os efluentes esteve dentro da faixa ideal para reúso agrícola (6,5 a 8,5) dos padrões de lançamento da OMS. Todos os sistemas com suas respectivas configurações, apresentaram eficiência na remoção total de ovos de helmintos e cistos de protozoários. Em relação à concentração de coliformes termotolerantes não houve diferença significativa de remoção entre o FAC, o LB e a TUCV, sendo suas concentrações condizentes com a adequação na modalidade de reúso agrícola restrito da OMS. O efluente da LP manteve-se dentro da faixa determinada pela OMS para reúso irrestrito (<10³ UFC.100mL⁻¹). Não houve diferença significativa de alcalinidade nos efluentes do FAC, LB e da TUCV, sendo a menor alcalinidade observada na LP. A maior remoção de macronutrientes (N,P,K) ocorreu na Terra Úmida Construída Vegetada, confirmando a eficiência das macrófitas nesse processo. Os resultados obtidos confirmaram a revisão de literatura em relação à eficiência de reatores UASB na remoção de sólidos e de material orgânico de esgotos domésticos para a etapa de pós-tratamento e que nas configurações dos sistemas, apenas o efluente da LP se enquadra nos padrões de qualidade sanitária de lançamento para reúso irrestrito da OMS (2006) no tocante á qualidade microbiológica.

Palavras-chave: esgoto doméstico, tratamento terciário, reúso.

ABSTRACT

The increasing demand for good quality water for use in agriculture and the release of untreated domestic sewage are causes of serious environmental impacts. There are many benefits derived from the reuse of treated sewage in agriculture and various other anthropogenic activities, among them an economy in the use of potable water, the recycling of nutrients and the absence of pathogens. This study evaluated the effectiveness of four systems of post-treatment of UASB effluent, receiving domestic sewage, in terms of sanitary quality for reuse in agriculture and also some economic aspects inherent in this practice. The effluents from an anaerobic filter (AF), a horizontal rock filter (RF), a constructed wetland planted with *Juncus* species (JCW) and a series of five polishing lagoons (PL) were monitored weekly over a two year period for physico-chemical and microbiological parameters. The results obtained were subjected to three methods of statistical analysis namely: 1) Statistics describing distribution (Box Plots), 2) Analysis of Variance (ANOVA) for a single factor at a significance level of 5% and 3) the GT-2 method for measuring significant differences between treatments. According to the results obtained for the various treatments, effluent COD varied between 60 and 155mg O₂ L⁻¹ demonstrating good organic material removal but with no significant differences between the treatments except in the case of the polishing pond series (PL) where values were higher due to an observed high algal biomass concentration. The results obtained for VSS showed the same trends as for COD with good removal efficiency again except in the polishing ponds. The pH values of the effluents ranged between 7.3 and 8.5 with the highest pH observed in the PL due to intense algal photosynthesis. The pH values of all the effluents were within the ideal range for agricultural reuse (6.5 to 8.5) recommended by WHO. The systems removed all helminthes eggs and protozoan cysts. In terms of thermo-tolerant coliforms there was no significant difference in the removal efficiencies between the AF, RF and JCW with final effluent concentrations being suitable for restricted irrigation. The effluent from the PL was suitable for unrestricted irrigation according to the WHO guidelines (TTC <10³ cfu/100ml). There was no significant difference between alkalinity in the effluents of the AF, RF and JCW but the PL effluent had the lowest alkalinity. The highest removal of macronutrients (N, P, K), was greatest in the JCW confirming the efficiency of macrophytes in this process. This research demonstrated that the UASB reactor showed good efficiency in terms of solids and organic material removal and of the post-treatment configurations only the PL system was suitable for unrestricted irrigation (WHO, 2006).

Keywords: treatment of domestic sewage, quality health, reuse.

1 INTRODUÇÃO

Existe uma compreensão crescente por parte da população em torno da necessidade da utilização racional de esgotos tratados para diversas finalidades. Entende-se que a utilização de água de qualidade inferior, no caso específico de esgotos tratados, aumenta a demanda e proporciona a preservação da oferta de água, reduz substancialmente o lançamento de esgotos em águas superficiais, diminuindo os impactos de contaminação e eutrofização, mantém a reciclagem de nutrientes, reduz custos com fertilizantes químicos, aumenta a produtividade agrícola, amplia áreas irrigadas e recupera áreas degradadas ou improdutivas (SOUSA e LEITE, 2003)

Vários estudos têm demonstrado a importância do esgoto tratado em atividades antropogênicas, especialmente na agricultura, evidenciando os benefícios que esta prática promove tanto do ponto de vista econômico, quanto sustentável. Essa prática torna-se mais importante devido à grande quantidade de água doce utilizada na irrigação, que segundo Hespanhol (2004) no caso do Brasil corresponde à cerca de 70% da demanda. Contudo, apesar dos benefícios, existe a preocupação com relação a qualquer modalidade de reúso de efluentes devido à possibilidade de transmissão de doenças ocasionadas por organismos patogênicos e, pela presença de constituintes químicos de alta toxicidade presentes em esgotos sanitários. Em virtude disso, diversos critérios têm sido utilizados na formulação e aplicação de padrões de qualidade para o lançamento de efluentes.

A importância da prática do reúso de efluentes diz respeito não apenas a aspectos de saúde pública, mas também, econômicos, sociais e ambientais. Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS, 2006), 28 mil pessoas morrem no Brasil todos os anos por causa da contaminação da água e, da falta de higiene.

No Brasil o saneamento básico apresenta números preocupantes, indicativos da situação da saúde pública. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2006) 57,4% da população brasileira têm acesso à rede coletora de esgoto, e na zona rural, apenas 22% da população reside em domicílios que ainda não possuem nenhum tipo de tratamento. Na ocasião do evento: "Semana Mundial da Água", promovido pela Organização das Nações Unidas em 2008, pesquisadores do mundo inteiro debateram os perigos da falta de

saneamento para 2,5 bilhões de pessoas, associado a doenças de veiculação hídrica como a diarreia, que mata cerca de 1,4 milhões de crianças por ano.

Mediante a necessidade do aumento da oferta hídrica e de sua qualidade sanitária, novas tecnologias de tratamento de efluentes estão sendo desenvolvidas, configurando-se como valiosos instrumentos de gestão ambiental e modelos sustentáveis. Nesse sentido o tratamento biológico (anaeróbio) tem sido uma técnica de tratamento de esgotos com eficiência na redução de microrganismos patogênicos e, nutrientes de águas residuárias. Esta metodologia é altamente condizente com as características climáticas do Brasil, principalmente da região Nordeste, pois em regiões de clima quente, os reatores anaeróbios são bastante eficientes na remoção de sólidos e matéria orgânica e apresentam vantagens como pouca demanda de área e produção de lodo (VAN HAANDEL e LETINGA, 1994)

Essa prática sustentável de gestão dos recursos hídricos no Brasil já apresenta avanços significativos no seu arcabouço legal, sendo sustentada pela lei nº 9.433 da Política Nacional dos Recursos Hídricos; classificada na resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) e oficialmente reconhecida na promulgação da resolução nº 54 do Conselho Nacional dos Recursos Hídricos (CNRH), que em 2005 estabeleceu diretrizes para a prática do reúso não-potável, orientando para o enquadramento nos padrões de qualidade.

Frente à problemática da degradação ambiental causada pelo lançamento de esgotos e na eficiência dos processos de tratamento biológico, este trabalho avalia os efluentes oriundos de quatro sistemas de pós-tratamento que funcionaram concomitantemente utilizando efluentes de reator UASB quanto à sua qualidade sanitária para reúso agrícola e seus aspectos econômicos, por meio da análise da qualidade dos efluentes produzidos, do seu enquadramento nos parâmetros propostos pela Organização Mundial de Saúde e pela resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente e a relação custo/benefício que esta prática promove.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar os efluentes oriundos de quatro diferentes sistemas de pós-tratamento de esgoto doméstico que funcionaram concomitantemente utilizando efluentes de reator UASB, quanto a sua qualidade sanitária para reúso na agricultura e seus aspectos econômicos.

2.2 Objetivos Específicos

- Comparar os sistemas quanto a sua eficiência sanitária e quantidade de efluente tratado;
- Avaliar o enquadramento dos efluentes nos parâmetros de reúso agrícola propostos pela Organização Mundial de Saúde e pela resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente;
- Determinar os custos e possibilidade de aplicação em escala real dos sistemas utilizados;

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 REÚSO DE EFLUENTES

O crescimento demográfico aliado aos modelos dos usos múltiplos da água em várias partes do mundo tem suscitado a emergência do uso racional desse recurso, bem como o desenvolvimento de tecnologias que possibilitem a aceleração de sua ciclagem na natureza. Dessa forma, o reúso de efluentes domésticos configura-se como uma forma alternativa e ambientalmente correta de suprimento adicional de água de qualidade inferior, podendo ser reutilizada em várias atividades humanas, como na recarga de aquíferos e na agricultura (COURACCI FILHO *et al.*, 2001; SOUSA *et al.*, 2009)

A utilização de esgotos tratados, sejam domésticos ou industriais, já é uma prática antiga e pode ser observada em várias partes do mundo (México, Arábia Saudita, Japão, Austrália, Tunísia, Peru, Alemanha, África do Sul, Chipre, Israel, Kuwait e China (USEPA, 2004). Em 1890 na cidade do México, cerca de 45m³/seg de esgotos sanitários diluídos em 10m³ de águas pluviais eram utilizados em 80.000ha de plantação a 60km da região metropolitana, sendo organizados em perímetros irrigados e abastecidos por um sistema de canais e reservatórios. Desde 1929 o reúso é uma prática em Calcutá (Índia), onde praticamente todo esgoto bruto da cidade é utilizado na criação de peixes (Tchobanoglous *et al.* (2003) e Mara e Cairncross (1989) apud FLORÊNCIO *et al.*, 2006).

Dentre as vantagens do reúso de esgotos domésticos estão: (I) a amenização da falta d'água; (II) disponibilidade de grande quantidade durante o ano; (III) minimização de impactos ambientais; (IV) reciclagem de nutrientes; (V) redução do uso de fertilizantes artificiais e (VI) erradicação ou diminuição de doenças de veiculação hídrica. Ao passo que o lançamento dos mesmos sem o devido tratamento, pode causar sérios impactos ambientais como acúmulo excessivo de nitrogênio; risco de salinidade; desequilíbrio de nutrientes no solo; bioacumulação de substâncias tóxicas e contaminação de águas subterrâneas. Segundo Melo *et al.* (2003) a presença de nutrientes em esgoto tratado, é um aspecto favorável à irrigação de culturas agrícolas e florestal, e indesejável ao lançamento em corpos d'água.

Todavia, a aplicação de esgotos no solo é uma forma efetiva de controle da poluição e uma alternativa para o aumento da disponibilidade hídrica no setor agrícola, especialmente em regiões áridas e semi áridas (HESPANHOL, 2002). Mas para que o esgoto doméstico possa ser reutilizado, é preciso que atenda aos padrões de lançamento da Organização Mundial de Saúde ou da legislação local, que classificam os tipos de água e de reúso, de acordo com padrões físicos, químicos e microbiológicos.

Inúmeros trabalhos mostram a viabilidade do reúso de efluentes em atividades humanas e os benefícios que esta prática promove. Morelli (2005) avaliou os benefícios do reúso de efluentes na lavagem de carros e empresas de transportes de passageiros na região metropolitana de São Paulo (RMSP), evidenciando a redução de custos na ordem de 70-80%, nas quais as empresas pesquisadas desenvolviam o processo com recursos próprios através da sedimentação ou através da aquisição de efluentes adquiridos de empresas especializadas em descontaminação.

O reúso de efluentes também tem sido uma prática em franco desenvolvimento em países europeus e americanos. Em Queensland (EUA) o governo elaborou um projeto de combate à seca, com o fornecimento de água purificada reciclada da indústria. Disponibilizando uma demanda equivalente a 10% do abastecimento de água potável da região (TRAVES *et al.*, 2008). Na Itália, a reutilização de águas residuárias está sendo praticada nos dois maiores viveiros da cidade. O processo de desinfecção tem sido obtido através do processo combinado de ácido paracético com radiação ultra violeta. O estudo provou que o processo é mais eficaz no decaimento bacteriano do que os processos convencionais (GORI e CARETTI, 2008).

Segundo Tonetti (2008) a disposição de efluentes no solo também pode causar a alteração das propriedades químicas e físicas do solo, e esses são os aspectos mais críticos referentes à irrigação com efluente, pois, solos que recebem altas concentrações de matéria orgânica e nutrientes têm, em pouco tempo, seu desempenho prejudicado, exigindo a interrupção da prática. Em virtude disso, faz-se necessário planejamento e drenagem adequados quando da utilização de efluentes no solo.

Tabela 1: Aplicações do reúso de efluentes domésticos e seus aspectos negativos

Tipos de Reúso	Aplicações	Aspectos Negativos
Irrigação Agrícola	Plantio de forrageiras, fibras e grãos; plantas alimentícias e ornamentais.	Aumenta salinidade do solo e difícil aceitação pública.
Irrigação Paisagística	Parques, cemitérios; campos de futebol; cinturões verdes; gramados residenciais.	Alta incidência de patógenos; poluição de corpos d'água;
Uso Industrial	Refrigeração e alimentação de caldeiras; trocadores de calor; lavagem de gases; água de processamento.	Corrosão; crescimento microbiológico e incidência de patógenos.
Recarga de Aquíferos	Reabastecimento de aquíferos potáveis; controle de intrusão; controle de recalques de subsolo.	Compostos orgânicos de efeitos toxicológicos; nitrito; nitrato; e patógenos.
Usos Ambientais e Recreativos	Represas e lagos ornamentais para fins recreativos e desportivos; aumento de vazão em pântanos; alagados e indústria de pesca.	Problemas de saúde pública (patógenos); Eutrofização; Toxicidade para a vida aquática; Mau odor (estética).
Usos Urbanos não-Potáveis	Água para combate a incêndio, descarga de vasos sanitários; refrigerador de ar condicionado, lavagem de meio urbano.	Corrosão e crescimento microbiológico; doenças causadas por patógenos, por via aérea.
Uso Potável	Misturando no reservatório de água bruta afluente a ETA ou suprindo diretamente a rede de água potável.	Traços de compostos orgânicos na água recuperada; efeitos toxicológicos; estética e aceitação pública; preocupação com saúde pública.
Usos Diversos	Aqüicultura; fabricação de neve; construção civil pesada; controle de poeira. em estradas e dessedentação de animais.	Preocupação com saúde pública devido à presença de patógenos

Fonte: Adaptado da WHO (2006)

Analisando a Tabela 1 adaptada da OMS, constata-se que apesar da importância sustentável, cada modalidade de reúso apresenta alguns aspectos negativos. Dependendo de sua qualidade sanitária, o lançamento de efluentes pode ocasionar aumento da salinidade do solo, doenças de veiculação hídrica, contaminação de culturas ou toxicidade, daí a importância do monitoramento da qualidade sanitária da mesma e seu enquadramento nos padrões de lançamento.

Apesar de existir a categoria de reúso “potável” essa prática não é indicada, devido os perigos intrínsecos que representa, portanto, toda prática de reúso de efluentes pressupõe o reúso “controlado”, tornando-se seguro do ponto de vista sanitário.

3.1.1 Critérios de Qualidade de Efluentes para Reúso

Dentre os inúmeros aspectos a serem observados na qualidade dos efluentes domésticos para reúso, estão os aspectos microbiológicos (presença organismos patogênicos ou fecais) e químicos (concentração de macro e micronutrientes, pH, alcalinidade, sólidos e suas frações, salinidade, taxa de infiltração de água no solo, à relação sódio-cálcio e cálcio-magnésio, toxicidade de íons específicos (sódio, cloro e boro), DBO, turbidez e elementos traços (BRITES e SOUZA, 2008). O não atendimento aos parâmetros de qualidade sanitária poderão comprometer essa prática, refletindo negativamente no desenvolvimento da planta, do solo e causando problemas de saúde pública (HESPANHOL, 2003),

A padronização de efluentes para irrigação viabiliza projetos de reúso e deve atender aos requisitos de: (i) ausência de riscos potenciais; (ii) levantamento da medida de risco atribuível à utilização do esgoto dentre uma população exposta; (iii) e o uso das metodologias de “Avaliação de Risco” e dos “Riscos Aceitáveis”, que por sua vez, tratam da estimativa da concentração de patógenos, conferindo ao mesmo um nível de risco aceitável para determinada população exposta (BLUMENTHAL *et al.* 2000 *apud* BASTOS e BEVILACQUA, 2006). Essas precauções darão suporte para a periodicidade do uso de esgotos tratados, e outros aspectos relacionados ao agente, à resistência destes aos processos de tratamento, à sobrevivência no ambiente, à dose infectante, à patogenicidade ou virulência, no caso de agentes químicos, às dificuldades de remoção de contaminantes

nas etapas de tratamento, à estabilidade e persistência, à bioacumulação ou biomagnificação na cadeia trófico-alimentar, tóxico-cinética ou tóxico-dinâmica; às populações expostas, dentre outros.

Tabela 2: Diretrizes da USEPA para reúso de efluentes domésticos

Tipo de Cultura	Tratamento	Qualidade do Efluente
Culturas alimentícias não processadas comercialmente ⁽¹⁾ ; irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura (incluindo culturas consumidas cruas)	Secundário + filtração + desinfecção ^{(2) (3)}	pH = 6 a 9 DBO ≤ 10 mg.L ⁻¹ Turbidez ≤ 2uT ⁽⁴⁾ CRT ≥ 1mg.L ^{-1(5) (6)} CTer.= ND ⁽⁷⁾ Org. Pat. = ND
Culturas alimentícias processadas comercialmente ⁽¹⁾ ; irrigação superficial de pomares e vinhedos; silvicultura e irrigação de áreas com acesso restrito ao público	Secundário + desinfecção ⁽²⁾	pH = 6 a 9 DBO ≤ 30 mg/L ⁻¹ SST ≤ 30 mg/L ⁻¹⁽⁸⁾ CRT ≥ 1 mg/L ⁻¹⁽⁵⁾ C.Ter. < 200x10 ²⁽⁹⁾
Culturas não alimentícias; pastagens para rebanhos de leite (10), forrageiras, cereais, fibras e grãos.	Secundário + desinfecção ⁽²⁾	pH = 6 a 9 DBO ≤ 30 mg/L ⁻¹ SST ≤ 30 mg/L ⁻¹⁽⁸⁾ CRT ≥ 1 mg/L ⁻¹⁽⁵⁾ C.Ter. ≤ 200x10 ²⁽⁹⁾

ND: não detectável; CTer: coliformes termotolerantes; CRT: cloro residual total. (1) são culturas alimentícias processadas comercialmente aquelas que recebem processamento físico ou químico, prévio à comercialização, suficientes para inativação de patógenos. (2) capaz de produzir efluentes com DBO e SST ≤ 30mg/L⁻¹. (3). A coagulação química pré-filtração pode ser necessária para atendimento da qualidade do efluente recomendada. (4) Turbidez pré-desinfecção, média diária; nenhuma amostra > 5uT (ou 5 mg.LSST.L⁻¹). (5) cloro residual total após tempo de contato mínimo de trinta minutos. (6) Residuais ou tempos de contato mais elevados podem ser necessários para inativação de vírus e parasitas. (7) Média móvel de sete dias; nenhuma amostra > 14 CTer 100 mL⁻¹. (8) Pode haver padrão mais exigente no caso de irrigação por aspersão. (9) Média móvel de sete dias; nenhuma amostra > 800 CTer 100 mL⁻¹; Lagoas de estabilização podem alcançar o critério de qualidade sem desinfecção. (10) consumo das culturas irrigadas não deve ser permitido antes de 15 dias após a irrigação; desinfecção mais rigorosa (≤ 14 Cter 100mL⁻¹) se o período de 15 dias não for cumprido. ND: não detectável; CTer: coliformes termotolerantes; CRT: cloro residual total. (1) culturas alimentícias processadas comercialmente aquelas que recebem processamento físico ou químico, prévio à comercialização, para inativação de patógenos. (2) capaz de produzir efluentes com DBO e SST ≤ 30mg/L⁻¹. (3). A coagulação química pré-filtração pode ser necessária para atendimento da qualidade do efluente recomendada. (4) Turbidez pré-desinfecção, média diária; nenhuma amostra > 5uT (ou 5 mg SST.L⁻¹). (5) cloro residual total após tempo de contato mínimo de trinta minutos. (6) Residuais ou tempos de contato mais elevados podem ser necessários para a garantia de inativação de vírus e parasitas. (7) Média móvel de sete dias; nenhuma amostra > 14 CTer 100 mL⁻¹. (8) Pode haver padrão mais exigente no caso de irrigação por aspersão. (9) Média móvel de sete dias; nenhuma amostra > 800 CTer 100 mL⁻¹; Lagoas de estabilização podem alcançar critério de qualidade sem desinfecção. (10) O consumo das culturas irrigadas não deve ser permitido antes de 15 dias após irrigação; desinfecção mais rigorosa (≤ 14 Cter 100mL⁻¹) se o período de 15 dias não for cumprido.

Fonte: USEPA (2004) adaptado de Bastos (2006)

Analisando os dados apresentados na Tabela 2 dos padrões de qualidade sanitária adotados pela USEPA, observa-se que todas as modalidades de reúso agrícola e demais reúsos urbanos requerem etapa de pós-tratamento (desinfecção) com vistas à inativação de organismos patogênicos, com a ressalva do consumo das culturas fertirrigadas serem consumidas 15 dias após a irrigação, para preservação da saúde dos consumidores.

