



**LAYS PAULINO LEONEL**

**Eficiência de um sistema simplificado de tratamento  
de efluentes na remoção de cistos de *Giardia* spp. e  
ovos de helmintos**

**CAMPINAS  
2014**





**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS**  
**FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO**

**LAYS PAULINO LEONEL**

**Eficiência de um sistema simplificado de tratamento  
de efluentes na remoção de cistos de *Giardia* spp. e  
ovos de helmintos**

**Orientador: Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti**

Dissertação apresentada a Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp, para obtenção do título de Mestra em Engenharia Civil, na área de Saneamento e Ambiente

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO OU TESE DEFENDIDA PELO(A) ALUNA LAYS PAULINO LEONEL E ORIENTADA PELO PROF. DR. ADRIANO LUIZ TONETTI.

ASSINATURA DO ORIENTADOR

---

**CAMPINAS**  
**2014**

Ficha catalográfica  
Universidade Estadual de Campinas  
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura  
Luciana Pietrosanto Milla - CRB 8/8129

L553e Leonel, Lays Paulino, 1987-  
Eficiência de um sistema simplificado de tratamento de efluentes na remoção de cistos de *Giardia* spp. e ovos de helmintos / Lays Paulino Leonel. – Campinas, SP : [s.n.], 2014.

Orientador: Adriano Luiz Tonetti.  
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

1. Tratamento de esgoto. 2. *Giardia*. 3. Helminto. 4. Tratamento anaeróbio. 5. Saúde Pública. I. Tonetti, Adriano Luiz. II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

**Título em outro idioma:** The efficiency of a simplified system of a sewage treatment in the removal of *Giardia* spp. cyst and helminths' eggs

**Palavras-chave em inglês:**

Sewage treatment

*Giardia*

Helminth

Anaerobic treatment

Public health

**Área de concentração:** Saneamento e Ambiente

**Titulação:** Mestra em Engenharia Civil

**Banca examinadora:**

Adriano Luiz Tonetti [Orientador]

Regina Maura Bueno Franco

Maria de Lourdes Florencio dos Santos

**Data de defesa:** 09-06-2014

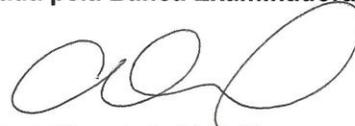
**Programa de Pós-Graduação:** Engenharia Civil

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS  
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO**

**Eficiência de um sistema simplificado de tratamento de  
efluentes na remoção de cistos de *Giardia* spp. e ovos de  
helminthos**

**Lays Paulino Leonel**

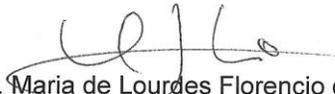
**Dissertação de Mestrado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:**



**Prof. Dr. Adriano Luiz Tonetti  
Presidente e Orientador/Unicamp**



**Profa. Dra. Regina Maura Bueno Franco  
Unicamp**



**Profa. Dra. Maria de Lourdes Florencio dos Santos  
UFPE**

Campinas, 09 de junho de 2014.



## Resumo

Diante do enorme problema de saúde pública que são as doenças de veiculação hídrica e do grande déficit sanitário existente no Brasil, principalmente nas cidades com população inferior a cinquenta mil habitantes e nas periferias dos grandes centros urbanos, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de um sistema simplificado, composto por filtro anaeróbio, preenchido com anéis de bambu, associado a filtro de areia, na remoção de cistos de *Giardia* spp. e ovos de helmintos. O filtro anaeróbio foi operado com fluxo ascendente e tempo de detenção hidráulica de 12 horas, o efluente proveniente deste reator era aplicado sobre a superfície do leito de areia em oito cargas de 25 L m<sup>-2</sup>, totalizando uma taxa de aplicação de 200 L m<sup>-2</sup>dia<sup>-1</sup>. As amostras de efluente eram coletadas em três pontos, P01 (esgoto bruto), P02 (efluente do filtro anaeróbio) e P03 (efluente do filtro de areia), mensalmente, durante 12 meses. Nos últimos quatro meses, foram realizadas análises para detecção de cistos de *Giardia* spp. no lodo do filtro anaeróbio e de ovos de helmintos no leito do filtro de areia e também no lodo. O sistema também foi avaliado quanto à remoção de *E. coli* e quanto aos parâmetros físicos e químicos. O filtro anaeróbio foi capaz de remover 99,5 ± 28,7% da concentração estimada de cistos presentes no esgoto bruto, já o filtro de areia removeu 56,25 ± 31,6% dos cistos presentes no efluente anaeróbio, sendo a eficiência de remoção total do sistema igual 99,7%. Ovos de helmintos foram detectados em apenas três amostras de efluente anaeróbio, em uma concentração média de 1,5 ovos/L, sendo alcançada a remoção de 100% dos ovos após a passagem pelo filtro de areia. O sistema também proporcionou a redução de 4 unidades logarítmicas da concentração de *E. coli* presente no esgoto bruto, além do mais, o efluente produzido apresentou baixas concentrações de Demanda Química de Oxigênio (52 ± 24 mgL<sup>-1</sup>) e Sólidos Suspensos Totais (17 ± 20 mgL<sup>-1</sup>) e, baixos valores de turbidez (3 ± 4 UT), comprovando assim, a eficiência do sistema simplificado proposto tanto na remoção de patógenos quanto na adequação dos parâmetros físicos e químicos.

**Palavras-chave:** Pequenas comunidades; tratamento anaeróbio; saúde pública; parasitologia sanitária; *Giardia*, Helmintos.

## Abstract

In the face of the enormous public health's problem that are the waterborne diseases and the big Brazilian sanitary deficit, especially at cities with less than fifty thousand inhabitants and big cities' peripheries, this study aimed to evaluate the efficiency of a simplified system, composed by an upflow anaerobic filter, filled with bamboo rings, associated with a sand filter, in the removal of *Giardia* cysts and helminths eggs. The anaerobic filter was operated with hydraulic retention time of 12 hours, the effluent from this reactor was applied to the sand bed surface in eight loads of 25 L m<sup>-2</sup>, with a total application rate of 200 L m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>. The samples were collected at three different points, P01 (raw sewage), P02 (anaerobic filter effluent) and P03 (Sand filter effluent), monthly, during 12 months. In the last four months were performed analysis to detect *Giardia* spp. cysts in the anaerobic filter sludge and helminths eggs in the sand filter bed and, as well, in the sludge. The system was also evaluated relating to the *E. coli* removal and for physical and chemical parameters. The anaerobic filter was able to remove 99.5 ± 28.7% of the estimated concentration of cysts present in raw sewage, while the sand filter removed 31.6 ± 56.25% of the cysts present in the anaerobic effluent, making the system total efficiency's removal of 99.7%. Helminth eggs were detected in three anaerobic effluent samples, in an average concentration of 1.5 eggs/L, and after the effluent passes through the sand filter there was a removal of 100% eggs. The system also provided a reduction of 4 log units of *E. coli* concentration existing in raw sewage, in addition the effluent produced showed low concentrations of Chemical Oxygen Demand (52 ± 24 mg L<sup>-1</sup>) and Total Suspended Solids (17 ± 20 mgL<sup>-1</sup>) and lower turbidity values (3 ± 4 UT), proving then, the simplified system proposed efficiency both in removing pathogens, as the adequacy of physical and chemical parameters.

**Key words:** small communities; anaerobic treatment; public health; sanitary parasitology; *Giardia*; Helminths.



# SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO .....	1
2 OBJETIVOS .....	3
2.1 Objetivos específicos .....	3
3 REVISÃO DA LITERATURA .....	5
3.1 Filtro Anaeróbio.....	6
3.1.1 Materiais Suporte.....	8
3.2 Pós-Tratamento do Efluente Anaeróbio .....	10
3.3.1 Filtro de Areia .....	11
3.3 Patógenos veiculados pela água .....	13
3.3.1 <i>Giardia</i> spp. ....	15
3.3.2 Helmintos.....	19
3.4 Remoção de cistos de <i>Giardia</i> spp. e ovos de Helmintos por sistemas de tratamento de esgoto .....	22
4. METODOLOGIA.....	29
4.1 Área de estudo.....	29
4.2 Filtro Anaeróbio.....	31
4.3 Filtro de Areia.....	32
4.4 Aspectos operacionais .....	33
4.5 Coleta e análises das amostras .....	37
4.5.1 Contagem de <i>Escherichia coli</i> .....	38
4.5.2 Detecção de cistos de <i>Giardia</i> .....	38
4.5.3 Experimento controle da metodologia de detecção de cistos .....	41
4.5.4 Detecção de ovos de helmintos.....	42
4.5.5 Experimento Controle da metodologia de detecção de ovos de helmintos...44	

4.5.6 Avaliação dos parâmetros físicos e químicos .....	45
4.5.6 Análises estatísticas .....	46
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
5.1 Avaliação Física dos Reatores.....	47
5.2 Parâmetros físicos e químicos .....	47
5.3 <i>Escherichia coli</i> .....	55
5.4 Cistos de <i>Giardia</i> spp.....	58
5.5 Ovos de Helminhos.....	64
5.6 Experimento Controle Positivo .....	69
6 CONCLUSÃO.....	73
7 RECOMENDAÇÕES .....	75
7 REFERÊNCIAS.....	77
APÊNDICE I .....	91
APÊNDICE II .....	93



Dedico a meus pais, Zizi e Zé, minha fonte de força e inspiração.



## **Agradecimentos**

Aos meus pais, por todo amor, dedicação, incentivo e por me apoiarem sempre, mesmo não compreendendo todas as minhas escolhas.

À minha irmã, Lethícia, por ser sempre tão parceira e por ter participado ativamente do meu mestrado, revisando meus textos escritos em inglês.

Aos meus primos-irmãos, Eduardo e Igor, a meus tios, tia e avós por sempre me receberem com um enorme carinho quando eu, raramente, voltava para casa.

Ao Marcelo, meu amigo, companheiro e grande incentivador, por sempre cuidar de mim e também pela calma, paciência, apoio e carinho, principalmente na estressante fase final do mestrado.

Aos queridos amigos que se tornaram minha família campineira, Michelle, Bruno, Letícia, Rodrigo e Marcos.

Às amigas que a UNICAMP me proporcionou, Gabriela, Amanda, Denise, Bianca, Luana e principalmente, Jenifer, que tanto me ajudou ao longo de todas as etapas do desenvolvimento da dissertação, por dividirem as angústias, expectativas e problemas da vida acadêmica.

À Ellen pela grande ajuda nos experimentos, pelos momentos de descontração e risadas que tornaram o trabalho no laboratório mais agradável.

Às minhas grandes amigas Denise, Maylane, Simone, Luisa, Carol e Laís que mesmo de longe estão sempre presentes em minha vida.

Ao meu orientador, com quem tive a honra de trabalhar, Dr. Adriano Tonetti, pela confiança e incentivo ao longo desta jornada.

Ao professor Dr. José Roberto Guimarães, a Regiane Fagnani e a Dra. Luciana Urbano que permitiram e compartilharam o uso do Laboratório de Protótipos. Agradecimento especial à Luciana, pelas tantas dúvidas esclarecidas e pelas inúmeras considerações de extrema valia.

Ao Dr. Francisco Anaruma, pela ajuda nas análises de detecção de ovos de helmintos.

Aos professores Dr. Edson Nour e Dra. Regina Maura Bueno Franco, pelas valiosas contribuições e sugestões durante o exame de qualificação.

A todos do Laboratório de Protozoologia do Instituto de Biologia da Unicamp, principalmente a Dr. Regina Maura e ao Nilson Branco, que possibilitaram o uso do microscópio de fluorescência para a leitura das lâminas na etapa de identificação dos cistos de *Giardia*.

Aos técnicos do Laboratório de Saneamento, Fernando, Enelton e também a Lígia, por sempre estarem dispostos a ajudar.

Aos técnicos do Laboratório de Solos, Reinaldo e Cipriano, pela ajuda na etapa de caracterização da areia.

À Dr. Ana Carolina Chagas do Laboratório de Sanidade Animal da EMBRAPA - Pecuária Sudeste, por ceder os ovos de helmintos utilizados no teste controle-positivo.

Aos colegas do grupo de pesquisa coordenado pelo Professor Adriano pelas experiências e favores trocados.

Ao pessoal da secretaria de Pós-Graduação da FEC e ao Ari, secretário do DSA, por toda ajuda ao longo destes dois anos.

A CAPES pela concessão da bolsa de Mestrado, a FAPESP e ao Cnpq pelo financiamento do projeto.

A todos meu muito obrigada!

*“Quando a educação não é libertadora o sonho do oprimido é ser opressor.”*

Paulo Freire



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Filtro anaeróbio de fluxo ascendente. ....	7
Figura 2: Vista geral da área onde estão instalados os reatores.....	30
Figura 3: Fluxograma do sistema de tratamento. ....	30
Figura 4: Anéis de bambu utilizados como material suporte do filtro anaeróbio. ....	31
Figura 5: (a) Esquema e (b) vista do filtro anaeróbio. ....	32
Figura 6: (a) Esquema e (b) vista do filtro de areia .....	33
Figura 7: Canal de captação do esgoto bruto.....	34
Figura 8: Bomba de captação do esgoto bruto.....	35
Figura 9: Bomba de recalque do efluente do filtro anaeróbio. ....	36
Figura 10: Aplicação do efluente sobre o leito de areia.....	36
Figura 11: Caixa de distribuição do efluente anaeróbio, evidenciando a saída do efluente pela base da mesma. ....	37
Figura 12: Esquema da metodologia utilizada para detecção de cistos de <i>Giardia</i> spp em amostras de esgoto bruto.....	39
Figura 13: Esquema da metodologia utilizada para detecção de cistos de <i>Giardia</i> spp em amostras de EFB e EFA.....	40
Figura 14: Esquema da metodologia utilizada para detecção de ovos de helmintos.....	44
Figura 15: Variação da turbidez nas amostras de EB, EFB e EFA. ....	50



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais agentes causadores de doenças de veiculação hídrica.....	15
Tabela 2: Espécies reconhecidas do gênero <i>Giardia</i> .....	16
Tabela 3: Concentração de cistos de <i>Giardia</i> spp. no esgoto bruto em diversos países .....	19
Tabela 4: Diferentes tipos de tratamento de efluentes e respectivas eficiências na remoção de parasitos.....	27
Tabela 5: Parâmetros analisados e a indicação do método empregado.....	46
Tabela 6: Média dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de EB, EFB e EFA. ....	48
Tabela 7: Médias da estimativa de concentração de <i>E. coli</i> nas amostras de EB, EFB e EFA e eficiência de remoção dos filtros anaeróbios e de areia.....	56
Tabela 8: Estimativa da concentração de cistos de <i>Giardia</i> spp. (cistos/L) nas amostras de EB, EFB e EFA, ao longo dos 12 meses de coleta. ....	59
Tabela 9: Estimativa da porcentagem de remoção de cistos de <i>Giardia</i> spp. pelo Filtro anaeróbio (FB), pelo Filtro de areia (FA) e remoção total do sistema. ....	60
Tabela 10: Estimativa da Concentração de cistos de <i>Giardia</i> spp. presentes no lodo do filtro anaeróbio.....	62
Tabela 11: Estimativa da concentração de cistos de <i>Giardia</i> spp. (cistos/L) nas amostras de EB, EFB e EFA, ao longo dos 12 meses de coleta. ....	65
Tabela 12: Estimativa da concentração de ovos de helmintos presentes no lodo do filtro anaeróbio. ....	68
Tabela 13: Estimativa da concentração de ovos de helmintos presentes na areia do filtro de areia. ....	69
Tabela 14: Estimativa da recuperação de cistos de <i>Giardia</i> spp. pelos métodos de centrífugo-concentração + clarificação com éter e de filtração em membrana. ....	69
Tabela 15: Estimativa da recuperação de ovos de helmintos pelo método regulamentado pela EPA (USEPA, 2003) .....	71



# 1 INTRODUÇÃO

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008 (IBGE, 2010), pouco mais da metade dos municípios brasileiros (55,2%) possuem algum serviço de esgotamento sanitário por rede coletora e, apenas 28,5% destes tratam o esgoto antes de lançá-lo nos corpos d'água. Essa situação é ainda pior nos municípios com menos de 50 mil habitantes, onde o serviço de coleta de efluentes figura abaixo da média nacional. Nessa classe populacional concentra-se um grande número de municípios preponderantemente rurais e com população mais dispersa (densidade demográfica menor que 80 habitantes por quilômetro quadrado), o que acarreta maior dificuldade de fornecimento dos serviços de coleta de esgoto.

A falta de tratamento de águas residuárias, antes do lançamento nos corpos hídricos, não é apenas um problema ambiental, mas também de saúde pública. As formas infectantes de diversos patógenos, como vírus, bactérias, protozoários e helmintos são liberadas via fezes ou urina dos hospedeiros infectados (SANTOS *et al.*, 2011).

Dentre os agentes patogênicos causadores de doenças de veiculação hídrica, protozoários e helmintos merecem destaque, visto que possuem grande resistência às condições adversas do ambiente e apresentam baixa dose infectante, o que contribui para que sejam responsáveis por grande parte das doenças parasitárias que acometem o homem e outros animais em todo o mundo.

Nos últimos anos, 325 surtos epidêmicos relacionados a protozoários veiculados pela água foram reportados mundialmente, sendo *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. os agentes etiológicos da maioria (BALDURSON e KARANIS *et al.*, 2011). *Giardia duodenalis* é o protozoário parasita mais isolado do trato gastro intestinal dos humanos, calcula-se que 20% da população mundial esteja parasitada (ROCKWELL, 2003; NASSER *et al.*, 2012).

Por sua vez, o número de pessoas parasitadas por helmintos também é alto. Estima-se que mundialmente 1,2 bilhão de pessoas estejam infectadas por *Ascaris lumbricoides*, 800 milhões por *Ancylostoma duodenale* e *Necator americanus* e 700 milhões por *Trichuris trichiura* (SENGUPTA *et al.*, 2011).

Devido à precariedade dos serviços de saneamento básico existentes nas periferias dos centros urbanos, favelas e comunidades isoladas, a prevalência das doenças causadas por estes parasitas é ainda maior nessas localidades. Mais de 50% dos exames parasitológicos de fezes dos moradores dessas regiões são positivos para um ou mais parasitas, contrastando com pacientes de classe média de áreas urbanas bem saneadas, onde esse percentual cai para 1 a 5% (ESCOBAR-PARDO *et al.*, 2010).

A remoção de parasitas por sistemas de baixo custo que sejam adaptáveis às condições estruturais e econômicas de pequenos povoados e áreas economicamente desfavorecidas tornaram-se, então, requisitos cada vez mais importantes, tanto nos países em desenvolvimento quanto nos países desenvolvidos, para promoção da saúde da população.

Um sistema de tratamento viável para estes locais é o filtro anaeróbio com recheio de anéis de bambu (*Bambusa tuldoides*), uma opção de baixo custo que exige uma pequena área para implantação e não demanda mão de obra qualificada para supervisionar seu funcionamento (CAMARGO e NOUR, 2001; TONETTI *et al.*; 2010). Entretanto, a remoção de organismos patogênicos, nutrientes e matéria orgânica não atende aos padrões de lançamento da legislação brasileira (CONAMA 430/2011), tornando necessário o pós-tratamento de seu efluente.

Tonetti *et al.* (2005) sugerem a associação do filtro anaeróbio a um filtro de areia como uma alternativa para preservar o baixo custo de implantação e manutenção, adequando o efluente aos padrões estabelecidos pela legislação. Apesar de se mostrar eficiente na adequação do efluente aos parâmetros físicos e químicos, o sistema ainda não foi avaliado em relação à eficiência na remoção de patógenos.

Assim como Tonetti *et al.* (2005), outros pesquisadores brasileiros têm realizado estudos em busca de alternativas simplificadas para o tratamento de efluentes (SILVA e NOUR, 2005; CRUZ *et al.* 2013; BUENO *et al.*, 2013), entretanto, poucos trabalhos verificam especificamente a eficiência de sistemas combinados (anaeróbio/aeróbio) na remoção de patógenos, principalmente protozoários. Assim, o desenvolvimento de pesquisas que objetivem avaliar a remoção de parasitos por estes sistemas é primordial.

## 2 OBJETIVOS

Avaliar a eficiência do sistema simplificado composto por filtro anaeróbio, preenchido com anéis de bambu (*Bambusa tuldooides*), associado ao filtro de areia, na remoção de organismos patogênicos presentes em esgoto.

### 2.1 Objetivos específicos

1. Determinar a concentração de cistos de *Giardia* spp. e ovos de helmintos presentes no esgoto bruto e nos efluentes do filtro anaeróbio e do filtro de areia;
2. Determinar a eficiência do sistema para a remoção de cistos de *Giardia* spp. e ovos de helmintos;
3. Determinar a concentração de cistos de *Giardia* spp. e ovos de helmintos no lodo do filtro anaeróbio preenchido com anéis de bambu;
4. Determinar a concentração de ovos de helmintos presentes no leito de areia;
5. Determinar a concentração de *Escherichia coli* presente no esgoto bruto e nos efluentes do filtro anaeróbio e do filtro de areia;
6. Avaliar o sistema quanto aos parâmetros físicos e químicos (pH, alcalinidade, demanda química de oxigênio, sólidos suspensos totais, compostos nitrogenados e oxigênio dissolvido), a fim de atestar o desempenho do sistema.



### 3 REVISÃO DA LITERATURA

O principal objetivo do tratamento de esgoto é corrigir as características indesejáveis, visando adequar o efluente final às regras e aos critérios definidos pela legislação ambiental. No entanto, as tecnologias utilizadas pelas estações de tratamento de esgoto (ETE) convencionais podem ser inadequadas em algumas ocasiões. Os altos custos de construção, operação e manutenção são fatores que restringem o emprego destas tecnologias, especialmente em pequenas localidades e comunidades isoladas.

Massoud *et al.* (2009) afirmam que locais isolados ou com baixa densidade populacional podem ser servidos por sistemas descentralizados que são mais simples e de baixo custo. O grande investimento para a construção de rede coletora e os altos custos de bombeamento, associados aos sistemas centralizados podem ser reduzidos, aumentando assim a acessibilidade aos sistemas de gestão de águas residuárias.

Em virtude da simplicidade do processo, baixos custos operacionais e alta eficiência energética, as tecnologias anaeróbias são o núcleo dos sistemas sustentáveis de tratamento descentralizado de efluentes (LUOSTARINEN *et al.*, 2007).

A utilização de sistemas anaeróbios no tratamento de águas residuárias vem crescendo e se consolidando no Brasil. Características como a baixa produção de lodo, aliada ao clima quente predominante no país, fator altamente favorável às reações de biodegradação que ocorrem no interior dos reatores, contribuem para a colocação desses sistemas em posição de destaque (PIMENTA *et al.*, 2005; CAVALCANTE *et al.*, 2010).

O processo anaeróbio consiste, basicamente, na conversão biológica da matéria orgânica carbonácea complexa em produtos mais simples, como dióxido de carbono, metano e água, na ausência de oxigênio.

Apenas uma pequena parcela da matéria orgânica removida (5 a 15%) é convertida em biomassa microbiana durante a digestão anaeróbia. A maior parte do material biodegradável presente no efluente é convertida em metano (50 a 70%), composto pouco solúvel em água que deixa o reator na forma gasosa, garantindo uma das principais características favoráveis deste tipo de tratamento, a baixa produção de

lodo. Em comparação, nos sistemas aeróbios uma grande quantidade de matéria orgânica é incorporada à biomassa microbiana (30 a 40%) e apenas 40 a 50% dos compostos orgânicos biodegradáveis são convertidos em gás carbônico (SPEECE,1996).

De acordo com Chernicharo (2007), o lodo resultante do tratamento anaeróbio, além de ser produzido em pequena quantidade, é mais concentrado e apresenta melhores características de desidratação quando comparado ao lodo excedente do tratamento aeróbio. Tais características fazem com que o custo de disposição final do lodo anaeróbio, ao tratar o mesmo efluente, seja em torno de 10% do custo de disposição do lodo descartado pelo processo aeróbio (SPEECE,1996).

Apesar das grandes vantagens apresentadas, os sistemas anaeróbios não atendem aos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação ambiental (CONAMA 430/2011), cerca de 10 a 30% da matéria orgânica deixa o reator juntamente com o efluente, além de não haver uma satisfatória remoção de nutrientes e patógenos, tornando imprescindível um pós-tratamento.

### **3.1 Filtro Anaeróbio**

Os filtros anaeróbios são reatores caracterizados pela presença de um material de recheio que tem como função a retenção de sólidos biológicos no interior do reator. A biomassa retida pode se apresentar de três formas distintas, em relação ao meio suporte: uma fina camada de biofilme aderido às superfícies, dispersa nos interstícios do meio suporte e, em flocos ou grânulos retidos no fundo falso do filtro. (YOUNG e McCARTY, 1969).

O esgoto é depurado ao percolar através dos interstícios do material suporte, estando em contato com a biomassa ativa retida, responsável pela conversão dos compostos orgânicos solúveis em produtos intermediários e finais, especificamente metano e gás carbônico.

De acordo com Young e McCarty (1969), o bom desempenho dos filtros anaeróbios no tratamento de efluentes é garantido devido ao elevado tempo médio de

permanência dos microrganismos no interior do reator, decorrente da fixação destes ao meio suporte. Segundo Metcalf e Eddy (2003), este período pode chegar a cem dias.

A operação do reator se dá por fluxo vertical ascendente ou descendente. No primeiro caso o líquido é introduzido pela base, flui através do meio suporte e sai na região superior (Figura 2). No filtro com fluxo descendente, o esgoto é distribuído na região superior e recolhido na base (CHERNICHARO, 2007).

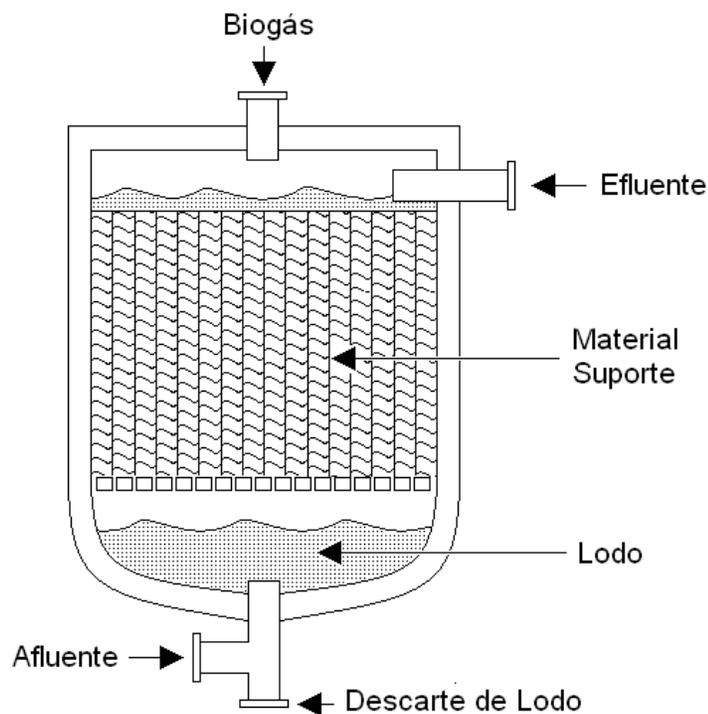


Figura 1: Filtro anaeróbio de fluxo ascendente.

