**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO**

**ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS**

**DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO**

**FERNANDA QUEIROZ VALDEZ**

# Ocorrência e remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) operando com esgoto sanitário e águas negras simuladas

**VERSÃO CORRIGIDA**

**São Carlos - SP**

**2016**

**FERNANDA QUEIROZ VALDEZ**

# Oocorrência e remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) operando com esgoto sanitário e águas negras simuladas

Dissertação apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos, da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento.

**Orientador:** Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos – SP

2016

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Valdez, Fernanda Queiroz

V144o Oocorrência e remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) operando com esgoto sanitário e águas negras simuladas / Fernanda Queiroz Valdez; orientador Luiz Antonio Daniel. São Carlos, 2016.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2016.

1. *Giardia* spp. 2. *Cryptosporidium* spp. 3. reator UASB. 4. esgoto sanitário. 5. águas negras. I. Título.

# FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharela **FERNANDA QUEIROZ VALDEZ.**

Título da dissertação: "Ocorrência e remoção de cistos de Giardia spp. E oocistos de Cryptosporidium spp. em reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB) operando com esgoto sanitário e águas negras simuladas.

Data da defesa: 09/09/2016.

| **Comissão Julgadora:** | **Resultado:** |
|---|---|
| Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel** **(Orientador)** (Escola de Engenharia de São Carlos/EESC) | APROVADA |
| Profa. Dra. **Jeanette Beber de Souza** (Universidade Estadual do Centro-Oeste/UNICENTRO) | APROVADA |
| Profa. Dra. **Maristela Silva Martinez** (Universidade de Ribeirão Preto/UNAERP) | APROVADA |

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:
Profa. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Luis Fernando Costa Alberto**

**Dedicatória**

Aos meus pais, com todo amor, dedico esse trabalho.

## AGRADECIMENTOS

À Deus, por minha vida, pela família que me concedeu e por todas as bênçãos que nos são proporcionadas.

Aos meus pais, que tanto amo e admiro, por acreditarem em mim e por me apoiarem desde sempre. A eles que são meus maiores exemplos de amor, honestidade, bondade, caráter e determinação. A quem espero um dia poder retribuir por todo amor e dedicação a mim proporcionados.

Ao meu orientador, Dr. Luiz Antonio Daniel, por toda dedicação e ensinamentos proporcionados. Pela paciência e disponibilidade para sempre me atender em momentos de dúvidas. A ele que é um exemplo de profissional, de caráter indubitável, e uma pessoa de extrema bondade, capaz de transmitir paz nos momentos de desespero.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo apoio financeiro para desenvolvimento deste trabalho. Processo FAPESP 2013/50351-4.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de Mestrado.

À Escola de Engenharia de São Carlos e ao Departamento de Hidráulica e Saneamento pela oportunidade de realizar o Mestrado.

Ao instituto NIOO/KNAW, da Holanda.

À Maria Teresa, que mais do que técnica do LATAR, se tornou uma grande amiga. À ela por todo auxilio nos ensaios laboratoriais e por todo carinho e preocupação com todos alunos.

Ao Alcino, grande responsável por toda instalação do reator de águas negras, por toda ajuda antes e durante a operação do reator, por ser sempre prestativo e estar sempre à disposição para ajudar nas horas mais difíceis, quando parecia que nada mais daria certo.

Ao Roberto Bergamo, por seu bom humor, disponibilidade em sempre ajudar e todo auxílio durante as coletas na granja.

À professora Lyda Patricia Sabogal Paz pelo auxílio com os kits de protozoários.

Ao professor Marco Reali pelas sugestões.

À professora Márcia Damianovic pela atenção e sugestões.

À todos os professores que trilharam meu caminho, em especial aos professores Carlos Vidal e Jeanette Beber de Souza, por serem minha inspiração para realização desse mestrado.

Ao meu namorado, por todo amor e carinho, por comemorar comigo as conquistas e por estar presente e me dar apoio, também, nas horas difíceis.

A todo grupo de pesquisa do projeto de águas negras, especialmente à Nathalie, Sayuri, Juliana, Thadeu, Rafael, Maria Beatriz, Ana e Rodrigo, pela amizade, companheirismo e todo auxílio com o reator.

À Ana Paula Sueitt, por toda a ajuda com as análises de fósforo e nitrogênio, que deram tanto trabalho, e também por ser uma pessoa tão querida e especial.

À Gabriela e Priscila, por toda paciência e os ensinamentos com as análises de protozoários.

Aos amigos do Latar, Dayane, Gabriela, Eloá, Juliana, Ana, Aline, Rodrigo, Fernando, Paulo, Gabriel, Thadeu, Rafael, Nathalie, Sayuri, Bárbara e Ulisses pelos momentos de descontração, principalmente os cafezinhos, que tornavam o trabalho mais animado.

Aos amigos do mestrado, em especial ao Quixa, Day, Ju, Rafa, Elias, Cebola, Pauleta, Pariconha, Moara, Alecrim, Tiago, Gui, Gabi, Elô, Carol e Paulo por todos os bons momentos dentro e fora da USP.

À Dayane Boni, que me acompanhou desde a graduação e riu e chorou junto comigo nesses dois anos de mestrado, que não foram fáceis. À ela pela amizade e companheirismo de sempre.

À Gabi, Day, Ju e Elô, por todos os momentos maravilhosos e por se tornarem grandes amigas, que espero ter sempre presentes em minha vida.

Aos amigos da graduação, em especial à Mylena, Dayane e Moara.

Aos amigos longa data, especialmente à Aléxia e Tamara.

À minha família, minha base, que tanto amo, em especial às minhas avós Aurea e Olegaria (*in memorian*).

À Sá e à Priscila, secretarias do departamento, pela atenção e informações.

À Rose e à Fernanda, pela simpatia e bom humor de sempre.

À granja Big Boar, por disponibilizar a coleta de dejetos suínos.

Ao SAAE – São Carlos, em especial à Leila, por nos atender sempre bem e por disponibilizar tanto as amostras de esgoto como o local para a implantação do reator piloto.

Aos funcionários da ETE Monjolinho, pela simpatia e disposição em ajudar no que fosse preciso.

A todos os funcionários da USP.

“Talvez não tenhamos conseguido fazer o melhor, mas lutamos para que o melhor fosse feito. Não somos o que deveríamos ser, não somos o que iremos ser, mas Graças a Deus, não somos o que éramos.”