Os organismos patogênicos mais comumente encontrados em efluentes domésticos são ovos de helmintos, bactérias, vírus e protozoários, nas concentrações típicas constantes na Tabela 3. Cabe ressaltar que nem todos os microrganismos de interesse do tratamento de efluentes são necessariamente patogênicos, alguns são apenas indicadores de contaminação fecal de animais de sangue-quente.

Tabela 3: Concentrações de organismos patogênicos e indicadores de contaminação fecal presentes em águas residuárias

Microrganismo	Concentração (org.L⁻¹)
<i>Escherichia coli</i>	10 ⁶ – 10 ⁸
<i>Salmonella spp</i>	1-10 ⁵
<i>Shighella spp</i>	10-10 ⁴
<i>Vibrio cholarea</i>	10 ² -10 ⁴
<i>Cistos de Gárdia sp</i>	10 ² -10 ⁵
Oocistos de <i>Criptosporidium spp</i>	1-10 ⁴
Cistos de <i>Entamoeba hystolítica</i>	1-10 ²
Ovos de <i>Helmintos</i>	1-10 ³
<i>Vírus</i>	10 ² -10 ⁵

Fonte: WHO (2006)

No Brasil os padrões de lançamento de efluentes seguem as determinações da resolução n° 357/2005 do CONAMA e também os resultados das pesquisas realizadas pela rede PROSAB em diferentes cenários do país, com adequação à legislação ambiental vigente no país e nos padrões de lançamento e qualidade sanitária preconizados pela

Organização Mundial de Saúde. De acordo com os resultados obtidos na remoção de patógenos, é possível inferir que sistemas de tratamento por lagoas, contendo 10^3 CTer 100mL^{-1} estejam livres de organismos patogênicos e vírus (WHO, 2006). A remoção de ovos de helmintos é adotada como indicativo de remoção de cistos de protozoários.

Tabela 4: Diretrizes do PROSAB para reúso de efluentes sanitários na agricultura

Categoria	CTer (100mL^{-1}) (5)	Ovos helmintos (L^{-1}) (6)	Observações
Irrigação Irrestrita (3)	$\leq 1 \times 10^3$	≤ 1	$\leq 1 \times 10^4$ CTer 100mL^{-1} no caso de irrigação por gotejamento de culturas que se desenvolvem distantes do nível do solo ou técnicas hidropônicas em que o contato com a parte comestível da planta seja minimizado.
Irrigação Restrita (4)	$\leq 1 \times 10^4$	≤ 1	$\leq 1 \times 10^5$ CTer 100mL^{-1} no caso da existência de barreiras adicionais de proteção ao trabalhador (7). É facultado o uso de efluentes (primários e secundários) de técnicas de tratamento com reduzida capacidade de remoção de patógenos, desde que o associado à irrigação subsuperficial.

(1) Para o uso agrícola do esgoto tratado não há restrição de DBO, DQO e SST, sendo as concentrações efluentes uma consequência das técnicas de tratamento compatíveis com a qualidade microbiológica estipulada. Todavia, efluentes com concentrações elevadas desses parâmetros podem favorecer a formação de biofilmes e o entupimento de sistemas de irrigação (2) O padrão de qualidade de efluentes expresso apenas em termos de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos aplicam-se ao emprego de sistemas de tratamento por lagoas. Nestes sistemas a remoção de (oo) cistos de protozoários é indicada pela remoção de ovos de helmintos. No caso de filtração terciária a turbidez deve ser utilizada como parâmetro indicador da remoção de protozoários. Para a irrigação irrestrita recomenda-se um padrão de turbidez $\leq 5\text{uT}$. Em sistemas que incluam a desinfecção deve-se recorrer aos parâmetros de controle da desinfecção (residual desinfetante e tempo de contato) necessários ao alcance do padrão estipulado para coliformes termotolerantes (3) Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, inclusive culturas alimentícias consumidas cruas, aplicado também para a hidroponia. (4) Irrigação superficial ou por aspersão de qualquer cultura, não ingerida crua, inclui culturas alimentícias e não alimentícias, forrageiras, pastagens e árvores. Inclui também a hidroponia (5) Coliformes Termotolerantes; média geométrica durante o período de irrigação, alternativa e preferencialmente pode-se determinar *E.coli* (6) Nematóides intestinais humanos, média aritmética durante o período de irrigação (7) Barreiras adicionais de proteção encontradas em agricultura de elevado nível tecnológico, incluindo o emprego de irrigação localizada e equipamentos de proteção individual. Exclui-se dessa nota, a irrigação de pastagens e forrageiras destinadas à alimentação animal (8) Nesse caso não se aplicam os limites estipulados de coliformes e ovos de helmintos, sendo a qualidade do efluente uma consequência das técnicas de tratamento empregadas.

Fonte: Adaptado de Bastos (2006)

Analisando-se a Tabela 4 de concentrações de patógenos em efluentes para reúso agrícola, constata-se que a rede PROSAB adota os padrões da OMS em relação às

concentrações de coliformes termotolerantes e ovos de helmintos e o enquadramento nas respectivas categorias de reúso.

A irrigação irrestrita por gotejamento, de culturas que se desenvolvem distantes do nível do solo, apresentam margem de segurança compatível com os padrões de lançamento de efluentes da WHO (2006) no tocante à preservação da saúde dos trabalhadores. Os padrões adotados para irrigação restrita objetivam a preservação da saúde dos trabalhadores e do público com acesso ou vizinho às áreas onde a irrigação é praticada e onde haja barreiras de proteção entre os agricultores ou demais pessoas que possam ter contato com o efluente. A inclusão de técnicas hidropônicas na categoria de irrigação irrestrita baseia-se em estudos realizados por Keller *et al.* (2006) no cultivo de alface cultivado com concentrações $> 10^3$ UFC.100mL⁻¹. Os padrões de lançamento adotados para irrigação de pastagens e forrageiras baseiam-se nos trabalhos de Bevilacqua *et al.* (2003) no âmbito do PROSAB, nos quais a prática do reúso não apresentou contaminação dos animais alimentados com forrageiras fertirrigadas, contaminação do leite ou da carne dos animais alimentados (BASTOS e BEVILACQUA, 2006).

3.2 CINÉTICA DO DECAIMENTO BACTERIANO

O efluente doméstico para fins de reúso agrícola deve atender aos padrões de qualidade sanitária de inativação de microrganismos patogênicos. A inativação desses microrganismos ocorre através de processos químicos, físicos ou biológicos por meio da danificação da parede celular do microrganismo; da alteração da permeabilidade da célula; da alteração da natureza coloidal do protoplasma e da inibição da atividade enzimática (METCALF & EDDY, 2003). O conhecimento da cinética do decaimento bacteriano é fundamental para estimar a eficiência de um sistema.

De acordo com os trabalhos de Chick (1908), o decaimento bacteriano ocorre segundo reações de primeira ordem, conforme equação 1.

$$\frac{dN}{dt} = -K_b.N \quad (1)$$

K_b: velocidade de decaimento bacteriano; N: concentração de microrganismos (UFC.100mL⁻¹).

Considerando os limites (t = 0, N = N₀) e (t, N), obtêm-se a equação 2.

$$\frac{N}{N_0} = \exp(-Kt) \quad (2)$$

Integrando a equação 2, considerando o efeito da concentração, Watson (1908) chegou à equação 3.

$$\frac{dN}{dt} = -k' C^n N \quad (3)$$

Para que um sistema de tratamento de efluentes apresente eficiência na inativação e decaimento de microrganismos, este deve ser composto de uma população homogênea de microrganismos, haja vista que diferentes tipos de microrganismos têm resistências diferentes a determinados agentes desinfetantes e diferentes metabolismos; ter escoamento de fluxo pistão, no qual o fluxo se processa sem misturas longitudinais e as partículas continuamente entram e saem de uma extremidade a outra do reator na mesma direção, com partículas permanecendo no tanque durante o TDH do sistema; ou no reator de batelada de mistura completa e homogênea do desinfetante e dos microrganismos, para que o tratamento aconteça de forma homogênea e unitária em todo o volume do sistema. No caso de tratamentos anaeróbios, isentos de desinfetantes químicos, consideram-se agentes desinfetantes, o TDH; o grau de mistura do sistema; temperatura, o pH do meio, a formação do biofilme, dentre outros (CHERNICHARO, 2001).

Devido os diferentes microrganismos presentes em águas residuárias, Hom (1972) obteve a equação 4, baseada na concentração de desinfetante, no TDH e na taxa de decaimento:

$$\frac{dN}{d_t} = -k.C^n.t^{m-1} N \quad (4)$$

Com o auxílio da regressão linear ou múltipla são conhecidas as constantes e os coeficientes dos parâmetros de interesse do tratamento de efluentes. Dessa forma, em um reator de mistura completa a redução de microrganismos obedecerá à equação 5.

$$rd = (dN/dt) = -K_b.N \quad (5)$$

rd: velocidade de decaimento (dia^{-1}); N: concentração dos coliformes fecais (CF) ($\text{UFC} \cdot 100\text{mL}^{-1}$); t: tempo (dias); K_b : constante de decaimento bacteriano dos CF (dia^{-1})

3.3 AVALIAÇÃO DO RISCO MICROBIOLÓGICO

A ausência de riscos potenciais, a medida do risco atribuído à utilização de esgotos dentre a população exposta e a aplicação da metodologia de avaliação dos riscos concernentes ao uso de determinado efluente, são alguns dos critérios usados pela Organização Mundial de Saúde para padronizar a qualidade do reúso da água. Com base nos procedimentos da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) e do indicador “Anos de Vida Ajustado para a Incapacidade” (DALYs), a Organização Mundial de Saúde atualizou as diretrizes de 1989 (WHO, 1989) para reúso de água de qualidade inferior, com a publicação das novas diretrizes para utilização de águas residuárias na agricultura, inclusive assumindo (10^{-6}) como maior risco tolerável de infecção à exposição á rotavirus por pessoa por ano (WHO, 2006).

A avaliação epidemiológica relacionada ao reúso de esgotos na agricultura ainda não é uma prática, devido sua complexidade, contudo, os dois modelos de análise utilizados para estimativa dos riscos relacionados ao uso da água ou do efluente são: a Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) e a Avaliação Quantitativa de Risco Químico (AQRQ). Embora seja uma metodologia importante, devido à possibilidade de toxicidade de alguns produtos químicos e farmacêuticos, principalmente os conhecidos como “disruptores endócrinos”, a AQRQ é um parâmetro de difícil identificação e pouca relevância no reúso agrícola.

Duas definições distintas são utilizadas para distinguir os impactos de saúde pública referentes aos aspectos microbiológicos dos efluentes: O Perigo – característica intrínseca, associada a determinado agente (químico, físico ou microbiológico) que possa causar complicações à saúde e, o Risco – de caráter quantitativo, este relacionado a determinados agentes e suas potencialidades em causar danos à saúde.

A AQRM é composta por quatro etapas: (i) identificação do perigo, etapa na qual será diagnosticada a presença ou ausência de organismos indicadores, (ii) avaliação da dose-resposta, a qual irá determinar a quantidade de microrganismos capaz de causar problemas (iii) avaliação da exposição, onde a mesma dará subsídios para caracterizar a magnitude e

frequência da exposição ou do uso, e (iv) caracterização quantitativa do risco, baseada na quantificação de modelos matemáticos de probabilidade de infecção.

A infecciosidade experimental dos microrganismos baseia-se em dois modelos matemáticos: o Beta-Poisson e o Exponencial. Esses modelos expressam a probabilidade de infecção resultante da ingestão ou do contato de determinado volume de líquido com um número médio de organismos patogênicos. Ambos estimam o risco de contaminação associado a uma única exposição, conforme equações 6 e 7:

$$P_I(d) = 1 - [(1 + d/DI_{50}) \cdot (2^{1/\alpha} - 1)]^{-\alpha} \quad (6)$$

$$P_I(d) = 1 - \exp(-r \cdot d) \quad (7)$$

Onde: P_I : probabilidade de infecção para uma única exposição; d : número de organismos ingeridos por exposição (dose); DI_{50} : dose infectante média; (HASS *et al.*, 1999 apud OMS, 2006).

Com base nas equações anteriores, obtêm-se a equação 8, através da qual estima-se o risco para períodos de tempo maiores, ou seja, para múltiplas exposições á mesma dose:

$$P_{I(A)}(d) = 1 [1 - P_I(d)]^n \quad (8)$$

Onde: $P_{I(A)}$: probabilidade anual de infecção de n exposições á mesma dose (d); n : número de exposição por ano.

Tabela 5: Mortalidade global e DALYs devido algumas doenças de importância para agricultura no reúso de efluentes domésticos

Doença	Mortalidade (mortes /ano)	Número de Crianças	Comentário
Diarréia	1.798.000	61.966.000	99,8% das mortes ocorrem em países em desenvolvimento; 90% das mortes ocorrem em crianças
Tifóide	600.000	N/A	Estima-se 16 milhões de casos por ano
Ascaris	3.000	1.817.000	Estima-se 1,45 bilhões de infecções, dos quais 350 milhões sobre efeitos adversos para a saúde
Ancilostomíase	3.000	59.000	Estima-se 1,3 bilhões infecções, das quais 150 milhões sofre efeitos adversos a saúde
Schistosomíase	15.000	1.702.000	Encontrada em 74 países, 200 milhões de pessoas em todo o mundo são estimadas para serem infectadas, 20 milhões com graves conseqüências
Hepatite A	N/A	N/A	Estima-se 1,4 milhões de casos por ano; provas sorológicas de infecção prévia varia de 15% a 100%

Fonte: WHO (2004)

N/A: Não Avaliado

A prática do reúso de efluentes e sua adequação para as mais variadas finalidades não é fácil, principalmente a aplicação da AQRM para efluentes com finalidade de reúsos distintos, situação que demanda ônus, tempo e análises criteriosas, no entanto garante a preservação da saúde da população e proteção do meio ambiente. De acordo com a metodologia de elaboração da DALY, conhecendo-se a concentração de determinado organismo e estimada sua ingestão em dado volume de água, estima-se o risco anual de infecção. Conhecido o risco aceitável, inversamente obtêm-se a concentração admissível de organismos patogênicos no efluente tratado. Analisando a Tabela 5 de mortalidade global e DALYs em crianças acometidas por patologias de veiculação hídrica, quando da utilização de esgotos na agricultura, verifica-se que a diarreia é a patologia de veiculação hídrica mais freqüente no mundo, responsável por 1.798.000 casos de óbitos por ano, tornando os países em desenvolvimento, devidos suas precárias situações sanitárias, os mais vulneráveis a ocorrência dessa enfermidade.

Dentre a população exposta, crianças são as mais susceptíveis à infecção e à morte (90%) ocasionadas pela falta de saneamento e a incidência de doenças de veiculação hídrica. Em segundo lugar, a Tifóide é responsável por 600.000 casos de morte por ano, no mundo, com estimativa de 16 milhões de casos por ano. Em terceiro lugar, a Schistosomíase leva à média de mortalidade de 15.000 mortes por ano. Ascaris e Ancilostomíase, ambas com média de 3.000 casos de óbitos ao ano.

O cálculo da Ingestão Diária Aceitável (IDA) é mais uma ferramenta de monitoramento utilizada pela Organização Mundial de Saúde na quantificação de substâncias que possam apresentar riscos à saúde. A mesma estipula a dose máxima aceitável de determinadas substâncias. Valores abaixo das doses estipuladas garantem que pessoas podem permanecer expostas sem que ocorram riscos à saúde. Portanto, trata-se de uma estimativa matemática da quantidade de uma substância que possa estar presente na água ou em alimentos, e que se possa diariamente ingerir por longo tempo de vida. A IDA é calculada a partir da equação 9:

$$IDA = \frac{pc}{FI} \quad (9)$$

Onde: IDA: ingestão diária aceitável; pc: peso corporal; FI: Fator de Incerteza

A avaliação quantitativa de risco microbiológico ou químico também pode ser estimada a partir da “função dose-resposta”, a qual mede os danos resultantes de uma atividade impactante em um determinado meio (REAL, 2009). As medidas dos danos são obtidas a partir de relações físicas entre causa e efeito de um determinado dano ambiental. A curva dose-resposta deve ser construída por um único poluente, por exemplo, estudos epidemiológicos relacionados a doenças provocadas (resposta) pela variação de poluentes (dose). A relação entre a dose de uma substância e o efeito produzido não é constante e varia entre espécies animais, entre diferentes tipos de cultura, entre indivíduos de uma mesma espécie, em faixas etárias diferenciadas e, em diferentes momentos (disponível em www.saudeetrabalho.com.br).

3.3.1 Estimativa da Carga de Doença

A comparação de diferentes agentes intervenientes na saúde humana, sejam eles de origem química ou microbiológica, é proposta pelo uso do indicador “Anos de Vida Ajustados para a Incapacidade, da sigla inglesa DALYs – Disability Adjusted Life Years. A DALYs considera a probabilidade de óbito ao qual uma doença pode levar e o seu efeito agudo (imediate) ou crônico (longo). A teoria usada para construir esse indicador parte da transformação de uma incapacidade vivenciada (ex: x dias com diarreia ou óbito causado pela mesma) em “anos de vida saudável perdido”. Dessa forma, DALY quantifica a saúde com base no tempo como medida, conforme especifica a equação 10.

$$DALY = N * D * S \quad (10)$$

⁽¹⁾N: Número de pessoas afetadas; ⁽²⁾D: duração média do efeito adverso; ⁽³⁾S: peso da gravidade do efeito de interesse

⁽¹⁾ O número de pessoas afetadas é um dado obtido de registros de entidades de saúde, estudos epidemiológicos, sistemas públicos de acompanhamento de agravos ou estimativas feitas utilizando modelos dose-resposta. ⁽²⁾ A estimativa da duração média do efeito adverso baseia-se no acompanhamento de casos de doença, óbito a partir da consulta a especialistas, registros hospitalares ou estudos epidemiológicos. No caso de óbito avalia-se a média de

anos perdidos devido ao agravo tendo-se como referência, a expectativa de vida da população. ⁽³⁾ O peso da gravidade do efeito de interesse varia de 0 a 1, sendo que 0 significa o indivíduo saudável e 1 o óbito).

A aplicação da DALYs configura-se como um mecanismo de gestão de saúde pública e por um estudo de caso, pelo fato de levar em consideração vários aspectos da sociedade, como: saneamento, hábitos de higiene, costumes, idade, sexo, classe de indivíduos acometidos e impactos causados por agentes (químicos ou microbiológicos), caracterizando padrões de riscos toleráveis e aceitáveis ou indicativos de epidemias ou pandemias. Esta forma permite estimar a carga de doença em uma população, e a potencialidade de morbidade ou mortalidade.

Com base nos pressupostos da AQRM e da DALYs, Tarabla e Signorini (2009) avaliaram os riscos de contaminação no abate e armazenamento de carne bovina para preparo de hambúrgueres na Argentina. O modelo usado previu o risco de $8,12 \times 10^{-7}$ para a transmissão da síndrome Urêmica Hemolítica através do consumo dos hambúrgueres industrializados. Portanto, os modelos de avaliação de riscos microbiológicos e químicos são usados como meio de gestão de riscos.

Tabela 6: DALYs, risco de doença, razão doença: infecção e risco tolerável de infecção por rotavírus no reúso de efluentes domésticos

Organismo	DALYS (pcd)	Risco de doença equivalente à 10^{-6} DALY (ppa)	Razão doença: infecção	Risco tolerável de infecção (ppa)^b
Rotavírus				
PD	$1,4 \times 10^{-2}$	$7,1 \times 10^{-5}$	0,05 ^c	$1,4 \times 10^{-3}$
PED	$2,6 \times 10^{-2}$ ^c	$3,8 \times 10^{-5}$	0,05 ^c	$7,7 \times 10^{-4}$
<i>Campylobacter</i>	$4,6 \times 10^{-3}$	$2,2 \times 10^{-4}$	0,7	$3,1 \times 10^{-4}$
<i>Cryptosporidium</i>	$1,5 \times 10^{-3}$	$6,7 \times 10^{-4}$	0,03	$2,2 \times 10^{-3}$

Fonte: OMS (2006)

PD: países desenvolvidos; PED: países em desenvolvimento; b: risco tolerável de infecção; c: para países em desenvolvimento a DALYS por morte por rotavírus, diminuiu em 95%. 95% dessas mortes acometem crianças menores de dois anos exposta a água residuária da irrigação. A maior parte da razão doença/infecção por rotavírus é baixa em crianças menores de três anos em países desenvolvidos. ppa: pessoas por ano; pcd: por caso de doença. ppa:

Resultados obtidos pela comparação da OMS (2006) sobre a carga de doenças (DALYs) de veiculação hídrica por rotavírus em países desenvolvidos e em desenvolvimento,

apresentados na Tabela 6, mostram que nos países em desenvolvimento a ocorrência de patologias ocasionadas por microrganismos de esgotos é quase o dobro da ocorrência em países desenvolvidos, onde os padrões de qualidade são mais rigorosos e maior parte da população tem acesso ao saneamento básico. Confirmando a situação da população mais exposta à transmissão por helmintos ser constituída de crianças.

Os dados obtidos pela OMS mostram maior incidência de contaminação por *Cryptosporidium* do que por *Campylobacter*. 10^{-6} é o maior risco tolerável de infecção á exposição por rotavírus por ano, segundo a OMS (2006). A razão-doença por espécies de protozoários (0,05) o classifica ao nível de infecção.