Young (1991), a partir de seus estudos, concluiu que o tempo de detenção hidráulica (TDH) é o parâmetro que mais influencia a eficiência de remoção de DQO do sistema. Entretanto, Chernicharo (2007) afirma que além do TDH, a velocidade superficial também interfere no tratamento. Esta deve ser mantida abaixo do limite para o qual se verifique pronunciada perda de sólidos no efluente, sendo que em reatores em escala plena é geralmente da ordem de  $2 \text{ m h}^{-1}$ .

### 3.1.1 Materiais Suporte

Segundo Van Haandel e Lettinga (2008), uma das barreiras para a adoção dos filtros anaeróbios em escala real é o alto custo do meio suporte, que pode se equiparar com o valor total da construção do reator. O material mais utilizado para enchimento destes filtros no Brasil é a pedra britada nº 4, material muito pesado e relativamente caro, devido ao alto custo da classificação granulométrica.

O material suporte para ser considerado ideal deve apresentar as seguintes características: estrutura resistente, ser biológica e quimicamente inerte, ser leve, possibilitar a colonização acelerada dos microrganismos, apresentar grande área específica, porosidade elevada e custo reduzido (SPEECE, 1996).

Diversos materiais alternativos já foram estudados e experimentados para o enchimento de filtros anaeróbios no país. Fato de extrema relevância para o saneamento de pequenas comunidades, uma vez que o emprego de materiais disponíveis nas imediações dessas localidades diminui o custo de instalação de um sistema que utiliza filtro anaeróbio para o tratamento de esgotos.

Chernicharo e Machado (1998) utilizaram como meio suporte de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente, em escala piloto, a escória de alto forno, um rejeito industrial obtido em siderúrgicas no processo de redução do minério de ferro. O filtro foi empregado como pós-tratamento do efluente de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB). Os resultados obtidos indicaram que os filtros anaeróbios, operando com variados TDH, foram capazes de complementar satisfatoriamente a redução de material orgânico particulado e dissolvido presente no esgoto, produzindo um efluente final com concentrações médias de DQO, DBO (Demanda Bioquímica de oxigênio) e SST (sólidos suspensos totais) usualmente abaixo de  $120 \text{ mg L}^{-1}$ ,  $40 \text{ mg L}^{-1}$  e  $30 \text{ mg L}^{-1}$ , respectivamente. Ressalta-se que a maior eficiência de remoção de DQO e DBO (91 e 96%, respectivamente) foi atingida com o reator UASB operando com TDH de 12 horas e o filtro anaeróbio com TDH de 6 horas.

Andrade Neto *et al.* (2000) estudaram o desempenho de filtros anaeróbios de fluxo descendente afogados, com volumes idênticos, mas com diferentes materiais de enchimento (brita comercial, brita nº 4, seixo rolado classificado, tijolos cerâmicos

vazados e anéis de eletroduto corrugado de plástico) e sob várias condições operacionais. Os autores obtiveram as seguintes conclusões: os vários tipos de pedras utilizados apresentaram eficiências muito próximas, resultando em efluentes com médias de 20 mg L<sup>-1</sup> de SST e 120 mg L<sup>-1</sup> de DQO total. O filtro com enchimento de conduíte cortado apresentou um excelente desempenho, com médias no efluente de até 15 mg L<sup>-1</sup> de SST e de DQO filtrada de até 78 mg L<sup>-1</sup> e o tijolo cerâmico de oito furos, usual na construção civil, mostrou-se uma opção viável para enchimento de filtros anaeróbios, embora a eficiência do filtro com este material de enchimento tenha sido menor do que com os outros materiais experimentados.

Fia *et al.* (2010) avaliaram o desempenho de filtros preenchidos com escória de alto forno de siderúrgicas e espuma de poliuretano, no tratamento das águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. O reator preenchido com espuma de poliuretano, quando submetido à carga orgânica volumétrica de 2,4 kg m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> e operado com TDH de 1,03 dias, alcançou eficiência média de 73%. Já o reator com escória de alto forno, como material de recheio, operando nas mesmas condições atingiu 61% de eficiência.

Cruz *et al.* (2013) afirma que cascas de coco verde são adequadas e viáveis para preenchimento de filtros anaeróbios, uma vez que análises feitas antes e depois da utilização deste material, como meio suporte, demonstraram que, mesmo sendo observadas características menos elásticas, não houve alteração quanto à resistência à tração. Neste mesmo estudo a remoção média de SST foi de 62,2%, uma vez que a média dos valores para sólidos suspensos encontrada para o esgoto bruto utilizado no trabalho foi de 183 mg L<sup>-1</sup> e no caso do filtro anaeróbio a média foi 69 mg L<sup>-1</sup>. Já a média de remoção de DQO foi 58,6% (1036 mg L<sup>-1</sup> para esgoto bruto e 507 mg L<sup>-1</sup> para efluente do filtro anaeróbio). É importante salientar que mesmo com a mudança gradual de TDH (12; 9; 6 horas) não houve diferença significativa na eficiência do sistema.

Entre as possibilidades de enchimento para reatores, anéis de bambu (*Bambusa tuldoides*) aparecem como uma alternativa acessível para comunidades desfavorecidas economicamente. Costa Couto (1993) constatou que os anéis de bambu são leves e facilmente encontrados em muitas regiões brasileiras, permitindo que filtros anaeróbios tendo este material como recheio possuíssem um baixo custo.

Camargo e Nour (2001) construíram e operaram filtros, em escala piloto, que continham bambu como meio suporte. Os pesquisadores observaram que a alteração gradual no TDH não influenciou significativamente o desempenho dos filtros quanto à remoção de matéria orgânica em termos de DQO, que variou de 60 a 80%. No que tange os SST, a eficiência de remoção também ficou entre estes valores.

Atuando nestes mesmos reatores, Tonetti (2004) adotou um TDH de somente 3 horas e averiguou uma remoção de matéria orgânica em termos de DBO e de carbono orgânico dissolvido de 50%. Quanto aos sólidos suspensos totais, a redução na concentração foi de 61%. Tonetti *et al.* (2011) operando os filtros com TDH de 9 horas alcançaram uma remoção de 76% em relação à DQO e 71% em termos de DBO.

Apesar do bom desempenho dos reatores expostos acima, em relação aos parâmetros físicos e químicos, os mesmos não foram avaliados quanto à remoção de patógenos.

### **3.2 Pós-Tratamento do Efluente Anaeróbio**

A principal função do pós-tratamento é completar a remoção de matéria orgânica, bem como remover os constituintes pouco afetados pelo tratamento anaeróbio, como nutrientes (nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) (CHERNICHARO, 2006).

A associação de reatores anaeróbios a reatores aeróbios tem se mostrado eficiente. A maior parte da matéria orgânica é removida durante o tratamento anaeróbio e a porção remanescente durante o aeróbio, com reduzida produção de lodo, baixo consumo de energia elétrica e em uma pequena área (SANTOS *et al.*, 2006).

O desafio da adoção de um sistema de pós-tratamento para efluentes anaeróbios é encontrar uma solução adequada, um processo confiável e eficiente que seja simples na construção, operação e manutenção, tenha baixo custo, apresente capacidade de permanecer estável em situações de choque de cargas hidráulica e orgânica e consuma pouca energia elétrica (TAI *et al.*, 2004).

### 3.3.1 Filtro de Areia

O filtro de areia é uma opção viável para o pós-tratamento de efluentes em pequenas comunidades e comunidades isoladas, onde, geralmente, é escassa mão de obra técnica especializada, devido a sua simplicidade de operação. A pequena área requerida para a instalação e a pouca energia elétrica consumida são outras características favoráveis destes reatores (MICHELS, 1996).

O filtro de areia foi introduzido na Inglaterra no início do século XIX para remoção de turbidez nos processos de tratamento de água (FAROOQ e AL-YOUSED, 1993). E, no final dos anos 1980 passou a ser estudada sua aplicação no tratamento de efluentes domésticos (ELLIS, 1987; AL-DHAM, 1989). Desde então, este reator biológico tem sido empregado no processamento de esgotos com variadas composições e volumes, demonstrando uma eficiência comparável aos sistemas mais complexos (PELL e NYBERG, 1989).

O funcionamento do filtro se baseia na aplicação intermitente de afluente sobre a superfície do leito de areia por meio de uma tubulação de distribuição (MÉNORET *et al.* 2002). A depuração do efluente se dá por mecanismos físicos, reações químicas e transformações biológicas. O tratamento físico decorre da filtração proporcionada pela areia enquanto, o tratamento químico se processa pela adsorção de determinados compostos e, a oxidação biológica ocorre quando o líquido entra em contato com os microrganismos que decompõem e extraem energia dos poluentes (PROCHASKA e ZOUBOULIS, 2003).

A eficiência do processo está relacionada com a temperatura do filtro e as condições físicas do fluxo, que são controladas pela quantidade, frequência e distribuição das aplicações de efluente e o tamanho da partícula da areia (AUSLAND *et al.*, 2002). Se bem dimensionado o filtro de areia pode reduzir cerca de 90% da DBO e 80% da DQO (SABBAH *et al.*, 2003) e, ainda, é possível que ocorra a nitrificação (STEVIK *et al.*, 2004).

As condições aeróbias nos filtros são mantidas através da aplicação intermitente do efluente, o consumo de oxigênio é equilibrado pela renovação da fase

de ar com o ar atmosférico, por meio de trocas através da superfície do leito (GILL *et al.*, 2009).

Após o início da operação do filtro, uma fina camada de bactérias se forma na superfície dos grãos de areia, constituindo um biofilme, estrutura biológica extremamente porosa e absorvente que retém o material solúvel e coloidal, além dos microrganismos presentes na água residuária a ser tratada (METCALF e EDDY, 2003; FLEMMING e WINGENDER, 2001).

Como em todo processo biológico de tratamento de efluentes, as bactérias, em função da sua grande importância na decomposição de carboidratos, lipídios e compostos orgânicos nitrogenados, são os elementos básicos da ecologia do sistema. No entanto, outros organismos como protozoários de vida livre e metazoários, estão presentes no leito de areia. Os protozoários de vida livre atuam como consumidores de matéria orgânica dissolvida e predadores de bactérias. Já os metazoários se alimentam de lodo e limo, contribuindo para a manutenção da superfície filtrante aberta e acessível a admissão de oxigênio (CALAWAY, 1957).

A respeito da ação do filtro de areia na remoção de patógenos, Okojokwu e Inabo (2012), compararam a eficiência do filtro de areia com uma lagoa de estabilização na remoção de helmintos e protozoários, os autores afirmam que o filtro, preenchido com grãos de areia com tamanho entre 1 e 12 mm, se mostrou mais eficiente, sendo capaz de remover mais de 98% dos ovos de *Enterobius vermicularis* e *Trichuris trichiura* e 100% dos cistos de *Giardia* spp., presentes nas amostras. Enquanto, Jimenez *et al.* (2000), utilizando areia com diâmetro efetivo de 1,2 mm e taxa de aplicação de 15 m h<sup>-1</sup>, alcançaram uma eficiência de remoção de 68% de ovos de helmintos. Quanto à remoção de *E. coli*, um filtro com leito de 1,00 metro de profundidade com carga de aplicação de 20 L m<sup>2</sup>, proposto por Tonetti (2005), produziu efluente com apenas 5,4 NMP 100 mL<sup>-1</sup>. Lagenbach (2009) obteve até 99,8% de remoção de *E. coli* e 99,9% de *Enterococcus*.

Stevik *et al.* (2004) asseguram que a remoção de microrganismos em filtros de areia ocorre em função de dois mecanismos: filtração, através do bloqueio do movimento dos organismos maiores que o poro e adsorção, relacionado com as forças atrativas e repulsivas entre o microrganismo e o grão de areia. Já para Bomo *et al.*

(2004), a predação também tem uma grande influência na eficiência do sistema. Estes pesquisadores constataram que o aumento da remoção de bactérias patogênicas coincide com o aumento da densidade de protozoários predadores no leito de areia.

### **3.3 Patógenos veiculados pela água**

A água, uma vez contaminada, pode disseminar uma infinidade de agentes causadores de doenças como vírus, bactérias, fungos, helmintos e protozoários. Práticas agrícolas inadequadas de reúso de efluentes, pecuária intensiva, excretas de animais silvestres ou de produção e despejos industriais, são importantes fontes de contaminação, no entanto o esgoto doméstico é o principal responsável pela contaminação da água, nos casos de surtos epidêmicos registrados (CRAUN, 1998; MEDEMA e SCHIJVEN, 2001).

A transmissão de doenças por águas residuárias pode ocorrer de forma direta, pelo manejo de áreas onde o efluente foi aplicado, pelo contato com vegetais crus irrigados com esgoto e/ou cultivados em solo adubado com lodo, ou indiretamente pela ingestão de água, vegetais, carne e leite contaminados, pela proximidade das áreas de aplicação do lodo e pelo contato com agentes vetores que tenham estado nas áreas contaminadas (GOLÇALVES *et al.*, 1999).

As doenças de veiculação hídrica não estão mais restritas geográfica ou economicamente, sendo hoje um dos grandes problemas de saúde pública em todo o mundo, causando 3,4 milhões de mortes por ano, de acordo com estimativas da Organização Mundial de Saúde (WHO, 2009).

Segundo Craun *et al.* (1998), só nos Estados Unidos, entre os anos de 1971 e 1994, 740 surtos de doenças veiculadas pela água foram registrados, ocasionando 89 mortes, sendo os protozoários os causadores da maioria dos surtos que tiveram o agente etiológico identificado. Entre 1992 e 2003, 89 casos foram reportados na Inglaterra e País de Gales (SMITH *et al.*, 2006), em 72% destes os protozoários foram os agentes responsáveis. No Brasil foi registrado o maior surto de toxoplasmose por veiculação hídrica do mundo, entre o final de 2001 e começo de 2002, na cidade de Santa Isabel do Ivaí-PR (MOURA *et al.*, 2006). Outros dois surtos foram reportados no

país, um em General Salgado-SP, entre 2000 e 2001 e o outro em Antonina-PR (2001), em ambos o causador foi o protozoário *Cyclospora cayetanensis* (FUNASA, 2002; ZINI *et al.*, 2004).

As principais doenças associadas à veiculação hídrica até 1980 eram a disenteria, a febre tifoide e a paratifoide. No entanto, a melhoria nos processos de tratamento de água, especialmente a implantação da etapa de cloração, foi altamente eficaz na redução de surtos ocasionados por bactérias entéricas (SMITH *et al.*, 2006). Desde então, os protozoários emergiram como os principais patógenos associados à veiculação hídrica. Durante o período compreendido entre 1984 e 2004, um número de 325 surtos de protozoários parasitas foram reportados mundialmente (KARANIS *et al.*, 2007), enquanto em um período consideravelmente menor, entre 2004 e 2010, 199 casos foram publicados (BALDURSSON e KARANIS, 2011; FRANCO 2007; FRANCO 2012<sup>a</sup>).

Alguns dos mais importantes agentes patogênicos presentes na água, tanto em relação ao número de casos já relatados na literatura, quanto em preocupação no contexto de concentração eliminada e respectiva dose infectante, estão relacionados na Tabela 1.

**Tabela 1:** Principais agentes causadores de doenças de veiculação hídrica

<b>Agente</b>	<b>Doença</b>	<b>Nº de formas de resistências eliminadas por grama de fezes</b>	<b>Dose Infectante</b>
<i>Salmonella typh</i> <sup>1</sup>	Febre tifoide	10 <sup>6</sup>	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>9</sup>
<i>Shigella</i> spp. <sup>1</sup>	Disenteria Bacilar	10 <sup>6</sup>	10 – 100
<i>Vibrio cholerae</i> <sup>1</sup>	Cólera	10 <sup>6</sup>	10 <sup>8</sup>
<i>Enterovirus</i> <sup>2</sup>	Gastroenterite	10 <sup>6</sup>	<100
Vírus da Hepatite A <sup>2</sup>	Gastroenterite	10 <sup>6</sup>	<100
<i>Giardia duodenalis</i> <sup>3</sup>	Giardíase	10 <sup>5</sup>	<10
<i>Cryptosporidium</i> spp. <sup>3</sup>	Criptosporidiose	10 <sup>6</sup>	<10
<i>Entamoeba histolytica</i> <sup>3</sup>	Amebíase	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>	<100
<i>Ascaris lumbricoides</i> <sup>4</sup>	Ascariíase	10 - 10 <sup>4</sup>	<10
<i>Ancylostoma duodenale</i> <sup>4</sup>	Ancilostomose	10 – 100	<10

Fonte: BASTOS *et al.* (2003); HELLER e PÁDUA (2006); WEF (1996); WHO (2006<sup>a</sup>).

(<sup>1</sup>)Bactéria; (<sup>2</sup>)Vírus; (<sup>3</sup>)Protozoário; (<sup>4</sup>)Helminto.

### 3.3.1 *Giardia* spp.

Os organismos do gênero *Giardia* pertencem ao Reino Protista, Filo Sarcomastigophora, Classe Zoomastigophora, Ordem Diplomonadida e Família Hexamitidae (LEVINE, *et al.*, 1980). Mais de cinquenta espécies do gênero foram descritas entre 1930 e 1950, entretanto, em 1952, Filici propôs uma reavaliação das espécies baseada nas semelhanças morfológicas e não apenas na especificidade por hospedeiros. Deste modo, atualmente, apenas seis espécies de *Giardia* são reconhecidas (THOMPSON, 2004).

Embora as espécies de *Giardia* parasitem o trato intestinal de várias classes de vertebrados, apenas *Giardia duodenalis* (sinonímia *G. lamblia* e *G. intestinalis*) tem

vido encontrada como parasita do homem e da maioria dos mamíferos selvagens e domésticos (THOMPSON, 2004).

A Tabela 2 expõe as espécies de *Giardia* reconhecidas atualmente e seus respectivos hospedeiros.

**Tabela 2:** Espécies reconhecidas do gênero *Giardia*.

<b>Espécies</b>	<b>Hospedeiros</b>
<i>G. duodenalis</i>	Humanos e uma grande variedade de mamíferos selvagens e domésticos
<i>G. agilis</i>	Anfíbios
<i>G. muris</i>	Roedores
<i>G. ardeae</i>	Aves
<i>G. psittaci</i>	Aves
<i>G. microti</i>	Roedores

Fonte: adaptado de MONIS, *et al.* (2009).

*G. duodenalis* não é uma espécie uniforme, mas sim um complexo de espécies que mesmo morfológicamente similares, apresentam variedades genéticas e fenotípicas e ainda diferenças quanto à especificidade pelo hospedeiro. Estudos moleculares mostram que existem pelo menos sete subgenótipos hospedeiro-específico, conhecidos como assembleias, dentre os quais apenas as assembleias A e B acometem o homem, as demais (C, D, E e G) são exclusivas de outros mamíferos (THOMPSON, 2004; MONIS e THOMPSON, 2003).

*Giardia* spp. é um protozoário que apresenta ciclo evolutivo monoxênico, com apenas duas formas, cisto e trofozoíto. O cisto é a forma infectante e de resistência, possui forma ovoide, com 8 a 12 µm de comprimento, é revestido por uma membrana que lhe confere resistência às condições adversas do ambiente. É liberado nas fezes do hospedeiro podendo permanecer viável por até dois meses em água a 8°C (ADAM, 2001; FAUBERT, 2000; CACCIÒ *et al.*, 2003).

O trofozoíto é a forma vegetativa, apresenta formato de pera, com 10 a 18 µm de comprimento e 5 a 15 µm de largura. Possui dois núcleos, quatro pares de flagelos livres, um par de axonemas e disco ventral (THOMPSON, 2004).

A transmissão da giardíase se dá pela rota fecal-oral, podendo ocorrer de forma direta, pessoa-pessoa, ou indireta, pela ingestão de água ou alimentos contaminados. Após serem ingeridos, expostos às enzimas e ao pH ácido do estômago, os cistos sofrem o processo excitação na porção inicial do duodeno, dando origem a dois trofozoítos cada cisto. Após o desencistamento o trofozoíto se adere à mucosa intestinal pelo disco adesivo ventral e multiplica-se por divisão binária. Em dado momento, decorrente de mudanças de pH, tensão de oxigênio e temperatura o trofozoíto sofre encistamento, sendo eliminado de forma intermitente nas fezes do hospedeiro. O cisto permanece no ambiente até ser ingerido e dar continuidade ao ciclo (FAUBERT, 2000; ADAM, 2001).

Indivíduos infectados, após o período de incubação de 1 a 2 semanas, podem apresentar sintomas como náusea, mal-estar, vômitos, diarreia, estorrea, perda de peso, flatulência, cólica abdominal e má absorção de nutrientes. Em alguns casos a doença pode evoluir para a forma crônica, neste caso os sintomas se manifestam por curtos e recorrentes períodos.

Um grande problema no controle da disseminação da giardíase é o fato de cerca de 60% dos indivíduos infectados serem assintomáticos, representando assim, importantes reservatórios e fontes de dispersão do parasito, já que apenas os pacientes que apresentam sintomas recebem tratamento (KATZ, 2006; FRANCO, 2007).

*G. duodenalis* é um parasita cosmopolita, tendo maior prevalência em locais onde as condições sanitárias são precárias, é responsável por cerca de 2,80 bilhões de infecções por ano em todo o mundo (LANE e LLOYD, 2002). De acordo com o Centro para o Controle e Prevenção de Doenças dos Estados Unidos (CDC, 2013), nos países desenvolvidos é estimado que 2% a 8% da população esteja parasitada, já nos países em desenvolvimento 33% das pessoas já tiveram giardíase.

A alta prevalência dessa parasitose em várias partes do mundo pode ser justificada pela a baixa dose infectante, estudos com humanos mostram que a ingestão 10 a 25 cistos seja suficiente para a manifestação da doença. Além do mais, os cistos

apresentam alta resistência a diferentes condições ambientais, podendo permanecer infectantes por até seis meses a uma temperatura de 20°C em águas superficiais (FRANCO, 2007). Outro agravante é a resistência dos cistos aos métodos de desinfecção comumente utilizados nas estações de tratamento de água para reduzir a contaminação bacteriana (CACCIÓ *et al.*, 2003).

Contudo, estudos comprovam que quando utilizados em concentrações corretas e em condições de temperatura e pH adequadas, o cloro e o ozônio podem ser eficazes na inativação dos cistos. Wickramanayake *et al.* (1984), utilizando uma concentração 0,17 mg min<sup>-1</sup> L<sup>-1</sup> a 25°C, em pH neutro e, Jarroll *et al.* (1981), utilizando uma concentração de cloro de 1,5mg L<sup>-1</sup>, por 10 minutos a 25°C e em pH entre 6 e 8, obtiveram 99% de inativação de cistos de *G. duodenalis*. Cabe destacar que ambos os autores observaram estes resultados empregando a técnica da excitação *in vitro*, para determinar a quantidade de cistos inativados.

No Brasil, a presença desse parasito já foi detectada em diversas amostras de águas superficiais, algumas utilizadas para abastecimento público.

Franco *et al.* (2001), detectaram a presença de cistos em amostras de água proveniente do Rio Atibaia, importante ponto de captação de água para abastecimento público na cidade de Campinas-SP. Hachich *et al.*(2004), analisando amostras de águas superficiais destinadas à captação para consumo humano, de várias partes do estado de São Paulo, observaram a presença de cistos em 27% das amostras coletadas. Heller *et al.* (2004), monitorando dois mananciais de abastecimento de água na cidade de Viçosa-MG, verificaram a presença da forma de resistência do parasito em 75% das amostras analisadas.

Cistos de *Giardia* spp. são frequentemente encontrados em amostras de esgoto bruto de diversos países ao redor do mundo. A concentração de cistos presentes no efluente bruto depende de vários fatores, tais como, saúde, condição cultural e socioeconômica da população, clima, consumo de água, entre outros. França (2007), analisando efluente oriundo do complexo onde está instalado o Hospital de Clínicas da Unicamp, encontrou uma alta concentração de cistos (10<sup>4</sup>-10<sup>6</sup> cistos/L).

A Tabela 3 apresenta a prevalência de cistos de *Giardia* spp. em amostras de águas residuárias de diversos países.

**Tabela 3:** Concentração de cistos de *Giardia* spp. no esgoto bruto em diversos países

País	Concentração (cistos/L)	% positiva (n)	Método de detecção	Referência
Canadá	$2,4 \times 10^3 - 9,9 \times 10^3$	100	IF+PCR	Guy <i>et al.</i> (2003)
China	$1,3 \times 10^2 - 3,6 \times 10^3$	100	IF	Fu <i>et al.</i> (2010)
Escócia	$9,5 \times 10^2 \pm 3,6 \times 10^2$	96	IF	Robertson <i>et al.</i> (2000)
França	$3,3 \times 10^2 - 43 \times 10^2$	100	IF+PCR	Bertrand <i>et al.</i> (2004)
Israel	5 - 27	100	IF	Zuckerman <i>et al.</i> (1997)
Itália	$2,1 \times 10^3 - 4,2 \times 10^4$	100	IF	Cacció <i>et al.</i> (2003)
Japão	$3,7 \times 10^2 - 3,9 \times 10^3$	100	IF	Oda <i>et al.</i> (2005)
Quênia	$2,3 \times 10 - 25 \times 10^3$	37	IF	Grimason <i>et al.</i> (1996)
Malásia	18 - $8,5 \times 10^3$	100	IF	Lim <i>et al.</i> (2007)
Noruega	$10^2 - 1,3 \times 10^4$	93	IF	Robertson <i>et al.</i> (2006)
África do Sul	0 - $4,5 \times 10^3$	78	IF	Dungeni e Momba (2010)
Espanha	$6,7 \times 10^2$	100	IF	Reinoso <i>et al.</i> (2011)
EUA	17 - $5,6 \times 10^3$	100	IF	Huffman <i>et al.</i> (2006)
Marrocos	$8,1 \times 10^3 - 2 \times 10^4$	100	-----	Bouhoum <i>et al.</i> (2000)
Brasil	$1 \times 10^5$	90,5	IF	Cantusio Neto <i>et al.</i> (2006)

n: número de amostras; IF: imunofluorescência; PCR: Reação polimerase em cadeia.  
Fonte: Adaptado de Nasser *et al.* (2012)

### 3.3.2 Helmintos

Os helmintos constituem um numeroso grupo de animais, compostos por espécies de vida livre, bem como espécies parasitas. Neste grupo os organismos estão

distribuídos nos filos Platyhelminthes, Nematelminthes e Acantocephala (NEVES, 2011).