Martin Luther King

**RESUMO**

Valdez, F. Q. **Ocorrência e remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) operando com esgoto sanitário e águas negras simuladas.** Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

As doenças de veiculação hídrica são uma preocupação no mundo todo, e tem aumentado cada vez mais o interesse nos estudos relacionados aos protozoários *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp.. A presença de protozoários em águas de abastecimento está vinculada ao lançamento de esgoto nos mananciais, de modo que o tratamento de esgotos sanitários é de extrema importância para reduzir o risco de surtos de protozooses. Este trabalho avaliou a ocorrência e a possibilidade de remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em dois reatores UASB, um piloto e um em escala plena, operados com esgoto sanitário e um TDH de aproximadamente 8h, e um reator UASB piloto, operado com água negra simulada e um TDH aproximado de três dias. Nos dois reatores operados com esgoto sanitário as remoções foram semelhantes. A média de DQO total afluente, no reator piloto e no de escala plena, foi de 271 e 410 mg/L, respectivamente, e as remoções médias de DQO foram de 50,62 e 45,80%, respectivamente. Com relação aos exames parasitológicos, quase não houve remoção em ambos os reatores e, na maior parte dos casos, o número de (oo)cistos detectados no efluente foi maior do que no afluente. Já no reator piloto operado com águas negras, foram observadas remoções mais elevadas. A DQO total afluente desse reator variou de 837 a 3269 mg/L e a remoção média observada foi de 71,22%. Neste reator também foram observadas maiores remoções de (oo)cistos, sendo que a remoção de cistos *Giardia* spp. variou de 67,73 a 93,69% e, em um dos ensaios, foi observada uma remoção de 70% de oocistos de *Cryptosporidium* spp.. Acredita-se que o melhor desempenho desse reator se deve ao seu elevado tempo de detenção hidráulico. Foi avaliada, ainda, a ocorrência de (oo)cistos no lodo dos três reatores, resultando em valores bastante elevados, da ordem de $10^5$ cistos/g de massa seca, em todos eles. De qualquer modo, em todos os reatores avaliados, mesmo o que apresentou as maiores eficiências, o efluente ainda apresentava altas concentrações de poluentes, necessitando de um pós-tratamento para a remoção dos remanescentes de matéria orgânica, sólidos e patógenos.

**Palavras-chave:** *Giardia* spp.; *Cryptosporidium* spp.; reator UASB; esgoto sanitário, águas negras.

**ABSTRACT**

Valdez, F. Q. Occurrence and removal of *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp. in Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactors (UASB) operating with sewage and simulated black water. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

The waterborne diseases are a concern worldwide, and has grown more and more interest in studies related to the protozoa *Cryptosporidium* spp. and *Giardia* spp.. The presence of protozoa in drinking water is related to the release of sewage in water sources. So that, the sewage treatment is extremely important to reduce the risk of outbreaks protozoa. This study evaluated the occurrence and the possibility of removal of *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp. in two UASB reactors, a pilot and a full-scale, operated with sewage and a HRT of 8 hours, approximately, and a pilot UASB reactor, operated with simulated black water and an approximate HRT of three days. Removals were similar in both reactors operated with sewage. The average influent total COD, in pilot and full scale reactors, was 271 and 410 mg / L, respectively, and the average COD removal were 50.62 and 45.80%, respectively. With the parasitological test, there was almost no removal in both reactors and, in most cases, the number of (oo)cysts detected in the effluent was higher than in the influent. In the pilot reactor operated with black water, higher removals were observed. The total COD influent of this reactor ranged from 837 to 3269 mg / L and the average removal observed was 71.22%. In this reactor (oo)cysts removals were also higher, and the removal of *Giardia* cysts ranged from 67.73 to 93.69%, and in one of the trials, a 70% removal of *Cryptosporidium* spp was observed. It is believed that the best performance of this reactor is due to its high hydraulic retention time. The occurrence of (oo)cysts in the sludge of the three reactors was also evaluated, resulting in very high values of the order of $10^5$ cysts/g of dry weight, in all of them. Anyway, in all this reactor, even the one with the highest efficiency, the effluent still had high concentrations of pollutants, necessitating a post treatment for the removal of remaining organic matter, solids and pathogens.

Keywords: *Giardia* spp .; *Cryptosporidium* spp .; UASB; sewage, black water.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3. 1 - Esquema do ciclo de vida da *Giardia* spp. Fonte: Adaptado de Smith e Grimason (2003). ..... 35
Figura 3. 2 - – Esquema do ciclo de vida do *Cryptosporidium*. Fonte: Adaptado de Cacciò e Putignani (2014). ..... 38
Figura 4. 1 - Vista frontal e superior do reator UASB instalado na ETE USP. ..... 58
Figura 4. 2 – Detalhe dos pontos de coleta. P1: ponto de coleta do efluente; P2: ponto de coleta do lodo. ..... 59
Figura 4. 3 - Vista aérea dos reatores UASB da ETE Monjolinho. Fonte: Santos, 2015. ..... 60
Figura 4. 4 - Indicação do ponto de amostragem do lodo. ..... 61
Figura 4. 5-Fluxograma do Sistema de Tratamento de Águas Negras. ..... 62
Figura 4. 6- Saída da caixa de remoção de areia na ETE Monjolinho – local de coleta do esgoto sanitário para composição da água negra preparada ..... 62
Figura 4. 7- Lagoa de dejetos de suínos – local de coleta dos dejetos para composição da água negra preparada. ..... 63
Figura 4. 8- Caixa de armazenamento da mistura dejetos de suínos e esgoto sanitário (água negra preparada). ..... 64
Figura 4. 9- Estrutura onde o reator UASB de água negra foi instalado (esquerda) e casa de apoio (direita). ..... 65
Figura 4. 10- Interior da casa de apoio à operação da Estação Piloto de Tratamento de Águas Negras. ..... 65
Figura 4. 11- Reator UASB de água negra, ainda em fase de montagem. ..... 66
Figura 4. 12- Detalhes do agitador instalado no interior do UASB - Reator Piloto 2. ..... 67
Figura 4. 13- Pontos de coleta ao longo do reator. Ponto 1 (P1): 0,5m do fundo; P2: 1,0 m do fundo; P3: 1,5m do fundo; P4: 2,0m do fundo; P5: 2,5m do fundo. ..... 69
Figura 4. 14- Detalhes dos registros para controle do volume coletado de amostra. ..... 70
Figura 4. 15- Crescimento de colônias de *E. coli* e coliformes totais em meio Chromocult Coliform Agar. ..... 72
Figura 4. 16 - Esquema geral das etapas da tripla centrifugação para amostras de turbidez média. ..... 74
Figura 4. 17 - Esquema geral das etapas da tripla centrifugação para amostras de turbidez elevada. ..... 75

Figura 4. 18 - Esquema geral das etapas da tripla centrifugação empregada nas amostras de água negra simulada. ..... 76
Figura 4. 19 - Tubos de lado plano acoplados ao misturador de amostra. ..... 77
Figura 4. 20 - Tubo de lado plano acoplado ao primeiro concentrador de partículas. ..... 78
Figura 4. 21 - Tubos de micro centrífuga acoplados ao segundo concentrador de partículas. 78
Figura 4. 22 - Detalhe da lâmina com amostra no 1º e 3º poços. ..... 80
Figura 4. 23 - Câmara úmida e escura para armazenagem da lâmina. ..... 81
Figura 4. 24 – Microscópio de epifluorescência (Olympus BX51). ..... 82
Figura 4. 25 – Cisto de *Giardia* spp. com fluorescência verde-maçã brilhante (esquerda) e coloração dos núcleos do cisto pelo reagente DAPI (direita). ..... 83
Figura 5. 1 – Comparação entre as remoções observadas na ETE USP e na ETE Monjolinho. ..... 91
Figura 5. 2 - Remoção de *E. coli* avaliada nos reatores da ETE USP e ETE Monjolinho..... 95
Figura 5. 3 – Remoção de coliformes totais observada nos reatores da ETE USP e ETE Monjolinho. ..... 96
Figura 5. 4 - Número de cistos, por litro, de *Giardia* spp. encontrado nas amostras da ETE USP. ..... 98
Figura 5. 5 - Número de cistos, por litro, de *Giardia* spp. encontrado nas amostras da ETE Monjolinho. ..... 98
Figura 5. 6 - Número de oocistos, por litro, de *Cryptosporidium* spp. encontrado nas amostras da ETE USP. ..... 102
Figura 5. 7 - Número de oocistos, por litro, de *Cryptosporidium* spp. encontrado nas amostras da ETE Monjolinho. ..... 102
Figura 5. 8 - Resultados de DQO e Sólidos das amostras de dejetos de suínos. ..... 104
Figura 5. 9 - Valores diários de alcalinidade total no afluente (Bruto) e efluente do reator UASB. ..... 106
Figura 5. 10 - Valores diários de alcalinidade parcial no afluente (Bruto) e efluente do reator UASB. ..... 106
Figura 5. 11- Relação entre a alcalinidade intermediária e parcial para o afluente (Bruto) e efluente (UASB). ..... 107
Figura 5. 12 - Valores diários de ácidos voláteis do afluente (Bruto) e efluente do reator UASB. ..... 108