3.4 CUSTOS E ÁREAS REQUERIDAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

A escolha dos tipos de tratamentos em Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) bem como os custos requeridos em sua elaboração e manutenção, são etapas fundamentais na seleção dos sistemas de tratamento, e devem ter como princípio um balanceamento entre critérios técnicos e econômicos.

Nesse sentido alguns aspectos devem ser levados em consideração, dentre eles a qualidade sanitária que se deseja alcançar; a área disponível para implantação do sistema; topografia dos possíveis locais de implantação e das bacias de drenagem e esgotamento sanitário; volumes diários a serem tratados e variações horárias e sazonais da vazão de esgotos; características do corpo receptor de esgotos tratados; disponibilidade e grau de instrução da equipe operacional responsável pelo sistema; custos com energia elétrica; clima e variações de temperatura da região; disponibilidade de locais e/ou sistemas de reaproveitamento e/ou disposição adequados dos resíduos gerados pela ETE (CHERNICHARO, 2001).

O rigor nos aspectos mais importantes da seleção dos sistemas de tratamento varia entre países desenvolvidos e subdesenvolvidos. Em países desenvolvidos a eficiência, confiabilidade, disposição do lodo e requisitos de áreas são aspectos muito importantes, em países subdesenvolvidos não existe tanto rigor em relação a esses aspectos. Já em países subdesenvolvidos, devido às limitações financeiras, priorizam-se mais: os custos de operação, implantação, sustentabilidade e simplicidade dos sistemas (von SPERLLING, 1999)

Segundo Sampaio e Jordão (2005) 75% do custo operacional de uma ETE refere-se aos custos com pessoal, encargos sociais e benefícios, energia elétrica e materiais de tratamento (produtos químicos). Estudo realizado na ETE-Barueri mostrou que 20% dos custos operacionais referem-se aos gastos com energia elétrica. Outro aspecto oneroso para ETE's diz respeito aos custos com transporte, configurando-se como importante parâmetro para a viabilidade econômica do uso agrícola do lodo de esgoto. Na região metropolitana de Curitiba, os custos de transporte do lodo da ETE-Belém até as propriedades agrícolas, variaram de 5 a 8 dólares por tonelada em caminhões com 5m³ de capacidade. Essa despesa tornou clara a inviabilidade da prática do reúso do lodo (HARRY, 1995).

A escolha do processo de tratamento, a área requerida e os custos de implantação são alguns dos requisitos fundamentais na escolha do tratamento a ser adotado em relação aos recursos financeiros disponíveis, como observado na Tabela 7. Analisando os dados da mesma, observa-se que os custos de implantação de lagoas de estabilização e derivados, representam metade dos custos requeridos na implantação de processos anaeróbios. No entanto, requerem grande demanda de área, em detrimento dos tratamentos anaeróbios, que requerem pouca área. Os tratamentos aeróbios de lodo ativado representam custos bastante elevados em comparação às lagoas de estabilização e aos tratamentos anaeróbios. Os valores obtidos evidenciam que quanto maior a eficiência de remoção biológica de nutrientes e microrganismos, maior será o ônus requerido nos tratamentos (ALEM SOBRINHO e JORDÃO, 2003).

Tratamentos com remoção química apresentam custos superiores aos biológicos e representam a inconveniência da geração de subprodutos. No entanto demandam necessidade de área similar à requerida em processos anaeróbios. As variações de biofilme fixo em tratamentos aeróbios representam altos custos.

Reatores UASB e filtros anaeróbios geralmente requerem pouca área; baixos custos de investimento; apresentam grande confiabilidade; requerem pouca energia, produzem pouco lodo se comparados aos sistemas aeróbios; produzem biogás e removem significativa quantidade de matéria orgânica, porém não apresentam eficiência de remoção de nutrientes. Leitões de brita, terras úmidas construídas vegetadas e lagoas de polimento demandam grandes áreas para implantação, porém os custos de investimento por habitante são baixos. Os sistemas de tratamento anaeróbio produzem lodo mais estabilizado, possibilitam reaproveitamento de nutrientes e apresentam boa remoção de matéria orgânica.

Tabela 7: Comparação de custos e áreas requeridas nos processos de tratamento de águas residuárias

Processo do Tratamento	Custo da Implantação (US\$/hab)	Área Requerida (m²/hab)
Lagoa Facultativa	15-30	2.0-4.0
L. Anaeróbia + L. Facult.	12-30	1.2-3.0
L. Aerada Facultativa	20-35	0.25-0.5
L. Aerada Mista Completa + L. Sedimentação	20-30	0.2-0.4
Lagoa + Tanques de Maturação	20-40	3.0-5.0
Wetland Construído	20-30	3,0-5,0
Lagoa + Remoção de Algas	20-35	1,7-3,2
Tanque séptico + Leito Anaeróbio	30-50	0.2-0.35
Tanque Séptico + Infiltração	25-40	1,0-1,5
UASB	12-20	0.03-0.10
UASB + lodos ativados	35-60	0.15-0.25
UASB + leito anaeróbio	30-45	0,08-0,2
UASB + leito biológico de alta carga	40-80	0.5-0.7
UASB + lagoas de maturação	15-30	1.5-2.5
UASB + escoamento superficial	20-35	1,5-3,0
L.A convencional	40-65	0,12-0,25
L.A por aeração prolongada	30-50	0,12-0,25
L.A com remoção biológica de N/P	70-140	0.25-0.35
L.A com remoção química e biológica de N/P	80-160	0.30-0.40
L.A + Desinfecção	70-120	0.20-0.30
Leito biológico de baixa carga	50-90	0.50-0.70
Leito biológico de alta carga	40-70	0.30-0.45
Biofiltro Aerado Submerso	50-60	0.1-0.2
Tratamento primário avançado	12-20	0.03-0.05

FONTE: adaptado de von Sperling (2005)

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCALIZAÇÃO

Esta pesquisa foi desenvolvida na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto (EXTRABES) pertencente à Universidade Estadual da Paraíba, localizada no bairro do Catolé, na Cidade de Campina Grande - PB, com coordenadas geográficas: latitude sul 7° 13', longitude oeste 35°, 550m de altitude, localizada na microrregião do Agreste da Borborema.

4.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA EXPERIMENTAL

Objetivando tratar esgotos domésticos, foram monitorados durante dois anos (maio de 2005 a abril de 2007), quatro sistemas de pós-tratamento do efluente de reator UASB: um Filtro Anaeróbio com Chicanas (FAC); um sistema de Terra Úmida Construída Vegetada (TUCV); um Leito de Brita (LB) e uma Lagoa de Polimento (LP) subdividida em cinco lagoas em série (LP1, LP2, LP3, LP4, LP5). O esgoto bruto utilizado na pesquisa era proveniente de uma elevatória da Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), localizada ao lado das dependências da EXTRABES. O esgoto bruto da elevatória seguia para uma caixa de areia, que funcionou como decantador primário, daí seguia para tratamento anaeróbio no reator UASB. O efluente desse sistema seguia para um tanque de equalização, do qual era distribuído para as quatro unidades de pós-tratamento.

O reator UASB funcionou como sistema de pré-tratamento do esgoto bruto, com objetivo de remover significativa quantidade de matéria orgânica e sólidos. Na Figura 1 são detalhados os sistemas experimentais e na Tabela 8 suas principais características.

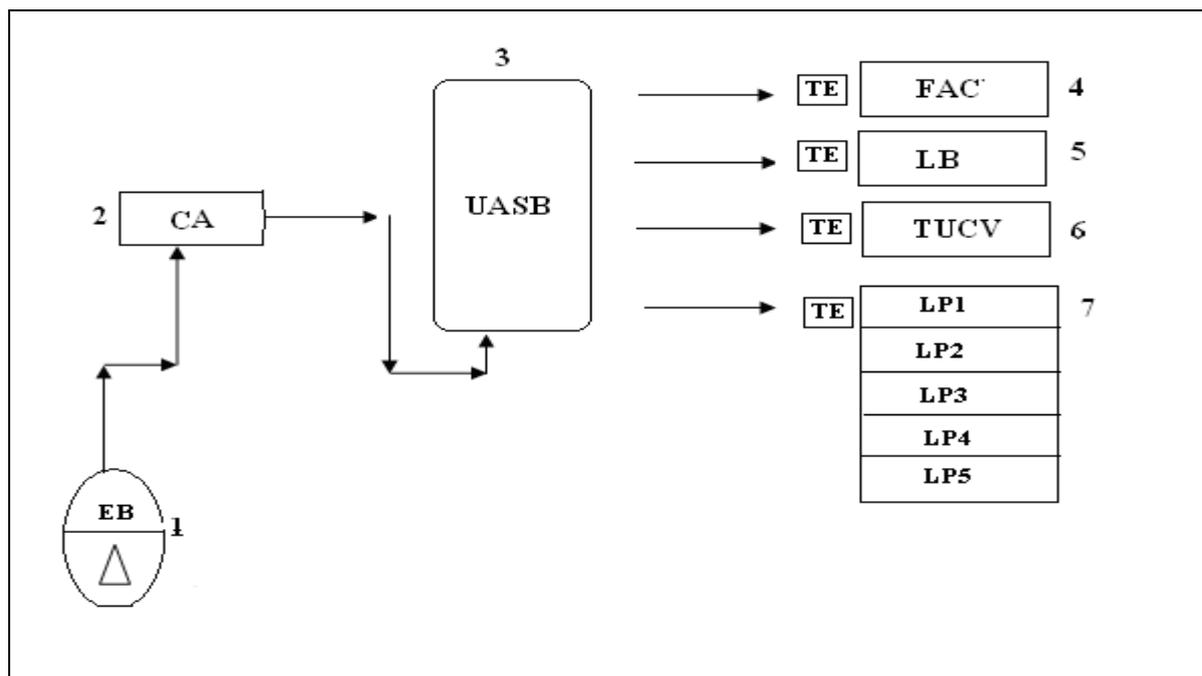


Figura 1: Fluxograma das unidades de tratamento utilizadas na pesquisa

Onde: 1: EB; 2: Caixa de Areia; 3: Reator UASB; 4: Filtro Anaeróbio com Chicanas (FAC) 5: Leito de Brita (LB); 6: Terra Úmida Construída Vegetada (TUCV); 7: Lagoa de Polimento (LP); TE: Tanque de equalização.

Tabela 8: Características físicas e operacionais dos sistemas experimentais

Característica	UASB	FAC	TUCV	LB	LP
Partida	S/ inóculo	S/ inóculo	S/ inóculo	S/ inóculo	S/ inóculo
Volume Útil (m³)	5,0	1,0	2,22	2,94	30
Altura (m)	1,5	0,50	0,60	0,60	0,60
TDH (dias)	0,208	7	7	7	12
Vazão (L.dia⁻¹)	20.016	143	317	420	2.160
Material de Enchimento	-	Cortes Garrafa PET	Areia grossa lavável	Brita	-
Fluxo	ascendente	ascendente	subsuperficial	subsuperficial	subsuperficial
COV (KgDQO.m³.d⁻¹)	2,24	0,029	0,029	0,029	0,017
Altura do substrato(m)	-	0,43-0,50	0,60	0,60	-
Altura da zona anaeróbia(m)	-	0,38-0,43	0,57-0,58	0,54	-
Altura da zona aeróbia(m)	-	0,05	0,02-0,03	0,06	-
Declividade(%)	-	1	1	1	-
Granulometria do material suporte (mm)	-	-	2-5	20-30	-
Fração de vazios do substrato(%)	-	94	37	49	-

4.2.1 Características dos Sistemas

Segue a descrição detalhada das características físicas e operacionais dos sistemas anaeróbios monitorados durante o período da pesquisa.

4.2.2 Reator UASB

O reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB) utilizado na pesquisa foi construído em fibra de vidro, com 5m^3 de volume, 1,5m de altura e diâmetro médio de 5,12mm, conforme Figura 2. Com vazão de 20.016L.dia^{-1} , COV de $2,24\text{ kgDQO.m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$, número de dispersão 0,08 e 7,60% de fração de volume morto e TDH de 6 horas (0,208 dias), o efluente doméstico nesse reator passou por um tratamento biológico de remoção de matéria orgânica biodegradável. Foram instalados no interior do reator, dos lados direito e esquerdo, defletores de gás com a finalidade de direcionar a saída de biogás do sistema. O reator teve partida sem inóculo, recebendo esgoto bruto por gravidade e de forma ascendente.

O reator UASB foi projetado de tal forma que o lodo mais concentrado ficasse no fundo do reator, com excelentes características de sedimentação. Acima dessa camada encontrava-se uma camada mais espessa de lodo, correspondendo em média 1,5 a 3% do volume do lodo no sistema, numa região de velocidade de sedimentação mais baixa. O movimento ascendente do esgoto e das bolhas de biogás produzidas foram o meio de automistura do efluente. O lodo foi carregado pelas bolhas de gás, e na altura do separador trifásico ocorreu à separação das três formas físicas do efluente (sólido, líquido e o gás), esse separador localizou-se na parte superior do reator e teve a função de garantir o retorno do lodo. O fluxo ascendente permitiu maior contato entre a biomassa e o esgoto.

A vazão afluyente ao reator foi monitorada diariamente de forma a controlar a distribuição uniforme do lodo biológico, evitar problemas de mau contato entre biomassa e esgoto ou o surgimento de zonas mortas e caminhos preferenciais. Uma vez por semana, um litro do efluente foi recolhido na parte superior do reator, em becker devidamente esterilizado, para posterior caracterização dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, conforme especifica o tópico 4.4.1. Ao lado do reator foi instalada uma unidade de equalização, para unificação da vazão e carga orgânica afluyente aos sistemas posteriores.

O efluente do UASB seguiu para pós-tratamento em quatro sistemas de pós-tratamento distintos: um Filtro Anaeróbio com Chicanas, um Leito de Brita, uma Terra Úmida Construída Vegetada e uma Lagoa de Polimento.

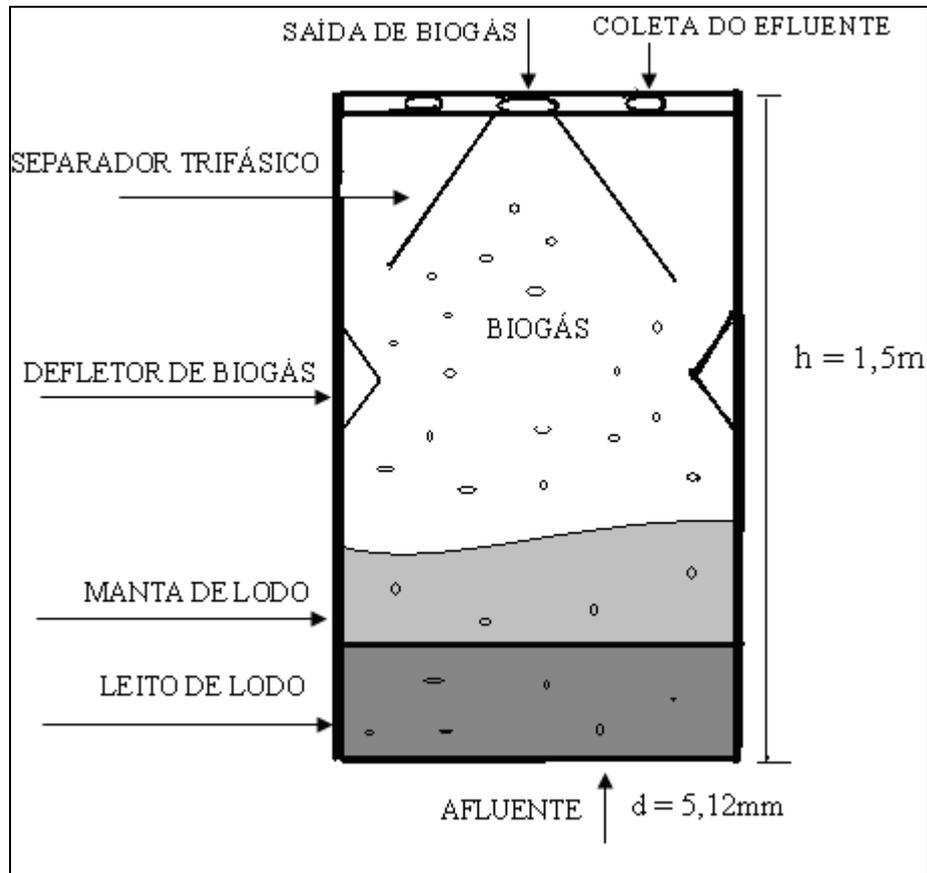


Figura 2: Esquema do Reator UASB

4.2.3 Filtro Anaeróbio com Chicanas

O filtro anaeróbio com chicanas de fluxo ascendente foi alimentado com o efluente do reator UASB de forma contínua, a uma vazão de $143\text{L}\cdot\text{dia}^{-1}$ e COV de $0,029\text{ kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{dia}^{-1}$ e 1m^3 de capacidade. O sistema teve partida sem inóculo. Construído em fibra de vidro, o mesmo foi dividido por 3 compartimentos de onde o efluente passava de um para o outro perfazendo o TDH de 7 dias. Os compartimentos tinham 1m, 0,43m e 0,43m respectivamente, totalizando o comprimento de 1,86m, subtraído os espaços de um compartimento para o outro, conforme detalhado na Tabela 9.

O mesmo foi composto por um leito fixo, com 0,05m de altura de zona aeróbia e 0,38-0,45m de zona anaeróbia. O interior do reator tinha 1% de declividade em sua superfície. Internamente, o reator era separado por duas chicanas longitudinais. O sistema foi preenchido com pedaços de garrafa de politereftalato (PET), utilizadas para aderência e desenvolvimento de microrganismos. O material PET ocupava de 15-18cm, constituindo 94% de fração de vazios. O fluxo ocorreu através do lodo proporcionando maior tempo de retenção celular e permitindo maior tempo de contato entre a biomassa e o esgoto. O esgoto afluyente ao sistema distribuía-se através de um fundo falso vazado, de forma horizontal e ascendente, permitindo maior retenção do lodo.

O efluente foi coletado para análise na parte lateral superior do reator. A vazão afluyente ao filtro foi medida diariamente, de forma a garantir uma distribuição uniforme. O reator pôde funcionar descoberto, pois ficava numa área onde não apresentava o inconveniente do mau cheiro. Na Figura 3 apresenta-se o esquema do FAC com suas respectivas medidas.

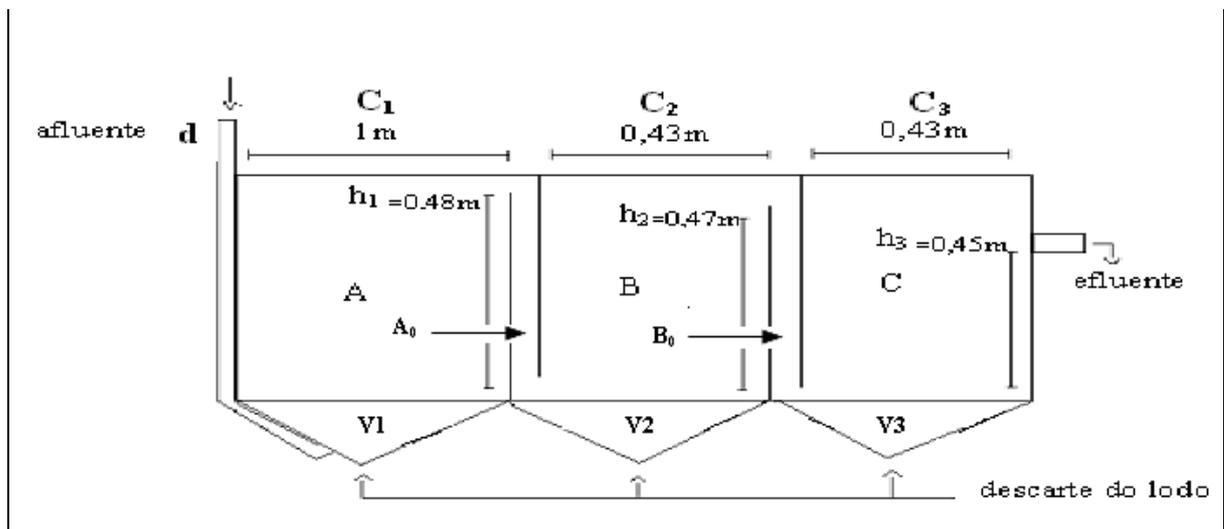


Figura 3: Esquema do filtro anaeróbio com chicanas de fluxo ascendente

Onde: d : alimentação ascendente; C_1, C_2, C_3 : Comprimento dos compartimentos; h_1, h_2, h_3 : espaço divisório e altura das chicanas; A_0, B_0 : Volume das Chicanas; A, B, C: Volume dos compartimentos; V1, V2, V3: Volume dos fundos falsos de descarte do lodo;

Na Tabela 9 são apresentados os volumes dos respectivos compartimentos do Filtro Anaeróbio com Chicanas.

Tabela 9: Volumes dos compartimentos do filtro anaeróbio com chicanas

Compartimentos	A	A ₀	V1	B	B ₀	V2	C	V3	V. útil
Volume (L)	0,1935	0,0235	0,0180	0,2021	0,0245	0,0210	0,4800	0,0340	0,9966

4.2.4 Terra Úmida Construída Vegetada

A Terra Úmida Construída Vegetada utilizada na pesquisa foi construída em alvenaria e revestida com massa impermeabilizante, com 10m² de área (10m x 1m) e 1% de declividade. O substrato ficava a 0,60m de altura e a mesma operou com TDH de 7 dias, vazão de 317L.dia⁻¹, COV de 0,029 kgDQO.m⁻³.dia⁻¹, capacidade volumétrica de 2,22 m³.dia⁻¹ e escoamento subsuperficial.