No filo Nematelminthes estão as principais espécies de helmintos parasitos intestinais humanos. Os nematoides são vermes cilíndricos com as extremidades afiladas, dióicos, com reprodução sexuada e dimorfismo sexual. O comprimento do verme adulto varia de acordo com a espécie, podendo chegar a 400 mm (*Ascaris lumbricoides*) (SAVIOLI e GABRIELLI, 2008).

O *Ascaris lumbricoides*, parasito pertencente à família Ascarididae, é frequentemente encontrado no intestino do homem, estima-se que mais de 1,2 bilhões de pessoas estejam parasitadas em todo o mundo (SENGUPTA, 2011). A maior parte dos parasitas adultos localiza-se ao longo das alças jejunais, no entanto, nas infecções intensas todo o intestino delgado encontra-se povoado. Em crianças com alta carga parasitária não é rara a eliminação de vermes pela boca ou pelas narinas.

Outro importante parasito pertencente à família Ascarididae é o *Toxocara canis*, que tem como hospedeiro definitivo o cão. Este helminto está associado à larva migrans, uma doença causada pela migração da larva desse nematoide através de tecidos extra-intestinais em humanos. Como o homem é um hospedeiro acidental, as larvas não se desenvolvem em vermes adultos, ao invés disso migram pelo corpo causando forte processo inflamatório no órgão acometido e possível comprometimento de sua função (DESPOMIER, 2003).

Na família Ancylostomatidae encontram-se as espécies *Ancylostoma duodenale* e *Necator americanus*, causadores da ancilostomose, parasitose conhecida popularmente como amarelão, em virtude da forte anemia apresentada pelos indivíduos acometidos pela doença (REY, 2002). Os vermes adultos normalmente habitam as altas porções do intestino, mas nas infecções mais graves podem ser encontrados até no íleo e no ceco. Estudos mostram que em torno de 740 milhões de pessoas estejam infectados globalmente (SAVIOLI e GABRIELLI, 2008).

Na família Trichuridae, a espécie que infecta o homem é *Trichuris trichiura*, ocasionando a tricuriase. Na grande maioria dos casos o parasitismo é silencioso, mas os pacientes que contraem um elevado número de vermes, em vista de suas condições físicas, passam a sofrer perturbações intestinais cuja gravidade pode provocar a morte

(REY, 2002). De acordo com Savioli e Gabrielli (2008), cerca de 800 milhões de pessoas são acometidas por essa parasitose ao redor do mundo.

A infecção pelos parasitas *A. lumbricoides*, *T. canis* e *T. trichiura* se dá por meio da ingestão dos ovos embrionados, presentes em água, alimentos, mãos ou solo contaminados. Já no caso do *A. duodenale* e *N. americanus* a infecção ocorre pela penetração transcutânea das larvas presentes no solo contaminado, entretanto, a infecção por ingestão das larvas também já foi descrita para *A. duodenale* (SAVIOLI e GABRIELLI, 2008; BETHONY *et al.*, 2006).

As fêmeas dos vermes produzem uma grande quantidade de ovos (mais de 200 mil por dia, no caso do *A. lumbricoides*), que são liberados juntamente com as fezes dos hospedeiros, tornando o esgoto uma importante fonte de contaminação ambiental e de dispersão destes parasitos (SAVIOLI e GABRIELLI, 2008).

A ocorrência e a concentração dos ovos nas águas residuárias depende de fatores como o número de pessoas infectadas na região, espécies dos parasitos, concentração e volume de esgoto. A concentração de ovos de *A. lumbricoides* em efluente bruto pode variar de 10 a 100 ovos/L em áreas endêmicas e de 100 a 1000 ovos/L em áreas hiperendêmicas (KAMIZOULIS, 2008, MARA e SLEIGH, 2010).

Os ovos de helmintos são altamente resistentes a condições ambientais adversas, podendo sobreviver aos procedimentos usuais de desinfecção. Contudo, são prontamente removidos por processos utilizados na prática do tratamento de esgotos, como a sedimentação e a filtração (ZERBINI, 2000). Na maior parte destes tratamentos a remoção dos ovos é alcançada, basicamente, pela remoção física, resultado da adsorção em flocos ou de sedimentação simples, por apresentarem maior densidade que a água (CAVALCANTI *et al.*, 2001).

A avaliação para ovos de helmintos, no entanto, não pode ser somente quantitativa, pois é a infecciosidade dos ovos que os tornam importantes epidemiologicamente. Os ovos férteis não embrionados, quando eliminados pelo hospedeiro, juntamente com as fezes, não são infecciosos até que se transformem em larvas infectantes (ZERBINI, 2000).

### **3.4 Remoção de cistos de *Giardia* spp. e ovos de Helminhos por sistemas de tratamento de esgoto**

É sabido que as formas infectantes destes parasitas são resistentes aos processos convencionais de desinfecção, principalmente aos derivados do cloro. Deste modo, em todo mundo pesquisas estão sendo desenvolvidas a fim de identificar processos de tratamento que sejam eficientes na remoção desses patógenos.

Robertson *et al.* (2000) monitoraram a concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp em estações de tratamento de esgoto (ETE), na região de Strathclyde, Escócia, por três anos. A análise dos cálculos de eficiência de remoção indica que a decantação primária sozinha é relativamente ineficiente para a remoção de ambos protozoários (eficiência média de  $47 \pm 34\%$ ). As maiores eficiências de remoção de (oo)cistos foram alcançadas durante os estágios do tratamento secundário. A concentração média de cistos no afluente do sistema de lodos ativados (TDH de 18 horas) era de  $948 \pm 361$  cistos/L, enquanto a concentração no efluente da estação era apenas de  $15 \pm 15$  cistos/L. Já na estação onde o sistema de tratamento secundário utilizado era o filtro percolador (TDH de 11 horas), a concentração média de cistos no esgoto bruto era de  $963 \pm 701$  cistos/Litro e no efluente tratado  $182 \pm 160$  cistos/L.

Cacciò *et al.* (2003), também analisaram a prevalência de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp. em diferentes ETE (uma no norte e três no sul da Itália), visando estimar a eficiência do tratamento de cada planta na remoção dos protozoários. O tratamento secundário que promoveu uma maior redução de cistos (94,5%), quando comparada à obtida pelos processos de lodos ativados e sedimentação, usados nas outras três plantas, utilizava a oxidação com O<sub>2</sub>, seguida de sedimentação. Já a maior eficiência total de remoção (98,4%), foi alcançada na planta que utilizou uma etapa de filtração após o tratamento secundário e antes da desinfecção com ácido peracético (4ppm).

Kistemann *et al.* (2008) avaliaram seis ETE na Alemanha. As instalações selecionadas variavam em processos de tratamento e tamanho, podendo ser classificadas em três categorias principais: ETE 1 e 2 eram plantas maiores com lodos

ativados como tratamento secundário e filtro de areia como tratamento terciário; ETE 3 e 4 eram plantas menores com tratamento secundário reforçado (lodos ativados e filtro biológico); ETE 5 e 6 eram pequenas instalações compactas (lodos ativados). As concentrações médias de cistos encontradas no afluente e efluente das ETE foram, respectivamente, ETE 1 e 2: 25.065 e 19 cistos/L; ETE 3 e 4: 33.139 e 120 cistos/L e ETE 5 e 6: 7.364 e 207 cistos/L. Apesar de todas as plantas apresentarem uma considerável eficiência na remoção dos protozoários, os autores afirmam que o filtro de areia empregado no final do processo foi fundamental para a grande redução da carga parasitária apresentada pelos efluentes das estações 1 e 2.

Tecnologias a base de ultrafiltração em membrana (poros de 0,002 a 01  $\mu\text{m}$ ) vêm sendo amplamente estudadas. Pesquisas mostram que o sistema pode alcançar uma completa remoção de (oo)cistos de protozoários (OTTOSON *et al.*, 2006; BETANCOURT e ROSE., 2004). Lonigro *et al.*(2006) estudaram a eficiência de um tratamento terciário baseado em ultrafiltração em membrana na remoção de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp.. No efluente do tratamento secundário (lodos ativados/sedimentação) foram encontrados cistos de *Giardia* spp. em quatro de quatro amostras numa concentração de  $1,83 \times 10^3 \pm 1,81 \times 10^3$  cistos/litro. Já no efluente do tratamento terciário não foram encontrados nenhum cistos, o que pode atestar a alta eficiência deste sistema na remoção do protozoário.

O papel de sistemas mais simples na remoção dos parasitos, como as lagoas de estabilização e filtros de areia, também vêm sendo avaliados. Na Nigéria, Okojoku e Inabo (2012) comparam a eficiência de lagoas de estabilização com a eficiência de um filtro de areia (preenchido com pó de areia, com grãos de tamanho variado, entre 12 e 0,5 mm), na remoção de helmintos e protozoários. O estudo mostra que o filtro foi estatisticamente mais eficiente, sendo capaz de remover 97,2% dos 791 ovos presentes em cada litro de esgoto bruto, e 100% dos cistos de *Giardia* spp.. Cabe destacar que a concentração de cistos no esgoto bruto, observado pelos autores, foi de apenas 3 cistos/L, o que pode ter ocorrido em virtude da etapa de visualização e contagem dos cistos ter sido realizada em microscópio óptico, uma vez que amostras ambientais possuem muitos interferentes e o não uso da Reação de Imunofluorescência Direta (RID) nesta etapa pode gerar resultados falso positivos e/ou falso negativos.

Konaté *et al.* (2013) ao verificarem a remoção de cistos de protozoários e ovos de helmintos em um sistema de três lagoas (anaeróbia, facultativa e de maturação) conectadas em série, no tratamento de esgoto doméstico em Burkina Faso, constataram que 90% dos ovos foram removidos na lagoa anaeróbia, entretanto 1,5 ovos/L continuaram no efluente, sendo removidos nas lagoas subsequentes. A remoção de protozoários na lagoa anaeróbia foi de 87,9%, ou seja, dos 111 cistos/L presentes no esgoto bruto restaram apenas 13,4 cistos em cada litro de efluente, que foram totalmente removidos pelas demais lagoas. Deste modo, a eficiência total do sistema para ambos parasitas foi de 99%. O desempenho das lagoas de estabilização na remoção de cistos de protozoários e ovos de helmintos é fortemente atribuído à sedimentação, que é reforçada por períodos relativamente longos de TDH.

No Brasil, Cavinatto e Paganini (2007) avaliaram a eficiência de uma ETE na cidade de Populina-SP, que opera com o método de escoamento superficial no solo, na remoção de ovos de helmintos e concluíram que mesmo operando acima da capacidade para qual foi projetada, a ETE se mostrou eficiente na remoção dos mesmos, sendo que no esgoto bruto foram encontrados 14 ovos/L e no efluente que passou pelo tratamento apenas 4 ovos/L.

Na cidade de Campinas-SP, Cantusio Neto *et al.* (2006), averiguaram a eficiência de uma ETE, que utiliza um sistema de tratamento convencional, baseado no sistema de lodos ativados, seguido de desinfecção do efluente secundário com uma dose de 25-30  $\text{mJ cm}^{-2}$  (pressão média de UV), na remoção e inativação de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp.. A concentração de cistos de *Giardia* spp. encontrada no efluente bruto foi  $10^5$  cisto/L, sendo o tratamento por lodos ativados capaz de remover 98,9% dos cistos. Todavia, não houve diferença significativa entre a concentração de cistos encontrados no efluente que recebeu o tratamento UV e o que não recebeu. Os pesquisadores também concluíram, através do estudo da infectividade animal, que a dose de radiação UV utilizada não foi suficiente para a completa inativação dos cistos.

Pouco se tem estudado a respeito da eficiência de tratamentos anaeróbios na remoção de parasitos, principalmente em relação à remoção de protozoários.

Von Sperling *et al.* (2002) estudaram, na cidade de Itabira-MG, a eficiência de um reator UASB (TDH= 5,5 horas) associado a uma lagoa de estabilização em chicana (TDH= 6,3 dias), na remoção de ovos de helmintos. O esgoto bruto utilizado no trabalho apresentava uma concentração média de 64,3 ovos/L, enquanto que no efluente final do sistema a concentração média era de apenas 0,9 ovos/L, sendo 75% dos ovos removidos pelo reator UASB.

Mascarenhas *et al.* (2004) estudaram um sistema semelhante na mesma cidade. Os autores utilizaram duas lagoas de polimento rasas em série, sendo a primeira sem chicana e a última com chicana, como pós-tratamento do efluente de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), na cidade de Itabira-MG. A concentração de ovos de helmintos no esgoto bruto era de 111 ovos/L, enquanto no efluente do UASB somente 16 ovos/L. As lagoas de polimento completaram a remoção dos ovos, alcançando uma redução de 99% do total de ovos presentes no esgoto bruto, mesmo operando com baixo TDH (8 dias).

Verbyla *et al.* (2013), também avaliaram a eficiência de um reator UASB associado a duas lagoas de polimento na remoção de helmintos e protozoários. No entanto o sistema não se mostrou tão eficiente quanto os estudados pelos pesquisadores citados anteriormente. A concentração média de parasitos no esgoto bruto era de 1.809 ovos de helmintos/L e  $242,3 \pm 42,8$  cistos de *Giardia* spp/L, sendo apenas 23% dos ovos removidos pelo reator UASB. Já a concentração de cistos de *Giardia* spp. no efluente final do sistema foi igual a  $73,3 \pm 13,8$  cistos/L (70% de remoção).

Já Cavalcante *et al.* (2010), estudaram a eficiência de três sistemas que utilizaram o filtro anaeróbio para o polimento de efluentes anaeróbios, no nordeste brasileiro. O primeiro sistema avaliado era constituído de decanto-digestor agregado a dois filtros (vazão=  $7,3\text{m}^3\text{dia}^{-1}$ ), sendo um deles preenchido com conduíte cortado e o outro com peças de plástico próprias para enchimento de reatores. O segundo sistema, considerado uma ETE anaeróbia compacta, era composto por um digestor anaeróbio (TDH= 13 horas), que aproveita funções dos decanto-digestores e dos reatores de manta de lodo em um mesmo reator, com separador de fases, seguido por um filtro anaeróbio com enchimento de anéis de eletroduto corrugado de plástico e com fluxo

ascendente (vazão= 2,5 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>; TDH= 6,6 horas). O terceiro sistema compreendia de uma lagoa facultativa (TDH= 5 dias) e dois filtros anaeróbios, recheados com anéis de eletroduto conrugados (vazão= 30 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>; TDH= 8 horas).

Todos os efluentes estudados apresentaram valores menores de 1 ovo/Litro, atendendo às recomendações sanitárias da OMS para reúso de águas residuárias para irrigação de culturas (WHO, 2006<sup>b</sup>). Apesar da maior parte da remoção nos três sistemas ter ocorrido na primeira fase do tratamento, as análises estatísticas mostram que o polimento realizado pelos filtros anaeróbios pode ser considerado significativo.

A Tabela 4 resume a eficiência de alguns sistemas de tratamento na remoção de giárdia e helmintos.

É importante salientar que muitas vezes a percentagem de remoção citada nos processos de tratamento de esgoto, principalmente os que envolvem fenômenos físicos, não é um indicador real da destruição dos parasitos, uma vez que uma grande parcela das formas infectantes apenas foi transferida do efluente para o lodo. Daí a importância da avaliação e tratamento do biossólido antes de sua aplicação na agricultura.

Deste modo, a fim de verificar a qualidade higiênica do lodo acumulado no fundo das lagoas de polimento, Mascarenhas *et al.* (2004) estudaram a viabilidade dos ovos de *A. lumbricoides* incorporados ao lodo. De acordo com os autores, cerca de 80 a 86%, dos ovos encontrados no lodo acumulado, tanto na lagoa com chicanas quanto na lagoa sem chicanas, eram viáveis.

Enquanto, Bastos *et al.* (2013), utilizando a metodologia recomendada pela Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA, 2003) para determinação de ovos viáveis de helmintos em amostras de lodo, averiguaram a concentração de ovos viáveis de helmintos no lodo proveniente de cinco diferentes estações de tratamento de esgoto de uma região metropolitana brasileira. A prevalência de ovos viáveis de helmintos encontrados nas amostras foi de 9,5%, com concentrações variando de 0,1 a 6,8 ovos viáveis/g de ST (sólidos totais).

Já Bonatti *et al.* (2007), avaliaram a concentração de cistos de *Giardia* spp. em amostras de lodo proveniente de uma ETE na cidade de Campinas-SP, que utiliza o sistema de lodos ativados no tratamento. A alta concentração de cistos encontrada

pelos pesquisadores ( $3,0 \times 10^5$  cistos/L) deixa clara a necessidade por um correto processo de tratamento do lodo.

A legislação brasileira (Resolução CONAMA 375/06) permite o uso do lodo na agricultura, com algumas restrições de culturas, desde que, a concentração de ovos viáveis de helmintos por grama de sólidos totais seja menor que 0,25 ovos (lodo classe A).

**Tabela 4:** Diferentes tipos de tratamento de efluentes e respectivas eficiências na remoção de parasitos

Tratamento	Remoção de cistos de <i>Giardia</i> (%)	Remoção de ovos de helmintos (%)	Metodologia de detecção	Autor
P01-Decantação				
P02-Decantação+Filtro Percolador	47			
P03-Decantação+Lodos Ativados	85	Não analisado	Centrífugo-concentração/clarificação com éter+IFA	Robertson <i>et al.</i> (2000)
P04-Lodos Ativados	99			
P05-Decantação+Filtro percolador+Filtração	69			
P05-Decantação+Filtro percolador+Filtração	74			
P01-Oxidação O <sub>2</sub> + Sedimentação	94,5			
P02-Lodos ativados+ sed.+cloração	87			
P03-Lodos ativados+sed.+cloração	96	Não analisado	Filtração +IFA	Cacció <i>et al.</i> (2006)
P04-Lodos ativados+filtração+ácido peracético	98,4			
Lodos Ativados+Filtro de areia	99			
Lodos Ativados+Filtro Biológico	89	Não analisado	Filtração/flotação+IFA	Kistermann <i>et al.</i> (2007)
Lodos Ativados	92			
Ultrafiltração	100	Não analisado	ICR/IFA	Lonigro <i>et al.</i> (2006)
Lagoas de estabilização+Filtro de areia	100	97,2	Centrífugo-concentração+MO (cistos) Flotação em sacarose (ovos)	Okojokwu e Inabo (2012)
Lagoas em série	99	99	Centrifugação/filtração+IFA (cistos)	Konaté <i>et al.</i> (2013)
			EPA (ovos)	
Escoamento superficial no solo	Não analisado	85	EPA	Cavinatto e Paganini (2007)

Lodos ativados+UV	98,9	Não analisado	Centrifugo-concentração/Filtração em membrana+IFA	Cantusio Neto <i>et al.</i> (2006)
UASB+Lagoas de polimento	Não analisado	85,5	Não consta	Mascarenhas <i>et al.</i> (2004)
UASB+Lagoa de estabilização	Não analisado	99	Sedimentação espontânea (Ayres e Mara, 1996)	Von Sperling <i>et al.</i> (2002)
UASB+Lagoa de polimento	70	70	1623 (cistos) NOM (ovos)	Verbyla <i>et al.</i> (2013)
Decanto-digestor+Filtro anaeróbio ETE anaeróbia compacta Lagoa de estabilização+Filtro anaeróbio	Não analisado	99 93,4 98	Sedimentação espontânea (Ayres e Mara, 1996)	Cavalcante <i>et al.</i> (2010)

IFA: Imunofluorescência; MO: Microscopia óptica.

## **4. METODOLOGIA**

### **4.1 Área de estudo**

O trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Protótipos Aplicado ao Tratamento de Águas e Efluentes (LABPRO) da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP, onde estão instalados o filtro anaeróbio e o filtro de areia (Figura 2).

O efluente utilizado nas análises era proveniente de uma região da universidade na qual estão instalados os seguintes estabelecimentos: o Hospital de Clínicas da Unicamp, Creche da Área de Saúde, Escola Estadual “Físico Sérgio Pereira Porto”, Almojarifado Central, Centro de Engenharia Biomédica, Banco Santander, Centro de Assistência Integral à Saúde da Mulher (CAISM), Gastrocentro, Hemocentro, Ambulatório de Primeiro Atendimento, Centro Integrado de Pesquisas na Infância e Centro de Saúde da Comunidade (CECOM), onde circulam diariamente cerca de 10 mil pessoas. O esgoto desse complexo foi escolhido para realização desta pesquisa por apresentar uma elevada carga de patógenos (FRANÇA, 2007). Dessa forma, a eficiência do sistema simplificado proposto foi testada para um efluente que pode ser considerado crítico.

A Figura 3 traz um fluxograma do sistema de tratamento, sinalizando os pontos de coleta (P01, P02 e P03).



Figura 2: Vista geral da área onde estão instalados os reatores.

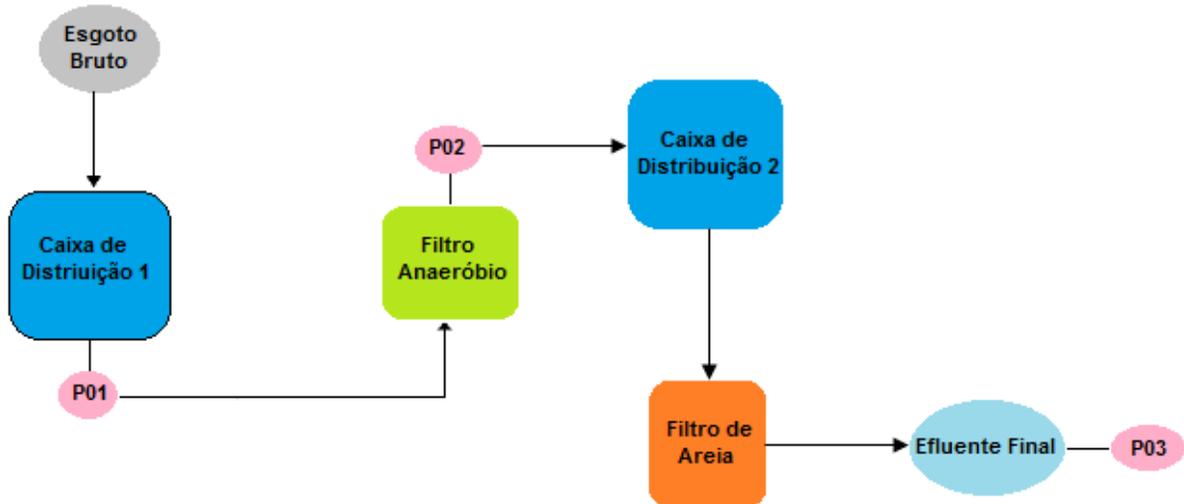


Figura 3: Fluxograma do sistema de tratamento.

## 4.2 Filtro Anaeróbio

O filtro anaeróbio foi construído em recipiente cilíndrico de aço inox com volume total de 500L, diâmetro interno de 0,75 m e altura total de 1,68 m. O material suporte adotado como recheio do filtro foi anéis de bambu (*Bambusa tuldoides*), com diâmetro de 4 cm e cortados em tamanho de aproximadamente 5 cm (Figura 4), tendo a porcentagem de espaços vazios de  $74,75 \pm 0,25\%$ . O fundo cônico funciona como um compartimento para a distribuição do esgoto, sendo separado da região ocupada pelo meio suporte por uma grade feita de bambu, que impede a passagem das unidades constituintes do meio suporte (Figuras 5).



Figura 4: Anéis de bambu utilizados como material suporte do filtro anaeróbio.

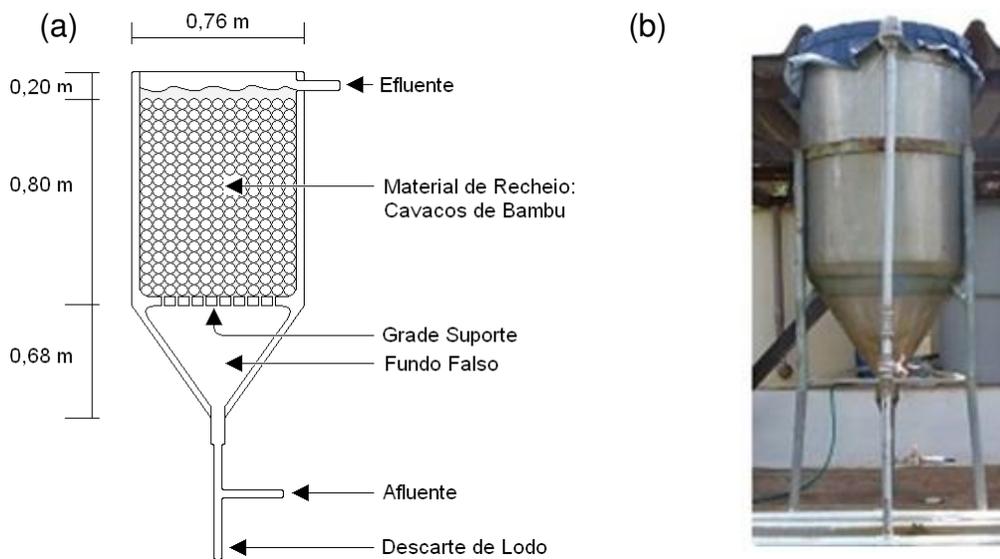


Figura 5: (a) Esquema e (b) vista do filtro anaeróbio.

### 4.3 Filtro de Areia

Na construção do filtro de areia foi utilizada uma caixa cilíndrica com estrutura de fibra de vidro e diâmetro interno de 1,00m. Para a composição do leito foram empregadas três camadas estratificadas a partir da base do reator. A primeira possuía 0,20m de profundidade e foi composta por brita número 2, com diâmetro efetivo ( $D_{10}$ ) de 16,12mm, coeficiente de desuniformidade (CD) de 1,886 e coeficiente de vazios ( $C_v$ ) de 45,80%. Logo acima, com 0,05m de profundidade, estava a camada formada por Brita 1, que apresenta  $D_{10}$  igual a 7,51mm, CD de 1,66 e  $C_v$  44,08%. O Objetivo destas camadas era sustentar a areia e impedir que suas partículas fossem arrastadas para fora do sistema.