Figura 5. 13- Valores diários de sólidos sedimentáveis no afluente (Bruto) e efluente do reator UASB da ETE Piloto. ..... 109
Figura 5. 14 - Valores diários de sólidos sedimentáveis apenas do efluente do reator UASB da ETE Piloto. ..... 109
Figura 5. 15- Valores de DQO Total no afluente e efluente..... 111
Figura 5. 16- Valores de DQO filtrada no afluente e efluente. ..... 111
Figura 5. 17 - Concentração de Sólidos Totais no afluente e efluente. ..... 112
Figura 5. 18- Concentração de Sólidos Suspensos Totais no afluente e efluente. ..... 112
Figura 5. 19 - Comparação da remoção de DQO Total entre os 1º e 2º dias de coleta. ..... 114
Figura 5. 20 - Comparação da remoção de DQO Filtrada entre os 1º e 2º dias de coleta. ..... 114
Figura 5. 21- Comparação entre as remoções de DQO Total do 1º dia de coleta e as considerando o 1º e 2º dias. ..... 116
Figura 5. 22- Comparação entre as remoções de DQO Filtrada do 1º dia de coleta e as considerando o 1º e 2º dias. ..... 116
Figura 5. 23- Comparação entre as remoções de Sólidos Totais do 1º dia de coleta e as considerando o 1º e 2º dias. ..... 117
Figura 5. 24- Comparação entre as remoções de Sólidos Suspensos Totais do 1º dia de coleta e as considerando o 1º e 2º dias. ..... 117
Figura 5. 25 - Log de remoção de *E. coli* e coliformes cotais. ..... 122
Figura 5. 26 - Número de cistos de *Giardia* spp. por litro no afluente e efluente do reator UASB da ETE Piloto. ..... 125
Figura 5. 27- Número de oocistos de *Cryptosporidium* spp. por litro no afluente (Bruto) e efluente do reator UASB da ETE Piloto. ..... 125
Figura 5. 28 - Distribuição da concentração de sólidos ao longo dos pontos de coleta. ..... 128
Figura 5. 29 - Avaliação da concentração de nutrientes na caixa de armazenamento ao longo de uma semana. ..... 131
Figura 5. 30 - Número de cistos de *Giardia* spp. por grama de massa seca de lodo, detectados nas amostras de lodo dos três reatores avaliados. ..... 133
Figura 5. 31 - Número de oocistos de *Cryptosporidium* spp. por grama de massa seca de lodo, detectados nas amostras de lodo dos três reatores avaliados. ..... 134

## LISTA DE TABELAS

Tabela 4. 1 - Frequência das análises de monitoramento do reator durante a partida. ..... 68
Tabela 4. 2- Métodos analíticos para as análises físico-químicas. ..... 84
Tabela 5. 1 - Resultados das variáveis físico-químicas dos ensaios feitos na ETE USP, com as amostras do afluente (bruto) e efluente do reator UASB. ..... 88
Tabela 5. 2 - Resultados das variáveis físico-químicas dos ensaios feitos na ETE Monjolinho, com as amostras do afluente (bruto) e efluente do reator. ..... 89
Tabela 5. 3 - Quantificação e *E. coli* e coliformes totais nas amostras do afluente e efluente dos reatores UASB da ETE USP e ETE Monjolinho. ..... 95
Tabela 5. 4 - Resultados das análises preliminares dos dejetos suínos. ..... 104
Tabela 5. 5 - Caracterização do lodo de inóculo do reator UASB de águas negras. ..... 105
Tabela 5. 6 - Principais valores de ácidos voláteis em mg/L. ..... 108
Tabela 5. 7 - Resultados das análises físico-químicas feitas nas coletas de segunda-feira. ... 113
Tabela 5. 8 - Resultados da análises físico-químicas feitas nas coletas de quinta-feira, três dias após a preparação da água negra. ..... 113
Tabela 5. 9 - Resultados e remoções considerando as análises do afluente dos 1º dias e o efluente dos 2º dias de coleta. ..... 115
Tabela 5. 10 - Resultados de *E. coli* e coliformes totais das amostras do afluente e efluente do reator UASB da ETE Piloto. ..... 121
Tabela 5. 11 - Número de cistos de *Giardia* spp. e de oocistos de *Cryptosporidium* spp. por litro no afluente (Bruto) e no efluente do reator UASB da Estação Piloto. ..... 124
Tabela 5. 12 - Concentração de sólidos totais e porcentagem de sólidos voláteis ao longo da manta de lodo do reator da ETE Piloto. ..... 128
Tabela 5. 13 - Concentração de nitrogênio e fósforo no afluente e efluente do reator UASB da ETE Piloto. ..... 130

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AGV – ácidos graxos voláteis

DAPI – 4’,6-diamidino-2-fenilindol ou em inglês 4’,6-diamidino-2-phenylindole

$DBO_5$ – demanda biológica de oxigênio em 5 dias

DQO – demanda química de oxigênio

*E. coli* - *Escherichia coli*

ETA – Estação de Tratamento de Água

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

EUA – Estados Unidos da América

IMS - Immunomagnetic separation (separação imunomagnética)

Log – logaritmo na base 10

NIOO-KNAW – Netherlands Institute of Ecology (Instituto de Ecologia da Holanda)

N – nitrogênio

NK – nitrogênio kjeldahl

NTK – nitrogênio total kjeçdahl

ND – não detectado

NR – não realizado

NC – não calculado

P – fósforo

pH – potencial hidrogeniônico

R1 e R2 – Reator 1 e 2

RAFA – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

RID – Reação de Imunofluorescência Direta

rpm – rotação por minuto

SAAE – Serviço Autônomo de Água e Esgoto

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

ST – sólidos totais

STV – sólidos totais voláteis

STF – sólidos totais fixos

SST – sólidos suspensos totais

SSV – sólidos suspensos voláteis

TDH – tempo de detenção hidráulico

$T_{LP}$ – tubo de lado plano

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blancket (reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo)

UFC – unidade formadora de colônia

USEPA – U. S. Environmental Protection Agency

uT – unidade de turbidez (unidade nefolométrica de turbidez)