Vegetado com macrófitas aquáticas *Juncus spp* do tipo emergente, com função de remover nutrientes e outros constituintes do esgoto, o sistema teve densidade de 25 propágulos de macrófitas por m² e foi preenchido com areia grossa lavável, de granulometria 15-20mm, com a função de facilitar o enraizamento das macrófitas e formação de poluentes através de precipitação, troca catiônica ou absorção. A fração de vazios do substrato foi de 37%, de forma que a zona anaeróbia ocupava de 0,57-0,58m e a zona aeróbia de 0,02-0,03m. Com o objetivo de melhorar a distribuição do fluxo, tanto na entrada como saída do sistema foi colocada uma camada de 30cm de brita com granulometria de 40-50mm.

O sistema subdividia-se em três regiões de fases distintas: uma zona aeróbia, localizada nas raízes das plantas, devido à liberação de oxigênio (etapa na qual ocorre oxidação de matéria orgânica); uma fase anóxica, localizada na rizosfera da macrófita (presença de nitrato), em meio à grande região anaeróbia. Na Figura 4 apresenta-se um esquema da TUCV com suas respectivas medidas.

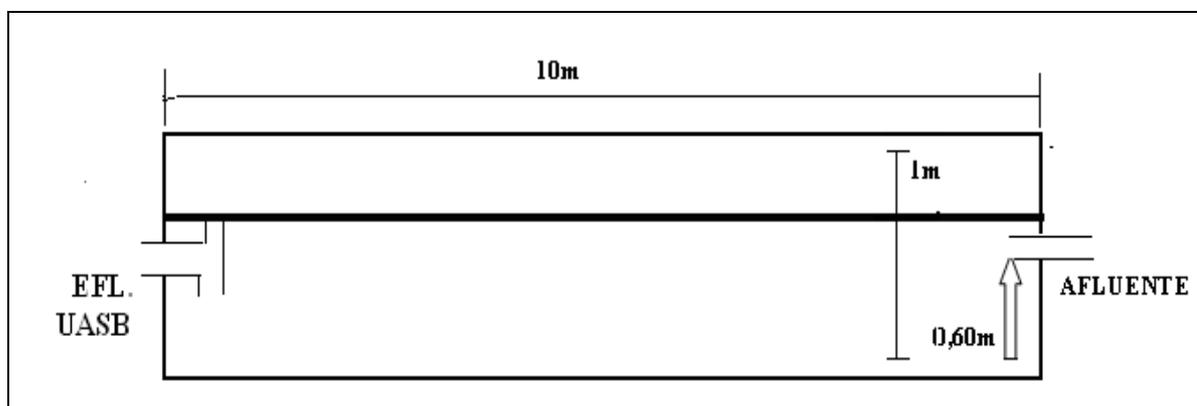


Figura 4: Esquema da Terra Úmida Construída Vegetada com *macrófitas* aquáticas

4.2.5 Leito de Brita

O Leito de Brita tinha as mesmas medidas da TUCV, ou seja, 10m^2 ($10\text{m} \times 1\text{m}$) e altura do substrato de $0,60\text{m}$, conforme Figura 5. Sendo $0,06\text{m}$ a altura da zona aeróbia e $0,54\text{m}$ a altura da zona anaeróbia. O sistema foi projetado com 1% de declividade em sua superfície, de forma a facilitar o escoamento do substrato. A granulometria do substrato utilizado foi de $15\text{-}20\text{mm}$. O fluxo ocorreu de forma subsuperficial, com vazão de $420\text{L}\cdot\text{dia}^{-1}$, TDH de 7 dias, COV de $0,029\text{ kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{dia}^{-1}$. Foi utilizado como substrato, brita número 19, que após a clarificação verificou-se que ocupava 51% do espaço do sistema, portanto, 49% era o volume do vazio, ou seja, 6000L ($0,49$) = 2.940L .

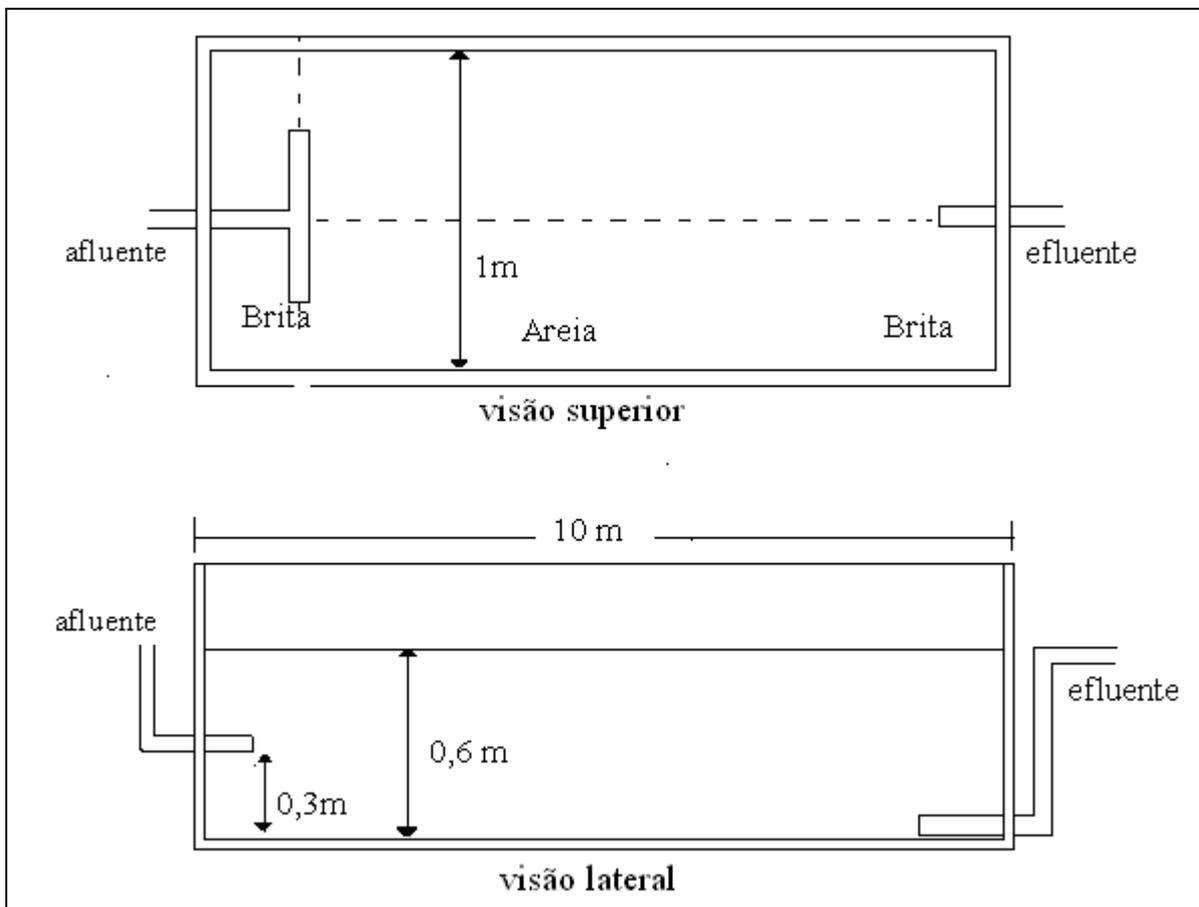


Figura 5: Esquema do Leito de Brita

4.2.6 Lagoa de Polimento

Construída em alvenaria e revestida com cimento amianto, a Lagoa de Polimento media 10m^2 ($10\text{m} \times 1\text{m}$) por $0,60\text{m}$ de altura e foi alimentada com o efluente do reator UASB para verificação da eficiência do pós-tratamento na remoção de organismos patogênicos e nutrientes.

O sistema subdividia-se em cinco lagoas em série (LP1, LP2, LP3, LP4, LP5), conforme Figura 6. Operando com TDH de 12 dias, sendo 2,4 dias para cada lagoa, capacidade para $30\text{m}^3.\text{dia}^{-1}$. As cinco lagoas foram projetadas com alternância de declividade de 1% na superfície para facilitar o escoamento do substrato de uma lagoa para outra. Alimentada com fluxo contínuo, de modo subsuperficial, vazão média de $2.160\text{L}.\text{dia}^{-1}$ e COV de $0,017\text{kgDQO}.\text{m}^{-3}.\text{dia}^{-1}$, taxa hidráulica superficial de $0,05\text{m}.\text{dia}^{-1}$. Número de dispersão axial obtido através de testes com traçadores, de 0,14; e número de dispersão axial (modelo empírico) de 0,10 determinado a partir do modelo de YANEZ (1993) apud von Sperling *et al.* (2001). O líquido percolava de uma lagoa para outra no sentido topo-fundo por meio de um cap de 100mm de diâmetro, que também tinha a função de evitar a passagem de algas de uma lagoa para a outra, passando por um tubo de PVC de 20mm de diâmetro.

O tempo de permanência do efluente e a vazão foram regulados com auxílio de uma bomba dosadora. Uma vez por semana foi coletado um litro de efluente da última lagoa, para realização das análises físico-químicas e microbiológicas dos parâmetros avaliados.

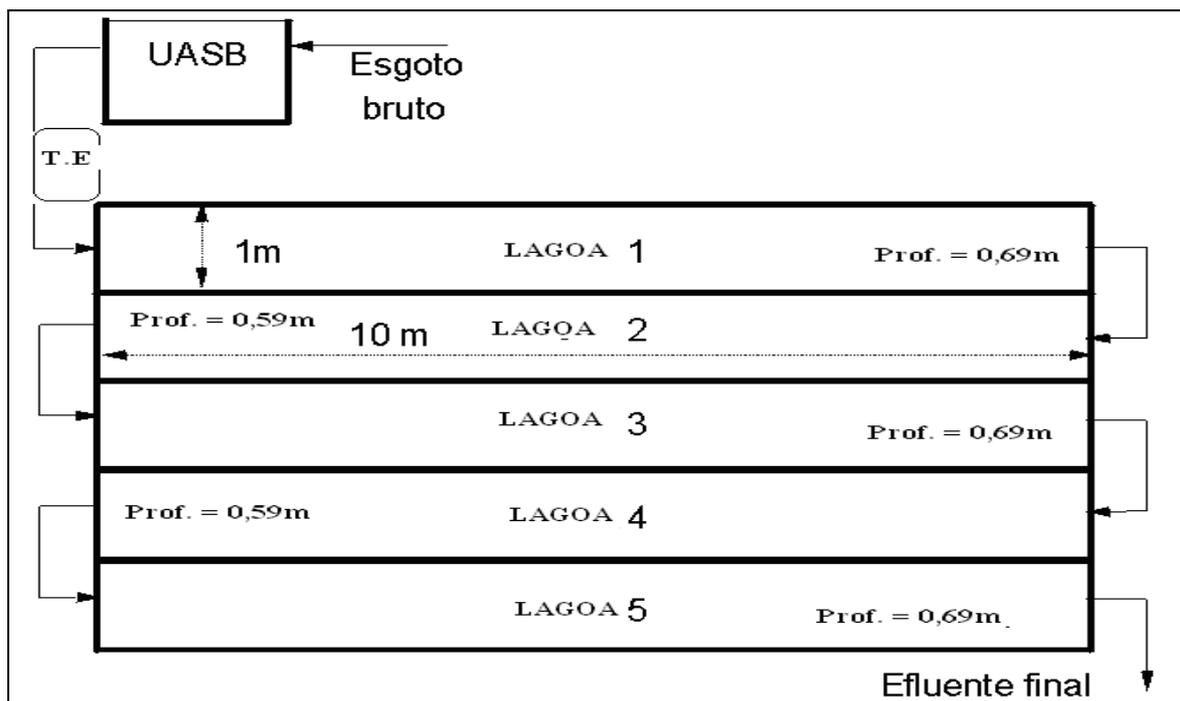


Figura 6: Esquema da Lagoa de Polimento

4.3 MONITORAMENTO DOS SISTEMAS

Os sistemas experimentais foram monitorados durante dois anos, com a periodicidade de realização de uma análise semanal, totalizando 25 médias mensais das determinações de cada parâmetro. Diariamente foi realizada a averiguação das vazões dos sistemas, bem como de outros aspectos físicos e operacionais para assegurar o bom funcionamento dos mesmos.

O reator UASB já vinha em funcionamento há dois anos, a TUCV e a LP tinham um ano de operação, o LB oito meses, enquanto o FAC foi construído e mantido em operação desde o início de outubro de 2005. O esgoto bruto era captado de uma elevatória, através de uma bomba submersa, instalada dentro do poço de visita do interceptor da Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA) que passa ao lado das instalações da EXTRABES. O afluente (esgoto bruto decantado) era armazenado em uma caixa de cimento-amianto com capacidade para 1000L, regulada por um registro de fechamento. “Foi fixado no fundo da caixa uma peça de polivinilcloreto (PVC) rosqueada, com diâmetro de ¾”, seguido de registro de fechamento rápido para uma eventual emergência.

O reator UASB foi alimentado através de bombeamento intermitente com fluxo ascendente. Após tratamento anaeróbio nesse reator, o efluente seguia para um tanque de equalização, posicionado a 4m do solo. Essa unidade continha uma bomba controladora de nível, que tinha a função de distribuir o esgoto para as respectivas unidades experimentais. A alimentação dos sistemas ocorreu de forma contínua, de onde era bombeado através de uma bomba peristáltica acoplada a um motor com 1.700 rpm e um redutor (1:30), mantendo assim, uma rotação de 56 rpm e com vazão média de $320\text{L}\cdot\text{h}^{-1}$. De forma subsuperficial o efluente do reator UASB alimentava, com uma carga orgânica média de $205\text{ kgDQO}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{dia}^{-1}$, os sistemas de pós-tratamento.

4.4 PROCEDIMENTOS ANALÍTICOS

A caracterização dos efluentes dos sistemas para determinação de suas respectivas eficiências foi realizada através de análises físicas, químicas e microbiológicas, as quais são descritas a seguir.

4.4.1 Determinação dos parâmetros físicos e químicos

A determinação dos parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto e dos efluentes dos sistemas foi realizada através de análises semanais, obedecendo às determinações do Standard Methods for the Examination of Wastewater (APHA, 1995), conforme especificado na Tabela 10.

Tabela 10: Análises, métodos e equipamentos utilizados nas análises físicas e químicas

Análise	Método	Equipamento
Nitrogênio amoniacal	Titulométrico	Destilador.marca Tecnal modelo TE-036/1
Nitrogênio total	Titulométrico	Destilador marca Tecnal modelo TE-036/1, digestor marca Tecnal modelo TE-007
Fósforo Total	Espectrofotômetro	Espectrofotômetro marca Milton Roy modelo LR-45227, autoclave marca Phoenix modelo AV18
Ortofosfato solúvel	Espectrofotômetro	Espectrofotômetro marca Milton Roy modelo LR-45227
Potássio	Espectrofotômetro	Fotômetro marca Cole Parmer modelo M-2655-00
Demanda Química de Oxigênio	Titulométrico	Digestor marca Jundilab modelo PN 456
Sólidos Suspensos Voláteis	Gravimétrico	Banho Maria marca Quimis, Estufa Fanen modelo 62700, Balança analítica Sartorius
Alcalinidade Total	Titulométrico	pHmetro marca Orion modelo 230 ^a
pH	Potenciométrico	pHmetro marca Orion modelo 230 ^a

4.4.2 Determinação dos parâmetros microbiológicos e parasitológicos

A avaliação da qualidade higiênica dos efluentes produzidos para agricultura, bem como a análise da eficiência dos sistemas na remoção de organismos patogênicos e indicadores de contaminação fecal, foram realizadas através de análises semanais de Coliformes Termotolerantes e quinzenais de Ovos de Helmintos e Cistos de Protozoários. Para estes últimos as análises seguiram as recomendações de Ayres & Mara (1996).

As amostras dos efluentes para análises microbiológicas foram coletadas em recipientes de vidro âmbar devidamente esterilizados, os quais eram guardados em estufas seguindo precauções de higiene para que não houvesse contaminação das amostras. Na

Tabela 11 são especificados os tipos de análises, métodos e equipamentos utilizados na realização das mesmas.

Tabela 11: Métodos e equipamentos das análises microbiológicas

Análise	Método	Equipamento
Coliformes Termotolerantes	Membrana Filtrante	Estufa marca Fanen, modelo 67000
Ovos de Helmintos	Bailenger modificado	Vortex, Centrífuga Sigma M-204, Microscópio Meiji MA326.
Cistos de Protozoários	Método de Ritchie modificado	

A análise da presença de Coliformes Termotolerantes foi realizada pelo Método da Membrana Filtrante (APHA, 1998) com incubação a 44,5°C +/- 0,5 durante 24 horas. Para tanto, utilizou-se o meio m-FC (Difco), quantificando as colônias de cor azul. Os resultados foram expressos em UFC.100mL⁻¹.

Para a análise de determinação da presença de *Escherichia coli* foi utilizado o método de repique de colônias em meio EC-MUG. Esta metodologia consistiu no reaproveitamento das colônias formadas sobre a membrana com m-FC pela técnica de Membrana Filtrante. Cada colônia formada na membrana era composta de inúmeras células de coliformes termotolerantes, inclusive células de *Escherichia coli*. Estas colônias foram transferidas da membrana, uma a uma, para tubos com meio seletivo indicador (EC-MUG) específico para *E.coli*. Cinco colônias típicas de cada placa foram transferidas para cinco tubos com EC-MUG em duplicata e os tubos foram considerados positivos pela presença da fluorescência. O cálculo foi feito através da equação 10:

$$Y = \frac{X.M}{5} \quad (10)$$

Onde: Y= n° de colônias de *E.coli*, calculadas para a placa de Petri; X= n° de colônias, dentre as cinco testadas, que foram positivas para *E.coli*; M= n° de colônias típicas da placa de Petri após a incubação.

As amostras submetidas aos exames parasitológicos foram coletadas em recipientes previamente limpos com solução de Tween-80, com capacidade de armazenamento de 2L para ovos de helmintos e 20L para recuperação dos cistos de protozoários. A análise de ovos helmintos nos efluentes seguiu o método de Bailenger (WHO, 1989) modificado Para

a quantificação foi utilizada a câmara de Mc-master para fazer a contagem dos ovos. Foram contados todos os ovos existentes no volume (0,15 mL) da câmara e calculado o número de ovos por litro com a equação 11.

$$N = \frac{A \cdot X}{P \cdot V} \quad (11)$$

Onde: N: número de ovos por litro; A: média do número de ovos contados; X: volume final do material; P: volume da câmara (0,15 ml); V: volume inicial da amostra sedimentada.

Para identificação de cistos de protozoários nos efluentes, utilizou-se o método de Ritchie modificado (APHA, 1995). Este método é usualmente aplicado em exames parasitológicos de amostras fecais e foi adaptado para análises de águas residuárias.

4.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises estatísticas utilizadas foram:

- ✓ Estatística Descritiva, que descreve a tendência central e a variabilidade dos dados amostrais. Para tanto, utilizou-se a representação gráfica do Box Plot, que fornece a distribuição das médias obtidas, permitindo a identificação da distribuição dos mesmos a partir de um retângulo construído por “quartis” formados a partir de cinco medidas distintas: o primeiro quartil (correspondente a 25%); o segundo quartil (mediana) e o terceiro quartil (correspondente a 75%) e os valores extremos (máximo e mínimo) do conjunto de dados, e o Coeficiente de Variação - uma medida de dispersão relativa que elimina o efeito de magnitude dos dados e exprime a variabilidade em relação à média.
- ✓ O método GT-2 com base no texto em Sokal & Rohlf (1981), mostra a comparação simultânea entre as várias médias obtidas, permitindo verificar em que grupo e local houve ou não diferença significativa dos resultados.
- ✓ A análise de variância (ANOVA) fator único, com nível de significância de 5% ($\alpha = 0,05$) foi utilizada para verificar a existência ou não de diferenças estatisticamente significativas entre as médias obtidas nos parâmetros analisados. Essa análise fornece os fatores de distribuição F e $F_{crítico}$. Onde o F será maior que o $F_{crítico}$ ($F > F_{crítico}$) no

caso de haver diferenças significativas entre os resultados. A visualização do local onde ocorreram diferenças significativas foi observada no método gráfico **GT-2**.

5 APRESENTAÇÃO E DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

5.1 Demanda Química de Oxigênio

A matéria orgânica presente nos efluentes dos sistemas experimentais foi quantificada em termos de DQO. Nas Figuras 8 e 9 observam-se as médias e distribuições das concentrações de DQO total e SSV obtidos durante o período de monitoramento.

A concentração de DQO total do esgoto bruto foi de $560\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, após tratamento no reator UASB o efluente manteve-se com concentração média de $205\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, com limites inferior e superior de 175 e $285\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$. Esse resultado conferiu ao sistema uma eficiência de remoção de DQO de $63,4\%$, valores esses condizentes com a eficiência média proposta para remoção de DQO para esse tipo de sistema ($50-75\%$) (von Sperling, 2005). O efluente do FAC manteve-se com concentração média de $75\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ com limites inferior e superior de 72 e $78\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$. Esses valores de remoção estão bem acima dos propostos por von Sperling (2005) para filtro anaeróbio, no qual o mesmo sugere concentração média de $100-200\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$. Esse resultado confirma a eficiência do material suporte na formação do biofilme aderido. O efluente do LB manteve-se com DQO de $80\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, com limites superior e inferior de 84 e $77\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, conferindo-lhe percentual de remoção de 65% . O efluente do LB permaneceu com concentração de DQO um pouco maior que o FAC e a TUCV, mesmo não sendo significativa. A TUCV produziu efluente com concentração média de $72\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$. O efluente da LP manteve-se com média de $155\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, com limite inferior de $152\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e limite superior de $158\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$.