Quanto ao leito de areia, adotou-se a profundidade de 0,75m, segundo Tonetti (2008), o valor mais adequado para o tratamento. A areia empregada foi a popularmente denominada de média, com  $D_{10}$  de 0,18mm, CD de 3,18 e  $C_v$  de 28,58%, classificada de acordo com procedimento apresentado pela NBR 6502 (1995) (Figura 6).

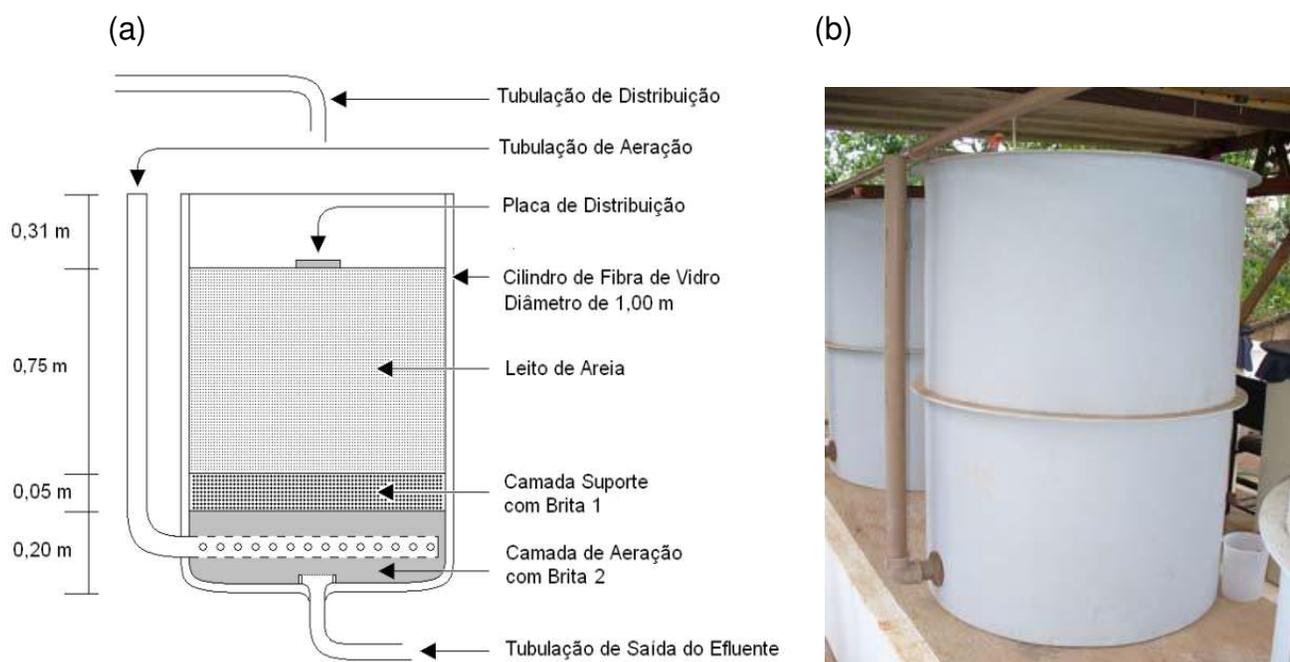


Figura 6: (a) Esquema e (b) vista do filtro de areia

#### 4.4 Aspectos operacionais

A captação do esgoto bruto era realizada em um ponto do canal de escoamento (Figura 7) por meio de uma bomba submersa (marca ABS, modelo ROBUSTA) (Figura 8). O efluente captado era enviado a uma caixa de distribuição com capacidade de 1000L e, então direcionado ao filtro anaeróbico, que operava com fluxo ascendente e TDH de 12 horas.



Figura 7: Canal de captação do esgoto bruto.



Figura 8: Bomba de captação do esgoto bruto.

O efluente do filtro anaeróbio era lançado em uma segunda caixa de distribuição, a partir da qual era aplicado no filtro de areia, por meio de um sistema automatizado, o qual empregava uma bomba utilizada em máquinas de lavar roupas (marca ASKO, Modelo 602247) (Figura 9).

O efluente anaeróbio era aplicado sobre o leito de areia em oito cargas de 25 L m<sup>-2</sup>, uniformemente distribuídas ao longo do dia, nos seguintes horários: 02:30h, 05:30h, 08:30h; 11:30h; 14:30h; 17:30h; 20:30h e 23:30h, totalizando uma taxa de aplicação de 200 L m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>, valor que segundo Tonetti (2008), propicia um efluente que atende aos padrões de lançamento nos corpos hídricos, quanto aos parâmetros físicos e químicos.

Uma placa quadrada com 0,04m<sup>2</sup> de área foi instalada em cima do leito de areia de modo que o efluente fosse espalhado uniformemente sobre mesmo (Figura 10).



Figura 9: Bomba de recalque do efluente do filtro anaeróbio.



Figura 10: Aplicação do efluente sobre o leito de areia

A fim de evitar a remoção dos parasitos por sedimentação, a saída do efluente das caixas de distribuição se dava pela parte de baixo das mesmas (Figura 11).



Figura 11: Caixa de distribuição do efluente anaeróbio, evidenciando a saída do efluente pela base da mesma.

#### 4.5 Coleta e análises das amostras

As amostras eram coletadas em três pontos: esgoto bruto (P01), coletado logo após a caixa de armazenamento 1, efluente do filtro anaeróbio (P02) e efluente do filtro de areia (P03) (Figura 4). Em virtude do TDH adotado, os efluentes do filtro anaeróbio e do filtro de areia eram coletados 12 horas após a coleta do esgoto bruto, na tentativa de obter amostras mais representativas.

Para as análises de detecção de cistos de *Giardia* eram coletados 0,5L do efluente bruto, 1L do efluente do filtro anaeróbio e 2L do efluente do filtro de areia.

Enquanto para as análises de detecção de ovos de helmintos eram coletados 2L de efluente bruto e 20L dos efluentes do filtro anaeróbio e do filtro de areia. Já para as análises físico-químicas eram coletados 1L para as análises de *E. coli* 0,5L de todos os efluentes.

Os recipientes utilizados na coleta das amostras eram previamente descontaminados e lavados com solução de eluição (Tween 80-0,1%).

As análises físico-químicas, parasitológicas e microbiológicas dos efluentes foram realizadas mensalmente ao longo de 12 meses (n= 12), já as análises parasitológicas do lodo do filtro de anaeróbio e da areia do filtro de areia foram realizadas mensalmente, nos últimos quatro meses da pesquisa (n= 4).

#### **4.5.1 Contagem de *Escherichia coli***

Para contagem de *E. coli* as análises foram baseadas no *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2012). Imediatamente após a coleta, as amostras eram submetidas ao teste do substrato cromogênico definido, ocorrendo a confirmação da presença desses organismos em 24 horas pelo desenvolvimento de fluorescência.

#### **4.5.2 Detecção de cistos de *Giardia***

Para a detecção de cistos de *Giardia* spp. as amostras de esgoto bruto eram purificadas e concentradas de acordo com o protocolo de Robertson *et al.* (2000), modificado por Santos *et al.* (2004), descrito a seguir (Figura 12).

Em tubos de centrifuga de 15mL eram colocados 5mL da amostra previamente filtrada em peneira plástica de 1mm<sup>2</sup>, e completado o volume com 10 mL de solução de eluição (Tween 80 - 0,1%). A seguir, os tubos eram centrifugados a 1500 x *g* durante 15 minutos. O sobrenadante era retirado e o processo de centrifugação repetido com água destilada. Após o descarte do sobrenadante, eram adicionados 5mL de éter etílico, sendo em seguida o tubo tampado e agitado manual e vigorosamente por 30 segundos. Novamente o volume do tubo era completado com água destilada e

submetido à centrifugação ( $1500 \times g$  durante 15 minutos). O sobrenadante era descartado, enquanto o sedimento resultante era ressuspensão em água destilada, até o volume de 1,0mL, homogeneizado em vórtex e transferido para tubos de microcentrifugação e mantido sob refrigeração a 4°C.

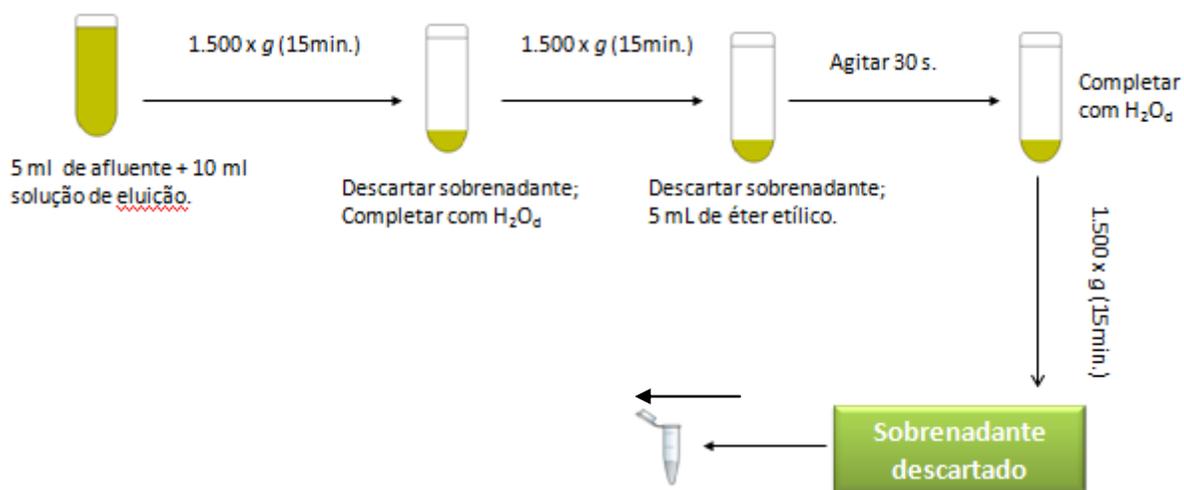


Figura 12: Esquema da metodologia utilizada para detecção de cistos de *Giardia* spp em amostras de esgoto bruto.

Para análise dos efluentes do filtro anaeróbio e do filtro de areia, as amostras eram concentradas de acordo com o protocolo modificado de Franco *et al.* (2001), descrito abaixo (Figura 13).

As amostras eram filtradas em membranas de ésteres mistos de celulose com 47mm de diâmetro e porosidade nominal de  $3\mu m$  (marca Millipore®), através de um sistema de filtração com bomba a vácuo e porta filtro. Em cada amostra um volume de 1L era filtrado. Após a filtração, as membranas eram colocadas em placas plásticas estéreis para a etapa de recuperação de cistos, na qual a superfície das membranas era raspada por 10 minutos com alça plástica, seguida de lavagens manuais (por 10 minutos) com solução de eluição (Tween 80-0,1%). O líquido resultante era transferido para tubos cônicos de centrífuga e concentrado por centrifugação,  $1050 \times g$  por 10 minutos. O sobrenadante era aspirado e o sedimento resultante lavado com água destilada e novamente submetido à centrifugação, nas mesmas condições. Após o descarte do sobrenadante, o sedimento da segunda centrifugação era completado até o

volume de 1mL, transferido para tubos de microcentrifugação e mantido sob refrigeração a 4°C.

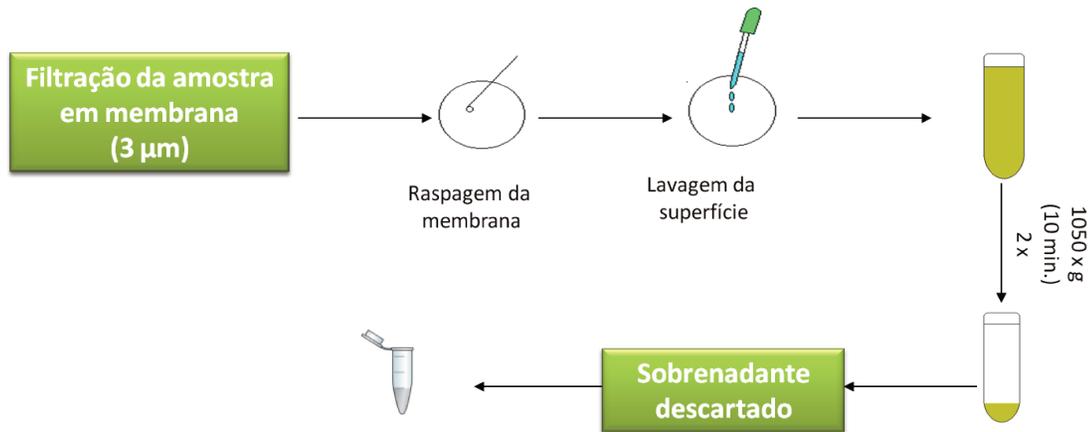


Figura 13: Esquema da metodologia utilizada para detecção de cistos de *Giardia* spp em amostras de EFB e EFA.

A detecção de cistos em amostras do lodo do filtro anaeróbio foi realizada de acordo com a adaptação do protocolo de Robertson *et al.* (2000), sugerido por Bonatti *et al.* (2007), exposto abaixo.

Uma amostra de 5mL previamente filtrada em peneira plástica de 1mm<sup>2</sup> era submetida a centrifugação (1500 x g durante 15 minutos), logo após o sobrenadante era descartado e o sedimento final (com volume de 1mL) transferido para tubos de microcentrifugação e mantido sob refrigeração a 4°C, para posterior visualização.

Os diversos sedimentos do esgoto bruto, efluente do filtro anaeróbio e efluente do filtro de areia e lodo do filtro anaeróbio, foram analisados empregando o teste de reação de imunofluorescência direta (RID), utilizando o Kit Merifluor®, para a contagem de cistos de *Giardia* spp..

Na etapa de visualização foram considerados os seguintes parâmetros: fluorescência verde-maçã brilhante, sendo mais intensa na parede do organismo; tamanho de 8 a 15µm e formato ovoide a esférico.

Também foi realizado o teste confirmatório de morfologia por meio do corante vital DAPI (4'6- diamino- 2- fenilindol), por meio do qual é possível visualizar os núcleos corados em azul céu.

Após a enumeração dos eventuais cistos presentes nas amostras, o cálculo da estimativa do número de cisto/L para cada amostra foi realizado com base na Equação 1:

$$X = \frac{n}{k} \times \frac{S}{A} \quad \text{Equação 1}$$

onde,

n= número de cistos visualizados na lâmina

k= volume de sedimento analisado (10µL)

S= volume do sedimento obtido (µL)

A= volume inicial da amostra (L)

A estimativa da porcentagem de remoção de alcançada pelo sistema foi calculada de acordo com a Equação 2:

$$\% \text{ de remoção} = n1 - n2 \times \frac{100}{n1} \quad \text{Equação 2}$$

onde,

n1= número de cistos visualizados na etapa anterior do processo

n2= número de cistos visualizados na etapa final do processo

#### **4.5.3 Experimento controle da metodologia de detecção de cistos**

Foram realizados quatro experimentos controle-positivo para avaliar a sensibilidade apresentada pelas metodologias utilizadas na recuperação de cistos.

Para o experimento controle foram contaminados artificialmente, com uma suspensão contendo um número conhecido de cistos, 5mL de esgoto bruto e 1000mL dos efluentes dos filtros anaeróbio e de areia, estes, então, foram processados de acordo com as metodologias de centrífugo-concentração e filtração em membrana,

respectivamente (item 4.5.2). Alíquotas de 10µL de cada sedimento resultante do processamento foram analisadas por RID.

Para a contaminação artificial das amostras controle foi utilizado o inóculo comercial Color Seed®, uma suspensão de oocistos e cistos marcados com corante vermelho fluorescente sulfo-rodamina.

Para estimar a porcentagem de recuperação de organismos foi utilizada a equação 3:

$$Y = \frac{r}{i} \times 100 \quad \text{Equação 3}$$

onde:

Y= eficiência de recuperação

r= número de cistos recuperados

i= número de cistos inoculados

#### 4.5.4 Detecção de ovos de helmintos

Para a detecção dos ovos de helmintos nas amostras de efluente bruto, efluente do filtro anaeróbio, efluente do filtro de areia, lodo do filtro anaeróbio e areia do filtro de areia foi utilizada a metodologia regulamentada pela agência de proteção ambiental dos Estados Unidos (USEPA, 2003), descrita a seguir (Figura 14).

Para as amostras de areia, eram pesados 300g (peso seco) em um béquer, onde era adicionada água destilada até completar 500mL. As amostras ficavam em repouso *overnight* (4 a 10°C) para hidratar. Posteriormente esta era homogeneizada em alta velocidade durante um minuto e então dividida em partes iguais em quatro béqueres. Para as amostras dos efluentes e do lodo eram medidos 1L, divididos em dois béqueres, onde eram adicionados 200mL de água destilada. Logo após a amostra era homogeneizada em alta velocidade por 1 minuto.

Tanto para as amostras secas quanto para as líquidas era adicionado detergente ICN 7X® 1% (999 mL de tampão fosfato, 1mL de 7X) até completar 900mL. Na sequência as amostras ficavam em repouso *overnight* (4 a 10°C).

O sobrenadante era aspirado a vácuo, e então adicionava-se água destilada ao sedimento até completar o volume de 500mL. A amostra era submetida a homogeneização em alta velocidade por 1 minuto, logo após era adicionado ICN 7X® 1% até completar 900mL. A amostra permanecia em repouso durante 2 horas (4 a 10°C).

O sobrenadante era novamente aspirado e os sedimentos obtidos misturados em um béquer, onde era acrescentado 300mL de ICN 7X® 1%. A amostra era homogeneizada em agitador magnético por cinco minutos e, em seguida drenada em uma peneira de 50 *mesh*, para remoção de partículas maiores. O volume era completado até 900 mL com ICN 7X® 1% e permanecia em repouso por duas horas.

Depois de aspirado o sobrenadante, o sedimento era dividido em tubos cônicos de 50mL e submetido à centrifugação (10 minutos; 1000 x *g*). Desprezava-se o sobrenadante e ao sedimento eram adicionados 10mL de sulfato de magnésio com densidade específica de 1,20. O tubo era agitado por 20-25 segundos, para ressuspender o sedimento, então, o volume do tubo era completado com sulfato de magnésio. Os tubos eram submetidos novamente à centrifugação nas mesmas condições.

O material flutuante obtido era despejado em uma peneira de 400 *mesh*, porosidade que não permite a passagem dos ovos. O material retido era transferido para um tubo cônico de 50 mL, o volume era completado com água destilada e então, submetido à centrifugação por três minutos a 800 x *g*. O sobrenadante era desprezado e o sedimento obtido ressuspensão com 4 mL de ácido sulfúrico (0,1 N).

Após 28 dias de incubação em estufa a 26° C a amostra era analisada na câmara de Sedgwick-Rafter, em microscópio óptico para a contagem dos ovos de helmintos.

Os resultados foram expressos de acordo com a equação a seguir:

$$X = \frac{NO \times VF}{VC \times AP} \quad \text{Equação 4}$$

Onde:

NO = número de ovos

VF = volume final em mL

VC = volume da câmara (1 mL)

AP = amostra processada em g ou L

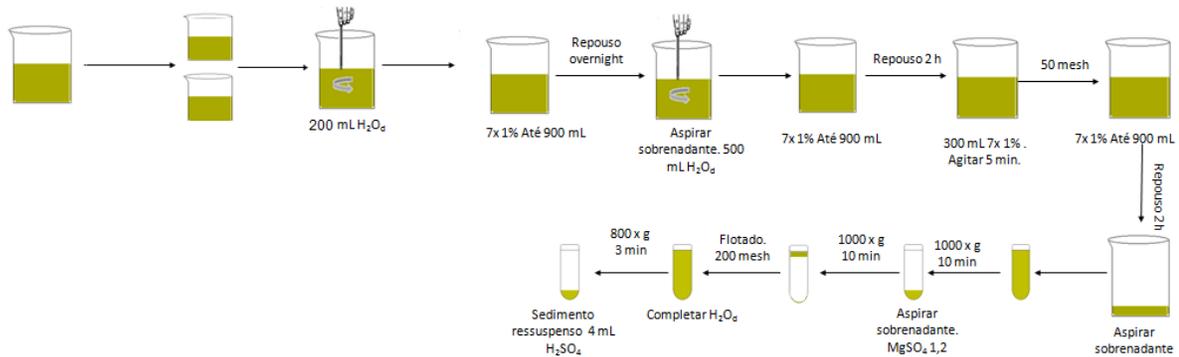


Figura 14: Esquema da metodologia utilizada para detecção de ovos de helmintos.

A estimativa da porcentagem de remoção de alcançada pelo sistema foi calculada de acordo com a Equação 5:

$$\% \text{ de remoção} = n1 - n2 \times \frac{100}{n1} \quad \text{Equação 5}$$

onde,

n1= número de ovos visualizados na etapa anterior do processo

n2= número de ovos visualizados na etapa final do processo

#### 4.5.5 Experimento Controle da metodologia de detecção de ovos de helmintos

Foram realizados quatro experimentos controle-positivo para verificar a eficiência de recuperação da metodologia utilizada para a detecção de ovos de helmintos.

As amostras foram contaminadas artificialmente com uma concentração conhecida de ovos e, então, processadas conforme descrito no item 4.5.4 (Bowman *et al.*, 2003)

Para a contaminação artificial das amostras foram utilizados ovos da espécie *Haemonchus contortus*, helmintos parasitos de ovinos, cedidos pelo Laboratório de Sanidade Animal da EMBRAPA Pecuária Sudeste - São Carlos-SP.

Para estimar a porcentagem de recuperação de organismos foi utilizada a seguinte equação:

$$Y = \frac{r}{i} \times 100 \quad \text{Equação 6}$$

onde:

Y= eficiência de recuperação

r= número de ovos recuperados

i= número de ovos inoculados

#### **4.5.6 Avaliação dos parâmetros físicos e químicos**

Os seguintes parâmetros físicos e químicos foram analisados para cada amostra coletada: pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, série de sólidos, demanda química de oxigênio e compostos nitrogenados.

As análises foram realizadas baseadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.*, 2012), exceto a análise de nitrato (Tabela 5).

**Tabela 5:** Parâmetros analisados e a indicação do método empregado (APHA, 2012).

<b>Parâmetro</b>	<b>Metodologia</b>
Alcalinidade	SM20 2320 B
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	SM20 5520 D
Nitrato	Colorimétrico-NitraVer 5-HACH 8039
Nitrito	SM20 4500 NO <sub>2</sub> B
Nitrogênio Amoniacal	SM20 4500 NH <sub>3</sub> C
Nitrogênio Total Kjeldahl	SM20 4500 N Org B e 4500 NH <sub>3</sub> C
pH	SM20 4500 H <sup>+</sup> B
Oxigênio dissolvido (OD)	
Sólidos Suspensos Fixos	SM20 2540 E
Sólidos Suspensos Totais	SM20 2540 D
Sólidos Suspensos Voláteis	SM20 2540 E
Turbidez	SM20 2130 B

#### **4.5.6 Análises estatísticas**

Os resultados foram submetidos a um tratamento estatístico com o Programa Bioestat 5.0 (AYRES, 2008). Os dados foram analisados quanto à variância, com as médias comparadas por meio do teste de Kruskal - Wallis ao nível de 5% ( $p < 0,05$ ).

Os valores obtidos para a concentração dos patógenos foram correlacionados com os resultados das análises de turbidez, SST e concentração de *E. coli*, por meio do teste de correlação linear de Pearson.

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **5.1 Avaliação Física dos Reatores**

Antes de iniciar a aplicação de efluente anaeróbio, a areia do filtro de areia possuía uma coloração clara característica. No decorrer do experimento foi observada a formação de uma coloração levemente escura na camada superficial, mas que em nenhum momento comprometeu a taxa de infiltração do líquido.

Durante os doze meses de operação do sistema, não foi caracterizado o processo de entupimento, deste modo não foi necessária a raspagem da superfície do leito de areia durante todo o período da pesquisa.

Também não foi necessário o descarte de lodo gerado nos filtros anaeróbios com recheio de bambu.

### **5.2 Parâmetros físicos e químicos**

Os parâmetros físicos e químicos foram monitorados com o propósito de atestar a eficiência do sistema, que já havia sido relatada anteriormente em outros trabalhos desenvolvidos na Unicamp (TONETTI, 2004; TONETTI, 2008; DOMINATO, 2011).

No Apêndice I estão apresentados os gráficos *Box-plot* de todos os parâmetros avaliados, a fim de demonstrar a variação dos mesmos ao longo da pesquisa.

Na Tabela 6 estão expostos os valores médios dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de esgoto bruto (EB), efluente do filtro anaeróbio (EFB) e efluente do filtro de areia (EFA).

**Tabela 6:** Média dos parâmetros físicos e químicos analisados nas amostras de EB, EFB e EFA\*.

Parâmetro	EB	EFB	EFA
pH	7,0 ± 0,5 <sup>a</sup>	7,1 ± 0,3 <sup>a</sup>	4,5 ± 1,3 <sup>b</sup>
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	272 ± 40 <sup>a</sup>	321 ± 46 <sup>a</sup>	2 ± 3 <sup>b</sup>
Alcalinidade Parcial (mg CaCO <sub>3</sub> L <sup>-1</sup> )	143 ± 46 <sup>a</sup>	232 ± 62 <sup>a</sup>	1 ± 2 <sup>b</sup>
Turbidez (UT)	413 ± 414 <sup>a</sup>	31 ± 14 <sup>b</sup>	3 ± 4 <sup>c</sup>
OD (mgL <sup>-1</sup> )	1,4 ± 0,6 <sup>a</sup>	2,9 ± 1,5 <sup>a</sup>	7,3 ± 1,2 <sup>b</sup>
DQO (mgL <sup>-1</sup> )	1201 ± 607 <sup>a</sup>	218 ± 112 <sup>b</sup>	52 ± 24 <sup>c</sup>
SST (mgL <sup>-1</sup> )	420 ± 432 <sup>a</sup>	46 ± 73 <sup>b</sup>	17 ± 20 <sup>b</sup>
N-NH <sub>3</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	60 ± 10 <sup>a</sup>	63 ± 6 <sup>a</sup>	16 ± 4 <sup>b</sup>
N-NTK (mgL <sup>-1</sup> )	94 ± 2 <sup>a</sup>	67 ± 25 <sup>a</sup>	16 ± 4 <sup>b</sup>
N-NO <sub>2</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	<i>ad</i> <sup>**</sup>	<i>ad</i> <sup>**</sup>	0,8 ± 0,7
N-NO <sub>3</sub> (mgL <sup>-1</sup> )	3 ± 0,9 <sup>a</sup>	1 ± 0,8 <sup>a</sup>	41 ± 27 <sup>b</sup>
N-Total	97 ± 15 <sup>a</sup>	68 ± 19 <sup>a</sup>	58 ± 28 <sup>b</sup>

Médias seguidas pela mesma letra na horizontal não diferem estatisticamente entre si (Kruskal-Wallis 5,0%).