**SUMÁRIO**

1. INTRODUÇÃO ..... 29

2. OBJETIVOS ..... 31

2.1. Objetivo geral ..... 31

2.2 Objetivos Específicos ..... 31

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA ..... 33

3.1. Protozoários ..... 33

3.1.1. *Giardia* spp ..... 34

3.1.2. *Cryptosporidium* spp. ..... 36

3.1.3. Ocorrência e Remoção de Protozoários em Esgoto Sanitário ..... 39

3.2. Água Negra ..... 54

3.3. Tratamento Anaeróbio de Águas Negras ..... 55

4. MATERIAL E MÉTODOS ..... 57

4.1. Reatores Avaliados ..... 57

4.1.1. Estação Piloto de Tratamento de Esgotos da USP (ETE USP) ..... 57

4.1.1.1. Reator UASB da ETE USP ..... 57

4.1.1.2. Amostragem na ETE USP ..... 58

4.1.2. Estação de Tratamento de Esgoto em Escala Plena - ETE Monjolinho ..... 59

4.1.2.1. Reator UASB da ETE Monjolinho ..... 60

4.1.2.2. Amostragem na ETE Monjolinho ..... 60

4.1.3. Estação Piloto de Tratamento de Águas Negras ..... 61

4.1.3.1. Efluente de Estudo (água negra simulada) ..... 62

4.1.3.2. Reator UASB de águas negras ..... 64

4.1.3.2.1. Início de operação do Reator Piloto operado com água negra ..... 67

4.1.3.2.2. Monitoramento da operação do reator de águas negras ..... 67

4.1.3.3. Amostragem na ETE Piloto de águas negras ..... 68

4.2.1. Determinação de *Escherichia coli* e coliformes totais ..... 71

4.2.2. Determinação de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. em amostras líquidas.. 72

4.2.2.1. Concentração por Centrifugação ..... 72

4.2.2.1.1. Concentração das amostras da ETE USP ..... 73

4.2.2.1.2. Concentração das amostras da ETE Monjolinho ..... 74

4.2.2.1.3. Concentração das amostras da ETE Piloto ..... 75

4.2.2.2. Separação Imunomagnética ..... 76

4.2.2.3. Dissociação Ácida ..... 79

4.2.2.4. Preparação da Lâmina, Detecção e Identificação ..... 79

4.2.3. Determinação de (oo)cistos em Amostras de Lodo ..... 83

4.3. Análises Físico-Químicas ..... 84

4.4. Análises Estatísticas ..... 85

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES ..... 87

5.1. ETE USP e ETE Monjolinho ..... 87

5.1.1. Análises Físico-Químicas ..... 87

5.1.2. Exames Microbiológicos e Parasitológicos ..... 94

5.2. Estação Piloto de Tratamento de Águas Negras ..... 104

5.2.1. Análises Preliminares para Determinação da Proporção de Mistura da Água Negra Simulada ..... 104

5.2.2. Monitoramento Diário do Reator ..... 105

5.2.3. Avaliação da Eficiência do Reator UASB ..... 109

5.2.4. Resultados dos Exames Microbiológicos e Parasitológicos ..... 120

5.2.4.1. Remoção de E. coli e coliformes totais ..... 121

5.2.4.2. Ocorrência e Remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. ..... 124

5.2.5. Avaliação da Manta de Lodo ..... 127

5.2.6. Nitrogênio e Fósforo ..... 130

5.3. Ocorrência de cistos de *Giardia* spp. e de oocistos de *Cryptosporidium* spp. no Lodo 133

6. CONCLUSÕES ..... 137
7. RECOMENDAÇÕES PARA PESQUISAS FUTURAS ..... 139
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS ..... 141

# 1. INTRODUÇÃO

As doenças de veiculação hídrica são uma grande preocupação em todo o mundo, e cada vez mais tem aumentado o interesse nos estudos relacionados aos riscos à saúde pública representados por protozoários, como *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp.. Isso se deve ao fato de que esses protozoários em seus estádios de maior resistência (cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium*) não são inativados nos processos convencionais de desinfecção utilizados nas estações de tratamento de água (ETA) e de tratamento de esgoto (ETE), além de serem bastante persistentes em condições ambientais adversas.

Tem-se observado que concentrações mais elevadas de protozoários na água tratada têm sido associadas a concentrações igualmente mais elevadas na água bruta e as principais fontes de contaminação dos mananciais por esses parasitos são os despejos de esgotos sanitários e efluentes de atividades agropecuárias (HELLER et al, 2004).

Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2014), de todo o esgoto sanitário gerado no Brasil apenas 40,8% recebe tratamento. Dessa forma, o lançamento desses efluentes, *in natura* ou que não receberam tratamento adequado, prejudicam os usos múltiplos dos mananciais, bem como reduzem a qualidade final da água tratada nas ETA que empregam a tecnologia de ciclo completo.

Dessa forma, para evitar a ocorrência de surtos de doenças de veiculação hídrica, principalmente criptosporidiose e giardiose, cujos agentes etiológicos são mais resistentes, apenas o tratamento das águas para abastecimento não é suficiente, sendo necessário realizar em conjunto um tratamento eficaz para o esgoto sanitário.

O tratamento do esgoto sanitário pode ser selecionado visando a recuperação dos nutrientes presentes e o reuso do efluente tratado. Neste caso, torna-se interessante a abordagem de segregação dos fluxos dos esgotos gerados, como as águas negras (fezes e urina) e as águas cinzas (banho, cozinha, lavanderia).

Por serem compostas apenas por fezes, urina e água de lavagem (descarga), as águas negras são efluentes com concentração elevada de matéria orgânica e nutrientes, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P). Sendo assim, esses efluentes apresentam grande potencial para recuperação de nutrientes e geração de energia, por meio do biogás produzido.

Nesse contexto, a pesquisa que visa a recuperação de nutrientes e carbono de águas negras, além da remoção dos oocistos de *Cryptosporidium* spp. e de cistos de *Giardia* spp é

desenvolvida em parceria entre a Escola de Engenharia de São Carlos –SP, Departamento de Hidráulica e Saneamento e o Netherlands Institute of Ecology – NIOO/KNAW, Holanda.

O sistema piloto da EESC-USP trata efluente composto por mistura de dejetos suínos e esgoto sanitário, afim de se obter uma elevada carga orgânica que se assemelhe às águas negras. O tratamento inclui um reator mesofílico UASB, seguido por um fotobiorreator e ozônio flotação para separar as algas e remover os microrganismos.

Neste trabalho foram apresentados apenas os dados do reator UASB, avaliando sua eficiência na remoção de DQO, $DBO_5$ e sólidos, além de avaliar a ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp., observando a retenção desses microrganismos no lodo do reator e o número de (oo)cistos que será encaminhado para os processos de tratamento subsequentes.

Ainda, outros dois reatores UASB também foram avaliados, ambos operando com esgoto sanitário, a fim de se avaliar as semelhanças e diferenças na eficiência de três reatores operando com diferentes cargas e tempos de detenção hidráulica.

Dessa forma, essa pesquisa poderá contribuir com outros pesquisadores e Companhias de Saneamento, no que diz respeito a remoção de protozoários em efluentes com alta carga orgânica, além de estar inserida em pesquisa mais ampla que visa também a recuperação de nutrientes e o reuso do efluente tratado.

# 2. OBJETIVOS

## 2.1. Objetivo geral

Avaliar a influência da escala e do tempo de detenção hidráulico na ocorrência e remoção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e de cistos de *Giardia* spp. no afluente, efluente e lodo de Reatores Anaeróbios de Manta de Lodo (UASB)

## 2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a remoção dos cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. nos reatores UASB em escala piloto e em escala plena;
- Avaliar a remoção de *E. coli* e coliformes totais nos reatores UASB;
- Comparar, em termos de eficiências de remoção, o reator em escala piloto e em escala plena, operados com esgoto sanitário;
- Avaliar as diferenças, em termos de eficiências de remoção dos parâmetros físico-químicos e de (oo)cistos, entre os reatores que operavam com esgoto sanitário e o reator que operava com água negra simulada;
- Avaliar a ocorrência de (oo)cistos no lodo dos três reatores;
- Avaliar, em termos de remoção de DQO e sólidos, a eficiência do reator UASB operado com águas negras.