A alta concentração de DQO na LP ocorreu devido á excessiva produção de algas no sistema, contudo, essa concentração está dentro dos parâmetros sugeridos por von Sperling (2005) para esse tipo de pós-tratamento ($100-180\text{mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$). O efluente da TUCV permaneceu com a menor concentração de matéria orgânica no pós-tratamento de efluentes de UASB, esse resultado confirma estudos realizados por Rousseau (2008), no qual sistemas de terras úmidas construídas em regiões de clima quente apresentam boa eficiência na remoção de nutrientes e matéria orgânica.

A aplicação de matéria orgânica no solo pressupõe um estudo prévio das características do solo e um balanço sobre a concentração a ser aplicada. Segundo Rodhen (2005) a adubação nitrogenada é baseada no teor de matéria orgânica presente no solo, fato que confirma a vantagem da utilização de efluente domésticos na ciclagem de nutrientes e na adubação agrícola.

5.2 Sólidos Suspensos Voláteis

Comparando a Figura 8 de remoção de sólidos suspensos voláteis nos sistemas experimentais observa-se a similaridade com a concentração observada para a DQO nos efluentes pós-tratados. As concentrações de sólidos suspensos voláteis no efluente do UASB mantiveram-se na média de 23,4mg SSV.L⁻¹. O FAC produziu efluente com concentração média de 10mg SSV.L⁻¹, limites superior e inferior de 12 e 9mg SSV.L⁻¹, dessa forma o sistema manteve um percentual de eficiência de remoção de sólidos suspensos voláteis de 86,4%. A concentração de SSV no efluente do LB permaneceu na média de 8mg SSV.L⁻¹, com limites superior e inferior de 9 e 6mg SSV.L⁻¹, representando eficiência de remoção de 89,1%. O efluente da TUCV manteve-se com concentração média de SSV de 8mg SSV.L⁻¹, com limites superior e inferior de 10 e 9mg SSV.L⁻¹, representando capacidade de remoção de sólidos de 89,1%. O efluente da LP permaneceu com concentração média de 35mg SSV.L⁻¹, com limites superior e inferior de 37 e 34mg SSV.L⁻¹, apresentando 52,7% de eficiência de remoção.

A concentração média de SSV no efluente da LP ficou bem abaixo da eficiência típica para esse tipo de sistema (50-80mg SSV.L⁻¹) segundo von Sperling (2005).

Todos os sistemas, com suas respectivas configurações e TDH apresentaram resultados satisfatórios de eficiência de remoção de sólidos suspensos voláteis, exceto o efluente da LP devido à grande produção de algas. No entanto, todos os sistemas produziram efluentes com concentrações de SSV dentro dos padrões de lançamento de efluentes no solo da WHO (2006), que estabelece limites > 100 mg SSV.L⁻¹ possíveis de ocasionar problemas no solo.

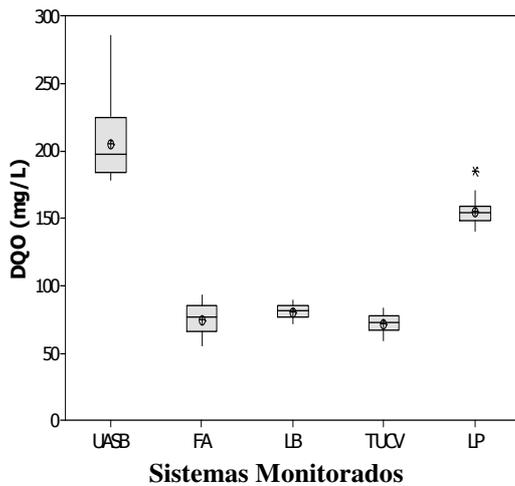


Figura 7: Representação Box Plot da DQO

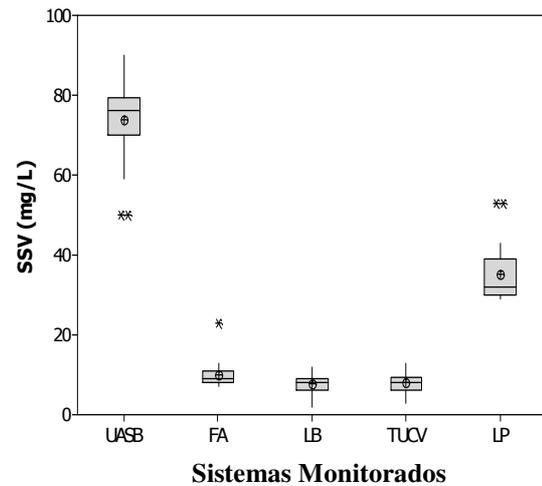


Figura 8: Representação Box Plot dos SSV

5.3 Potencial Hidrogeniônico

Nas Figuras 9 e 10 estão representadas em Box Plot as médias e as distribuições dos valores do pH e da alcalinidade total dos sistemas de pós-tratamento obtidos durante o período de monitoramento.

Analisando-se os dados apresentados na Figura 9 pode-se constatar que o pH do efluente do reator UASB manteve-se na média de 7,4, com limite superior de 7,8 e limite inferior de 7,1, valores estes superiores aos propostos por Chernicharo *et al.* (2007) para esse tipo de sistema (6,8 a 7,2). No FAC o efluente manteve-se com pH médio de 7,7, com limites superior e inferior de 7,8 e 7,6, respectivamente. O pH do efluente do LB permaneceu na média de 7,3, sendo os limites superior e inferior de 7,4 e 7,2. Na TUCV o efluente manteve-se com pH médio de 7,4, com limites superior e inferior de 7,5 e 7,3. No efluente da LP o pH médio foi de 8,5, com limites superior e inferior de 8,5 e 8,4. O pH mais elevado foi observado nesse sistema devido à alta atividade fotossintética das algas. Portanto, o pH de todos os efluentes esteve dentro dos padrões de lançamento de efluentes determinados pela resolução n° 357/2005 do CONAMA (pH entre 5 e 9) e dos padrões de lançamento na irrigação da WHO (2006) que determina pH entre 6,5 e 8,5.

O pH interfere direta e indiretamente no comportamento de vários outros parâmetros, dessa forma terá forte influência no pH do solo (BASTOS, *et al.*, 2003). Condições de acidez ou basicidade elevadas poderão ocasionar infertilidade do solo e interferir na solubilidade dos elementos minerais e em sua capacidade de troca catiônica. Micronutrientes, como Fe, Cu, Mn, Zn e Al tendem a diminuir suas disponibilidades no solo com o aumento do pH, por outro lado, elementos como N, P, K, Ca, Mg, S, B, Mo e Cl tem suas disponibilidades aumentadas. Valores de pH próximos à neutralidade são condições ideais de disponibilidade de nutrientes para as plantas (MALAVOLTA *et al.* 2002). Segundo van Haandel e Letinga (1994) o pH influencia diretamente na atividade metanogênica dos microrganismos e segundo Tórtura *et al.* (2003) a condição de acidez inibe o desenvolvimento de microrganismos mais eficientes e competidores.

5.4 Alcalinidade total

Analisando a Figura 10 observa-se que a alcalinidade total do efluente do reator UASB manteve-se na média de $318\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ com limites superior e inferior de 390 e $258\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. O efluente do FAC manteve-se na média de $290\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, com limites superior e inferior de 306 e $275\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ respectivamente. O efluente do LB permaneceu na média de $312\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, sendo os limites superior e inferior de 327 e $296\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. O efluente da TUCV manteve-se com alcalinidade média de $325\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ e os limites superior e inferior de 341 e $309\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. No efluente da LP a alcalinidade média foi de $266\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, com limites superior e inferior de 282 e $250\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$. De acordo com a WHO (2006) águas residuárias com concentrações de 50 – $200\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ não causam efeitos ao solo nem as plantas, e valores superiores a $500\text{mg CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$ causam desequilíbrio e modificação da estrutura do solo, levando à precipitação do cálcio. No entanto, concentrações corretas de alcalinidade de efluentes para fertirrigação pressupõem um estudo prévio da periodicidade de irrigação, do tipo de solo e do tipo da cultura a ser irrigada.

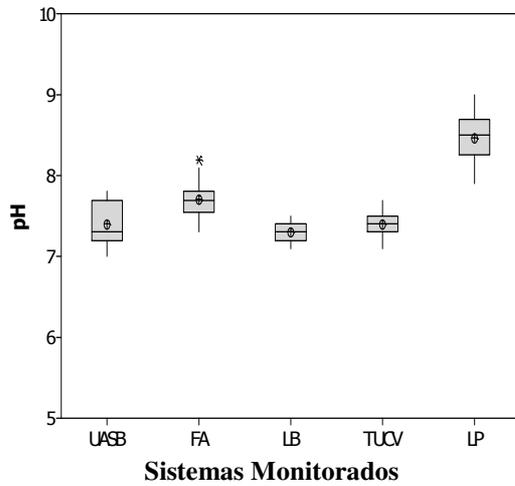


Figura 9: Representação Box Plot do pH

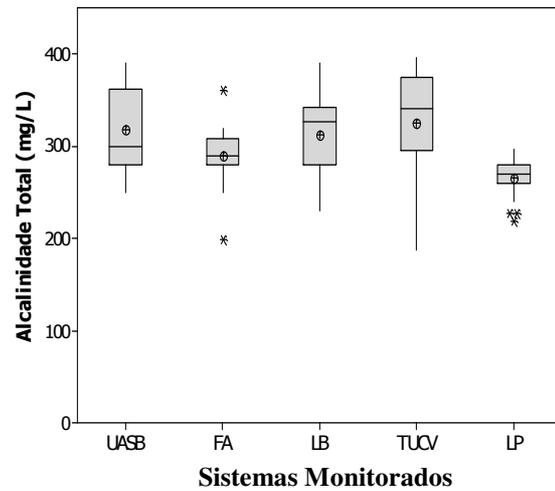


Figura 10: Representação Box Plot da Alcalinidade

5.5 Fósforo Total

De acordo com os resultados obtidos, a concentração média de fósforo total no efluente do reator UASB foi de $6,6 \text{ mg P.L}^{-1}$, com limites superior e inferior de $7,4$ e $5,8 \text{ mg P.L}^{-1}$. O efluente do FAC manteve-se com concentração média de fósforo total de $5,9 \text{ mg P.L}^{-1}$, e limites superior e inferior de $6,1$, e $5,7 \text{ mg P.L}^{-1}$, atribuindo ao sistema um percentual de remoção de $10,6\%$ em relação à eficiência do UASB. O efluente do LB manteve-se com concentração média de $5,6 \text{ mg P.L}^{-1}$, com limites superior e inferior de $5,8$ e $5,4 \text{ mg P.L}^{-1}$. O efluente da TUCV permaneceu com concentração média de $4,4 \text{ mg P.L}^{-1}$, sendo os limites superior e inferior de $4,6$ e $4,2 \text{ mg P.L}^{-1}$. O efluente da LP manteve-se na média de $5,1 \text{ mg P.L}^{-1}$, os limites superior e inferior foram de $5,4$ e $4,9 \text{ mg P.L}^{-1}$ respectivamente. As concentrações de fósforo em todos os efluentes atenderam aos padrões de lançamento de efluentes da WHO (2006), a qual determina que concentrações entre $6\text{-}20 \text{ mg P.L}^{-1}$ não são suficientes para causar problemas no solo e apresentam a vantagem de aumentar a produtividade agrícola.

A remoção de fósforo em esgotos através de processos biológicos é muito difícil, e freqüentemente a remoção efetiva do nutriente é alcançada através de processos físico-químicos, com uso de sais de alumínio ou ferro ou tratamento terciário, no entanto, essa remoção não representa um problema quando se pretende o uso na agricultura, devido sua

atuação como fertilizante. Cuidados maiores devem ser observados em situações de lançamento em corpos hídricos, devido o risco de ocorrência de eutrofização artificial.

O fósforo é um nutriente desejável para fertirrigação agrícola devido sua importância para o metabolismo microbiano e processos fotossintéticos. Sua origem em efluentes domésticos está associada aos despejos humanos, excretas e detergentes sintéticos.

5.6 Ortofosfato

Observa-se na Figura 12 que a concentração média de ortofosfato no efluente do UASB foi de $4,9\text{mg P-PO}_4^3 \cdot \text{L}^{-1}$, com limites superior e inferior de $5,9$ e $4,1\text{mg P-PO}_4^3 \cdot \text{L}^{-1}$. O efluente do FAC manteve-se com concentração média de $4,8\text{mg P-PO}_4^3 \cdot \text{L}^{-1}$ e limites superior e inferior de $5,0$ e $4,7\text{mg P-PO}_4^3 \cdot \text{L}^{-1}$. O efluente do LB manteve-se na média de $4,7\text{mg P-PO}_4^3 \cdot \text{L}^{-1}$, com limite superior de $4,8\text{mg P-PO}_4^3 \cdot \text{L}^{-1}$ e limite inferior de $4,5\text{mg P-PO}_4^3 \cdot \text{L}^{-1}$. O efluente da TUCV manteve-se com concentração média de $3,4\text{mg P-PO}_4^3 \cdot \text{L}^{-1}$ e limites superior e inferior de $3,5$ e $3,2\text{mg P-PO}_4^3 \cdot \text{L}^{-1}$. O efluente da LP permaneceu na média de $3,7\text{mg P-PO}_4^3 \cdot \text{L}^{-1}$, e limites superior e inferior de $3,9$ e $3,6\text{mg P-PO}_4^3 \cdot \text{L}^{-1}$. As concentrações do ortofosfato, assim como as de fósforo total não apresentam inconvenientes de lançamento no caso do reúso na fertirrigação.

Bactérias específicas mineralizam o fósforo orgânico solúvel convertendo-o a ortofosfatos. O comportamento do ortofosfato nos sistemas foi similar às concentrações de fósforo. A maior remoção do nutriente (fósforo) ocorreu no efluente da TUCV, confirmando a eficácia das macrófitas aquáticas emergentes *juncus spp* na assimilação do mesmo.

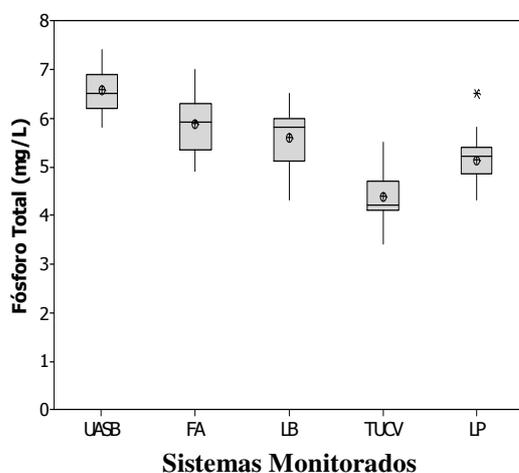


Figura 11: Representação Box Plot do fósforo total

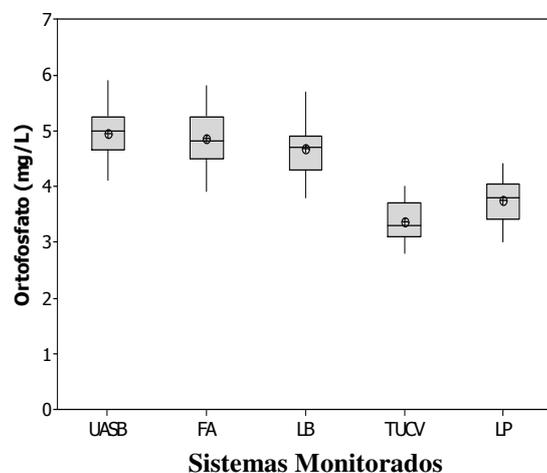


Figura 12: Representação Box Plot do ortofosfato

5.7 Nitrogênio Total Kjeldhal

Observa-se nas Figuras 13 e 14 as concentrações médias e distribuições das concentrações de NTK e N-amoniaco nos efluentes dos sistemas monitorados.

De acordo com os resultados obtidos, a concentração de NTK no efluente do reator UASB manteve-se na média de 53mg N-NTK. L⁻¹, e limites superior e inferior de 60 e 45mg N-NTK.L⁻¹. O efluente do FAC permaneceu com concentração média de 34mg N-NTK.L⁻¹, com limites superior e inferior de 36 e 33mg N-NTK.L⁻¹. O efluente do LB manteve-se com concentração média de NTK de 25mg N-NTK.L⁻¹, e limites superior e inferior de 27 e 24mg N-NTK.L⁻¹. O efluente da TUCV manteve-se com concentração média de 20mg N-NTK.L⁻¹, e limites superior e inferior de 22 e 19mg N-NTK.L⁻¹ respectivamente. Na LP o efluente permaneceu com concentração média de 23mg N-NTK.L⁻¹, sendo os limites superior e inferior de 24 e 21mg N-NTK.L⁻¹, respectivamente.

Todas as concentrações de nitrogênio dos efluentes dos sistemas estão dentro da eficiência típica para esses tipos de tratamento de interesse agrícola (von Sperlling, 2005).

Nas condições do experimento, com TDH de 7 dias para a TUCV e 12 dias para a LP não foi observada diferença significativa de remoção de N-NTK, no entanto, mesmo não havendo diferença significativa as macrófitas mostraram boa capacidade de assimilação do nutriente, apresentado maior remoção. Vários trabalhos mostram a eficiência das macrófitas na remoção de patógenos e nutrientes em detrimento de sistemas não vegetados (VALENTIM, 2003). Os efluentes do reator UASB e do FAC, com concentrações de NTK de 52,8 e 34,0mg N-NTK.L⁻¹ respectivamente, apresentaram concentração de nitrogênio acima dos padrões estabelecidos pela WHO (2006) para fertirrigação, e com elevado teor de risco de eutrofização de corpos hídricos. No entanto, os efluentes dos demais sistemas (LB, TUCV e LP) apresentaram concentrações de 25,3, 20,0 e 22,5mg N-NTK.L⁻¹ respectivamente, confirmando o estado da arte de pesquisas realizadas em todo Brasil pela rede PROSAB, na qual a concentração média do nutriente em efluentes pós-tratados varia de 10 a 30mg N-NTK.L⁻¹ e atendem aos padrões de lançamento da OMS (2006), concentrações de 20-85mg N.L⁻¹ não causam problemas ao solo e concentrações de nitrogênio superiores a 30mg N.L⁻¹ podem afetar algumas culturas sensíveis.

5.8 Nitrogênio Amoniacal

Analisando a Figura 15 observa-se que a concentração média de $\text{N-NH}_4\text{L}^{-1}$ no efluente do UASB foi de $47\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$, com limites superior e inferior de 59 e $36\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$. O efluente do FAC manteve-se na média de $30\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$, limite superior e inferior de 32 e $29\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$. No efluente do LB manteve-se com concentração média de $23\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$, com limites superior e inferior de 24 e $21\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$. O efluente da TUCV permaneceu com concentração média de $16\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$, e limites superior e inferior de 18 e $15\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$. O efluente da LP permaneceu com concentração média de $20\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$ e limites superior e inferior de 21 e $18\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$. Segundo diretrizes da resolução 357/2005 do CONAMA, o padrão de lançamento de amônia em efluentes não deve exceder $20\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$, portanto, apenas os efluentes da TUCV e da LP atendem aos padrões de lançamento. A maior remoção de nitrogênio amoniacal ocorreu no efluente da TUCV. A combinação da curta superfície horizontal e o fluxo subsuperficial são aspectos operacionais das TUCV que influenciam a remoção de amônia (MELIAN *et al.* 2009).

Algumas espécies sensíveis, como verduras consumidas cruas, só toleram até $5\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$. No entanto, a maioria das culturas não são afetadas com concentrações até $30\text{mg N-NH}_4\text{L}^{-1}$ (WHO, 2006). A amônia estimula o desenvolvimento das plantas, daí sua importância em efluentes para reúso agrícola. No entanto, em excesso esse elemento pode inibir ou anular o desenvolvimento vegetal.

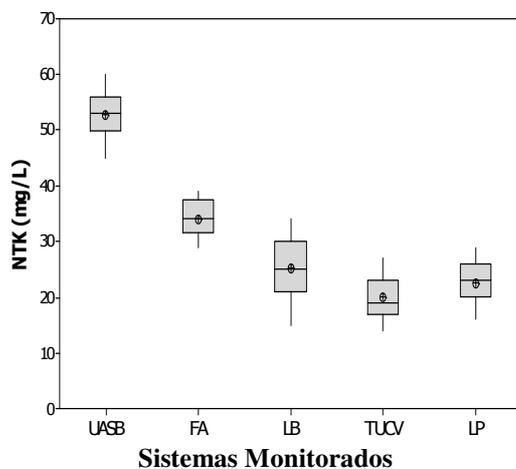


Figura 13: Representação Box Plot do NTK

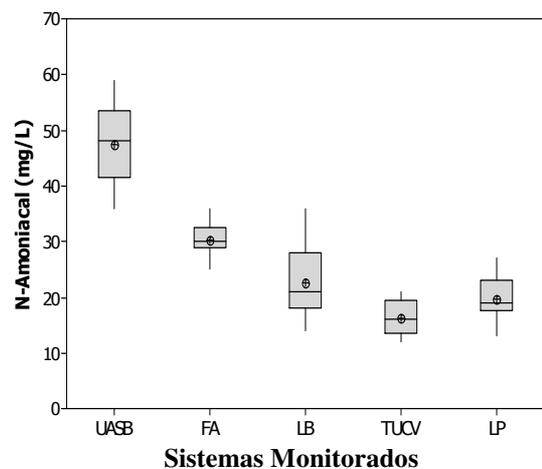


Figura 14: Representação Box Plot do N-Amoniacal

5.9 Potássio

Analisando a Figura 15 observa-se que as concentrações médias de potássio nos sistemas variaram de 23,6 - 24,2mg K.L⁻¹. De acordo com o p-valor = 0,09973, não houve diferença significativa de remoção de potássio entre os sistemas. Esse resultado já era esperado, pois sistemas de tratamento anaeróbio não são projetados para esse fim. A apresentação do resultado foi motivada pelo fato do mesmo ser um nutriente importante para a fertirrigação agrícola e constituinte de efluentes domésticos. O potássio é um macronutriente presente em altas concentrações no solo e em baixas concentrações em águas residuárias, portanto a concentração típica desse nutriente em esgotos não apresenta inconvenientes ao lançamento.