\*EB: Esgoto bruto; EFB: Efluente do filtro anaeróbio; EFA: Efluente do filtro de areia.

\*\**ad*: Abaixo do limite de detecção.

Especificamente quanto ao pH, sabe-se que as Archaeas metanogênicas, principais responsáveis pela formação do metano, são extremamente sensíveis e seu crescimento ótimo ocorre em faixas relativamente estreitas de valores, variando de no mínimo 6,0 a no máximo 8,0 (Speece, 1996; Chernicharo, 2006; van Haandel e Lettinga, 2008). Conforme a Tabela 6 os valores de pH, tanto do esgoto bruto quanto do efluente anaeróbio, se mantiveram dentro destes limites, garantindo condições apropriadas para um bom desempenho do reator anaeróbio.

No que tange ao efluente do filtro de areia, o pH chegou a valores inferiores a 3,5, sendo a média igual a 4,5 ± 1,3, inferior ao estabelecido pela legislação brasileira

para o lançamento em corpos hídricos, segundo a qual o limite mínimo permitido é 5,0 (CONAMA 430, 2011).

Os baixos valores de pH podem ser justificados pelo processo de nitrificação, que ocasionou o consumo da alcalinidade (Tabela 6). No entanto, valores de pH abaixo de 6,5 podem inibir a ação das bactérias nitrificantes, deste modo não foi observada a nitrificação total do nitrogênio presente no efluente, como será discutido posteriormente.

O valor médio da alcalinidade total do EB ( $272 \pm 40 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) foi levemente superior ao considerado por Von Sperling (2005) como típico para esgoto doméstico ( $100 - 250 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ). Após a passagem pelo filtro anaeróbio houve um aumento do valor médio da alcalinidade total do efluente, no entanto o teste estatístico mostrou que este aumento não foi significativo (Teste de Kuskal-Wallis 5%). Segundo Campos (1999), este comportamento pode ser explicado pelo aumento da concentração de nitrogênio amoniacal, proveniente de proteínas, o qual pode agir como uma base forte.

A razão entre a alcalinidade intermediária (que é diferença entre as alcalinidades total e parcial) e a alcalinidade parcial (Al/AP) foi calculada a fim de haver o monitoramento da produção de ácidos, que, quando em excesso, podem tornar-se tóxicos à atividade anaeróbia e conseqüentemente à estabilização da biomassa. Para o efluente anaeróbio a relação Al/AP foi igual a 0,38, estando próximo do valor recomendado por Ripley *et al.* (1986) como ideal para o funcionamento ótimo do sistema anaeróbio.

Esta situação, aliada à estabilidade do pH, são indicativas do equilíbrio provocado pela efetiva atuação do sistema tampão, produzido pelo aumento na concentração de íons bicarbonato, uma clara conseqüência de uma consistente e equilibrada ocorrência da metanogênese.

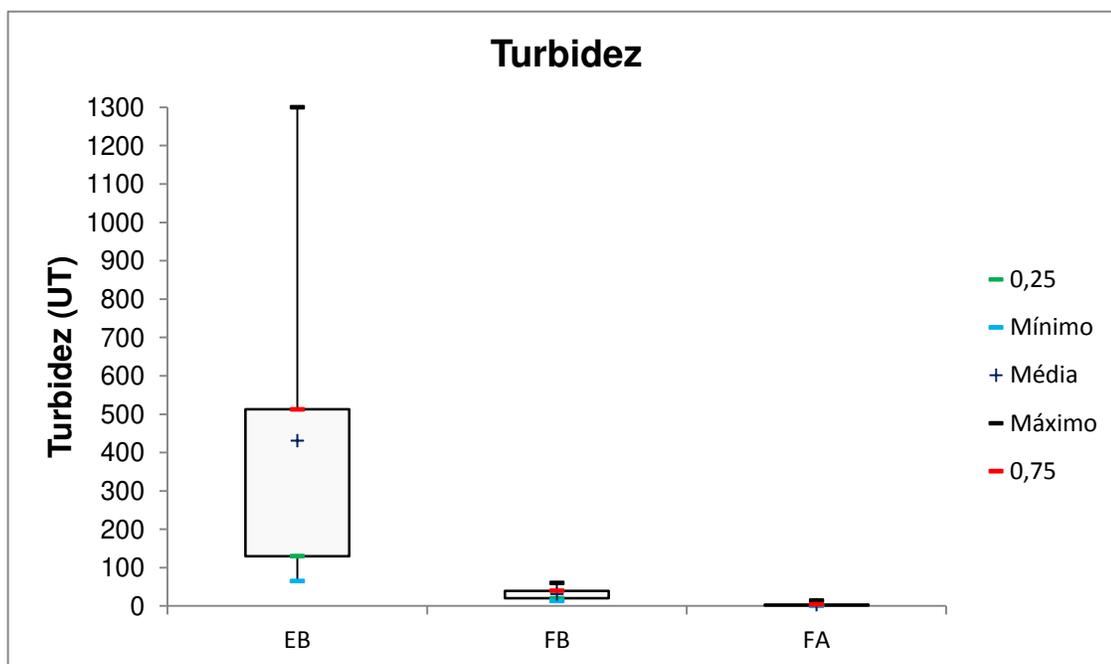
Nos efluentes dos filtros de areia constata-se que os valores médios para a alcalinidade parcial e total foram bastante baixos, o que pode ser justificado pelo processo de nitrificação que consumiu os compostos formadores do sistema tampão, trazendo como reflexo uma diminuição do pH, como foi relatado anteriormente.

Os valores de turbidez do EB variaram bastante ao longo do período da pesquisa, com média de  $413 \pm 414 \text{ UT}$  (Figura 15), enquanto os valores médios para o

EFB foram de  $31 \pm 14$  UT, resultando uma diminuição média de  $87,8 \pm 14,7\%$  na primeira fase do tratamento, superior ao alcançado por Tonetti (2008),  $53,4 \pm 7,5\%$  e por Dominato (2011)  $35,3\%$ , ambos operando o mesmo sistema. A diminuição dos valores de turbidez foi ainda maior nos filtro de areia, a qual atingiu uma média de  $3 \pm 4$  UT, alcançando uma eficiência total do sistema de  $98,1 \pm 4,1\%$ .

Chu e Li (2006), ao operarem um reator de biomembranas obtiveram um efluente com turbidez média de 9 UT e Cantusio Neto *et al.* (2006) ao monitorar o desempenho de uma ETE na cidade de Campinas-SP, que utiliza o sistema de lodos ativados, observou uma turbidez média de 5,2 UT, ambos superiores aos resultados atingidos pela associação do filtro anaeróbio ao filtro de areia.

A legislação brasileira recomenda, para rios de classe 1, turbidez máxima de 40 UT e para rios de classe 2 e 3 o limite máximo é de 100 UT (CONAMA 357, 2006), no decorrer das análises os valores de turbidez do EFA não ultrapassaram esses limites (Figura 15). Deste modo, indica-se que este efluente, quanto a este parâmetro, poderia ser empregado na recreação de contato primário e na irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, além da aquicultura e a pesca.



**Figura 15:** Variação da turbidez nas amostras de EB, EFB e EFA.

Apesar de não ter sido observada relação entre a presença de patógenos no efluente e a turbidez (Tabela 16 – Apêndice I), em concordância com o que afirmam diversos autores (BONADONNA *et al.*, 2002; HÉLLER *et al.*, 2007; KEELEY e FAUKNER, 2008), o monitoramento deste parâmetro é importante pois influencia diretamente nos processos de desinfecção por cloração, irradiação por luz UV, ozônio, entre outros, uma vez que as partículas em suspensão podem proteger os microrganismos do contato direto com o agente desinfectante (GONÇALVES *et al.*, 2003; CANTUSIO NETO *et al.*, 2006; GULLIAN *et al.*, 2012). Deste modo, a alta remoção de turbidez contribui para uma possível etapa de desinfecção do efluente final.

Outro ponto importante relacionado à turbidez diz respeito a sua influência nas metodologias utilizadas para a detecção de patógenos, principalmente cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp., em amostras ambientais. Altos valores de turbidez influenciam negativamente a eficiência de alguns métodos utilizados para a recuperação das formas infectantes destes patógenos (Robertson *et al.*, 2000; FRANCO *et al.* 2012).

Em relação à concentração de sólidos em suspensão, de acordo com Von Sperling (2005), a concentração típica de sólidos suspensos totais (SST) no esgoto doméstico varia entre 200 mg L<sup>-1</sup> e 450 mg L<sup>-1</sup>. Deste modo, verifica-se ao analisar os dados da Tabela 6, que o esgoto utilizado nesta pesquisa (média= 420 ± 432 mg L<sup>-1</sup> de SST) pode ser enquadrado nesta faixa.

Após a passagem pelo filtro anaeróbio ocorreu a remoção média de 85,5 ± 19,5% da concentração de SST, chegando a 46 ± 73 mg L<sup>-1</sup>. Este valor é superior aos encontrados por Camargo e Nour (2001) e Tonetti (2004), que atingiram remoção entre 60, 80%, respectivamente, ambos operando os mesmos reatores utilizados neste estudo. Cruz *et al.* (2013), trabalhando com filtros anaeróbios preenchidos com casca de coco verde, obteve resultados semelhantes a estes autores, removendo em média 62,2% da concentração de SST. No entanto o desempenho de um reator UASB, observado por Chernicharo e Machado (1998), foi melhor, os autores obtiveram um efluente com concentração de sólidos em suspensão máxima de 34 mg L<sup>-1</sup> e mínima de 16 mg L<sup>-1</sup>.

Em nenhuma ocasião foi constatado um aumento da concentração de sólidos suspensos totais no efluente dos filtros anaeróbios que indicasse o arraste de material particulado. Deste modo, durante os 12 meses de análises o sistema foi operado sem a necessidade de descarte de uma parcela do lodo presente no reator.

A passagem do efluente pelo filtro de areia completou a remoção de SST, alcançando uma eficiência total de  $95 \pm 10\%$ , sendo a concentração média encontrada no EFA igual a  $17 \pm 20 \text{ mg L}^{-1}$  de SST. A porcentagem de remoção alcançada pelo sistema é semelhante à atingida por Rolland *et al.* (2009) operando filtros de areia preenchido com areia fina (95%), e também à observada por Al-Jill (2009), trabalhando com um sistema composto por lodos ativados seguido por filtros de areia e adsorção com carvão ativado (97,5%).

Não foi constatada, através do teste estatístico de correlação linear de Pearson, uma forte relação entre a concentração de sólidos em suspensão e a concentração de patógenos encontrada nas amostras (Tabela 16 – Apêndice I), assim como observado por Robertson *et al.* (2000). Contudo, bem como a turbidez a presença de sólidos no efluente pode afetar diretamente uma possível etapa de desinfecção do efluente (MEDEIROS, 2010).

As médias de concentração de oxigênio dissolvido (OD) encontradas no EB e EFB, respectivamente,  $1,4 \pm 0,6 \text{ mg L}^{-1}$  e  $2,9 \pm 1,5 \text{ mg L}^{-1}$ , são consideradas normais se tratando de esgoto bruto e efluente de um reator anaeróbio.

Já o EFA apresentou concentração média de OD elevada,  $7,3 \pm 1,2 \text{ mg L}^{-1}$ , o que demonstra a grande capacidade de aeração dos leitos operados intermitentemente, possivelmente ocasionada pelo tempo de descanso entre uma aplicação e outra, o que garantia a entrada de ar para o interior dos poros da areia, satisfazendo o metabolismo das bactérias aeróbias e também, permitindo a diluição do oxigênio na massa líquida proveniente da disposição seguinte (TONETTI, 2008).

Ao longo de todo o período de análise a concentração de OD não foi menor que  $5,0 \text{ mg L}^{-1}$  (Figura 19 - Apêndice II), concentração mínima exigida pela Resolução CONAMA 430 para rios de classe 2, sendo que a média da concentração foi superior ao mínimo exigido para o enquadramento de rios na classe 1, que é de  $6,0 \text{ mg L}^{-1}$  (CONAMA 430, 2011).

A concentração média de DQO observada no esgoto bruto foi  $1201 \pm 607 \text{ mg L}^{-1}$ , bem acima da faixa típica estabelecida por Von Sperling (2005) ( $450 \text{ mg L}^{-1}$  a  $800 \text{ mg L}^{-1}$ ), enquanto no EFB foi igual a  $218 \pm 112 \text{ mg L}^{-1}$ , sendo assim, o tratamento anaeróbio proporcionou uma remoção média de  $75,4 \pm 21,7\%$  da concentração de DQO, valor semelhante ao encontrado por Tonetti *et al.* (2011) operando os mesmos reatores. No entanto, superior aos resultados obtidos por Cruz *et al.* (2013) durante a operação do filtro anaeróbio com recheio de coco verde, onde a média de remoção foi 58,6%, tratando um esgoto bruto com concentração semelhante ao empregado nesta pesquisa ( $1036 \text{ mg L}^{-1}$ ), e também à porcentagem de remoção atingida por Abreu e Zaiat (2008) e Tawfik *et al.* (2010), que obtiveram remoção de 65%, utilizando um reator anaeróbio-aeróbio com TDH de 10 horas, preenchido com cubos de espuma de poliuretano e de 69% operando um reator UASB com TDH de 8 horas, respectivamente.

Cabe salientar que a remoção média de DQO esperada para reatores anaeróbios está na faixa de 65-80% (FORESTI, 2002).

Ao observar a Tabela 6 percebe-se uma grande diminuição nos valores de DQO, comparando o EB com o EFA. No caso do efluente do filtro de areia a DQO média foi de  $52 \pm 24 \text{ mg L}^{-1}$ , resultando em uma remoção total de  $94,3 \pm 5\%$ . O que corrobora os resultados relatados por Tonetti *et al.* (2010) e Dominato (2011), os quais afirmaram a eficiência do sistema combinado (filtro anaeróbio associado ao filtro de areia) na remoção de matéria orgânica.

A alta remoção de DQO é semelhante à relatada por pesquisadores operando o já consolidado sistema de lodos ativados. Massé *et al.* (2006) obtiveram um efluente com concentração média igual a  $34 \text{ mg L}^{-1}$ , atingindo uma remoção de 90%, Vaiopoulou *et al.* (2007) alcançaram 88% de remoção, produzindo um efluente com  $56 \text{ mg L}^{-1}$  de DQO.

Os valores de DQO obtidos no EFA atendem a legislação do Estado de Minas Gerais para o lançamento de efluentes em corpos hídricos, que estipula concentração máxima de DQO igual a  $180 \text{ mg L}^{-1}$  (COPAM nº1, 2008), uma das poucas normas brasileiras que indicam o valor DQO máximo aceitável para o descarte de efluentes em corpos d'água. Os valores alcançados também atendem a legislação

européia, que determina como concentração máxima de DQO 125 mg/L (DIRECTIVA 91/271/CEE DO CONSELHO, 1991).

Quanto aos compostos nitrogenados presentes no esgoto bruto, havia basicamente nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) e orgânico, cuja soma é denominada de nitrogênio total Kjeldahl (N-NTK). Em média, a concentração de N-NTK foi de 94 ± 21,1 mgL<sup>-1</sup>.

Verifica-se, a partir da Tabela 6, que a maior parte da concentração de N-NTK no EFB (94%) é composta por N-NH<sub>3</sub>, o que ocorre, pois, durante a primeira parte do tratamento de esgoto, o nitrogênio orgânico é convertido por bactérias em nitrogênio amoniacal através da hidrólise. Este processo pode ter início até mesmo nas tubulações antes do esgoto entrar no reator (GERARDI, 2002). O que justifica a concentração de nitrogênio amoniacal (63%) maior do que a do nitrogênio orgânico, observada já no esgoto bruto.

Entretanto, tanto no esgoto bruto quanto no reator anaeróbio o N-NH<sub>3</sub> dificilmente é convertido em íons nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), já que para esta transformação é necessária a utilização do oxigênio dissolvido pelas bactérias nitrificantes. Portanto, as concentrações destes íons nas amostras de EB e EFB foram muito baixas (Tabela 6), não contribuindo de forma significativa para a soma da concentração de nitrogênio total (N-total), sendo o valor deste igual à concentração de N-NTK (Tabela 6).

Já ao observar a Tabela 6 percebe-se que após passagem do efluente pelo filtro de areia houve o processo de transformação bioquímica conhecido como nitrificação, que resultou no aumento da concentração de N-NO<sub>3</sub>, que saltou de 3 ± 0,9 mg L<sup>-1</sup> no EB para 41 ± 27,8 mg L<sup>-1</sup> no EFA fato que comprova a capacidade nitrificante do filtro de areia, já descrita por Tonetti *et al.*(2005) e Tonetti *et al.* (2010).

Segundo Kang (2004) a alta eficiência apresentada pelo filtro de areia no processo de nitrificação está relacionada à grande área média dos grãos de areia, que garante uma maior superfície de adesão para os microrganismos nitrificantes. Outro aspecto a ser discutido diz respeito ao fácil acesso ao oxigênio dissolvido causado pela operação intermitente, que de acordo com Pell e Nyberg (1989) possibilita uma completa transformação da amônia em nitrato.

Embora tenha ocorrido uma redução na concentração de N-NTK no EFA, em relação ao EB, a mesma não chegou a valores próximos a zero, como foi observado em estudos realizados anteriormente pelo grupo de pesquisa (TONETTI *et al.* 2005; TONETTI *et al.* , 2010). Apenas 70% do N-total foi convertido em NO<sub>3</sub>, essa menor eficiência da nitrificação pode ser consequência do baixo pH apresentado pelo efluente final. De acordo com Metcalf e Eddy (2003), o pH ideal para a ação das bactérias nitrificantes está na faixa de 6,5 a 8, valor bastante superior a média observada neste estudo (pH= 4,1).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), para cada grama de N-NH<sub>3</sub> nitrificado são consumidas 7,2 gramas de CaCO<sub>3</sub>. Assim, dependendo do sistema utilizado, se não for adicionado um composto que forneça valores de alcalinidade, tem início a queda do pH que pode acarretar a inibição dos microrganismos e na interrupção da nitrificação.

Nos trabalhos anteriormente desenvolvidos pelo presente grupo de pesquisa uma porcentagem maior de nitrificação foi atingida em virtude da adição de um composto alcalino no efluente do filtro anaeróbio, o qual fornecia alcalinidade suficiente para que ocorresse a total nitrificação (TONETTI *et al.* 2005; TONETTI *et al.*, 2010).

Segundo a Resolução CONAMA 430 (2011), o efluente final está dentro do limite máximo permitido de 20 mg L<sup>-1</sup>, para o lançamento de efluentes em termos de concentração de nitrogênio amoniacal, no entanto a concentração de nitrato supera o limite máximo de 10 mg L<sup>-1</sup>, estabelecido para os corpos d' água de classe 1, 2 e 3.

### **5.3 *Escherichia coli***

A Tabela 7 traz os valores médios da estimativa de concentração de *E. coli* nas amostras de esgoto bruto (EB), efluente do filtro anaeróbio (EFB) e efluente do filtro de areia (EFA) e a eficiência de remoção, em unidades logarítmicas, do filtro anaeróbio e do filtro de areia.

**Tabela 7:** Médias da estimativa de concentração de *E. coli* nas amostras de EB, EFB e EFA e eficiência de remoção dos filtros anaeróbios e de areia

<b>Amostra</b>	<b>Concentração de <i>E. coli</i> (NMP 100mL<sup>-1</sup>)</b>	<b>Remoção (Unidade Logarítmica)</b>
<b>EB</b>	$2,6 \times 10^6 \pm 2,1 \times 10^6$ <sup>a</sup>	----
<b>EFB</b>	$3,3 \times 10^5 \pm 6,9 \times 10^5$ <sup>b</sup>	1 log
<b>EFA</b>	$2,3 \times 10^2 \pm 3,7 \times 10^2$ <sup>c</sup>	3 log
<b>Remoção Total</b>	----	4 log

Médias na vertical seguidas por letras minúsculas diferentes diferem estatisticamente entre si (Kruskal-Wallis  $p > 0,05$ ).

A concentração média de *E. coli* no EB,  $4,9 \times 10^6 \pm 9,8 \times 10^6$  NMP, está dentro da faixa considerada por Jordão e Pessoa (2005) como típica para esgoto doméstico no Brasil ( $10^6$  a  $10^9$  NMP 100mL<sup>-1</sup>).

A baixa remoção de *E. coli* por sistemas anaeróbios, geralmente de apenas 1 unidade logarítmica, tem sido reportada por diversos autores (CAVALCANTE *et al.*, 2010; CHERNICHARO *et al.*, 2006; MASCARENHAS *et al.*, 2004; VON SPERLING *et al.*, 2002; CHERNICHARO *et al.*, 2001), o observado neste trabalho não foi diferente, ao passar pelo reator anaeróbio houve a redução de apenas 1 unidade logarítmica na concentração de *E. coli* presente no efluente, no entanto a análise de variância demonstrou que houve uma diferença significativa na concentração de *E. coli* presente no EB e no EFB (Teste de Kruskal-Wallis 5%), o que indica que apesar da concentração destas bactérias ainda ser grande no EFB ( $3,3 \times 10^5 \pm 6,9 \times 10^5$  NMP 100 mL<sup>-1</sup>) o filtro anaeróbio contribuiu para a eficiência total do sistema na remoção destas bactérias.

Já a passagem do efluente pelo filtro de areia proporcionou a redução de 3 unidades logarítmicas da concentração de *E. coli*, semelhante aos resultados obtidos por Lagenbach *et al.* (2009), ao utilizar filtro de areia como pós-tratamento de um

tanque séptico. Na ocasião, os pesquisadores alcançaram uma eficiência de 2,6 unidades logarítmicas.

A concentração de *E. coli* presente no efluente final,  $9,0 \times 10^2 \pm 3,9 \times 10^2$ , está dentro dos padrões estabelecidos pela legislação brasileira para corpos hídricos de classe 2, a qual determina concentração máxima de  $1,0 \times 10^3$  NMP  $100 \text{ mL}^{-1}$  (CONAMA 357, 2005).

O estado norte-americano da Califórnia apresenta umas das legislações mais restritivas em relação ao reúso de efluentes. De acordo com a *Regulations Related to Recycled Water, January 1* (California Department of Public Health, 2011) a concentração de coliformes termotolerantes, onde se enquadram as bactérias da espécie *E. coli*, não deve ser maior que 2,2 NMP  $100\text{mL}^{-1}$ , para águas de reúso utilizadas na irrigação de culturas comestíveis. Para a irrigação de áreas de paisagem, com aceso público irrestrito, e de pastagens que servem de alimento para gado leiteiro, a norma também é bastante restritiva, sendo que a concentração de bactérias termotolerantes não deve ultrapassar 23 NMP  $100\text{L}^{-1}$ . Deste modo, o efluente produzido pelo sistema proposto neste trabalho não atende ao estabelecido pela legislação californiana para água de reúso.

A bactéria *Escherichia coli* é o principal microrganismo utilizado como indicador de contaminação fecal em todo o mundo. No entanto, muitos estudos demonstram que este não é o melhor organismo indicador da presença das formas de resistência de protozoários e helmintos, em virtude de fatores como menor resistência a condições ambientais adversas e maior sensibilidade aos processos de desinfecção (DORNER *et al.*, 2007; KISTEMANN *et al.*, 2008; CAVALCANTE *et al.* 2010). Além do mais, devido às suas dimensões relativamente maiores, cistos de protozoários e ovos de helmintos tendem a ser removidos por processos físicos, como sedimentação e filtração, enquanto o decaimento bacteriano se deve muito mais a fatores como temperatura, radiação solar, elevados valores de pH, predação e competição (USEPA, 2006).

Em concordância com a literatura, durante este estudo também não foi observada forte correlação estatística entre a concentração de *E. coli* e a concentração de cistos de *Giardia* spp e de ovos de helmintos, como pode ser observado na Tabela

16 (Apêndice I) (DORNER *et al.*, 2007; KISTEMANN *et al.*, 2008; CAVALCANTE *et al.* 2010).

Deste modo fica evidente que a bactéria *E. coli* e outras bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes termotolerantes, não podem ser consideradas como indicadores plenos da eficiência do tratamento de esgoto, devendo ser empregadas com critérios e ressalvas (VON SPERLING *et al.*, 2003)

#### **5.4 Cistos de *Giardia* spp.**

A estimativa da concentração de cistos de *Giardia* spp. nas amostras de esgoto bruto (EB), efluente do filtro anaeróbio (EFB) e efluente do filtro de areia (EFA) estão apresentadas na Tabela 8, já Tabela 9 trás a estimativa de remoção dos cistos pelo sistema proposto.

**Tabela 8:** Estimativa da concentração de cistos de *Giardia* spp. (cistos/L) nas amostras de EB, EFB e EFA, ao longo dos 12 meses de coleta.

<b>Mês</b>	<b>EB (cistos/L)</b>	<b>EFB (cistos/L)</b>	<b>EFA (cistos/L)</b>
<b>Fevereiro/13</b>	4,0x10 <sup>4</sup>	1,0x10 <sup>2</sup>	5,0x10
<b>Março</b>	5,3x10 <sup>4</sup>	1,0x10 <sup>2</sup>	ND*
<b>Abril</b>	1,2x10 <sup>5</sup>	1,0x10 <sup>2</sup>	5,0x10
<b>Mai</b>	6,0x10 <sup>4</sup>	1,0x10 <sup>2</sup>	3,5x10 <sup>2</sup>
<b>Junho</b>	2,0x10 <sup>4</sup>	2,0x10 <sup>2</sup>	5,0x10
<b>Julho</b>	6,0x10 <sup>4</sup>	2,0x10 <sup>2</sup>	5,0x10
<b>Agosto</b>	2,0x10 <sup>4</sup>	2,0x10 <sup>2</sup>	1,0x10 <sup>2</sup>
<b>Setembro</b>	8,0x10 <sup>4</sup>	2,0x10 <sup>2</sup>	1,0x10 <sup>2</sup>
<b>Outubro</b>	1,0x10 <sup>5</sup>	2,0x10 <sup>2</sup>	1,0x10 <sup>2</sup>
<b>Novembro</b>	2,0x10 <sup>4</sup>	3,0x10 <sup>2</sup>	5,0x10
<b>Dezembro</b>	ND*	ND	ND
<b>Janeiro/14</b>	4,0x10 <sup>4</sup>	5,0x10 <sup>2</sup>	5,0x10
<b>Média</b>	5,7x10 <sup>4</sup> ±3,5x10 <sup>4</sup> <sup>a</sup>	1,5x10 <sup>2</sup> ±1,3x10 <sup>2b</sup>	9,3x10 ± 9,2x10 <sup>b</sup>

Médias seguidas pela mesma letra na horizontal não diferem estatisticamente entre si (Kruskal-Wallis 5%).