# 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

## 3.1. **Protozoários**

Dos protozoários parasitas presentes no esgoto sanitário, cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* são os mais frequentemente identificados em todo o mundo (SMITH e GRIMASON, 2003; STOTT, 2003).

Esses organismos são de relevante interesse para a saúde pública devido à sua resistência aos processos convencionais de desinfecção nas estações de tratamento de água, sua persistência em condições ambientais adversas, são eliminados em grandes quantidades nas fezes dos hospedeiros, sendo eliminados nas formas infectantes (cistos e oocistos) e requerem doses infectantes relativamente baixas (10 - 1000 organismos) (SMITH e GRIMASON, 2003; FRANCO, 2007; PÁDUA et al., 2009; PEREIRA et al., 2009).

Os (oo)cistos presentes na água contaminada têm potencial para infectar um grande número de pessoas em um evento de contaminação (SMITH e GRIMASON, 2003). O maior surto de criptosporidiose ocorreu em 1993, na cidade de Milwaukee, nos Estados Unidos (EUA). Estima-se que 403.000 pessoas tiveram diarreia atribuída a esse surto, causado por oocistos de *Cryptosporidium* que passaram pelo sistema de filtração de uma das estações de tratamento de água da cidade (MACKENZIE et al, 1994).

Entre os anos de 1954 e 2002 foram reportados, pelo menos, 325 surtos de doenças provocadas por protozoários parasitos, associados à água. A América do norte e a Europa foram responsáveis por 93% de todos os casos de surtos documentados. *Giardia duodenalis* e *Cryptosporidium parvum* contaram para a maioria dos surtos, sendo 132 (40,6%) e 165 (50,8%) respectivamente (KARANIS et al., 2007). No período entre janeiro de 2004 e dezembro de 2010 foram reportados mais 199 surtos na Austrália (46,7%), América do Norte (30,6%) e Europa (16,5%). Nestes casos, o *Cryptosporidium* spp. foi responsável por 60,3% (120) dos surtos, *Giardia lamblia* por 35,2% (70) e outros protozoários por 4,5% (9) (BALDURSON e KARANIS, 2011).

Os dados relatados na literatura referem-se, na maioria, a casos ocorridos em países desenvolvidos. No Brasil, não são relatados dados de ocorrências de surtos de criptosporidiose e giardiose associados ao consumo de água. Os surtos descritos referem-se, principalmente, à transmissão por contatos interpessoais, especialmente envolvendo crianças em creches (CARVALHO, 2009; PÁDUA, 2009).

Vale ressaltar que as principais fontes de contaminação de mananciais por (oo)cistos, são os esgotos sanitários e dejetos/efluentes de atividades agropecuárias (HELLER et al, 2004).

### 3.1.1. *Giardia* spp

O protozoário parasito *Giardia* é um membro do filo Metamonada, classe Trepomonadea, ordem Diplomonadida, família Hexamitidae (SMITH e GRIMASON, 2003). É um dos protozoários flagelados intestinais mais comumente identificado nos seres humanos e animais e está associado aos surtos de doenças de veiculação hídrica em todo o mundo causados por parasitos (AJONINA, BUZIE e OTTERPOHL, 2013).

*Giardia duodenalis* (sinonímia: *Giardia lamblia*; *Giardia intestinalis*) é o parasito intestinal mais comumente identificado nos exames fecais, ao redor do mundo (FRANCO, 2007). Existem pelo menos sete genótipos ("assemblages" de A-G) definidos de *G. duodenalis*, dos quais apenas os grupos A e B são conhecidos por infectar os seres humanos (FRANCO, 2007; ESCOBEDO et al, 2011).

O ciclo de vida da *Giardia* (Figura 3.1) se inicia com a ingestão dos cistos viáveis. No interior do hospedeiro ocorre a excistação e liberação dos trofozoítos, que parasitam os enterócitos do intestino delgado superior. Os trofozoítos podem permanecer anexados aos enterócitos ou podem ser móveis. A reprodução ocorre por divisão binária e, após a exposição ao fluido biliar, alguns dos trofozoítos formam os cistos, que são liberados nas fezes, possibilitando a infecção de um novo hospedeiro (ADAM, 2001; SMITH e GRIMASON, 2003).

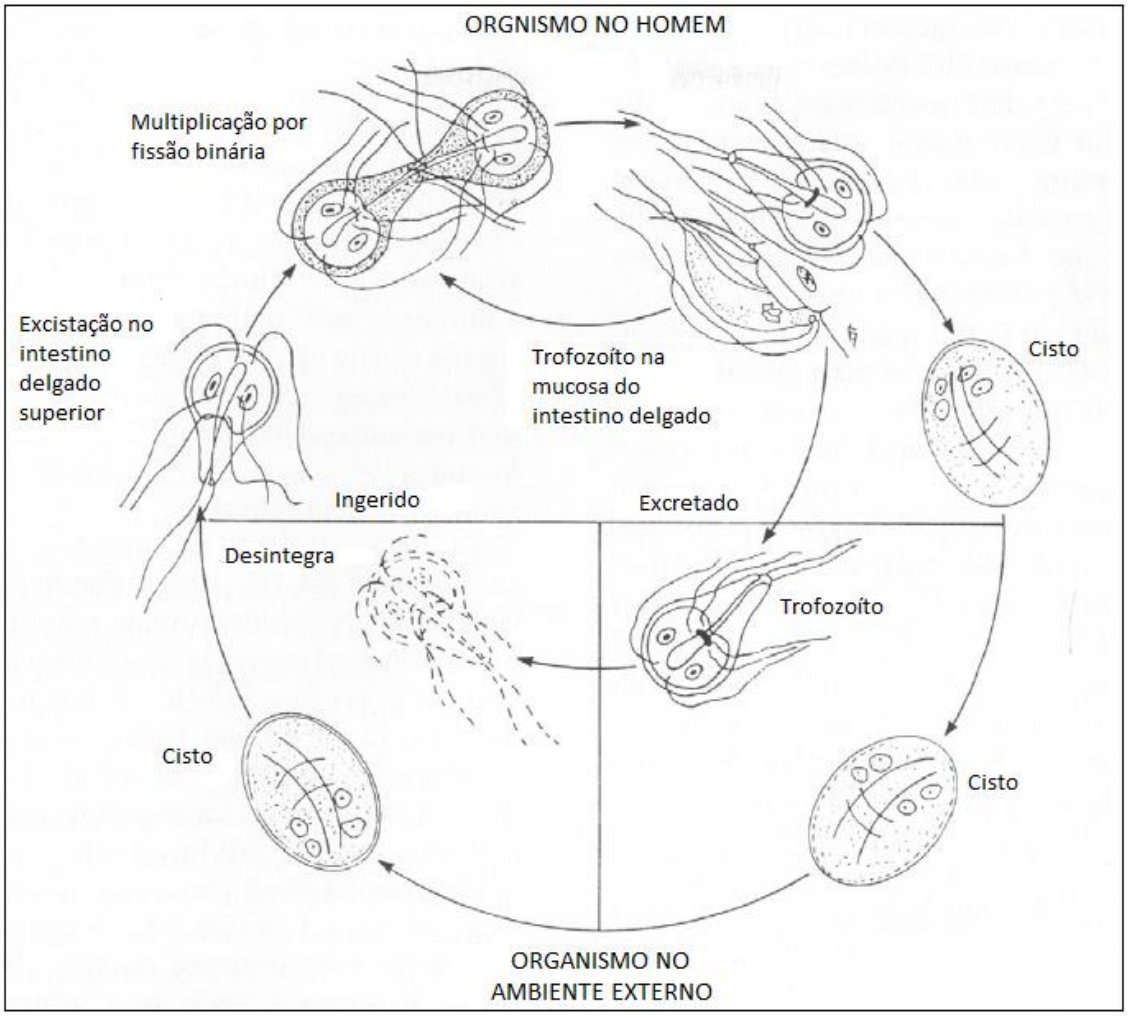


Figura 3. 1 - Esquema do ciclo de vida da *Giardia* spp. Fonte: Adaptado de Smith e Grimason (2003).