Segundo a WHO (2006) solos cultiváveis requerem cerca de 185kg de potássio por hectare. As concentrações do nutriente encontradas nos efluentes dos sistemas confirmam o estado da arte, no qual pesquisas realizadas em todo o Brasil pela rede PROSAB mostram que as concentrações de potássio em efluentes domésticos, variam de 10 a 30mg K.L⁻¹, com média de 20mg de K.L⁻¹.

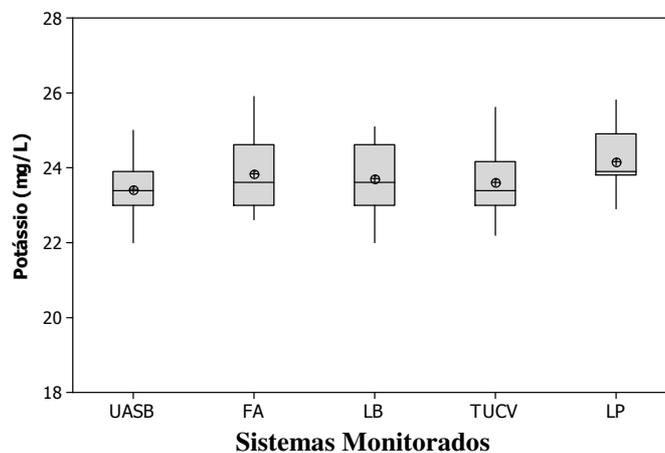


Figura 15: Representação Box Plot do potássio

5.10 Coliformes Termotolerantes

Analisando-se a distribuição das concentrações de Coliformes Termotolerantes apresentadas na Figura 16, observa-se que a concentração média desses microrganismos no efluente do reator UASB mantiveram-se na média de $2,41 \times 10^6$ UFC.mL⁻¹ variando de $4,0 \times 10^6$ UFC.100mL⁻¹ a $1,30 \times 10^6$ UFC.100mL⁻¹. O efluente do FAC manteve-se com média de $3,9 \times 10^4$ UFC.100mL⁻¹ e limites superior e inferior de $4,0 \times 10^4$ e $3,7 \times 10^4$ UFC/100mL⁻¹, respectivamente. O efluente do LB manteve-se com média de $5,5 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹, com limites superior de $9,0 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹ e limite inferior de $3,5 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹. O efluente da TUCV permaneceu com média de $8,48 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹ e limites superior e inferior de $3,7 \times 10^3$ e $3,4 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹. O efluente da LP apresentou a melhor eficiência na remoção de patógenos, com média de $9,11 \times 10^2$ UFC.100mL⁻¹, e limites superior de $1,00 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹ e inferior de $5,20 \times 10^2$ UFC.100mL⁻¹.

Apenas o efluente da LP apresentou concentração de coliformes termotolerantes dentro dos padrões de efluentes da categoria A – irrigação irrestrita ($\leq 10^3$ UFC.100mL⁻¹), ou seja, para a prática de irrigação superficial ou por aspersão de quaisquer culturas, inclusive culturas alimentícias consumidas cruas e uso na hidroponia. Os efluentes dos demais sistemas (FAC, LB e TUCV) obtiveram concentração de termotolerantes condizentes com a categoria de irrigação restrita, de quaisquer culturas não consumidas cruas, culturas não-alimentícias, forrageiras, pastagens, árvores e hidroponia (WHO, 2006). Lagoas de polimento operadas de forma unitária por Cavalcanti, *et al.* (2001), com TDH de 3 dias e altura de 0,60m, obtiveram eficiência de remoção de termotolerantes e nutrientes similares à lagoas operadas com TDH de 12 e 15 dias.

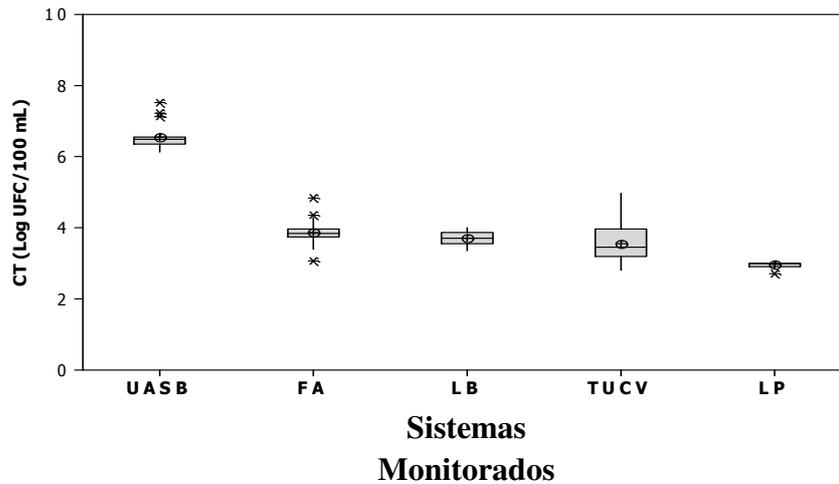


Figura 16 – Representação Box Plot dos coliformes termotolerantes

5.11- Ovos de Helmintos e Cistos de Protozoários

As parasitoses intestinais que têm como agentes transmissores helmintos e protozoários, geralmente estão presentes em esgotos domésticos. Quando não removidos adequadamente constituem um risco potencial de saúde pública. Estes parasitas apresentam grande resistência às condições ambientais e geralmente sua transmissão ocorre por veiculação hídrica ou por alimentos contaminados, no caso específico de irrigação de hortaliças com esgotos sanitários não tratados e alimentos consumidos crus. Portanto, esgotos tratados necessitam de remoção desses organismos antes de sua utilização.

Para que a prática da utilização de águas residuárias seja sanitária e ambientalmente segura, não aumentando o risco de transmissão de doenças aos agricultores e consumidores finais, a qualidade sanitária do efluente deve atender aos limites de $\leq 1 \text{ ovo.L}^{-1}$ de helmintos e $\leq 1.000 \text{ CF.100mL}^{-1}$ (WHO, 2006).

Atualmente, nenhuma técnica de isolamento de ovos de helmintos e cistos de protozoários é suficientemente capaz de recuperar 100% dos mesmos nas amostras de água ou de lodo examinadas, assim sendo, apesar da rigor e seriedade nos exames realizados durante a pesquisa, nas amostras que foram negativas poderia haver ainda ovos e cistos em baixas concentrações. A inexistência de métodos para detecção e recuperação,

especialmente cistos de protozoários a partir de amostras ambientais, limitam a acuracidade dos resultados.

A Figura 17 apresenta a concentração média (ovos.L⁻¹) das espécies de ovos de Helmitos encontradas em 12 amostras coletadas (n=12) nos efluentes dos sistemas, exceto para o FAC, que não foi monitorado em relação a este parâmetro.

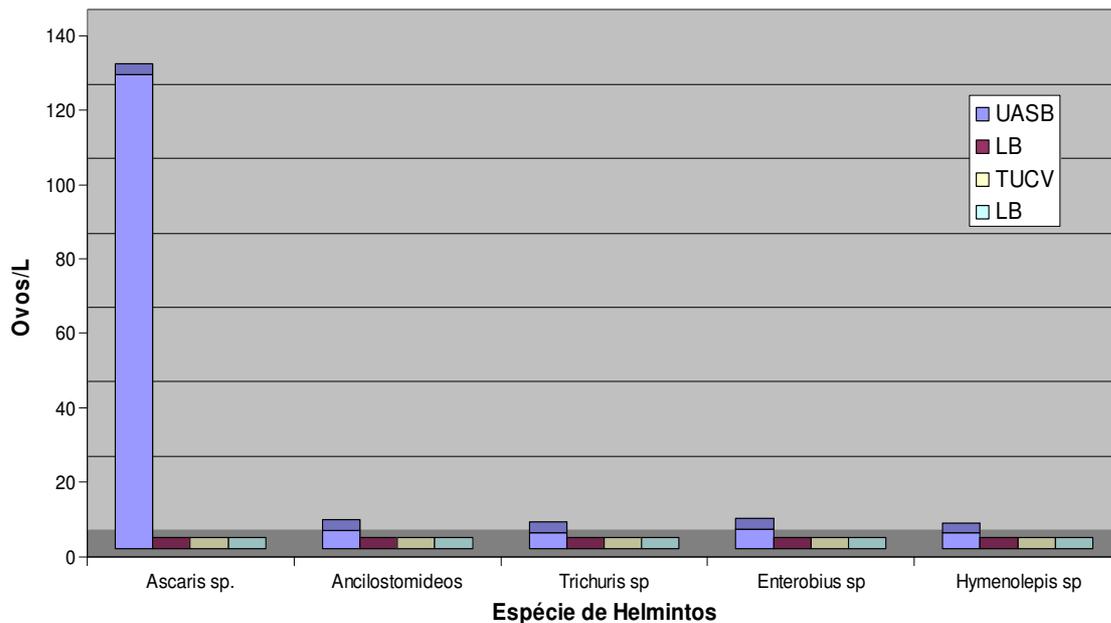


Figura 17: Gráfico da concentração média das espécies de helmintos (ovos.L⁻¹) presente nos sistemas analisados

Os resultados obtidos mostram a alta concentração de espécies de Helmitos no efluente do reator UASB. Esse resultado já era esperado, devido à inadequação das configurações do reator na remoção de patógenos e das características do efluente. Portanto o efluente desse sistema não atende a nenhum padrão de reúso da OMS no tocante à qualidade sanitária. Os demais sistemas de pós-tratamento obtiveram eficiência da ordem de 100% na remoção de Helmitos. A maior incidência desses ocorreu no reator UASB e foi da espécie *Ascaris sp* (127,5 ovos.L⁻¹) correspondente à 89%. As demais espécies foram encontradas em menores quantidades. *Ancilostomídeos*: 5 ovos.L⁻¹; *Trichuris sp* 4,3 ovos.L⁻¹; *Enterobius sp*: 5,3 ovos.L⁻¹; *Hymenolepis sp*: 4,2 ovos.L⁻¹.

Em relação à concentração de patógenos, a OMS determina as seguintes diretrizes a serem seguidas:

- Categoria A (Culturas a serem consumidas cruas): ≤ 1 ovo.L⁻¹.
- Categoria B (Culturas processadas industrialmente, cereais, forragens, pastagens, árvores): ≤ 1 ovo.L⁻¹.

As concentrações obtidas nos sistemas de pós-tratamento atendem aos padrões de qualidade sanitária da WHO (2006) de ≤ 1 ovo.L⁻¹. Dessa forma, grupos de riscos como agricultores e consumidores ficam isentos do risco de contaminação por patógenos. No entanto a OMS sugere o menor contato possível dos agricultores com os efluentes, o uso da técnica de irrigação por aspersão ou gotejamento e o cultivo de plantas que crescem mais distantes do nível do solo.

O TDH, a sedimentação por gravidade e a adsorção do biofilme aos meios suportes dos sistemas, são os fatores que mais influenciam no decaimento dos mesmos.

A Figura 18 apresenta a concentração de cistos de protozoários nos sistemas analisados. Os valores obtidos mostram a capacidade dos sistemas, exceto reator UASB, no polimento dos efluentes. Os resultados obtidos foram similares à eficiência dos sistemas na remoção de ovos de helmintos.

De acordo com os resultados obtidos, todos os sistemas de pós-tratamento apresentaram eficiência na remoção total de cistos de protozoários. No entanto, seis espécies de protozoários foram detectadas no efluente do reator UASB. Dentre elas, a *Entamoeba sp* de 4 núcleos, característica de *Entamoeba histolítica*, foi encontrada em maior quantidade (25 ovos.L⁻¹), que corresponde a uma concentração percentual de 47,2%, seguida da *Entamoeba sp* de 8 núcleos, característica de *Entamoeba coli*: 14 ovos.L⁻¹ (26,4%). As demais espécies foram encontradas em menores concentrações. *Iodamoeba sp*, *Giárdia sp*, *Endolimax sp* e *Balantídeo sp*, em concentrações de 3, 3, 5 e 3 oocistos.L⁻¹, respectivamente. Embora alguns indicadores não sejam patogênicos, alguns protozoários são indicativos de contaminação fecal de origem humana, sobrevivem mais tempo em meio aquático, e por isso merecem monitoramento de suas concentrações (OLIVEIRA e GERMANO, 1992).

A concentração de protozoários em todos os sistemas de pós-tratamento, atendem aos padrões de lançamento de efluentes da OMS(2006) de < 1 oocisto.L⁻¹.

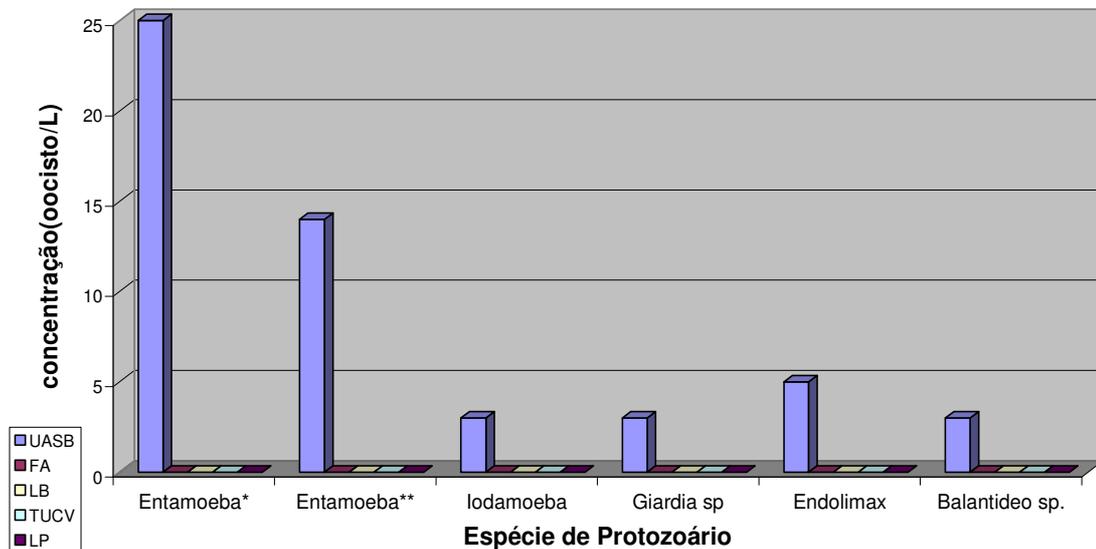


Figura 18: Gráfico da concentração das espécies de protozoários (oocistos.L⁻¹) nos efluentes dos sistemas Entamoeba*: 4 núcleos; Entamoeba**: 8 núcleos

As LP são dimensionadas, usualmente, com baixa profundidade para favorecer os critérios que promovem o decaimento de organismos patogênicos por mecanismos físicos como: radiação solar, decantação, temperatura e pH. O decaimento de microrganismos ocorre lentamente, sendo este fator que determina o tempo de detenção hidráulica, que varia de 10 a 12 dias. Durante esse tempo ocorre remoção de ovos de helmintos e cistos de protozoários. Outros aspectos econômicos, além da economia de água, também dizem respeito ao uso de LP, como a produção de plantas ornamentais para comercialização, produção de forrageiras, alimentos para gado, produção de matéria prima com plantas que produzem fibras e possibilidade de obtenção de créditos de carbono (HUANG *et al.* 2005).

5.12– ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA)

Com o objetivo de comparar as características dos efluentes produzidos nos sistemas de pós-tratamentos aplicados ao efluente do reator UASB foi utilizada a análise de variância, que é um teste paramétrico que pode ser aplicado para grupos independentes utilizando variáveis contínuas. Este teste verifica a existência de diferenças significativas

entre os grupos estudados e caso sejam encontradas diferenças na análise de variância, torna-se necessário a aplicação de um outro teste para identificar os tratamentos que diferem significativamente. Existem vários testes que podem ser utilizados para esta finalidade, mas no caso específico deste trabalho foi utilizado o método GT-2. O nível de significância adotado para todo tratamento estatístico foi de 5% ($\alpha = 0,05$).

Na Tabela 12 são apresentados os valores de p (p-valor) obtidos com aplicação da análise de variância fator único, assim como os resultados da aplicação do método GT-2 para identificar quais tratamentos diferem entre si. Os tratamentos seguidos da mesma letra não diferem significativamente entre si. As Figuras com os gráficos GT-2 para os parâmetros monitorados durante o trabalho experimental são apresentadas em Anexo.

Tabela 12: Resultados da aplicação da ANOVA - Fator único e do Método GT-2 para os efluentes dos quatro sistemas de pós-tratamento

Parâmetro	ANOVA	GT-2*			
	p-valor	FAC	LB	TUCV	LP
DQO	$2,83 \times 10^{-59}$	ab	b	a	c
SSV	$4,08 \times 10^{-45}$	a	a	a	b
pH	$4,16 \times 10^{-38}$	a	b	b	c
Alcalinidade	$1,37 \times 10^{-5}$	a	ab	b	a
NTK	$3,16 \times 10^{-21}$	a	b	c	bc
N-Amoniacal	$4,36 \times 10^{-21}$	a	b	c	b
Fósforo Total	$1,36 \times 10^{-15}$	a	ab	c	b
Ortofosfato	$1,04 \times 10^{-23}$	a	a	b	c
Potássio	0,09973	a	a	a	a
CTer	$7,68 \times 10^{-17}$	a	a	a	b

*Os tratamentos seguidos da mesma letra não diferem significativamente

Conforme os dados apresentados na Tabela 12 observa-se que no caso do material orgânico, representado pela DQO e a concentração de SSV, ficou constatado que o FAC, o LB e TUCV produziram efluentes com qualidades similares, apesar da DQO do efluente do LB ter apresentado diferença significativa quando comparada ao efluente da TUCV, enquanto os SSV dos efluentes dos três sistemas não terem apresentado diferenças significativas entre si. A diferença com relação ao material orgânico e aos SSV foi

verificada no efluente da LP, que manteve concentrações superiores aos demais sistemas devido à alta concentração de massa algal.

Outra consequência do processo de fotossíntese que ocorre nas lagoas é o aumento do pH devido o consumo do sistema carbonato e liberação de íons hidroxilas para o meio, por esse motivo os valores de pH no efluente da LP foram bem maiores. O elevado valor de pH em LP contribuem adicionalmente para a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e patógenos. Essa característica influencia na redução da disponibilidade de nutrientes, configurando-se como um aspecto positivo para o lançamento de efluentes em corpos d'água, reduzindo o risco de eutrofização, no entanto, se constitui num fator negativo quando a finalidade do tratamento for o reúso do efluente para fertirrigação. Pode-se observar que foi verificada a existência de diferenças significativas entre as concentrações de nutrientes nos efluentes, sendo que as menores concentrações foram obtidas na TUCV. As TUCV têm a característica de remover nutrientes devido à assimilação desses pelas macrófitas e aderência ao biofilme aderido ao material de enchimento. Os efluentes da TUCV e da LP foram os únicos que atenderam ao padrão de lançamento de 20mg.L^{-1} para nitrogênio amoniacal estabelecido pela portaria 357/2005 do CONAMA.

De acordo com os resultados obtidos não houve diferença significativa de remoção de coliformes termotolerantes nos efluentes do FAC, do LB e da TUCV, sendo que as menores concentrações foram encontradas na LP, como mencionado anteriormente essa menor concentração esta associada diretamente ao aumento do pH no sistema, que produziu efluente para irrigação irrestrita de acordo com as normas da OMS (2006) de 10^3 UFC.100mL⁻¹, sendo os demais efluentes adequados para irrigação restrita. Em relação ao potássio, não foi observada remoção em nenhum dos sistemas, haja visto que nenhum dos sistemas de tratamentos anaeróbios não projetados para tal.

5.13 CONCENTRAÇÃO DE MICRONUTRIENTES NOS SISTEMAS

O conhecimento das concentrações dos micronutrientes, bem como da necessidade para cada tipo de cultura são aspectos muito importantes na gestão do reúso de águas residuárias, devido os impactos que estas podem causar ao solo, à planta ou à saúde animal.

Na Tabela 13 são apresentadas as concentrações de nutrientes presentes no esgoto bruto e nos efluentes produzidos durante o período experimental, exceto do efluente do FAC.