\*ND: não detectado.

**Tabela 9:** Estimativa da porcentagem de remoção de cistos de *Giardia* spp. pelo Filtro anaeróbio (FB), pelo Filtro de areia (FA) e remoção total do sistema.

Mês	% Remoção		
	FB	FA	Total
<b>Fevereiro/13</b>	99,7	50,0	99,8
<b>Março</b>	99,8	ND*	ND
<b>Abril</b>	99,9	50,0	99,9
<b>Mai</b>	99,8	--	99,8
<b>Junho</b>	99,0	75,0	99,7
<b>Julho</b>	99,6	75,0	99,9
<b>Agosto</b>	99,0	50,0	99,5
<b>Setembro</b>	99,7	50	99,8
<b>Outubro</b>	99,8	50,0	99,9
<b>Novembro</b>	98,5	83,3	99,7
<b>Dezembro</b>	ND	ND	ND
<b>Janeiro/14</b>	98,7	90,0	99,8
<b>Média</b>	99,5 ± 28,7	56,25 ± 31,6	99,7 ± 28,8

\*ND: Não detectado

No EB e no EFB em apenas uma amostra (Dezembro) não foram detectados cistos de *Giardia* spp., o que representou uma frequência de positividade de 91,7%. Já no EFA a frequência foi de 83,1%, sendo que em duas amostras (março e dezembro) não foi detectada a presença de cistos.

A alta concentração de cistos de *Giardia* spp. presente no EB condiz com o observado por FRANÇA (2007). Ao investigar a ocorrência natural de cistos no esgoto proveniente da mesma região da universidade, a autora encontrou valores que variaram de  $10^4$  a  $10^6$  cisto/L de esgoto bruto.

A alta prevalência de cistos de *Giardia* spp. no esgoto bruto na cidade de Campinas-SP já foi relatada anteriormente por Cantusio Neto *et al.* (2006), o qual ao avaliar a presença de cistos no esgoto bruto afluente a uma ETE da cidade também observou uma alta concentração média deste patógeno ( $10^5$  cistos/L). O que confirma o

caráter endêmico da giardíase na região de Campinas (FRANCO *et al.* 2001, FRANÇA *et al.*, 2007).

A forma infectante do protozoário *Giardia* spp. tem sido frequentemente detectada em amostras de águas residuárias de diversos países ao redor do mundo. No Canadá, Guy *et al.* (2003) observaram uma concentração de  $10^3$  cistos/L de esgoto bruto, mesmo valor encontrado por Oda *et al.* (2005) no Japão, por Huffman *et al.* (2006) nos EUA e por Dungeni e Momba (2010) na África do Sul. Enquanto Bertrand *et al.* (2004), Fu *et al.* (2010) e Reinoso *et al.* (2011), encontraram concentrações por volta de  $10^2$  cistos/L, na França e na Espanha, respectivamente. Maiores concentrações foram relatadas por Robertson *et al.* (2006), na Noruega, e por Cacciò *et al.* (2003) na Itália,  $10^4$  cistos/L.

A concentração de cistos de *Giardia* spp. no esgoto bruto depende de fatores como, saúde, condição cultural e socioeconômica da população, clima, consumo de água, entre outros.

Jakubowski *et al.* (1991) afirmam que a análise de parasitas como a *Giardia* spp. em esgoto é um indicador mais representativo da endemicidade de uma doença, quando comparados a dados epidemiológicos, uma vez que consegue detectar até mesmo casos assintomáticos e portadores com diagnósticos incorretos.

A escolha do tipo de tratamento utilizado exerce um importante papel na redução dos parasitas presentes no esgoto. O lançamento de águas residuárias sem um tratamento adequado é um grande problema de saúde pública, principalmente se o corpo hídrico receptor for utilizado para o abastecimento público, recreação ou fins agrícolas (HO e TAM, 1998; ROBERTSON *et al.*, 2006; BEN AYED *et al.*, 2009). Esta problemática é ainda mais grave em pequenas comunidades ou regiões isoladas, onde o saneamento básico é praticamente inexistente e, conseqüentemente, a prevalência de doenças de veiculação hídrica é alta.

Deste modo é importante buscar opções de tratamento de efluentes que sejam viáveis economicamente e proporcionem uma adequada remoção dos patógenos presentes no esgoto.

Os sistemas anaeróbios, em virtude de inúmeras vantagens, são o núcleo de muitos sistemas simplificados de tratamento de águas residuárias (LUOSTARINEN *et*

al., 2007), contudo, pouco se tem estudado a respeito da eficiência deste tipo de tratamento na remoção de protozoários.

De acordo com a Tabela 9 a maior parte da remoção dos cistos ocorreu no filtro anaeróbio ( $99,5 \pm 28,7\%$ ), valor superior ao alcançado por Verbyla *et al.* (2013), ao operar um reator UASB seguido de duas lagoas de polimento (70% de remoção).

A remoção de cistos e oocistos de protozoários por reatores UASB e filtros anaeróbios pode ser atribuída ao fato dos cistos ficarem retidos no lodo presente no interior destes reatores (VERBYLA *et al.*, 2013). Nos sistemas de lodos ativados e em lagoas utilizadas para o tratamento de efluentes, as formas infectantes de diversos patógenos também se concentram no lodo, em virtude do processo de sedimentação. Assim, uma grande parcela dos cistos presentes no EB é apenas transferida do efluente para o lodo, daí a importância da avaliação e tratamento do lodo antes de sua aplicação na agricultura.

A concentração estimada de cistos presente no lodo do filtro anaeróbio corrobora com essa teoria. Foram feitas quatro análises a fim de estimar a concentração de cistos presentes no lodo do reator anaeróbio e em todas as amostras a concentração de cistos foi de  $10^4$  cistos/L (Tabela 10). Bonatti *et al.* (2007) ao monitorar a concentração de cistos de *Giardia* spp. em amostras de lodo proveniente de uma ETE na cidade de Campinas-SP, que utiliza o sistema de lodos ativados no tratamento, também observou uma alta concentração de cistos no resíduo ( $3,0 \times 10^5$  cistos/L).

**Tabela 10:** Estimativa da Concentração de cistos de *Giardia* spp. presentes no lodo do filtro anaeróbio.

Amostra	Concentração (cistos/L)
1	$1,0 \times 10^4$
2	$4,0 \times 10^4$
3	$2,0 \times 10^4$
4	$1,0 \times 10^4$
Média	$2,0 \times 10^4 \pm 1,4 \times 10^4$

Apesar de diversos estudos terem identificado altos níveis de cistos em lodo (ROBERTSON *et al.*, 2000; SANTOS *et al.* 2004; BONATTI, *et al.*, 2007; GRACZYK *et al.* 2008), a Resolução CONAMA 375/05, legislação brasileira referente ao uso agrícola de lodo de esgoto, não estabelece recomendações para avaliação da presença de cistos e oocistos de protozoários neste tipo de resíduo. Nem mesmo a Organização Mundial de Saúde (WHO) e a agência de proteção ambiental americana (USEPA) possuem, até o momento, resoluções que contemplem a análise de protozoários patogênicos no lodo destinado a agricultura (GERBA e SMITH, 2005; BONATTI, 2007).

Muita atenção é dada apenas a presença de ovos de helmintos em lodos de esgoto (o que será discutido no item 5.5), devido a sua grande resistência às condições ambientais adversas, contudo, (oo)cistos também são altamente resistentes, podendo permanecer infectantes em condições extremas por longos períodos (FRANCO *et al.*, 2007, BONATTI, 2007).

É importante frisar que apesar da alta porcentagem de remoção,  $1,5 \times 10^2 \pm 1,3 \times 10^2$  cistos/L ainda estavam presentes no efluente do filtro anaeróbio, concentração semelhante à encontrada no esgoto bruto de certas regiões de países como França, China e Espanha (BERTRAND *et al.*, 2004; FU *et al.*, 2010; REINOSO *et al.*, 2011). Deste modo, fica evidente a necessidade de um pós-tratamento para este efluente.

Uma opção viável de pós-tratamento, quando se espera manter o baixo custo e garantir a qualidade do efluente é o filtro de areia, a pequena área requerida para a instalação, a pouca energia elétrica consumida e a simplicidade de operação são características favoráveis destes reatores (MICHELS, 1996).

Okojoku e Inabo (2012) estudaram a ação do filtro de areia na remoção de cistos de protozoários e ovos de helmintos. Os autores asseguram que o filtro foi capaz de remover 98% dos ovos e 100% dos cistos de *Giardia* spp. Cabe destacar que a concentração de cistos presentes no esgoto bruto, observado pelos autores, foi de apenas 3 cistos/L, o que pode ter ocorrido em virtude da etapa de visualização e contagem dos cistos ter sido realizada em microscópio óptico, já que amostras ambientais possuem muitos interferentes e o não uso da Reação de Imunofluorescência Direta (RID) nesta etapa pode gerar resultados falso positivos e/ou falso negativos.

Kistemann *et al.* (2008) afirmam que a alta eficiência de remoção de cistos de *Giardia* spp. observada em uma ETE na Alemanha é decorrência do filtro de areia utilizado como tratamento terciário.

Neste trabalho a remoção média estimada de cistos de *Giardia* spp. pelo filtro de areia foi 56,25%. Este valor relativamente baixo pode ser atribuído a granulometria da areia utilizada, próximos estudos devem ser realizados como o intuito de testar o desempenho de um filtro cujo leito seja composto por uma areia mais fina, que provavelmente funcionará como uma barreira mais eficaz contra a passagem dos cistos.

Apesar do teste estatístico de Kruskal-Wallis ( $p > 5\%$ ) mostrar que não houve diferença significativa na concentração média estimada de cistos no EFB (afluente do filtro de areia) e no EFA (Tabela 8), este reator contribuiu para a eficiência média total do sistema, que alcançou 99,7%, se equiparando ao consolidado sistema de lodos ativados (CACCIÒ *et al.*, 2003; ROBERTSON *et al.*, 2000; CANTUSIO NETO *et al.* 2006).

## 5.5 Ovos de Helminhos

A Tabela 11 traz a estimativa da concentração dos ovos de helmintos nas amostras de EB, EFB e EFA.

Foi realizada apenas a análise quantitativa dos ovos, não sendo realizada a identificação dos mesmos quanto ao gênero ou espécie.

**Tabela 11:** Estimativa da concentração de ovos de helminto (ovos/L) nas amostras de EB, EFB e EFA, ao longo dos 12 meses de coleta.

<b>Mês</b>	<b>EB (ovos/L)</b>	<b>EFB (ovos/L)</b>	<b>EFA (ovos/L)</b>
<b>Fevereiro/13</b>	15	ND	ND
<b>Março</b>	ND*	ND	ND
<b>Abril</b>	50	ND	ND
<b>Mai</b>	12,5	ND	ND
<b>Junho</b>	50	ND	ND
<b>Julho</b>	ND	ND	ND
<b>Agosto</b>	ND	ND	ND
<b>Setembro</b>	ND	ND	ND
<b>Outubro</b>	10	0,5	ND
<b>Novembro</b>	7	2,1	ND
<b>Dezembro</b>	49	3	ND
<b>Janeiro/14</b>	ND	0,7	ND
<b>Média</b>	24,0 ± 20,7	1,5 ± 1,18	ND

ND\*: Não detectado

Entre as amostras de EB analisadas, sete foram positivas para a presença de ovos de helmintos, resultando em uma frequência de positividade de 58,3%.

No Brasil diversos estudos foram elaborados a respeito da presença de ovos de helmintos no esgoto bruto. Mascarenhas *et al.* (2004), na cidade de Itabira-MG, observaram uma concentração de 111 ovos/L de esgoto bruto, já em Cuibá-MT, Destro e Amorim (2007) relataram uma concentração de 16,9 ovos/L, enquanto Bastos *et al.*(2010), ao realizarem um estudo a respeito da concentração de ovos no esgoto bruto

da cidade de Viçosas-MG, obtiveram uma concentração média de 30,5 ovos/L. Concentrações maiores foram observadas em estudos realizados no estado do Ceará por Brandão *et al.* (2002) e no estado da Paraíba, por Figueiredo *et al.* (2005), os quais apontaram uma média de 910 ovos/L e 217 ovos/L, respectivamente.

Em outros países em desenvolvimento como Burkina Faso, México e Índia a concentração de ovos observada no esgoto bruto foi de 15,9 ovos/L, 22,7 ovos/L e 38,12 ovos/L, respectivamente (JIMENEZ *et al.*, 2000; GUPTA *et al.* 2009; KONATÉ *et al.*, 2013).

No presente trabalho a concentração média observada, 20,7 ovos/L, foi menor que a relatada na maioria das pesquisas realizadas no Brasil, citadas acima. A concentração de ovos de helmintos no esgoto bruto, assim como a de cistos de *Giardia* spp., depende de fatores que vão desde a oferta de saneamento básico até as condições de saúde da população e varia muito conforme as especificidades de cada região.

A prevalência de enteroparasitoses na cidade de Campinas foi descrita por Cardoso *et al.* (2005), dentre os parasitas identificados, os que apresentaram maior prevalência estão os protozoários *Giardia duodenalis* e *Entamoeba coli* e os helmintos *Endolimax nana* e *Ascaris lumbricoides*.

No que diz respeito ao efluente do filtro anaeróbio, em apenas três amostras foi detectada a presença de ovos de helmintos, sendo a concentração média estimada igual a 1,5 ovos/L.

Segundo Jimenez (2007), os ovos de helmintos nada mais são que partículas presentes no esgoto, deste modo os mecanismos para a remoção deste material são os mesmos utilizados para a remoção de SST: sedimentação, filtração e coagulação/floculação. Contudo, neste trabalho, foi observada apenas uma fraca correlação entre a remoção de ovos e a remoção de SST (Tabela 16 - Apêndice I).

O desempenho de reatores anaeróbios na remoção de ovos de helmintos foi relatada por autores como Von Sperling *et al.* (2002), que estudaram a eficiência de um reator UASB (TDH = 5,5 horas) associado a uma lagoa de estabilização em chicana. O trabalho revelou que 75% dos ovos presentes no esgoto bruto foi removido pelo UASB. Já Mascarenhas *et al.* (2004), utilizando um TDH de 7,5 horas, conseguiram obter uma

remoção de 85,5% dos ovos presentes no EB por meio do mesmo tipo de reator. No entanto, Verbyla *et al.* (2013) observaram uma eficiência de remoção por meio do UASB inferior, apenas 23%. A remoção dos ovos, nos reatores UASB é decorrente dos processos da adsorção em flocos, além da sedimentação simples.

Nos três trabalhos citados a cima uma maior remoção dos ovos foi alcançada após o efluente ser submetido ao pós-tratamento pelo sistema de lagoas de estabilização. Neste tipo de tratamento as formas infectantes de patógenos como helmintos e protozoários são removidas por sedimentação, sendo a alta eficiência uma consequência de altos tempos de detenção hidráulica. De acordo com a Organização Mundial de Saúde, um TDH entre 8 e 10 dias é o suficiente para o cumprimento de suas recomendações, concentração menor que 1 ovo/L de efluente, para o reuso de águas residuárias para a irrigação de culturas (WHO, 2006<sup>b</sup>).

O desempenho de filtros anaeróbios na remoção de ovos de helmintos foi analisado por Cavalcante *et al.* (2010), os autores estudaram a eficiência de três sistemas que utilizavam o filtro anaeróbio para o polimento de efluentes anaeróbios, no nordeste brasileiro. O primeiro sistema avaliado era constituído de decanto-digestor agregado a dois filtros, o segundo foi considerado uma ETE anaeróbia compacta, composta por um digestor anaeróbio (TDH= 13 horas), que aproveita funções dos decanto-digestores e dos reatores UASB em um mesmo reator com separador de fases, seguido por um filtro anaeróbio (TDH= 6,6 horas). O terceiro sistema compreendia em uma lagoa facultativa (TDH= 5 dias) e dois filtros anaeróbios (TDH= 8 horas).

Os autores afirmam que estatisticamente o polimento dos efluentes realizado pelos filtros anaeróbios pode ser considerado significativo. Os efluentes dos três sistemas apresentaram valores menores de 1 ovo/litro, atendendo às recomendações sanitárias da OMS (WHO, 2006<sup>b</sup>).

Assim como ocorre com os (oo)cistos de protozoários a remoção dos ovos de helmintos pelos filtros anaeróbios se deve ao fato dos mesmos ficarem retidos no lodo, em virtude dos processos físicos da sedimentação e da filtração.

Com o intuito de estimar a concentração dos ovos de helmintos, foram realizadas quatro análises do lodo do reator anaeróbio, nos últimos quatro meses da

pesquisa. Das quatro amostras analisadas duas foram positivas e apresentaram altas concentrações de ovos (Tabela 12), exaltando a importância de um adequado tratamento antes do lodo de ETE ser destinado a fins agrícolas.

**Tabela 12:** Estimativa da concentração de ovos de helmintos presentes no lodo do filtro anaeróbio.

<b>Amostra</b>	<b>Concentração (ovos/L)</b>
1	195
2	ND*
3	280
4	ND
Média	237,5 ± 60,5

\*ND: Não detectado

A concentração observada por Mascarenhas *et al.* (2004) no lodo de uma série de lagoas foi muito superior, chegando a 848,48 ovos/g de lodo. Já as concentrações relatadas por Bastos *et al.* (2013), ao avaliar o lodo de cinco ETE de uma região metropolitana brasileira, foram bastante inferiores, sendo a maior concentração média observada igual a 20,43 ovos/g de ST (sólidos totais).

No Brasil, a Resolução CONAMA 375/06 estipula que a concentração de ovos em lodos de classe A deve ser menor que > 0,25 ovos/g de ST, e em lodos de classe B, > 10 ovos/g. Nos Estados Unidos, o uso de lodo de esgoto na agricultura é regulado pela USEPA e, a concentração também não deve ser maior que 0,25 ovos/g de ST (USEPA, 2003).

Neste trabalho a unidade de medida utilizada para o lodo foi litros ao invés de gramas em virtude da característica líquida apresentada pelo lodo do filtro anaeróbio.

Como a maior parte dos ovos foram retidos no filtro anaeróbio (Tabela 11), em nenhuma amostra do efluente do filtro de areia foi detectada a presença de ovos de helmintos. Entretanto, a análise da areia nos permite afirmar que houve certa retenção dos ovos no leito de areia (Tabela 13).

**Tabela 13:** Estimativa da concentração de ovos de helmintos presentes na areia do filtro de areia.

Amostra	Concentração (ovos/g)
1	26,6
2	46,6
3	116,6
4	ND*

A eficiência de filtros de areia na remoção de helmintos foi reportada por Okojoku e Inabo (2012), os autores afirmam que o filtro preenchido com grãos de areia com tamanho entre 1 e 12 mm, foi capaz de remover mais de 98% dos ovos de *Enterobius vermicularis* e *Trichuris trichiura*. Já Jimenez *et al.* (2000), utilizando areia com diâmetro efetivo de 1,2 mm e taxa de aplicação de 15 mh<sup>-1</sup>, alcançaram uma eficiência de remoção de 68% de ovos de helmintos.

## 5.6 Experimento Controle Positivo

Foram realizados quatro experimentos controle das metodologias utilizadas para a detecção de cistos de *Giardia* spp. (Tabela 14) e ovos de helmintos (Tabela 15), a fim de avaliar a eficiência de recuperação das mesmas.

**Tabela 14:** Estimativa da recuperação de cistos de *Giardia* spp. pelos métodos de centrífugo-concentração + clarificação com éter e de filtração em membrana.

Amostra	Centrífugo- Concentração + Clarificação com éter (% de Recuperação)	Filtração em Membrana (% de Recuperação)
1	63	42
2	56	28
3	55	45
4	37	51
Média	52,7 ± 11,1	41,5 ± 9,7

Os dados encontrados na literatura, referente à recuperação de cistos varia consideravelmente e depende da metodologia utilizada e das características apresentadas pelo efluente analisado.

O método de centrífugo-concentração seguido por clarificação com éter, descrito por Robertson *et al.* (2000) e adaptado por Santos *et al.* (2004), foi utilizado para a detecção de cistos de *Giardia* spp. em amostras de esgoto bruto apresentou uma eficiência média de recuperação de 52,7%, inferior ao obtido por França (2007) (90,4%) e semelhante ao relatado por Santos *et al.*, (2004) (54,4%), ambas utilizando a mesma metodologia utilizada no presente estudo para a detecção de cistos de *Giardia* spp. em esgoto bruto.

A técnica de centrífugo-concentração mostrou-se também viável para a recuperação de cistos de *Giardia* spp. em amostras de lodo de esgoto, Bonatti *et al.* (2007) obtiveram uma recuperação média de 43,7%.

Já a recuperação média observada utilizando o método de filtração em membrana para a detecção de cistos nos efluentes do filtro anaeróbio e do filtro de areia, foi de 41,5%. Segundo Santos *et al.* (2011) a técnica da filtração em membrana pode ser considerada uma opção eficiente, os autores obtiveram uma recuperação de 58,8% ao analisarem o efluente de uma ETE da cidade de Campinas, porém, não é recomendada para amostras com alta turbidez, como o esgoto bruto, pois a grande quantidade de material particulado causa uma rápida saturação da membrana. O uso de muitas membranas pode acarretar em maior chance de perda e organismos, pois implica uma maior manipulação da amostra. No presente trabalho para a filtração de 1L das amostras de EFB foram utilizadas em média cinco membranas, e para a filtração de 1L de EFA apenas uma membrana.

McCuin e Clancy (2005) observaram um intervalo de variação muito amplo nas taxas de recuperação, 2,7% a 79,9 %, utilizando o método da separação imunomagnética (IMS). A etapa de purificação por IMS é amplamente utilizada para detecção de protozoários em amostras de água, no entanto seu uso em amostras de esgoto pode ser comprometido em virtude do grande número de interferentes, como substâncias quelantes, presença de compostos contendo carbono orgânico e até

mesmo de algumas formas de ferro, que podem prejudicar a formação dos complexos microesferas anticorpos e epítomos dos (oo)cistos e cistos (SANTOS *et al.* 2011).

Para a detecção de ovos de helmintos a técnica utilizada foi a recomendada pela Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA, 2003), para as amostras de EB, EFB, EFA, lodo do filtro anaeróbio e areia do filtro de areia.

A taxa de recuperação alcançada pela metodologia está apresentada na Tabela 15.

**Tabela 15:** Estimativa da recuperação de ovos de helmintos pelo método regulamentado pela EPA (USEPA, 2003)

<b>Amostra</b>	<b>Eficiência de Recuperação (%)</b>
<b>1</b>	85,5
<b>2</b>	54,0
<b>3</b>	67,5
<b>4</b>	73,4
<b>Média</b>	70,1 ± 13,0

O grande número de etapas desta metodologia pode ocasionar uma alta taxa de perda dos ovos ao longo do processo, contudo a recuperação média obtida no presente trabalho pode ser considerada satisfatória, sendo semelhante ao observado por Bastos *et al.* (2013) ao avaliar a eficiência de recuperação de ovos presente em lodo de esgoto.

Cabe destacar que os ovos de *Haemonchus contortus*, utilizados no experimento controle, apresentam características, como ausência da membrana mamilonada e núcleo multilobado, que os distinguem dos ovos de *Ascaris*, principal helminto encontrado nos esgoto doméstico do Brasil, características estas que podem influenciar no processo de sedimentação dos ovos. Assim, a eficiência de recuperação alcançada no experimento controle pode ser diferente da real eficiência alcançada durante o estudo.

Outra metodologia bastante consolidada para detecção de ovos de helmintos em amostras de efluentes é a regulamentada pela Norma Oficial Mexicana (NOM-001-

ECOL-1996), de acordo com Victórica e Galván (2003) a eficiência desta metodologia pode chegar a 90%.

## 6 CONCLUSÃO

1. O sistema composto pela associação do filtro anaeróbio com filtro de areia apresentou um desempenho compatível com o encontrado na literatura quanto à adequação do efluente aos parâmetros físicos e químicos, produzindo um efluente com baixa concentração de Demanda Química de Oxigênio ( $52 \pm 24 \text{ mgL}^{-1}$ ) e de Sólidos Suspensos Totais ( $17 \pm 20 \text{ mgL}^{-1}$ ), além de baixos valores de turbidez ( $3 \pm 4 \text{ UT}$ ).
2. A concentração de *E. coli* no esgoto bruto está dentro da faixa estipulada para esgoto doméstico no Brasil. O filtro anaeróbio promoveu a remoção de apenas 1 unidade log, enquanto o filtro de areia proporcionou a remoção de 3 unidades log.
3. A alta concentração de cistos presente no esgoto bruto confirma o caráter endêmico da giardíase na cidade de Campinas. No sistema em estudo, a maior parte da remoção dos cistos de *Giardia* spp. ocorreu no filtro anaeróbio (99,5%). O filtro de areia contribuiu para o polimento final do efluente, no entanto não houve diferença significativa entre a concentração de cistos no efluente do filtro anaeróbio e no efluente do filtro de areia e, ainda havia a presença de cistos de *Giardia* spp. no efluente final do sistema.
4. No esgoto bruto não foram identificados ovos de helmintos com a mesma frequência e nem em concentrações tão altas como os cistos de *Giardia* spp.. Após a passagem pelo filtro anaeróbio, apenas três amostras foram positivas para a presença de ovos de helmintos e, não foi detectada a presença de nenhum ovo de helminto no efluente do filtro de areia.
5. A alta concentração de cistos ( $2,0 \times 10^4$  cistos/L) e ovos ( $2,37 \times 10^2$  ovos/L) presente no lodo do filtro anaeróbio evidencia a importância de uma destinação e um tratamento adequado deste resíduo.



## 7 RECOMENDAÇÕES

- Avaliar a presença de cistos de *Giardia* spp. na areia do filtro de areia.
- Estudar o desempenho de um filtro preenchido com areia de menor granulometria, na remoção de cistos de *Giardia* spp.
- Avaliar a eficiência do filtro anaeróbio operando com menor TDH na remoção de patógenos.



## 7 REFERÊNCIAS

ABREU, S. A., ZAIAT, M. Desempenho de reator anaeróbio – aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental** v. 13, n.2, p. 181-188, 2008.

ADAM, R. D. Biology of *Giardia lamblia*. **Clinical Microbiology Reviews**, United States, v. 14, n. 3, p. 447-447, 2001.