A transmissão desse protozoário ocorre pela via fecal-oral, podendo ser de maneira indireta, pela ingestão de água ou alimentos contaminados, ou diretamente, pelo contato pessoa-pessoa (ESCOBEDO et al, 2011).

Na maioria das pessoas, a giardíase é auto-limitada, apresentando sintomas como náuseas, vômitos, diarréia, flatulência, cólicas abdominais, mal-estar, esteatorreia e perda de peso. Alguns indivíduos apresentam a forma crônica da doença, apresentando perda de peso e má absorção de nutrientes (carboidratos, lipídios, açúcares e vitaminas). A infecção por giárdia é mais frequente e grave em crianças, resultando em déficit no desenvolvimento físico e cognitivo (ORTEGA e ADAM, 1997; SMITH e GRIMASON, 2003; FRANCO, 2007; ESCOBEDO et al, 2011).

Algumas infecções com *Giardia* são assintomáticas, portanto, muitas pessoas podem, sem saber, servir como portadores do parasito (AJONINA, BUZIE e OTTERPOHL, 2013).

Com relação ao tratamento, nitroimidazol tais como metronidazol e tinidazol são eficazes para giardíase e podem ser administrados com uma dose única. Albendazol e nitazoxanida também são drogas eficazes, mas requerem múltiplas doses. A atividade de nitazoxanida contra ambos *Cryptosporidium* e *Giardia*, bem como outros agentes patogênicos entéricos, pode proporcionar uma vantagem importante em um ambiente clínico em que um diagnóstico específico é impraticável (ROSSIGNOL, 2010).

### 3.1.2. *Cryptosporidium* spp.

O parasito *Cryptosporidium* é um membro do filo Apicomplexa, classe Sporozoasida, subclasse Coccidiasina, ordem eucoccidiorida, subordem Eimeriorina e família Cryptosporidiidae (SMITH e GRIMASON, 2003). Para a maioria das espécies desse filo o estádio de oocisto é de importância primordial para dispersão, sobrevivência e infecciosidade do parasito. Além disso, é também o estádio de maior importância para detecção e identificação do mesmo. (FAYER, MORGAN e UPTON, 2000).

Os oocistos são excretados junto às fezes do hospedeiro e são submetidos aos rigores ambientais até se tornarem não infecciosos, ou podem ser ingeridos por outros hospedeiros susceptíveis, onde iniciam um novo ciclo de infecção. (FAYER, TROUT e JENKINS, 1998)

Várias espécies de *Cryptosporidium* podem infectar mamíferos, aves, anfíbios, peixes e répteis. As duas espécies que mais comumente infectam humanos são *C. hominis* e *C. parvum* (FRANCO, 2007; FAYER, 2010; LEITCH e HE, 2012). A infecção por oocistos pode ser ocasionada por meio do contato direto hospedeiro-hospedeiro, ou por contaminação indireta devido à ingestão de alimentos ou água contaminada (O'DONOGHUE, 1993; FAYER, MORGAN e UPTON, 2000; CARVALHO, 2009).

Nos seres humanos, a criptosporidiose está associada com diarréia aquosa, perda de peso, desidratação, cãibras abdominais e, em alguns casos, febre baixa, náuseas, vômitos, anorexia e fadiga geral (SMITH e GRIMASON, 2003). As infecções são auto-limitadas em pacientes imunocompetentes, mas podem ser crônicas e fatais em pacientes imunocomprometidos, como portadores do vírus HIV e crianças pequenas, devido a um sistema imunológico imaturo e hábitos de higiene deficientes (SMITH e GRIMASON, 2003; HEDSTROM, 2015).

O ciclo de vida do *Cryptosporium* é complexo, apesentando ambos os estádios sexuado e assexuado, e se inicia com a ingestão dos oocistos. Primeiramente, ocorre o

desencistamento promovendo a liberação de quatro esporozoítos, que se aderem as microvilosidades que cobrem as células do hospedeiro e formam um vacúolo parasitóforo em torno do parasito. Esse vacúolo fica localizado no interior da membrana plasmática, mas fora do citoplasma, e em seu interior os esporozoítos amadurecem para trofozoítos. Nesta etapa, a divisão mitótica do parasito (reprodução assexuada) resulta em um meronte tipo I e a consequente produção de 6 a 8 merozoítos, que escapam do vacúolo parasitóforo e se aderem aos enterócitos adjacentes podendo formar outro meronte tipo I (fonte interna de autoinfecção) ou um meronte tipo II (reprodução sexuada). Quando é formado um meronte tipo II são produzidos quatro merozoítos, que, assim como os do tipo I, escapam para infectar os enterócitos, prodizindo os macrogametócitos (feminino) e microgametócitos (masculino). Diversos microgametas são liberados de cada microgametócito, e cada um deles é capaz de fertilizar um macrogametócito formando um zigoto diplóide, que formará o oocisto. O ciclo sexuado resulta na formação de oocistos de parede fina (20% do total de oocistos formados), que correspondem a uma segunda fonte de autoinfecção, e oocistos de parede espessa (80%), que são excretados no ambiente podendo infectar novos hospedeiros. (CURRENT e GARCIA, 1991; KOSEK et al, 2001, CHALMERS e DAVIES, 2010, LEITCH e HE, 2012). A representação desse ciclo pode ser observada na Figura 3.2.