Tabela 13: Concentração de nutrientes nos sistemas

Parâmetro	EB	UASB	LB	TUCV	LP
Cálcio Total (mg.L⁻¹)	42	43	40	41	44
Magnésio Total (mg.L⁻¹)	19	20	22	23	20
Cobre Total (mg.L⁻¹)	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
Zinco Total (mg.L⁻¹)	0,1	0,06	0,03	0,04	0,02
Ferro Total (mg.L⁻¹)	1,6	1,5	1,6	1,4	0,13
Manganês Total (mg.L⁻¹)	0,06	0,06	0,08	0,05	0,04
Sódio Total (mg.L⁻¹)	125	130	148	140	130
Boro Total (mg.L⁻¹)	0,16	0,14	0,20	0,16	0,17
Molibdênio Total (mg.L⁻¹)	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0	<1,0
Níquel Total (mg.L⁻¹)	0,02	<0,02	0,02	0,02	0,02
Sulfato Total (mg.L⁻¹)	52	1,4			42
Cloreto Total (mg.L⁻¹)	178	190	165	155	179

Concentrações de constituintes inorgânicos presentes em efluentes para lançamento são normatizadas por diretrizes ambientais devido o risco de toxicidade que representam, de modo que suas concentrações devem atender a padrões de lançamento, com a ressalva da flexibilidade dos mesmos, dependendo das características regionais. Os padrões de lançamento também dependem do tipo de tratamento, do tipo de efluente, das características físicas e químicas do solo ou do corpo hídrico receptor e da necessidade ou impacto para determinadas culturas.

As concentrações especificadas na Tabela 13 são discutidas e comparadas com as diretrizes da OMS (2006) e da resolução n° 357/2005 do CONAMA, que dentre outras determinações, preconiza os padrões de lançamento de efluentes.

A concentração de cobre total encontrada nos efluentes foi <0,02mg Cu.L⁻¹. O limite máximo recomendado pelo CONAMA para lançamento de efluentes é de 1,0mg Cu.L⁻¹ dissolvido. Portanto, a concentração encontrada não representa nenhum inconveniente para o lançamento. O Cobre é um elemento que aumenta a resistência das plantas às pragas, doenças e seca, bem como ajuda na formação da clorofila e atua na formação das proteínas.

A concentração de zinco total nos efluentes, variou de 0,02 a 0,1mg Zn.L⁻¹. A resolução n° 357/2005 do CONAMA estabelece o limite máximo para lançamento de 5,0 mg Zn.L⁻¹. Portanto, a concentração nos efluentes pós-tratados não representa riscos de

toxicidade. O zinco auxilia no desenvolvimento normal das partes jovens das plantas (brotos) e influencia a produção dos hormônios do crescimento;

A concentração de magnésio nos efluentes variou de 19 a 23mg Mg.L⁻¹. O magnésio é um micronutriente fundamental para a fotossíntese e auxilia outros nutrientes dentro da planta, como o fósforo. Esse elemento quase sempre está em quantidades suficientes no solo.

A concentração de ferro total nos efluentes dos sistemas variou de 1,4 - 1,6mg Fe.L⁻¹, sendo a menor concentração observada no efluente da LP (0,13mg Fe.L⁻¹). A baixa concentração de ferro no efluente na lagoa foi ocasionada pelo elevado pH, que proporcionou a precipitação do mesmo. Segundo a resolução n° 357/2005 do CONAMA a concentração de ferro presente em efluentes para lançamento não deve exceder 5mg Fe.L⁻¹ dissolvido. Portanto a concentração desse elemento nos efluentes não representa riscos ao solo, plantas ou à saúde humana. O Ferro influencia na produção da clorofila e aumenta o aproveitamento dos outros nutrientes pela planta.

As concentrações de manganês total nos efluentes variaram de 0,04 - 0,08mg Mn.L⁻¹. Segundo a resolução n° 357/2005 do CONAMA o limite máximo para lançamento é de 1,0 mg Mn.L⁻¹ dissolvido. Portanto, todos os efluentes atendem aos padrões de lançamento. O Manganês é um micronutriente que aumenta a resistência das plantas às pragas, doenças e variações climáticas, influenciam a formação de vitaminas na planta e na formação de açúcares e proteínas, também acelera a germinação, melhora o aroma e desenvolvimento das raízes.

A concentração de sódio total nos sistemas variou de 125 - 148mg Na.L⁻¹. Segundo os padrões de lançamentos da USEPA (2004) para irrigação de culturas consumidas cruas, pelo método da aspersão, valores menores que 70mg Na.L⁻¹ não apresentam risco de toxicidade, e concentrações maiores que 70mg Na.L⁻¹ apresentam risco de ligeiro a moderado. Portanto, as concentrações encontradas se enquadram na categoria de irrigação restrita (categoria B), dos padrões sanitários dos EUA. Portanto, é válido considerar que cerca de 40% dos micronutrientes lixiviam e não são absorvidos pelas plantas (WANDERLEY, 2007).

A concentração de boro total nos efluentes dos sistemas variou de 0,14 a 0,20mg de B.L⁻¹. Segundo a resolução n° 357/2005 do CONAMA a concentração desse elemento em efluentes para lançamento não deverá ultrapassar 5mg B.L⁻¹. Portanto, os efluentes de todos os sistemas atendem aos padrões de qualidade sanitária.

A concentração de molibdênio em todos os sistemas foi $<1,0\text{mg Mo.L}^{-1}$. Essa concentração está um pouco acima dos padrões de lançamento estabelecidos pela resolução nº 357/2005 do CONAMA, que determina a concentração máxima para lançamento de $0,6\text{mg Mo.L}^{-1}$.

A concentração de níquel total nos efluentes variou de $<0,02$ a $0,02\text{mg Ni.L}^{-1}$. A resolução nº 357/2005 do CONAMA estabelece o limite máximo para lançamento de 2mg Ni.L^{-1} . Portanto, a concentração de níquel nos efluentes atende aos padrões de lançamento de efluentes.

A concentração de cálcio total nos efluentes dos sistemas variou de $40-44\text{mg Ca.L}^{-1}$. O cálcio é um elemento indispensável a todas as plantas, pois atua na formação das células, promove a absorção de água, aumenta a elasticidade e permeabilidade da parede celular, conseqüentemente melhora a resistência das plantas e dos frutos contra o apodrecimento. As concentrações de Ca^{2+} e Mg^{2+} em águas residuárias geralmente são semelhantes aquelas encontradas na água de irrigação, sendo o aumento dessas concentrações uma característica desejável, pois abaixa os valores das RAS, melhorando a qualidade do efluente para irrigação (MONTES *et al.* 2006).

A concentração de cloreto total nos efluentes dos sistemas experimentais variou de $155-190\text{mg Cl.L}^{-1}$. Segundo os padrões de lançamento da WHO (2006) efluentes com concentrações de $30-100\text{mg.L}^{-1}$ podem ocasionar processos de salinização do solo, dependendo de vários parâmetros, dentre eles a frequência de seu lançamento e condições de drenagem, e algumas culturas sensíveis são afetadas com concentrações $> 140\text{mg .L}^{-1}$. No entanto, considera-se que grande parte dos compostos se diluem por lixiviação e os maiores inconvenientes ao lançamento dizem respeito à periodicidade da irrigação com águas residuárias.

Segundo Malavolta (2003) a exigência de determinação do teor total de micronutrientes presentes em fertilizantes pela legislação brasileira, é um aspecto questionável, pois não indica a correlação dose-resposta da planta. Dessa forma, pode-se admitir que o teor total de micronutrientes e metais pesados em fertilizantes não seja, necessariamente, uma medida de disponibilidade.

5.14 DISPONIBILIDADE DE MACRONUTRIENTES E MATÉRIA ORGÂNICA PARA FERTIRRIGAÇÃO

A disponibilidade de material orgânico no solo favorece a irrigação, a troca catiônica, a capacidade de tamponamento do solo, melhora a retenção de água e facilita a circulação do ar e a penetração de luz no solo. Portanto a aplicação controlada de DQO aos solos agrícolas por meio do lançamento de efluentes tratados é desejável e possível através da prática do reúso de efluentes. (MARQUES *et al.* 2003) .

A partir das concentrações dos efluentes dos sistemas experimentais, estimou-se a quantidade de matéria orgânica (DQO) e nutriente (N, P, K) disponíveis para aplicação no solo de interesse da fertirrigação. Para uma cultura idealizada de milho, com ciclo vegetativo de 100 dias nas condições do semi árido, com índice de precipitação pluviométrica de 600mm, foram obtidas as seguintes quantidades de nutrientes disponíveis para irrigação, conforme Tabela 14:

Tabela 14: Concentrações estimadas de DQO e macronutrientes nos efluentes para culturas regionais de 100 dias de ciclo vegetativo.

Sistema	DQO (Kg.ha ⁻¹)	N (Kg.ha ⁻¹)	P ₂ O ₅ (Kg.ha ⁻¹)	K ₂ O (Kg.h ⁻¹)
UASB	1230	317	40	140
FAC	450	204	31	143
LB	480	152	33	142
TUCV	432	120	27	141
LP	930	135	33	145

Segundo a WHO (2006) esgotos contém baixas concentrações de potássio, ou seja, insuficientes para causar impactos ambientais é um elemento típico dos solos e a quantidade de potássio requerida para fertirrigação agrícola é de cerca de 185 kg.ha⁻¹. As concentrações de potássio disponível para fertirrigação por hectárie proporcionada pelos efluentes dos sistemas variou de 140 a 145 kg.ha⁻¹, atendendo dessa forma, às necessidade parciais dos solos agrícolas de acordo com os padrões de lançamento da Organização Mundial de Saúde (2006). Observa-se na Tabela 14 que a quantidade de nitrogênio

disponível para fertirrigação por hectare variou de 135 a 152kg N.ha⁻¹. Segundo Malavolta *et al.* (2002) em períodos quentes algumas culturas requerem adubação mineral da ordem de 200kg N.ha⁻¹ por ciclo.

Os resultados obtidos permitem concluir que a quantidade de nutrientes presente nos efluentes dos sistemas experimentais atendem parcialmente às necessidades nutritivas da maioria das culturas típicas do semi árido nordestino.

5.15 CUSTOS E ÁREAS REQUERIDAS

Para estimar a demanda de área para a lagoa de polimento, foram feitas as seguintes considerações: tempo de detenção hidráulica de 12 dias, profundidade de 0,70 metros e vazão de esgoto de 1000m³. dia⁻¹ resultando numa área de 1,72 hectares com acréscimo de 25% para construção de taludes e área de acesso, totalizando 2,2 hectares para tratar os esgotos de uma população de cidade de pequeno porte (10 a 20 mil habitantes) em regiões do semi árido do Nordeste do Brasil.

Com relação ao custo de implantação dos sistemas de tratamento, o aspecto mais oneroso refere-se à aquisição do terreno, no entanto, terrenos em áreas peri urbanas de cidades de pequeno porte do semi árido custam 15 mil reais por hectare, escavação e levantamento de cerca de 700 metros lineares de taludes corresponde ao valor médio de R\$ 9,00 por hab⁻¹. Os valores estimados apresentados neste trabalho são bem inferiores aqueles citados por von Sperling & Chernicharo (2005). Vale salientar que a estimativa realizada foi para uma per capita de 100L.hab⁻¹.dia⁻¹ para população em torno de 10 mil habitantes na região do sertão da Paraíba.

Na Tabela 15 estão apresentados os dados referentes à demanda de área, o custo requerido na implantação dos sistemas de tratamento de efluentes, e a categoria de reúso de acordo com a qualidade dos efluentes produzidos. Observa-se na mesma que o FAC, o LB e a TUCV requerem a mesma demanda de área, no entanto, o aspecto a ser observado na escolha entre os tratamentos pode ser a qualidade desejada do efluente. Devido o maior TDH da LP, o sistema apresenta-se como o mais oneroso, principalmente para regiões de grande porte. Para garantir a proteção à saúde, a uma carga de doenças virais tolerável < 10⁻⁶ DALY_{ppa} a WHO (2006) exige um efluente com concentração de *E.coli* menor ou igual 10³ UFC.100mL⁻¹, assegurando assim menor risco de infecções por bactérias e

protozoários, dessa forma apenas o efluente da LP atende aos padrões de lançamento da irrigação irrestrita. O custo de implantação da TUCV excedeu aos custos de implantação do FAC e da LB, devido o material de enchimento e a manutenção das macrófitas aquáticas.

Tabela 15: Demanda de área e custos requeridos pelos sistemas experimentais e categorias de reúso

Sistema	Demanda de Área (m².hab⁻¹)	Custo de Implantação (R\$.hab⁻¹)	Categoria
Lagoa de Polimento	1,2 a 2,0	14,00 a 20,00	Irrigação Irrestrita
Filtro Anaeróbio com Chicanas	1,00 a 1,50	9,00 a 12,00	Irrigação Restrita
Terra Úmida Construída Vegetada	1,00 a 1,50	12,00 a 15,00	Irrigação Restrita
Leito de Brita	1,00 a 1,50	11,0 a 13,00	Irrigação Restrita

6 CONCLUSÕES

O pré-tratamento do esgoto doméstico em reator UASB é uma alternativa sanitária e economicamente viável na remoção de sólidos e matéria orgânica presente em efluentes para pós-tratamento, apresentando vantagens como: minimização de riscos de entupimento dos sistemas, menos tempo de detenção hidráulica na etapa de pós-tratamento e melhoria do escoamento do efluente;

A concentração de Coliformes Termotolerantes presentes nos efluentes oriundos do LB ($5,51 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹) e da TUCV ($8,41 \times 10^3$ UFC.100mL⁻¹), atenderam às exigências da OMS para irrigação restrita,

Lagoas rasas apesar da eficiência sanitária no pós-tratamento de efluentes demandam maiores áreas, configurando-se como aspecto negativo do ponto de vista econômico, principalmente em cidades de grande porte, no entanto, o efluente produzido satisfaz a exigência da irrigação irrestrita;

A concentração de macronutrientes (N, P e K) presente nos efluentes anaeróbios os viabiliza para o reúso na fertirrigação, contudo não se adequam ao lançamento em bacias hidrográficas, devido os riscos de eutrofização e toxicidade para os peixes;

Todos os sistemas de pós-tratamento com seus respectivos TDH e tipo de fluxo, apresentaram eficiência na remoção de cistos de protozoários e ovos de helmintos, confirmando que essas configurações permitiram a sedimentação destes enteroparasitas em função do tempo, com perfeitas condições de turbulência e tempo suficiente para decantação;

O efluente produzido na lagoa de polimento com TDH de 12 dias, apresentou boa qualidade sanitária para fertirrigação, coliformes termotolerantes inferior a 1000 UFC.100mL⁻¹ e isento de ovos de helmintos, no entanto, devido aos altos valores de pH, que variou de 8,0 a 8,8, ocorreu uma considerável remoção de fósforo e nitrogênio, disponibilizando menos nutrientes para fertirrigação;

Durante o período experimental a eficiência de remoção de matéria orgânica expresso em DQO, e de sólidos suspensos voláteis no LB e na TUCV foi considerável, não se observando diferenças significativas ($p > 0,05$) entre eles. No entanto, foi observada diferença

significativa com relação ao efluente da lagoa de polimento, devido à alta produção de algas no sistema;

Além da eficiência na remoção de ovos de helmintos e cistos de protozoários, a TUCV foi o sistema que apresentou a melhor eficiência na remoção de nutrientes, confirmando a importância do material de enchimento e da utilização das macrófitas nesse processo;

O pós-tratamento do efluente do UASB no filtro anaeróbio com chicanas produziu efluente com ausência de ovos de helmintos, mas, a concentração de coliformes termotolerantes manteve-se numa ordem de grandeza maior que 10^4 UFC.100mL⁻¹. Sendo assim, de acordo com a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006) esses efluentes exigem um pós - tratamento para adequação para a fertirrigação de culturas industriais, como algodão, árvores frutíferas, pastagens e forrageiras;

A quantidade de nutrientes nos efluentes pós-tratados pode dispensar ou minimizar a necessidade de aquisição ou suprimento adicional de fertilizantes artificiais para fertirrigação de algumas culturas típicas do semi árido;

7 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ALEM SOBRINHO, P.; JORDÃO, E. P. **Análise crítica do uso de processos anaeróbios para tratamento de esgotos sanitários.** In: Gonçalves, R. **Desinfecção de efluentes sanitários.** Vitória, 2003. PROSAB - RiMa.1ª ed. v.3., 389-421 p.

APHA, AWWA.WPCF. **Standart Methods for the Examinacion of Water and wasterwater.** 15 ed. Washington, D.C.: American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation.1995.

AYRES, R., MARA, D. **Analysis of wasterwater for use in agriculture.** Laboratory manual of parasitological and bacteriological techniques.American Public Health Association.Genova, 1996.

BASTOS, R. K. X.; BEVILAQUA, P. D.; ANDRADE, NETO, C. O.; VON SPERLING,M. **.Utilização de esgotos tratados na irrigação – aspectos sanitários.**In. BASTOS, R. K. X. (coord). **Utilização de esgotos tratados na fertirrigação, hidroponia e psicultura.** Rio de Janeiro: ABES, RiMA. PROSAB. 2003.

BASTOS, R. X. K.; BEVILACQUA, P. D. **Normas e critérios de qualidade para reúso.** In: BASTOS, R. K. X.; BEVILAQUA, P. D.; ANDRADE, NETO, C. O.; VON SPERLING,M. **Utilização de esgotos tratados na irrigação – aspectos sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, RiMA. PROSAB. 2003a

CHERNICHARO, C. A. L.; FLORÊNCIO, L.; BASTOS, R. X. K.; PIVELLI, R. P.; VON SPERLING, M.; MONTEGIA, L.O. **Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades.** In: BASTOS, R. K. X.; BEVILAQUA, P. D.; ANDRADE, NETO, C. O.; VON SPERLING,M. **Utilização de esgotos tratados na irrigação – aspectos sanitários.** In: Rio de Janeiro: ABES, RiMA. PROSAB. 2003

BASTOS, R. K. X., BEVILACQUA, P. D. **Normas e critérios de qualidade para reúso da água.** In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (coord). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, RiMa. PROSAB. 2006.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF. disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 13 junho 2009.

_____. **MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria 518 de 25 de março de 2004.** Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília. Mar. 2004.

BRITES, C. R. C.; SOUZA, M. A. A. **Abordagem multiobjetivo na seleção de sistemas de reúso de água em irrigação paisagística.** In: XXI Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2008, Santiago do Chile.

CAVALCANTI, P F. F.; MAYER, M. G. R.; MOREIRA, E. A.; VAN HAANDEL, A. C. **Lagoas de polimento para o pós-tratamento de esgoto digerido parte 2: remoção de patógenos.** 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro. ABES. PROSAB. 2001, 1-10 p.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.. Reatores Anaeróbios.** Belo Horizonte: DESA/UFMG. v. 5, 1997.

CHERNICHARO, C. A. L. (coord.). **Reatores Anaeróbios: Princípios do Tratamento de Águas Residuárias.** In: **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** Rio de Janeiro. : FINEP/PROSAB, 2001.

CHERNICHARO, C. A. L., FLORENCIO, L., BASTOS, R. K. X., PIVELLI, R. P. von SPERLING, M., MONTEGGIA, L. O. **Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reúso da água.** In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (coord). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** Rio de Janeiro. PROSAB, ABES, 2006.

COURACII FILHO, B.; ANDRADE NETO, C. O.; MELO, S. H. N; Sousa, J. T. NOUR, E. A. A. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por sistemas de aplicação no solo.** CHERNICHARO, C. A. L (coord). In: **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: SEGRAC, PROSAB, 2001.

FLORENCIO, L., AISSE, M. M., BASTOS, R. K. X., PIVELLI, R. P. **Utilização de esgotos sanitários – marcos conceituais e regulatórios.** In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (coord). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, RiMa. PROSAB, 2006.

GORI, R.; CARETTI, C. **Experimental study on municipal on industrial reclaimed wastewater refinement for agricultural reuse.** Water Science & Tecnology. IWA Publishing. 2008. 217p

HARRY, J. P. **Plano Piloto para gestão e reciclagem agrícola do lodo da ETE-Belém - Proposta de uma metodologia.** SANEPAR, Curitiba, Dez. 1995, 15p.

HESPAÑHOL, I. **A Urgência do Reúso.** Agência FAPESP. 11.04.04. disponível em <http://www.agencia.fapesp.br> consulta em 01.09.09.

HESPAÑHOL, I. **Potencial de Reúso de Água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos.** Salvador. Bahia Análises & Dados. V.13, n. especial., 2003. p. 411-437 .

HUANG, Y.; ORTIZ, L.; AGUIRRE, P.; GARCIA, J.; MUJERIEGO, R.; BAYONA, J. M.; **Effect of design parametrs in horizontal flow construted wetland on the behaviow of volatile fatty acids and volatile alky/sulfides .**Chemosphere.2005.p. 769-777.

MALAVOLTA, E. **Solubilidade e disponibilidade de micronutrientes e metais pesados tóxicos em fertilizantes comercializados no Brasil.** São Paulo. Biblioteca Virtual – FAPESP. 2003. disponível em <http://www.bv.fapesp.br/pesquisa/?index=pessoa&lang=pt&q=Eur%C3%ADpedes%20and%20Malavolta>. consulta em 2 de setembro de 2009.

MALAVOLTA, E.; PIMENTEL, F. G.; ALCARDE, J. C. **Adubos e Adubações.** São Paulo: Nobel, 2002, 200p.

MARQUES, D. M. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo: Terras Úmidas Construídas de Fluxo Superficial.** Vol. 2. Rio de Janeiro, PROSAB. 1999.