AL-DHAM, S. S. Tertiary treatment of municipal sewage via slow sand filtration. MS thesis, King Fahd University of Petroleum and Minerals, Dhahran, Saudi Arabia. 1989.

AL-JILL, S. A. COD and BOD reduction of domestic wastewater using activated sludge sand filters and activated carbon in Saudi Arabia, **Biotechnology**, v. 8, n. 4, p. 473-477, 2009.

ANDRADE NETO, C. O. *et al.* Filtros Anaeróbios com Enchimento de Diferentes Materiais. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.). **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**: coletânea de trabalhos técnicos. Belo Horizonte: PROSAB. 2000. p.75-86.

APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22<sup>a</sup> ed. Washington: American Public Health Association, 2012, 1082 p.

AUSLAND, G. *et al.* Intermittent filtration of wastewater: removal of fecal coliforms and fecal streptococci. **Water Research**, England, v. 36, n. 14, p. 3507-3516, 2002.

AYRES, M. **BIOESTAT**. Universidade Federal do Pará. Belém, Pará. 2005.

BALDURSSON, S.; KARANIS, P. Waterborne transmission of protozoan parasites: Review of worldwide outbreaks - An update 2004-2010. **Water Research**, v. 45, n. 20, p. 6603-6614, 2011.

BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; KELLER, R. Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana. In: FRANCI, R. (coord.). **Desinfecção de efluentes Sanitários**. PROSAB. 2003. p. 27-88.

BASTOS, R. K. X. *et a.* Post-treatment of UASB reactor effluent in waste stabilization ponds and in horizontal flow constructed wetlands: a comparative study in pilot scale in Southeast Brazil. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 4, p. 995-1002, 2010.

BASTOS, V. K. *et al.* Detection and quantification of viable *Ascaris* sp. and other helminth eggs in sewage sludge. **International Journal of Environmental Health Research**, v.23, n.4, p. 352-362, 2013.

BEN AYED, L. *et al.* Presence of parasitic protozoa and helminth in sewage and efficiency of sewage treatment in Tunisia. **Parasitology Research**, v. 105, n. 2, p. 393-406, July 2009.

BERTRAND, I. *et al.* Improved specificity for *Giardia lamblia* cyst quantification in wastewater by development of real-time PCR method. **Journal of Microbiology Methods**, v. 57, p. 41–53, 2004.

BETANCOURT, W. Q.; ROSE, J. B. Drinking water treatment processes for removal of *Cryptosporidium* and *Giardia*. **Veterinary Parasitology**, v. 126, p. 219–234, 2004.

BETHONY, J. *et al.* Soil-transmitted helminth infections: ascariasis, trichuriasis, and hookworm. **The Lancet**, England, v. 367, n. 9521, p. 1521-1532, 2006.

BOMO, A. M. *et al.* Bacterial removal and protozoan grazing in biological sand filters. **Journal of environmental quality**, v. 33, n. 3, p. 1041-1047, 2004.

BONADONNA, L. *et al.* Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts in sewage effluents and correlation with microbial, chemical and physical water variables. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 75, p. 241–252, 2002.

BONATTI, T. R.; FRANCO, R. M.; CANTUSIO NETO, R. Comparison of two methodologies for detection of *Giardia* spp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts in activated sludge samples from a sewage treatment plant in the city of Campinas, São Paulo State, Brazil. **Journal of Water and Health**, v. 05, n. 3, p. 1-7, 2007.

BOWMAN, D. D.; LITTLE, M. D.; REIMERS, R. S. Precision and accuracy of any an assay for detecting *Ascaris* eggs in various biosolids matrices. **Water Research**, v. 37, p. 2063-2072, 2003.

BRANDÃO, L. P., MOTA, S., MAIA, L. F. Perspectiva do uso de efluentes de lagoas de estabiização em irrigação. In: VI Simpósio ÍtaloBrasileiro de Engenharia Sanitária e ambiental – SIEBESA, **Anais...** Vitória-ES, 2002.

BUENO R. F. *et al.* Implantação de wetlands construídas em escala real para o tratamento de esgoto sanitário em residências da Barra do Ribeira no município de Iguape – São Paulo. **InterfacEHS - Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 8, n. 2, 2013.

CACCIÒ, S. M. *et al.* *Giardia* cysts in wastewater treatment plants in Italy. **Applied and environmental microbiology**, United States, v. 69, n. 6, p. 3393-3398, 2003.

CALAWAY, W. T. Intermittent Sand Filters and Their Biology. **Sewage and Industrial Wastes**, v. 29, n. 1, p. 1-5, 1957.

California Department of Public Health. **Regulations Related to Recycled Water**, January 1, 2011.

CAMARGO, S. A. R.; NOUR, E. A. Bamboo as an anaerobic medium: effect of filter column height. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, England, v. 44, n. 4, p. 63-70, 2001.

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

CANTUSIO NETO, R.; SANTOS, L. U.; FRANCO, R. M. B. Evaluation of activated sludge treatment and the efficiency of the disinfection of *Giardia* species cysts and *Cryptosporidium* oocysts by UV at a sludge treatment plant in Campinas, south-east Brazil. **Water Science and Technology**, v. 54, n. 3, p. 89 – 94, 2006.

CARDOSO, F. M *et al.* Enteroparasitoses em usuários da rede municipal de saúde de Campinas, São Paulo. **Revista Ciências Médicas**, v. 14, n. 4, p. 337-343, jul-ago 2005.

CAVALCANTE, F. L. *et al.* Eficiência sanitária de filtros anaeróbios avaliada em função da remoção de ovos de vermes e coliformes fecais. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 3, n. 1, p. 49-61, 2010.

CAVALCANTI, P. F. F. *et al.*, Pós-Tratamento de Efluentes Anaeróbios em Lagoas de Polimento. p.105-169 In: CHERNICHARO, C. A. L. (Coord.), **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. v. 2, 1 ed. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. 544p.

CAVINATTO, A. D. S.; PAGANINI, W. D. S. Os microrganismos nas atividades de disposição de esgotos no solo: estudo de caso. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 12, n. 1, p. 42-51, 2007.

CENTER OF DISEASE CONTROL AND PREVENTION – CDC. Epidemiology and Risk Factors: *Giardia*. Disponível em <<http://www.cdc.gov/parasites/Giardia/epi.html>> Acesso em Abril de 2013.

CHERNICHARO, C. A. L.; MACHADO, R. M. G. Feasibility of the UASB/AF system for domestic sewage treatment in developing countries. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 8-9, p. 325 – 332, 1998.

CHERNICHARO, C. A. L.; HAANDEL, A. C. VAN; FORESTI, E.; CYBIS, L. F. Introdução. p.19-34. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coord.) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. v. 2, 1 ed. Belo Horizonte: PROSAB, 2001. 544p.

CHERNICHARO, C. A. L. Post-Treatment Options for the Anaerobic Treatment of Domestic Wastewater. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 5, n. 1, p. 73-92, 2006.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. 2. Ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5).

CHU, L.; LI, S. Filtration capability and operational characteristics of dynamic membrane bioreactor for municipal wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 51, p. 173–179, 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. 2006. **Resolução CONAMA 375/2006**.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. 2006. **Resolução CONAMA 357/2006**.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. 2011. **Resolução CONAMA 430/2011**.

COSTA COUTO, L. C. Filtro anaeróbio com bambu para tratamento de esgotos domésticos. 1993. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1993.

COPAM - Conselho Estadual De Política Ambiental. **Deliberação Normativa nº 1**. Diário do Executivo de Minas Gerais, Minas Gerais, 2008.

CRAUN, G. F. *et al.* Waterborne outbreaks of cryptosporidiosis. **Journal American Water Works Association**, v. 90, n. 9, p. 81-91, 1998.

CRUZ, L. M. O. *et al.* Coconut shells as filling material for anaerobic filters. **Springer Plus**, v. 655, n. 2, 2013.

DESPOMMIER, D. Toxocariasis: clinical aspects, epidemiology, medical ecology, and molecular aspects. **Clinical microbiology reviews**, United States, v. 16, n. 2, p. 265-265, 2003.

DESTRO, C. A. M., AMORIM, R. Avaliação do desempenho do sistema de lagoas de estabilização do bairro CPA III em Cuiabá-MT, a partir de variáveis físico-químicas e biológicas. In: I Simpósio de Recursos Hídricos do Norte e Centro Oeste, **Anais...**, Cuiabá-MT, 2007.

**DIRECTIVA 91/271/CEE DO CONSELHO**, de 21 de Maio de 1991, relativa ao tratamento de águas residuais urbanas.

DOMINATO, D. T. Tratamento de Efluente Anaeróbio: Condicionamento em Filtros de Areia Visando Lançamento e Reúso. 2011. 278p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Universidade Estadual de Campinas, 2011.

DORNER, S. *et al.* Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. **Journal of Water and Health**, v. 05, n. 2, p. 241-257, 2007.

DUNGENI, M.; MOMBA, M. N. B. The abundance of *Cryptosporidium* and *Giardia* spp. in treated effluents produced by four wastewater treatment plants in the Gauteng province of South Africa. **Water South Africa**, v. 36, p. 425–431, 2010.

ELLIS, K. V. Slow sand filtration as a technique for the tertiary treatment of municipal sewages. **Water Research**, v. 21, n. 4, p. 403-410, 1987.

ESCOBAR-PARDO, M. L. *et al.* Prevalência de parasitoses intestinais em crianças do Parque Indígena do Xingu. **Jornal de Pediatria**, v. 86, n. 6, p. 493-496, 2010.

FAROOQ, S.; ALYOUSEF, A. K. Slow sand filtration of secondary effluent. **Journal of Environmental Engineering-asce**, v. 119, n. 4, p. 615-630, 1993.

FAUBERT, G. Immune response to *Giardia duodenalis*. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 13, n. 1, p. 35-35, 2000.

FIGUEIREDO, A. M. F. *et al.* Aspectos sanitários de efluentes tratados utilizados na cultura do quiabo (*Abelmoschus esculentus*). In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais...**, Campo Grande-MS, 2005.

FLEIMING, H. C.; WINGENDER, J. Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs)-Part I: Structural and ecological aspects. **Water Science and Technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 43, n. 6, p. 1-8, 2001.

FIA, F. R. L. *et al.* Remoção de compostos fenólicos em reatores anaeróbios de leito fixo com diferentes materiais suporte. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 10, p. 1079-1086, 2010.

FORESTI, E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 10, p.181–186, 2002.

FRANCO, R. M. B.; ROCHA-EBERHARDT, R.; CANTUSIO NETO, R. Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in raw water from the Atibaia river, Campinas, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical**, v. 43, n. 2, p. 109-111, 2001.

FRANCO, R. M. B. Protozoários de veiculação hídrica: relevância em saúde pública. **Revista Pan-americana de Infectologia**, v. 9, n. 4, p. 36-43, 2007.

<sup>a</sup>FRANCO, R. M. B.; BRANCO, N. LEAL, D. A. G. Métodos de concentração e detecção de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp. em amostras de água. **Revista de Patologia Tropical**, v. 41, n. 2, p. 119-135, 2012.

<sup>b</sup>FRANCO, R. M. B. *et al.* Avaliação da performance de metodologias de detecção de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp. em água destinada ao consumo humano, para o atendimento às demandas da Vigilância em Saúde Ambiental no Brasil. **Epidemiologia em Serviços de Saúde**, Brasília, v. 21, n. 2, p. 233-242, abr-jun 2012.

FRANÇA, R. B. *Cryptosporidium* spp., *Giardia* spp. e ovos de helmintos em esgoto hospitalar: destruição e análise de dano estrutural dos protozoários após processo fotoeletroquímico. 159p, 2007. Dissertação (Mestrado em Parasitologia). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

FU, C. Y. *et al.* Monitoring and evaluation of removal of pathogens at municipal wastewater treatment plants. **Water Science and Technology**, v. 61, p, 1589–1599, 2010.

FUNASA - Fundação Nacional da Saúde (2002).

GERARDI, M. H. **Nitrification and denitrification in the activated sludge process**. 1ed. New York - USA: Wiley-Interscience, 2002.

GERBA, P. C.; SMITH Jr, J. E. Source of pathogenic microorganisms and their fate during and application of wastes. **Journal Environment Quality**, v. 34, p. 42-48, 2005.

GILL, L. W. *et al.* Comparison of Stratified Sand Filters and Percolation Trenches for On-Site Wastewater Treatment. **Journal of Environmental Engineering-asce**, v. 135, n. 1, p. 8-16, 2009.

GONÇALVES, R. F.; LIMA, M. R. P.; PASSAMANI, F. R. F. Características físico-químicas e microbiológicas do lodo de lagoas. In: **Gerenciamento do lodo de lagoas de estabilização não mecanizadas**. Rio de Janeiro: PROSAB, 1999. p. 25-37.

GONÇALVES, R. F. **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: PROSAB, 2003. 438 p.

GRACZYK *et al.* Occurrence of *Cryptosporidium* and *Giardia* in sewage sludge and solid waste landfill leachate and quantitative comparative analysis of sanitization treatments on pathogen inactivation. **Environmental Research**, v. 106, n. 1, p. 27-33, 2008.

GUJER, W.; ZEHNDER, A. J. B. Conversion processes in anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 15, n. 8-9, p. 127-167, 1983.

GULLIAN, M. *et al.* Effect of turbidity on the ultraviolet disinfection performance in recirculating aquaculture systems with low water exchange. **Aquaculture Research**, v. 43, p. 595–606, 2012.

GUPTA, N.; KHAN, D. K.; SANTRA, S. C. Prevalence of intestinal helminth eggs on vegetables grown in wastewater-irrigated areas of Titagarh, West Bengal, India. **Food Control**, v. 20, p. 942-945, 2009.

GUY, R. A. *et al.* Real-time PCR for quantification of *Giardia* and *Cryptosporidium* in environmental water samples and wastewater. **Applied Environmental Microbiology**, v. 69, p. 5178–5185, 2003.

HACHICH, E. M. *et al.* *Giardia* and *Cryptosporidium* in source waters of São Paulo State, Brazil. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, England, v. 50, n. 1, p. 239-245, 2004.

HELLER, L. *et al.* Oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*: circulação no ambiente e riscos à saúde humana. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, Brasília, v. 13, n. 2, jun. 2004 .

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2006.

HELLER, L. *et al.* Association between the concentration of protozoa and surrogates in effluents of the slow sand filtration for water treatment. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 38, p. 337-345, 2007.

HO, B. S. W.; TAM, T. Y. *Giardia* and *Cryptosporidium* in sewage contaminated river waters. **Water Research**, v. 32, p. 2860–2864, 1998.

HUFFMAN, D.E. *et al.* Detection of infectious parasites in reclaimed water. **Water Environmental Research**, v. 78, p. 2297–2302, 2006.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro, 2010.

JARROLL, E. L.; BINGHAM, A. K.; MEYER, E. A. Effect of chlorine on *Giardia lamblia* cyst viability. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 41, n. 2, p. 483-487, 1981.

JIMENEZ, B. *et al.* Sand and synthetic medium filtration of advanced primary treatment effluent from Mexico City. **Water Research**, v. 34, n. 2, p. 473-480, 2000.

JIMENEZ, B. Helminth ova control in wastewater and sludge for agricultural reuse. In: GRABOW, W. O. K(ed). **Water and Health**. Encyclopedia of Life Support Systems(EOLSS), vol. II, Oxford ,UK, 2007.

JAKUBOWSKI, W. *et al.* Determining *Giardiasis* prevalence by examination of sewage. **Water Science Technology**, v. 24, p. 173-178, 1991.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3 Ed., Rio de Janeiro: ABES, 2005.

KAMIZOULIS, G. Setting health based targets for water reuse (in agriculture). **Desalination**, p. 154-163, 2008.

KANG, Y. W. Biological treatment of turkey processing wastewater with sand filtration. MS. Thesis. The Ohio State University. 2004.

KARANIS, P.; KOURENTI, C.; SMITH, H. Waterborne transmission of protozoan parasites: A worldwide review of outbreaks and lessons learnt. **Journal of Water and Health**, v. 5, n. 1, p. 1-38, 2007.

KATZ, D. E. *et al.* Prolonged outbreak of *Giardiasis* with two modes of transmission. **Epidemiology and Infection**, England, v. 134, n. 5, p. 935-941, 2006.

KEELEY, A., FAULKNER, B. R. Influence of land use and watershed characteristics on protozoa contamination in a potential drinking water resources reservoir. **Water Research**, v. 42, p. 2803–2813, 2008.

KISTEMANN, T. *et al.* A comparison of efficiencies of microbiological pollution removal in six sewage treatment plants with different treatment systems. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 211, n. 5-6, p. 534-545, Oct 2008.

KONATÉ, Y. *et al.* Parasite removal by waste stabilization pond in Burkina Faso, accumulation and inactivation in sludge. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 101-106, Jan 2013.

LANGENBACH, K. *et al.* Slow Sand Filtration of Secondary Clarifier Effluent for Wastewater Reuse. **Environmental Science and Technology**, v. 43, p. 5896–5901, 2009.

LANE, S.; LOYD, D. Current Trends in Research into the Waterborne Parasite *Giardia*. **Critical Reviews in Microbiology**, NEW YORK, v. 28, n. 2, p. 123-123, 2002.

LEVINE, N. D. *et al.* A newly revised classification of the protozoa. **Journal of Protozoology**, v. 27, n. 1, p. 37-58, 1980.

LONIGRO, A. *et al.* *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocyst in membrane-filtered municipal wastewater used for irrigation. **Applied Environmental Microbiology**, v. 72, n. 12, p. 7016-7918, Dec. 2006.

LUOSTARINEN, S. *et al.* Effect of temperature on anaerobic treatment of black water in UASB-septic tank systems. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 5, p. 980-986, 2007.

MARA, D., SLEIGH, A. Estimation of *Ascaris* infection risks in children under 15 from the consumption of wastewater irrigated carrots. **Journal of Water & Health**, v. 8, n. 1, p. 35-38, 2010.

MASCARENHAS, L. C. A.; VON SPELING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasas, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 1, p. 45-54, jan/mar 2004.

MASSÉ, A.; SPÉRANDIO, M.; CABASSUD, C. Comparison of sludge characteristics and performance of a submerged membrane bioreactor and an activated sludge process at high solids retention time. **Water Research**, v. 40, n. 12, p. 2405–2415, 2006.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009.

MCCUIN, R. M; CLANCY, J. L. Methods for the recovery, isolation and detection of *Cryptosporidium* oocyst in wastewater. **Journal of Microbiological Methods**, v. 63, n. 1, p. 73-88, 2005.

MEDEIROS, R. C. Comparação da resistência de protozoários patogênicos – *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. – e de microrganismos indicadores à desinfecção sequencial Cloro-Radiação Ultravioleta e Ozônio-Radiação Ultravioleta. 2010. 210p. Dissertação (Mestrado em Ciências - Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

MEDEMA, G. J.; SCHIJVEN, J. F. Modelling the sewage discharge and dispersion of *Cryptosporidium* and *Giardia* in surface water. **Water Research**. v. 35, n. 18, p. 4307-4316. 2001.

MENORET, C. *et al.* Use of recycling through medium size granular filters to treat small food processing industry effluents. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 12, p. 225-232, 2002.

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

MICHELS, C. J. System suited for small communities. **Water Environmental and Technology**. v. 7, n. 8, p. 45-48. 1996.

MONIS, P. T.; CACCIO, S. M.; THOMPSON, R. C. A. Variation in *Giardia*: towards a taxonomic revision of the genus. **Trends in Parasitology**, v. 25, n. 2, p. 93-100, Feb 2009.

MONIS, P. T.; THOMPSON, R. C. A. *Cryptosporidium* and *Giardia*-zoonoses: fact or fiction? **Infection, Genetics and Evolution**, v. 3, n. 4, p. 233-244, 2003.

MOURA, L. *et al.* Waterborne toxoplasmosis, Brazil, from Field to gene. **Emerging Infection Disease**, 12, p. 326-329, 2006.

NASSER, A. M. *et al.* Prevalence and fate of *Giardia* cysts in wastewater treatment plants. **Journal of applied microbiology**, v.113, n. 3, p. 477 – 484, sept. 2012.

NBR 6502 - Rochas e solos – Análise granulométrica conjunta. São Paulo, ABNT. 1995.

NEVES, D. P. **Parasitologia Humana**. 12 ed. São Paulo: Atheneu, 2011. 546 p.

NOM – Norma Oficial Mexicana. Técnica para la determinación y cuantificación de huevos de helminto – Anexo 1 – **NOM – 001 –ECOL – 1996**, Que establece los limites

máximos permisibles de contaminantes em lâs descargas de águas residuales en águas y bienes nacionales.

ODA, T.; KAWABATA, M.; UGA, S. Detection of *Giardia* Cysts in sewage and estimations of *Giardiasis* prevalence among inhabitants in Hyogo prefecture, Japan. **Tropical Medicine and Health**, v. 33, p. 1–5, 2005.

OKOJOKWU, O. J.; INABO, H. I. Comparative Parasitological Evaluation of Wastewater using Biosand Filter and Waste Stabilisation Ponds. **World Journal of Life Sciences and Medical Research**, v. 2, n. 1, p. 8, 2012.

OTTOSON, J. *et al.* Removal of viruses, parasitic protozoa and microbial indicators in conventional and membrane processes in a wastewater pilot plant. **Water Research**, v. 40, p-1449–1457, 2006.

PELL, M.; NYBERG, F. Infiltration of wastewater in a newly started pilot sand-filter system: Reduction of organic matter and phosphorus. **Journal of Environmental Quality**, v. 18, n. 4, p. 451-457, 1989.

PIMENTA, M. *et al.* Desempenho de Reatores Piloto Tipo UASB e Híbrido para o Tratamento de Esgoto Doméstico. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, **Anais....** Campo Grande: ABES, 2005.

PROCHASKA, C. A.; ZOUBOULIS, A. I. Performance of intermittently operated sand filters: A comparable study, treating wastewaters of different origins. **Water air and soil pollution**, v. 147, n. 1-4, p. 367-388, 2003.

REINOSO, R. *et al.* Mechanisms for parasite removal in a waste stabilization pond. **Microbial Ecology**, v. 61, p. 684–692, 2011.

Regulations Related to Recycled Water, January 1 (2011)

REY, L. **Bases da Parasitologia Médica**. 2ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2002. 379 p.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSR, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p. 406-41. 1986.

ROBERTSON, L. J. *et al.* *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts at sewage treatment works in Scotland, UK. **Water Research**, v. 34, p. 2310-2322, 2000.

ROBERTSON, L. J.; HERMANSEN, L.; GJERDE, B.K. Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in sewage in Norway. **Applied Environmental Microbiology**, v. 72, p. 5297–5303, 2006

ROCKWELL, R. L. *Giardia lamblia* e giardiasis with particular attention to the Sierra Nevada, 2003. Disponível em <<http://www.ridgenet.net/~rockwell/Giardia.pdf>> Acesso em: 10 set. 2012.

ROLLAND, P. L. Influence of the physical and mechanical characteristics of sands on the hydraulic and biological behaviors of sand filters. **Desalination**, v. 248, p. 998-1007, 2009.

SABBAH, I. *et al.* Intermittent sand filtration for wastewater treatment in rural areas of the Middle East-a pilot study. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 11–12, p. 147–152, 2003.

SANTOS, L. U. *et al.* Occurrence of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in activated sludge samples in Campinas, SP, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 46, n. 6, p. 309-313, 2004.

SANTOS, L. U. *et al.* Detecção de oocistos de *Cryptosporidium spp.* e cistos de *Giardia spp.* em amostras de esgoto bruto ou tratado: avaliação crítica dos métodos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16 n.2, p. 115-1120, abr/jun 2011.

SANTOS, M. L. F.; FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coord.) **Tratamento e utilização de esgotos sanitários: Reuso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim**, v. 2, 1 ed. Recife: PROSAB. 2006.

SAVIOLLI, L.; GABRIELI, A. F. Helminthic Diseases: Intestinal Nematode Infection. **World Health Organization**, Geneva, Switzerland, 2008.

SENGUPTA, M. E. *et al.* Sedimentation of helminth eggs in water. **Water Research**, v. 45, n.15, p. 4651-60, 2011.

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

SMITH, A. *et al.* Outbreaks of waterborne infectious intestinal disease in England and Wales, 1992-2003. **Epidemiology and Infection**, v. 134, n. 6, p. 1141-1149, 2006.

SPEECE, R. E. **Anaerobic Biotechnology**. Nashville: Archae Press. 1996.

STEVIK, T.; AUSLAND, A, K.; G.; HANSSSEN, J. Retention and removal of pathogenic bacteria in wastewater percolating through porous media: a review. **Water Research**, v. 38, n. 6, p. 1355-1367. 2004.

TAI, C. S.; SINGH, K. S.; GRANT, S. R. A novel two-stage integrated anaerobic–aerobic biotreatment system for lowstrength wastewater. In: 10th World Congress on Anaerobic Digestion. **Proceedings...** Montreal, Canada, 2004. v. 2, p. 1051–1057.

TAWFIK, A.; EL-GOHARY, F.; TEMMINK, H. Treatment of domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket reactor followed by moving bed biofilm reactor (MBBR). **Bioprocess and Biosystems Engineering**, 2010.

THOMPSON, R. C. A. The zoonotic significance and molecular epidemiology of *Giardia* and *Giardiasis*. **Veterinary Parasitology**, v. 126, n. 1-2, p. 15-35, Dec 2004.

TONETTI, A. L.. Pós-tratamento de filtro anaeróbio por filtros de areia. 2004, 120p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

TONETTI, A. L. *et al.* Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtros de areia. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n.3, p.209-218, 2005.

TONETTI, A. L. Tratamento de esgotos pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtros de areia. 2008, 187p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

TONETTI; A. L. *et al.* Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.2, p.227-234, 2010.

TONETTI, A. L. *et al.* Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n.1, p. 11-16, jan/mar 2011.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Environmental Regulations and Technology: Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge**. Appendix I: analytical method for viable helminth ova. USA, 2003.

USEPA - United States Environmental Protection Agency. **Process design manual: land treatment of municipal wastewater**. Technology Transfer. Cincinnati, Ohio, 2006.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: Um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande: EPGRAF, 2008.

VAIOPOULOU, E.; MELIDIS, P.; AIVASIDIS, A. An activated sludge treatment plant for integrated removal of carbon, nitrogen and phosphorus. **Desalination**, v. 211, n. 1-3, p. 192-199, June, 2007.

VERBYLA, M. E. *et al.* Wastewater infrastructure for small cities in an urbanizing world: integrating protection of human health and the environment with resource recovery and food security. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 8, p. 3598 – 3605, April, 2013.