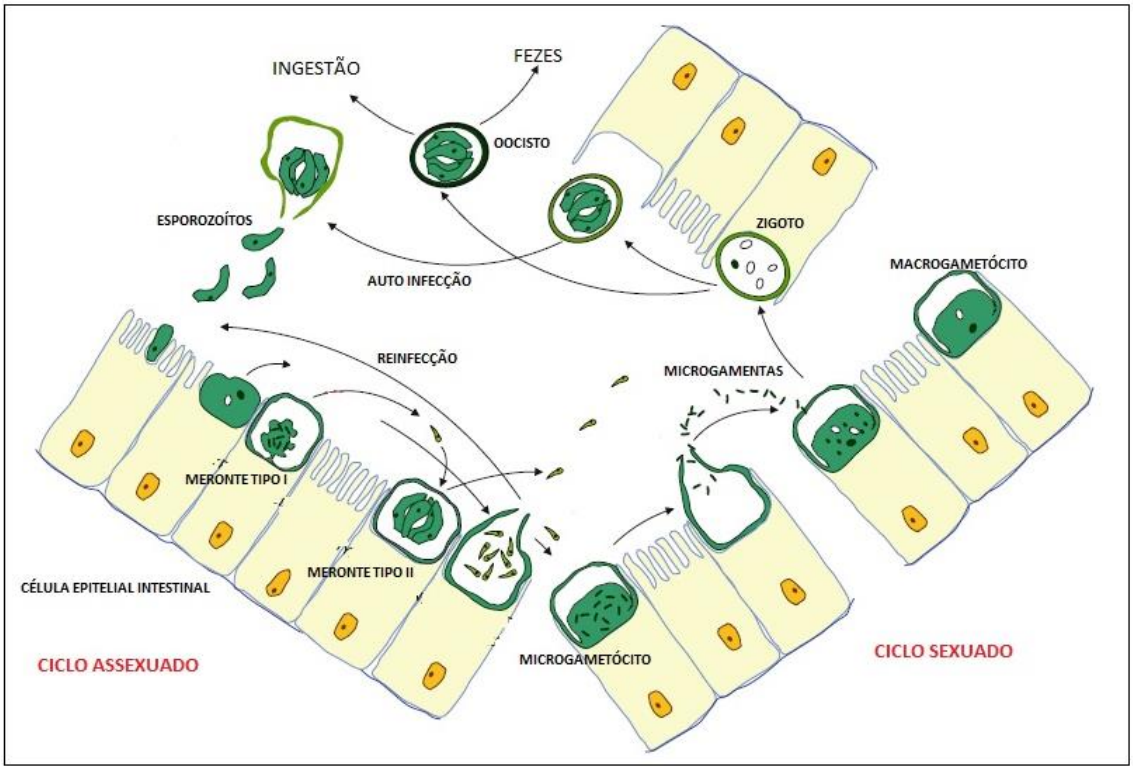


Figura 3. 2 - – Esquema do ciclo de vida do *Cryptosporidium*. Fonte: Adaptado de Cacciò e Putignani (2014).

No entanto, têm-se observado, em algumas pesquisas, que esses parasitos são capazes de se reproduzirem na ausência de células hospedeiras. Hijjawi et al (2004 e 2010) observaram que *C. parvum* e *C. hominis*, respectivamente, foram capazes de completar seus ciclos reprodutivos em culturas livres de células. Koh et al (2014) avaliaram os estádios de *Cryptosporidium* produzidos em biofilmes aquáticos artificiais, e observaram que além do desencistamento, *Cryptosporidium* tem a capacidade de formar um vacúolo parasitóforo independente de um hospedeiro. Os autores observaram, ainda, diversos estádios de crescimento como esporozoítos, trofozoítos e merontes tipo I e II.

Essas descobertas aumentam a preocupação de *Cryptosporidium* não só ser capaz de sobreviver, mas também de se multiplicar no meio ambiente (CLODE, KOH e THOMPSON, 2015). Os resultados de Koh et al (2014) não só realçam o risco que os biofilmes aquáticos colocam em relação a surtos de *Cryptosporidium* a partir de sistemas de distribuição de água, como também indicam que mesmo biofilmes simples são capazes de apoiar a multiplicação e o desenvolvimento extracelular de *Cryptosporidium* em ambientes aquáticos (KOH et al, 2014).

Assim, para se obter sucesso no desenvolvimento de medicamentos e prevenção de surtos de criptosporidiose, deve-se levar em conta a habilidade dos oocistos de se replicarem sem a necessidade de um hospedeiro (CLODE, KOH e THOMPSON, 2015).

Com relação ao tratamento da criptosporidiose, atualmente utiliza-se a nitazoxanida, que encurta o curso da doença em pacientes imunocompetentes. No entanto, ainda não há vacinas disponíveis e não existe nenhum tratamento eficaz para pacientes imunocomprometidos (ROSSIGNOL, 2010; HEDSTROM, 2015).

### 3.1.3. Ocorrência e Remoção de Protozoários em Esgoto Sanitário

A presença de protozoários em águas de abastecimento está fortemente vinculada à descarga de esgoto sanitário nos corpos hídricos. LeChevallier, Norton e Lee (1991) avaliaram a ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em fontes de águas de 66 estações de tratamento de águas superficiais em 14 estados e uma província canadense. No geral, (oo)cistos foram detectados em 97% das amostras de água bruta. Os maiores números de cistos e oocistos foram associados com as fontes de águas que recebem efluentes industriais ou esgoto.

Dessa forma, avaliar a ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidum* em esgoto sanitário, bem como monitorar a eficiência de remoção desses protozoários nas estações de tratamento de esgoto (ETE), torna-se tão importante quanto o monitoramento desses parasitos em águas de abastecimento.

No estudo de Barkan (2012) das 863 amostras de efluente avaliadas, coletadas em 234 ETE na Flórida (EUA), em 52% foram detectados oocistos de *Cryptosporidium* e em 65% foram detectados cistos de *Giardia* .

No trabalho de Madore et al (1987), oocistos foram encontrados tanto no esgoto bruto como tratado em números tão altos quanto 13700 e 3960 oocistos/L, respectivamente. Além disso, números tão altos quanto 5800 oocistos/L foram encontrados em águas superficiais.

Em uma revisão de trabalhos realizada por Nasser et al. (2012) foram avaliados dados sobre os níveis e prevalência de cistos de *Giardia* em amostras de esgoto bruto de 17 países, apresentando ampla variabilidade geográfica e socioeconômica. As amostras foram positivas para *Giardia* em 21 dos 25 (84,6%) estudos revisados, com cistos variando de 0 a 100 000 cistos/L.

No trabalho de Sroka et al (2013) foram coletadas amostras de efluente (tratado) de 13 estações de tratamento de esgoto sanitário da Polônia. Oocistos de *Cryptosporidium* spp. foram detectadas em 8 ETEs (61,5%) e cistos de *Giardia* spp. em 11 ETEs (84,6%). Nas amostras positivas, o número de oocistos de *Cryptosporidium* variou de 0,4 a 154,1 oocistos por litro, e o de cistos de *Giardia* variou de 0,7 a 660 cistos por litro.

Robertson, Hermansen e Gjerd (2006) avaliaram a presença de *Cryptosporidium* e *Giardia* em amostras de afluentes de esgoto de 40 estações de tratamento, na Noruega, e observaram que ambos os parasitos foram detectados frequentemente (80% das ETEs foram positivas para *Cryptosporidium*; 93% foram positivas para *Giardia*) e em números maiores que 20.000 parasitos/litro. Para três ETEs, em que foram coletadas amostras do afluente e efluente, a média de eficiência de remoção variou de 0 a 50% para *Cryptosporidium* e 0 a 95% para *Giardia*.

Castro-Hermida et al (2008) avaliaram 12 estações de tratamento de esgoto sanitário na Espanha, utilizando tratamento aeróbio, e detectaram ambos os parasitos nas amostras afluentes e efluentes de todas as estações (100%) ao longo do ano. Os números médios de parasitos em amostras de afluentes variaram de 6 a 350 oocistos de *Cryptosporidium* spp. por litro e de 89 a 8305 cistos *G. duodenalis* por litro. No efluente final, o número médio de parasitos variou de 2 a 390 oocistos/litro e de 79 a 2469 cistos/litro. As eficiências de remoção variaram entre 16% e 86% para *Cryptosporidium* spp. e entre 2% e 90% por *G. duodenalis*. Em quatro das ETEs (33%) verificou-se que o número de (oo) cistos por litro foi maior no efluente tratado do que no afluente, devido, possivelmente, à ressuspensão dos (oo)cistos presentes no lodo.