MARQUES, O. M.; COURACCI FILHO, B. BASTOS, R. K. X. KATO, M. T.; LIMA, V. L. A.; ANDRADE NETO, C. O; MENDONÇA, F. C. MARQUES, P. A. A.; MARQUES, A. T.; BELLINGIERI, P. H.; van HAANDEL, A. C. **Uso de esgoto tratado em irrigação: aspectos agronômicos e ambientais. In: Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e psicultura.** Rio de Janeiro, PROSAB 3. ABES. 2003.

MELIAN, J. A. H.; ARÃNA, J.; GONZALES DIAS, O.; BUJALANCE, M. E. A.; RODRIGUEZ, M.; DONA, J. **Effect of Stone filters in a pond-wetland system treating raw wastewater from a university camps.** Dessalinization 237. 2009. p. 277-284.

MELO, H. N. S.; ANDRADE NETO, C. O.; MENDONÇA, F. C.; MARQUES, M. O.; PIVELLI, R. P. **Uso de esgoto tratado em hidroponia.** In: BASTOS, R. X. S. (coord) et

al. **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura.** Rio de Janeiro, PROSAB 3: ABES. 2003.

METCALF e EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** 2ed. New York: McGraw-Hill. 2003. p. 920.

MORELLI, E. B. **Reúso de Água na Lavagem de Veículos.** Dissertação Apresentada a Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2005. p. 24-30.

MONTES, C. R., KATO, M. T., SOUSA, M. A. A., COURACCI FILHO, B., MARQUES JUNIOR, J. **Irrigação com esgotos tratados: impactos no solo e aquíferos.** In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (coord). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, RiMa. PROSAB, 2006.

OLIVEIRA, C. A. F.; GERMANO, P. M. L. **Estudo da Ocorrência de endoparasitas em hortaliças comercializadas na região metropolitana de São Paulo – Brasil. II-Pesquisa de protozoários intestinais.** Revista Saúde Pública. v.26. n.5. São Paulo. Out.1992. disponível em [http: <www.scielo.br>](http://www.scielo.br). consulta em 01.07.09.

REAL, M. V. **Curso de Química Ambiental – Noções de toxicologia.** 2009. Disponível em [http: <www.saudeetrabalho.com.br>](http://www.saudeetrabalho.com.br). Consulta em 15/07/09.

RHODEN, A.C. **Potencial de mineralização anaeróbia do nitrogênio em solos de várzea do Rio Grande do Sul.** Dissertação de Mestrado. Rio Grande do Sul. Universidade Federal de Santa Maria. 2005.

ROUSSEAU, D. P. L.; LESAGE, E.; STORY, A.; VANROLEGHEN. P. A.; PAUW, N. D. **Construted wetlands for water reclamation.** Dessalinization 218. 2008. p. 181-189.

SOKAL, R. R. & ROHLF.; F. J. **BIOMETRY – The Principles and Practice of Statistic in Biological Research.** 2nd edition. San Francisco: W.H. Freeman and Company.1981.

SOUSA, J. T.; LEITE, J. T. **Tratamento e utilização de esgotos domésticos na agricultura.** Campina Grande- PB: EDUEPB. 2003.

SOUSA, J. T.; LOPES, W. S.; PRASAD, S.; LEITE, V. D. **Treatment of sewage for use in agriculture.** In: ANNA STEPHANS AND MARK FULLHER. **Sewage treatment: Process and impact.** Nova Science Publishers. 2009. ISBN 978-1-60692-959-9.

TARABLA, H.; SIGNORINI, M. **Quantitative risk assesment for verocytotoxigenic Escherichia coli in ground beef hamburguers in Argentina.** International Journal of Food Microbiology 132. 2009. p. 153-161.

TRAVES, W.H., GARDNER, E.A.; DENINEN, B., SPILLER D. **Towards indirect potable reuse in South East Queensland.** Water Science e Technology. IWA Publishing. 2008. p.153.

TONETTI, A. L. **Tratamento de esgotos pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtro de areia.** Dissertação de Mestrado. USP-Campinas - São Paulo. 2008.

TÓRTORA, G. T. **Microbiologia.** 6ª Ed. São Paulo: Artmed. 2003.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“Construted Wetland”) para tratamento de esgoto: Contribuições para a concepção e operação.** Tese de doutorado. Universidade Estadual de Campinas. São Paulo. 2003.

VAN HANDEL, A. C.; LETINGA, G., **Tratamento Anaeróbio de Esgotos – Um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: EPGRAF, 1994.

VAN HANDEL, A. C., MARAIS, G. R. V. **O Comportamento de Lodo Ativado.** Campina Grande: EPGRAF, 1999.

VON SPERLING, M. JORDÃO, E. P.; KATO, M. T., ALÉM SOBRINHO, P., BASTOS, R. K. X., PIVELLI, R. P. **Lagoas de Estabilização.** In. FRANCI, R. G. **Desinfecção de efluentes sanitários.** PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, RiMA, 2003, p.270-336.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** In: **Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgoto.** Belo Horizonte: DESA/UFGM. 2005. 3 ed. v.1.

WANDERLEY, P. A.; LEMOS, W. P. **Agricultura ecológica e métodos alternativos de controle de pragas.** In: WANDERLEY, P. A. **Agroecologia Vegetal. Curso de especialização em agroecologia.** UFPB. 2007.

USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for water reuse.** U.S. Enviromental Protection Agency. Washington DC. 2004.

WHO. **Health Guidelines for the safe use of wastewater in agriculture and aquaculture.** Technical Report Series. n. 778. Geneva: World Healt and Organization. 1989.

WHO. **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater: Wastewater in Use in Agricultural.** vol. 2. Geneva. 2006.

APÊNDICES

Tabela 16: Médias e eficiências (%) dos sistemas experimentais

Parâmetro	EB	UASB	Ef (%)	FAC	Ef (%)	LB	Ef (%)	TUCV	Ef (%)	LP	Ef (%)
pH	6,9±0,18	7,4±0,26	-	7,7±0,20	-	7,3±0,11	-	7,4±0,13	-	8,5±0,29	-
Alcalinidade (mg.L ⁻¹)	266±32	318±42	-	290±29	-	312±42	-	325±60	-	266±19	-
DQO (mg.L ⁻¹)	560±51	205±29	63,4	75±11	63,4	80±5	60,1	72±7	65	155±10	24
Fósforo Total (mg.L ⁻¹)	7,4±0,54	6,6±0,44	10,8	5,9±0,60	10,6	5,6±0,56	15,1	4,4±0,56	33,3	5,1±0,48	22,7
Ortofosfato (mg.L ⁻¹)	4,8±0,41	4,9±0,47	+2,0	4,8±0,47	2,0	4,7±0,49	4,1	3,4±0,31	30,6	3,4±0,31	24,5
NTK (mg.L ⁻¹)	59,4±4	52,8±4	11,1	34,0±3	35,6	25,3±5	52	20,0±4	62	22,5±3	57,4
N-NH ₄ (mg.L ⁻¹)	43,3±7	47,3±6	+9,2	30,3±3	36	22,6±6	52,2	16,2±3	65,7	19,7±4	58
K (mg.L ⁻¹)	23,8±0,81	23,4±0,83	1,68	23,8±0,87	+1,7	23,7±0,83	+1,3	23,6±0,84	+4,2	24,2±0,78	+3,4
CTer (UFC. 100mL ⁻¹)	5,13E+07	2,41E+06	-	1,04E+04	-	5,51E+03	-	8,48E+03	-	9,11E+02	-
SSV (mg.L ⁻¹)	221±17	23,4±0,83	66,5	10±3	86,4	8±3	89,1	8±3	89,1	35±7	52,7

Tabela 17: ANOVA da DQO total

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	118570,1	3	39523,37	521,7549	2,83E-59	2,699393
Dentro dos grupos	7272,08	96	75,75083			
Total	125842,2	99				

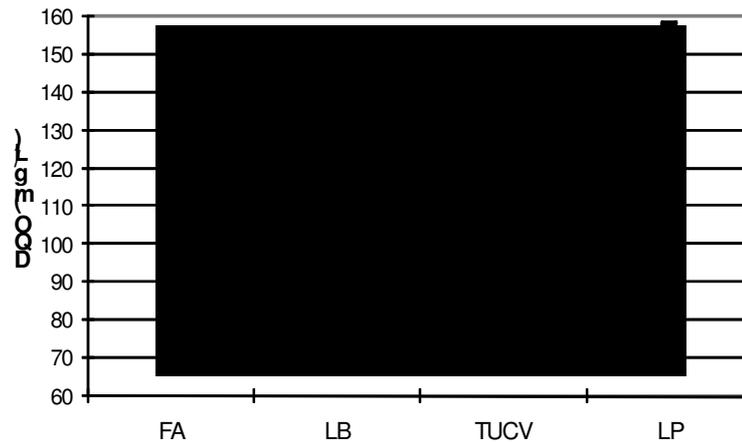


Figura 19: Representação GT-2 da DQO

Tabela 18: ANOVA dos SSV

Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	13324,51	3	4441,503	248,5916	4,08E-45	2,699393
Dentro dos grupos	1715,2	96	17,86667			
Total	15039,71	99				

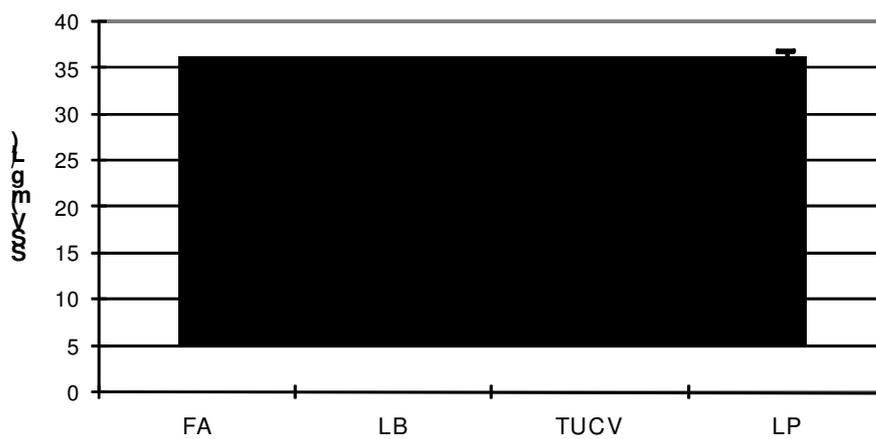


Figura 20: Representação GT-2 dos SSV

Tabela 19: ANOVA do NTK

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	2791,36	3	930,4533	56,90846	3,16E-21	2,699393
Dentro dos grupos	1569,6	96	16,35			
Total	4360,96	99				

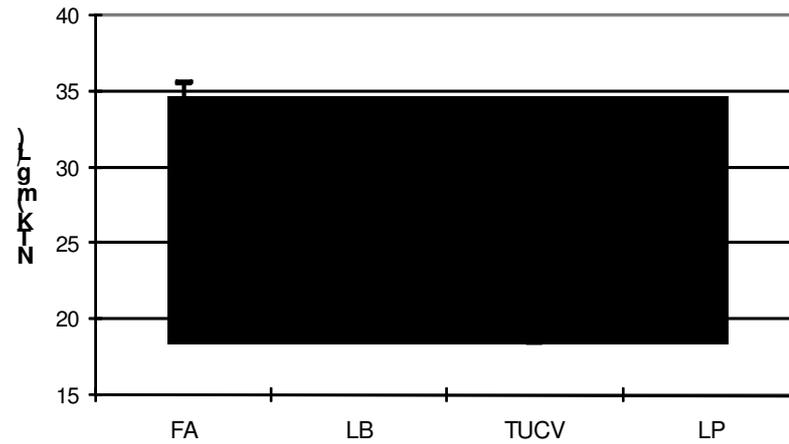


Figura 21: Representação GT-2 do NTK

Tabela 20: ANOVA do N-Amoniacal

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	2724	3	908	56,31008	4,36E-21	2,699393
Dentro dos grupos	1548	96	16,125			
Total	4272	99				

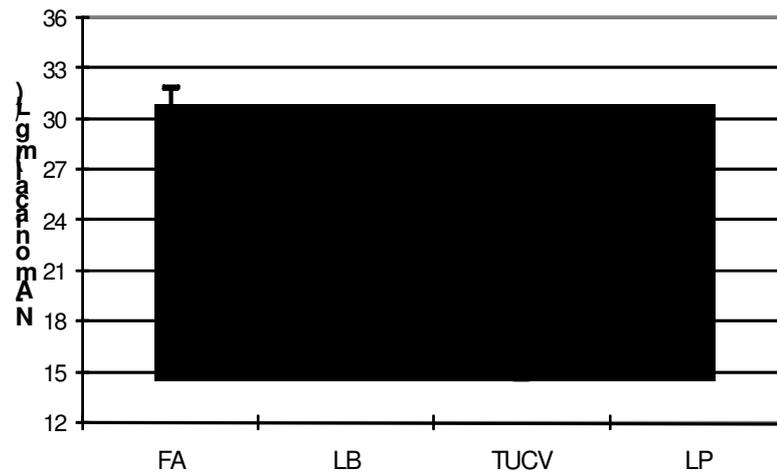


Figura 22: Representação GT-2 do N-amoniaco

Tabela 21: ANOVA do Fósforo Total

Fonte da variação	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	32,1188	3	10,70627	35,72328	1,36E-15	2,699393
Dentro dos grupos	28,7712	96	0,2997			
Total	60,89	99				

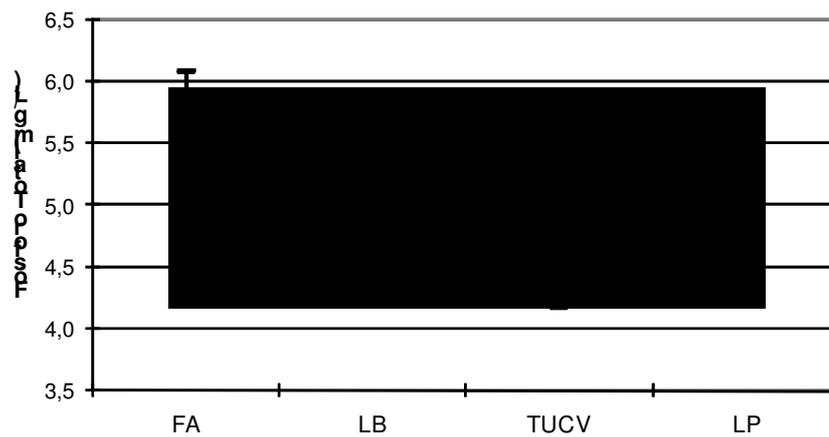


Figura 23: Representação GT-2 do Fósforo Total

Tabela 22: ANOVA do Ortofosfato

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	38,1348	3	12,7116	68,21663	1,04E-23	2,699393
Dentro dos grupos	17,8888	96	0,186342			
Total	56,0236	99				

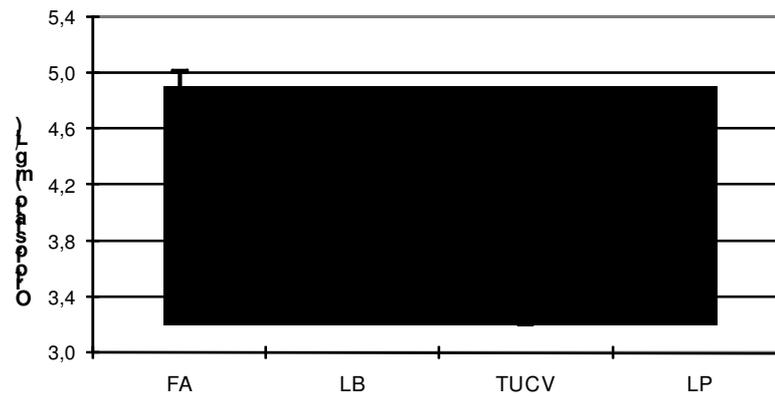


Figura 24: Representação GT-2 do Ortofosfato

Tabela 23: ANOVA do Potássio

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	4,632128	3	1,544043	2,143912	0,09973	2,699393
Dentro dos grupos	69,13907	96	0,720199			
Total	73,7712	99				

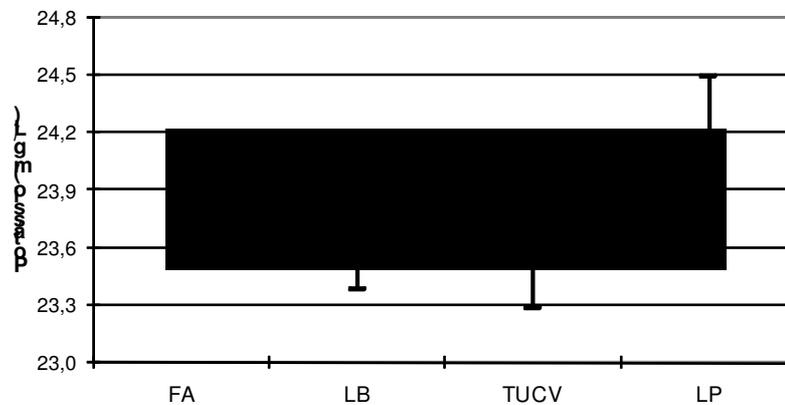


Figura 25: Representação GT-2 do Potássio

Tabela 24: ANOVA do pH

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	20,94	3	6,98	168,3618	4,16E-38	2,699393
Dentro dos grupos	3,98	96	0,041458			
Total	24,92	99				

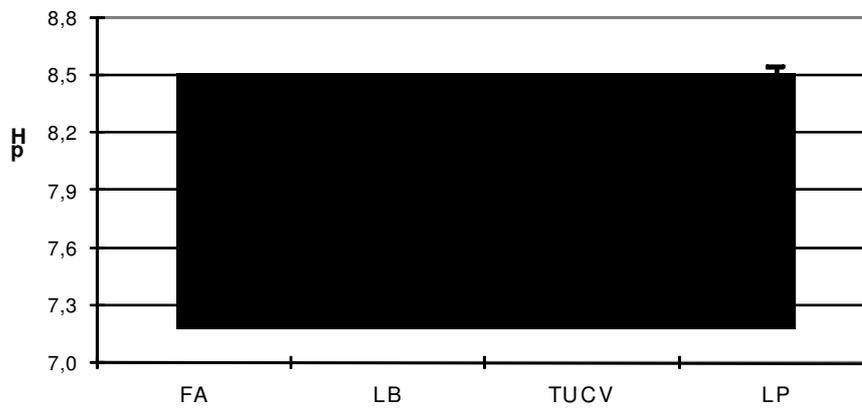


Figura 26: Representação GT-2 do pH

Tabela 25: ANOVA da Alcalinidade Total

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	49634,48	3	16544,83	9,571797	1,37E-05	2,699393
Dentro dos grupos	165935,8	96	1728,498			
Total	215570,2	99				

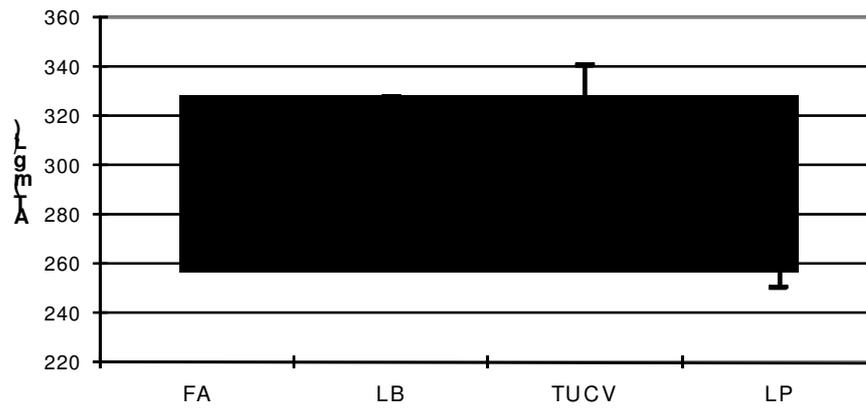


Figura 27: Representação GT-2 da Alcalinidade Total

Tabela 26: ANOVA dos Coliformes Termotolerantes

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Entre grupos	11,89578	3	3,96526	39,93889	7,68E-17	2,699393
Dentro dos grupos	9,531186	96	0,099283			
Total	21,42697	99				

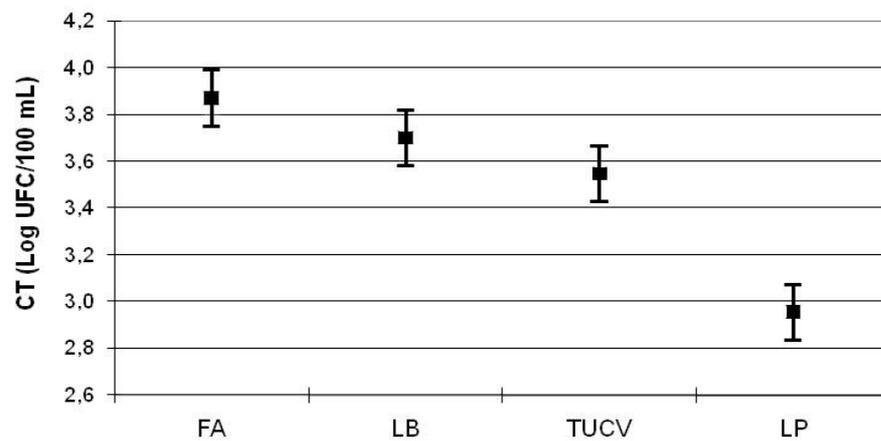


Figura 28: Representação GT-2 dos Coliformes Termotolerantes