VICTORICA, J.; GALVÁN, M. Preliminary testing of a rapid coupled methodology for quantitation/viability determination of helminth eggs in raw and treated wastewater. **Water Research**, v. 37 p. 1278-1287, 2003.

VON SPERLING, M. *et al.* Coliform and helminth eggs removal in a combined UASB reactor – baffled pond system in Brazil: performance evaluation and mathematical modeling. **Water Science and Technology**, v. 45, n. 10, p. 237–242, 2002

VON SPERLING, M. *et al.* Lagoas de Estabilização. In: Gonçalves, R. F. (coord). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: PROSAB, 2003, p. 277-336.

WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Wastewater disinfection: Manual of Practice**. 2006.

<sup>a</sup>WHO - World Health Organization. **WHO: Guidelines for drinking water quality**, v. 11. Geneva, 2006.

<sup>b</sup>WHO - World Health Organization. WHO: Guidelines for safe use of wastewater, excreta and greywater. In: **Wastewater Use in Agriculture**, v. 2, Geneva, 2006. 222 p.

WHO - World Health Organization. **World Health Statistic**, 2009, 149 p.

WICKRAMANAYAKE, G. B.; RUBIN, A. J.; SPROUL, O. J. Inactivation of *Giardia lamblia* cysts with ozone. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 48, n. 3, p. 671-672, 1984.

YOUNG, J. C. Factors affecting the design and performance of upflow anaerobic filter. **Water Science and Technology**, v. 24, n. 8, p. 133-155. 1991.

YOUNG, J. C.; MCCARTY, P. L. The anaerobic filter for waste treatment. **Journal of Water Pollution Control Federation**, n. 41. 1969.

ZERBINI, A. M. Identificação e análise de viabilidade de ovos de helmintos em um sistema de tratamento de esgotos domésticos constituído de reatores anaeróbios e rampas de escoamento superficial. 2000, 143p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG.

ZINI, R. M. *et al.* Atuação do Laboratório de Saúde Pública na elucidação do surto de diarreia causado por *Cyclospora cayetanensis* no município de General Salgado, SP. **Revista IAL**, v. 63, p. 116-121, 2004.



## APÊNDICE I

A Tabela 16 apresenta a correlação estatística entre a turbidez, remoção de SST, concentração de *E. coli* e as concentrações de cistos de *Giardia* spp. e ovos de helmintos.

**Tabela 16:** Coeficiente de correlação linear de Pearson (r) entre as variáveis turbidez, SST, concentração de *E. coli* e as concentrações de cistos de *Giardia* e ovos de helmintos.

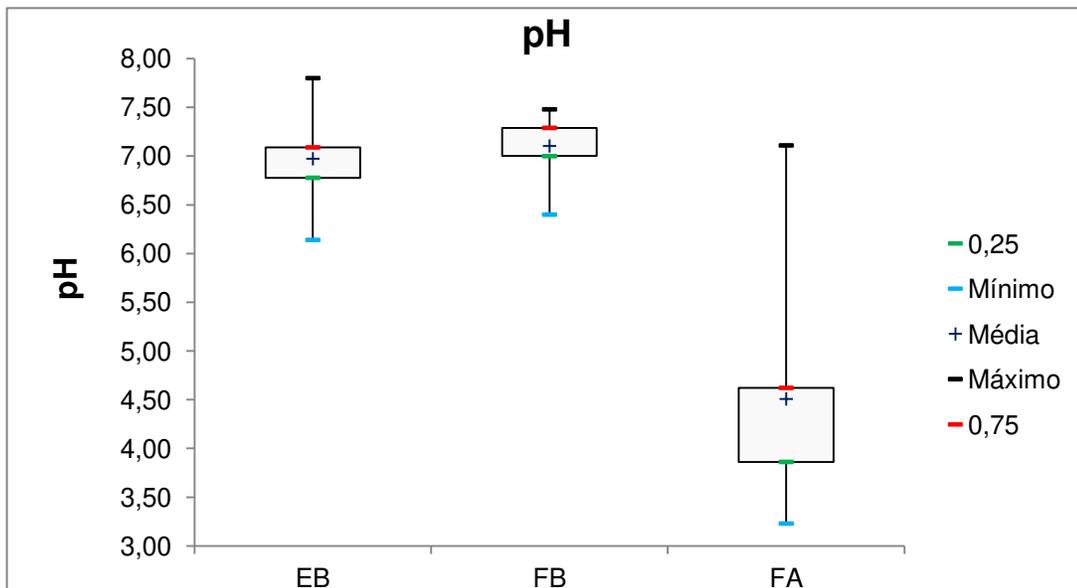
	Cistos de <i>Giardia</i> spp.			Ovos de helmintos		
	EB (r)	EFB (r)	EFA (r)	EB (r)	EFB (r)	EFA (r)
<b>Turbidez</b>	0,3937	-0,3689	0,3560	0,0707	0,2820	--
<b>SST</b>	0,1495	0,0704	0,0107	-0,0492	-0,0261	
<b><i>E. coli</i></b>	0,1996	-0,2395	-0,1117	0,6005	-0,1481	--
<b>Remoção de SST</b>	--	-0,1049	0,0345	--	0,2329	--



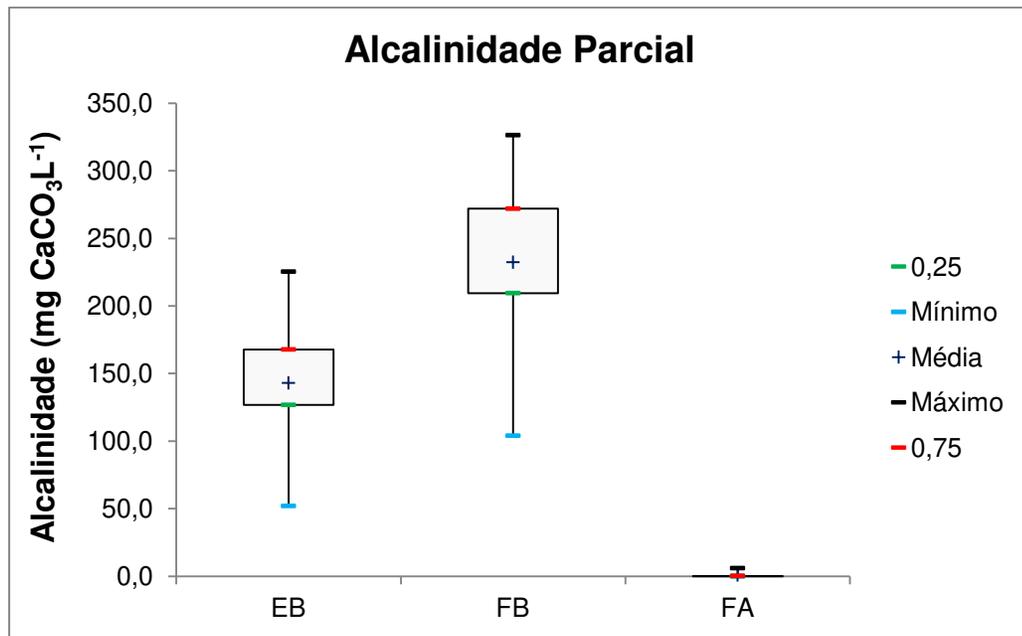
## APÊNDICE II

Nas figuras apresentadas nas próximas páginas estão dispostos os diagramas não exibidos na discussão. Para cada um dos parâmetros físicos e químicos analisados tem-se um gráfico que representa a variação dos dados encontrados para todo o período analítico.

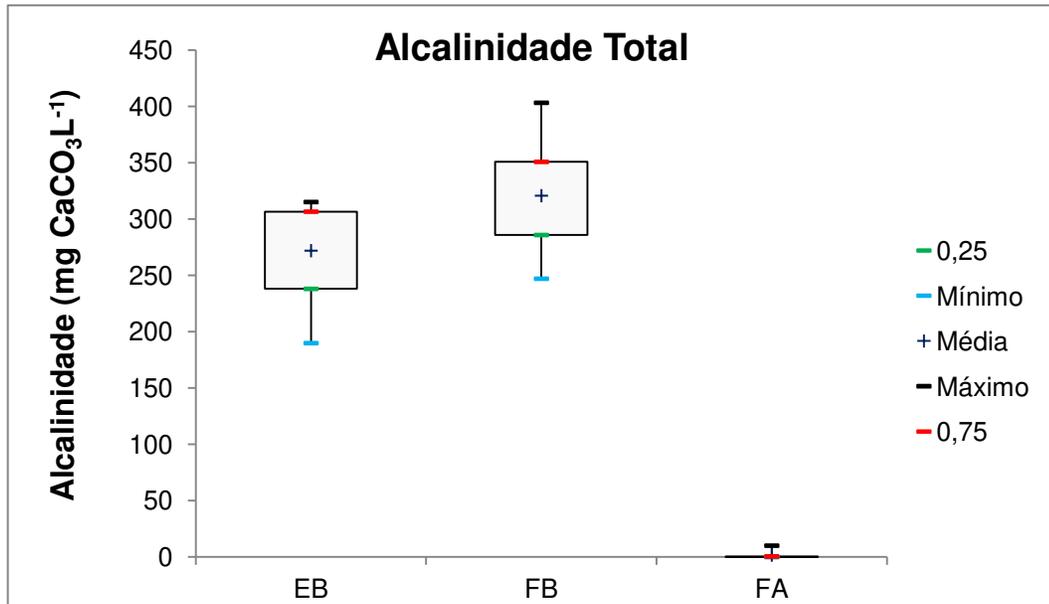
A representação gráfica *Box-plot* é uma ferramenta estatística que possibilita a visualização da distribuição dos pontos amostrados, apresentando no box a média, o primeiro quartil (25 %) e o terceiro quartil (75 %) e os valores máximos e mínimos da distribuição. Para esse tipo de representação pode-se afirmar que quanto maior o comprimento do box interior maior será a heterogeneidade da amostra, conseqüentemente, maior será o desvio padrão.



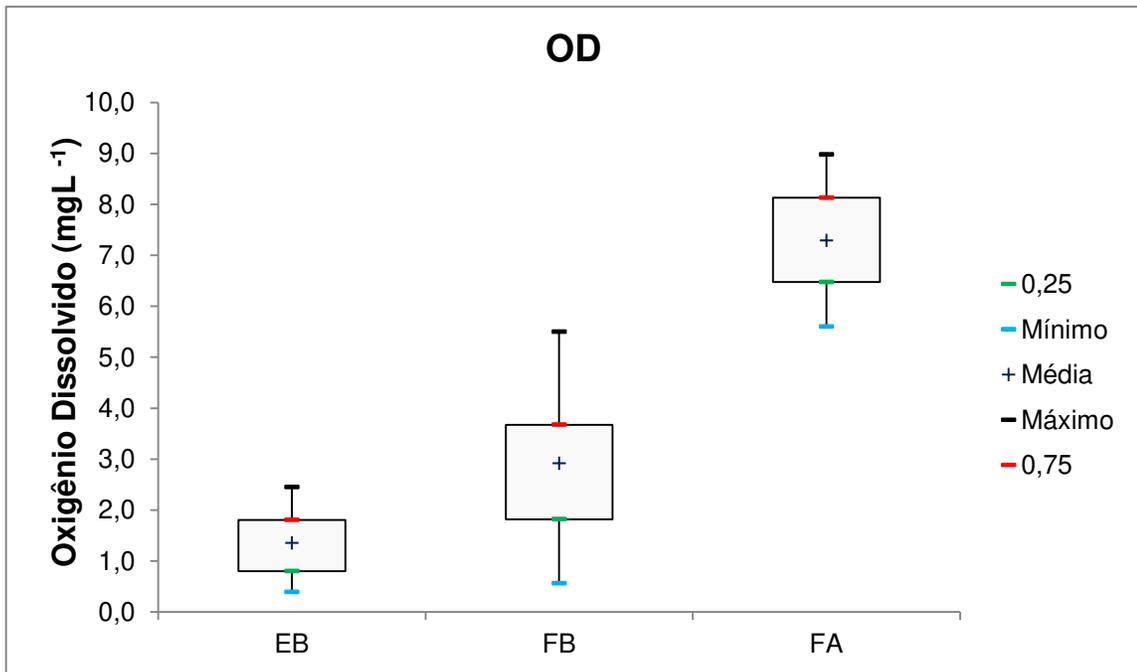
**Figura 16:** Variação do pH nas amostras de EB, EFB e EFA.



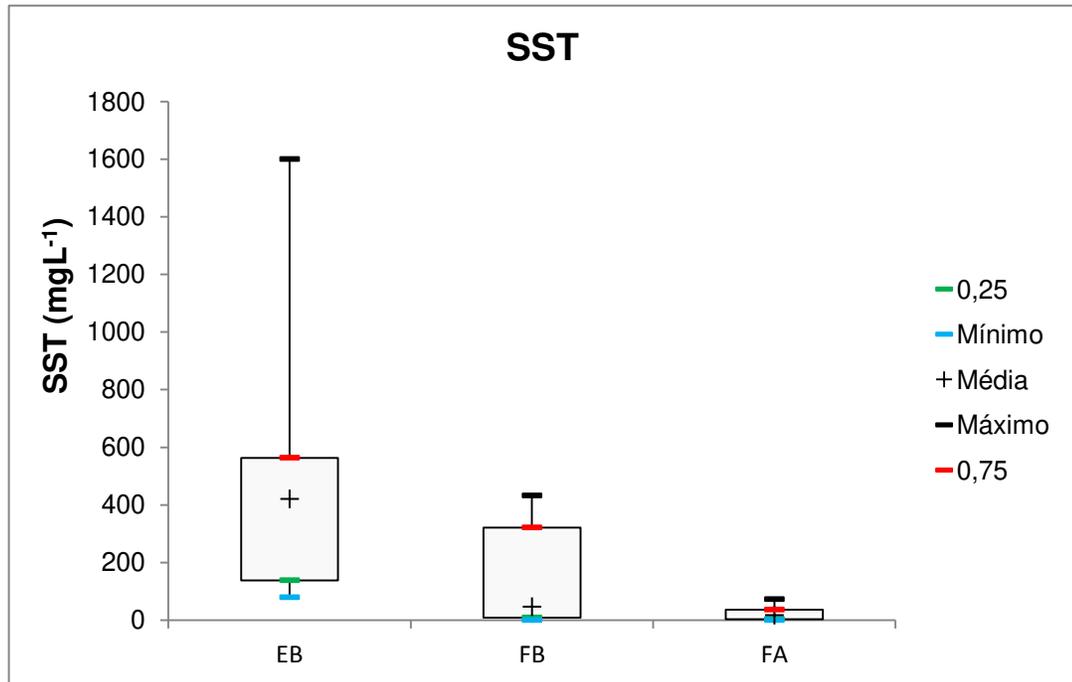
**Figura 17:** Variação da Alcalinidade Parcial nas amostras de EB, EFB e EFA.



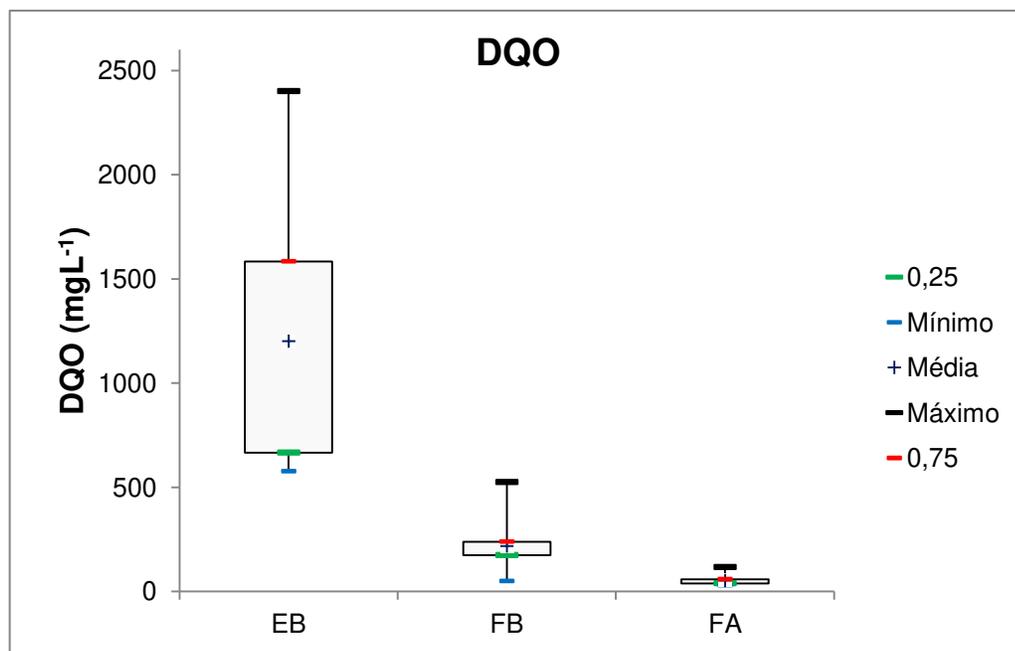
**Figura 18:** Variação da Alcalinidade Total nas amostras de EB, EFB e EFA.



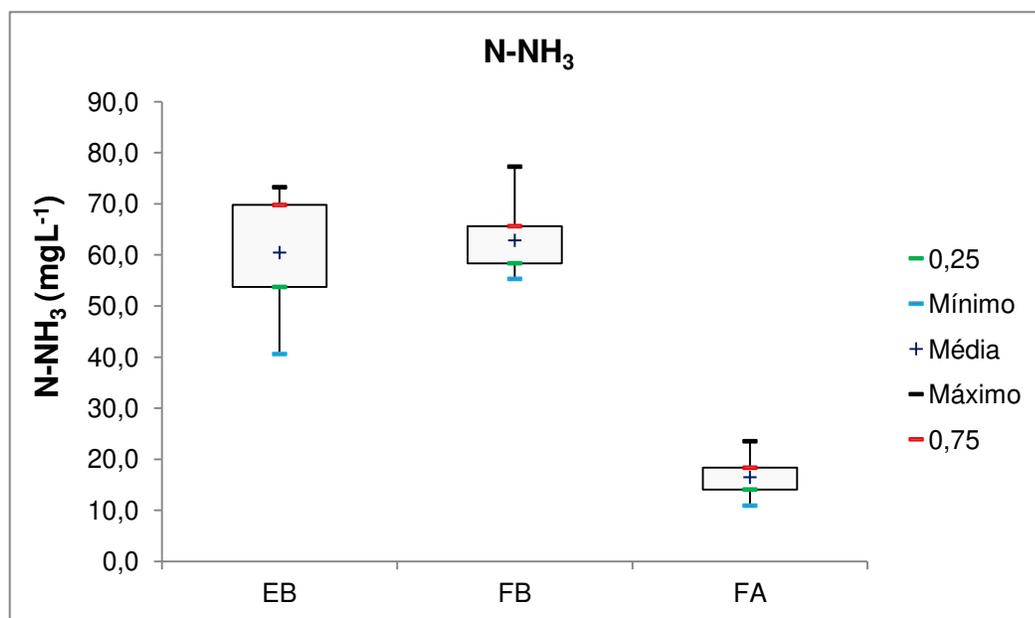
**Figura 19:** Variação da concentração de OD nas amostras de EB, EFB e EFA.



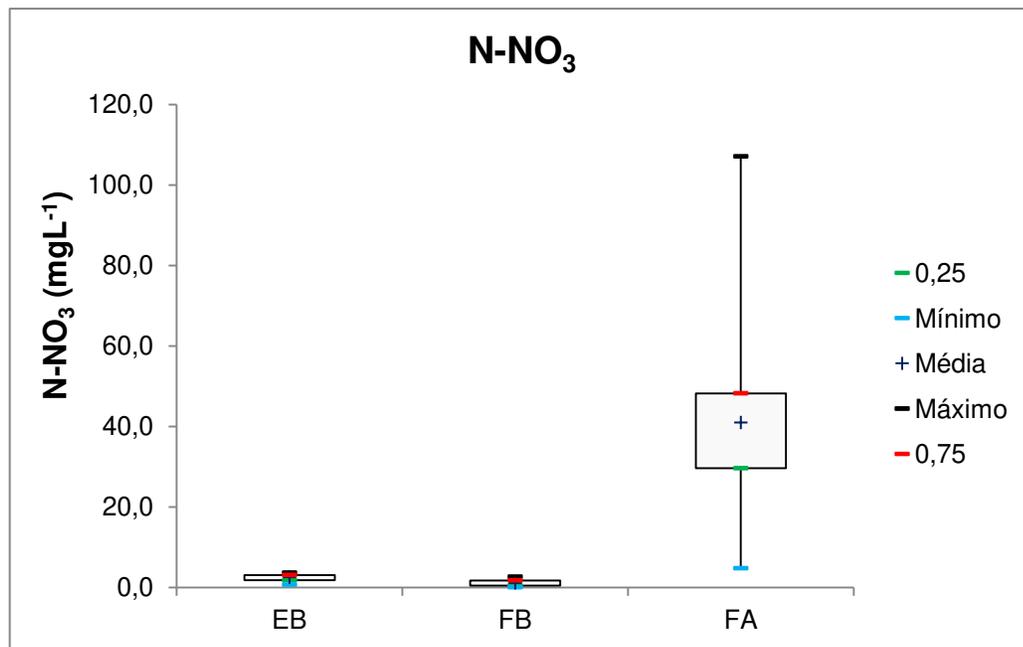
**Figura 20:** Variação da concentração de SST nas amostras de EB, EFB e EFA.



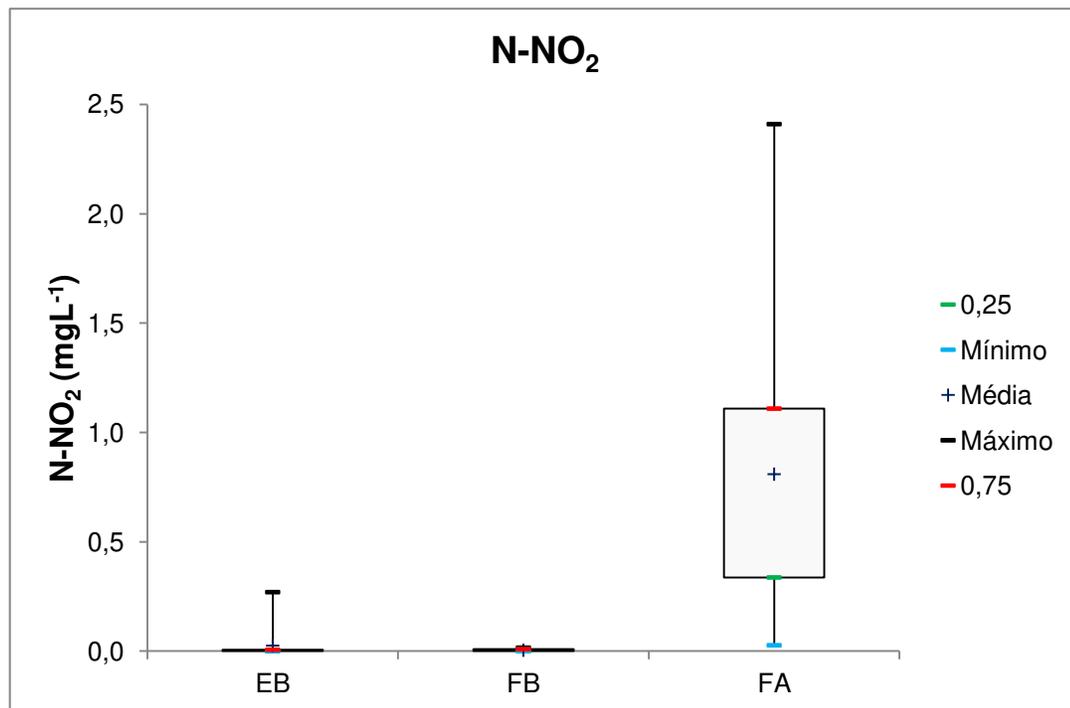
**Figura 21:** Variação da concentração de DQO nas amostras de EB, EFB e EFA.



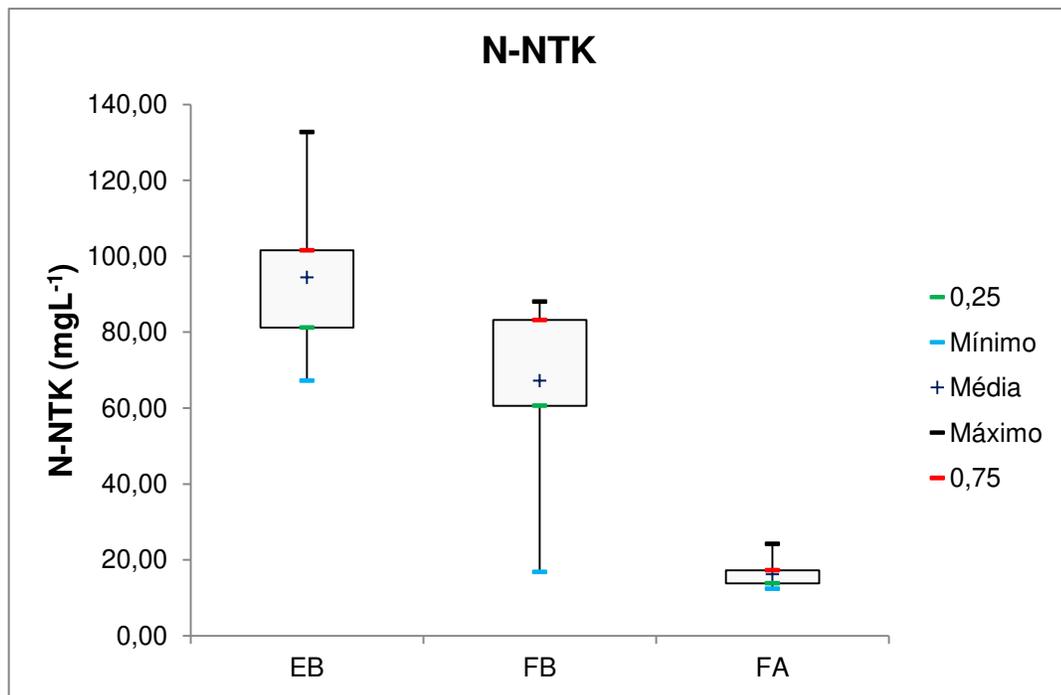
**Figura 22:** Variação da concentração de N-NH<sub>3</sub> nas amostras de EB, EFB e EFA.



**Figura 23:** Variação da concentração de N-NO<sub>3</sub> nas amostras de EB, EFB e EFA.



**Figura 24:** Variação da concentração de N-NO<sub>2</sub> nas amostras de EB, EFB e EFA.



**Figura 25:** Variação da concentração de N-NTK nas amostras de EB, EFB e EFA.