Kistemann et al (2008) avaliaram seis estações de tratamento de esgoto no sudoeste da Alemanha que variavam em tamanho (com vazões afluentes variando de 114 a 11907 $m^3$/24h) e processo de tratamento (lodos ativados seguidos de decantador, filtro biológico ou filtro de areia). Cistos de *Giradia* foram detectados em todas as amostras afluentes, exceto uma, com médias variando de 21162 a 50798 cistos/100L. Nos efluentes tratados, cistos foram detectados em quase todas as amostras, com exceção de duas, com médias variando de 22 a 450 cistos/100L. A eficiência de remoção para as seis ETEs foi de 2,6 log, mas em algumas amostras de efluente foram encontrados maiores números de cistos de *Giardia* do que nas amostras de afluente.

Robertson et al (2000) monitoraram seis ETE, na Escócia, e observaram que a eficiência de remoção estimada variou de < 0% (ou seja, mais cistos ou oocistos detectados no

efluente do que afluente) a > 99,9% (cistos ou oocistos não detectados no efluente). Os resultados indicaram que a decantação primária por si só é relativamente ineficaz na remoção de ambos os parasitos, com a maior remoção ocorrendo durante o tratamento secundário (lodos ativados ou filtro biológico).

O presente trabalho avaliou a ocorrência de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp., em esgoto sanitário e água negra simulada, e a possibilidade de remoção por reatores UASB. No entanto, trabalhos que avaliaram a remoção de protozoários nesse reator são escassos. Dessa forma, realizou-se uma revisão de trabalhos que avaliaram diferentes formas de tratamento de esgoto sanitário (Tabela 3. 1).

Tabela 3. 1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário. (Continua)

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| MADORE et al, 1987 | Estados Unidos | Lodos ativados | NR | 79% | Amostras de esgoto bruto coletadas em quatro locais diferentes variaram de 805 a 13700 oocistos/L. Nove amostras de efluente de esgoto tratado (lodos ativados) apresentaram número de oocistos variando de 140 a 3960/L. Dois locais, utilizando lodos ativados seguido de filtração em areia apresentaram valores significativamente menores de oocistos (10/L). |
| CASSON et al, 1990 | Estados Unidos | Lodos ativados | 98,6 a mais de 99,7% | NR | Os cistos foram quase completamente removidos durante o processo de tratamento biológico. Estes cistos foram concentrados nos sólidos em suspensão (biomassa) e, assim, no lodo. |
| MATURANA et al, 1992 | Espanha | Lodos ativados (simulação laboratorial) | NR | 82% | Foram realizados dois experimentos, em duplicata, em que o esgoto era contaminado com oocistos antes da simulação do processo de lodos ativados. Nos experimentos 1a e 1b o afluente apresentava $2,5x10^8$ e o efluente $4,3x10^7$ e $4,0x10^7$ oocistos/L, respectivamente. Nos experimentos 2a e 2b, o afluente apresentava $4x10^8$ e o efluente $8x10^7$ oocistos/L, em ambos os casos. Contagens de oocistos no efluente contaminado, antes e após o tratamento indicaram reduções do número de oocistos 83 e 84% (experimentos 1a e 1b, respectivamente) e 80% (experimentos 2a e 2b). |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

(Continuação) Tabela 3.1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário.

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| PAYMENT, PLANTE e CEJKA, 2001 | Canadá | Físico-químico | 79% | 27% | A contagem dos cistos permaneceu dentro de um intervalo de 2-log. O nível mais alto foi de 9 200 cistos / L no afluente não tratado e de 898 no efluente. Oocistos de *Cryptosporidium* foram detectados em números baixos e não foram detectados em várias amostras, o número máximo encontrado no afluente e efluente foi de 560 e 120. |
| BONADONNA et al, 2002 | Itália | Lodos ativados | NR | NC | Foi avaliada a ocorrência de oocistos em amostras coletadas na saída do decantador secundário do sistema de lodos ativados. 90% das amostras foram positivas para *Cryptosporidium*, com valores variando de 0 a 82 oocistos/L e média de 37 oocistos/L. |
| CACCIÒ et al, 2003 | Itália | Oxidação com $O_2$ e sedimentação | 94,5% | NR | Cistos de *Giardia* foram encontrados no afluente de todas as estações ao longo do ano. O número médio estimado de cistos/L variou de $2,1x10^3$ a $4,2x10^4$. Oocistos de *Cryptosporidium* só foram encontrados em duas estações: duas vezes no afluente da estação 1 (40 e 2,5 oocistos/L) e uma vez no afluente da estação 4 (277 oocistos/L). Considerando apenas o tratamento secundário, a oxidação com $O_2$ resultou em uma maior eficiência de remoção, sendo observadas remoções de 94,5, 72,1, 86,4 e 88,0% para as estações 1, 2, 3 e 4, respectivamente |
| | | Lodos ativados e cloração | 87% | NR | |
| | | Lodos ativados e cloração | 96% | NR | |
| | | Lodos ativados, filtração (6µ) e ácido peracético | 98,4% | NR | |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

(Continuação) Tabela 3.1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário.

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| BRIANCESCO e BONADONA, 2005 | Itália | Lodos ativados e cloração | 2 log | Não houve remoção | O efluente bruto das estações de tratamento avaliadas (A e B) mostraram uma qualidade microbiana e parasitológica semelhantes O processo de tratamento da ETE A forneceu uma remoção de 2 ordens de magnitude para cistos de *Giardia* (de $7x10^3$ para $6x10^1$) enquanto oocistos de *Cryptosporidium* não foram eliminados ($3x10^1$). O tratamento da ETE B não foi avaliado. |
| CANTUSIO NETO, SANTOS e FRANCO, 2006 | Brasil | Lodos ativados (sem desinfecção) | 98,9% | 94,7% | Foram selecionados três pontos de amostragem: (1) afluente, (2) do efluente tratado, sem desinfecção com UV e (3) efluente desinfetado com UV. Cistos de *Giardia* foram encontrados em 90,5% das amostras afluentes (média: $1,0x10^5$ ±8,7), em 96,2% das amostras do efluente secundário (média: $1,1x10^3$ ±1,0) e 94,7% das amostras tratadas com UV (média: $1,1x10^3$ ±1,0). Oocistos de *Cryptosporidium* foram detectados em apenas 6,4% das amostras do afluente (média: $6,0x10^4$±2,8) e em uma amostra do efluente tratado com radiação UV ($1,6x10^2$ oocistos/L). |
| | | Lodos ativados e radiação UV | NC | NC | |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

(Continuação) Tabela 3.1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário.

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| LONGIRO et al, 2006 | Itália | Ultrafiltração em membrana | 99,98% | NC | O efluente municipal de um processo de lodos ativados foi utilizado para alimentação da ultrafiltração, com número médio de cistos e oocistos de $1,83x10^3$ e $5,62x10^1$, respectivamente. Os resultados de remoção de oocistos de *Cryptosporidium* foram limitados pela baixa quantidade na alimentação e no permeado. Um teste exaustivo do sistema revelou a vedação imperfeita de uma ligação no encanamento de extração do permeado. Após uma revisão completa da estação piloto, 10 amostras de permeado foram coletadas e apresentaram resultados negativos para a presença de (oo)cistos |
| OTTSON et al, 2006 a | Suécia | Precipitação química e lodos ativados | 2,61 log | 1,18 log | Foram avaliadas quatro estações de tratamento de esgoto, todas operadas com precipitação química e lodos ativados. A remoção média (log10) de cistos de *Giardia* foi de 2,61±0,58, variando de 1,64 a >3,58. Para oocistos foi de 1,18±0,32, variando de 0,85 a >1,52. E para *E. coli* foi de 2,37±0,60, variando de 1,23 a 3,52. |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

(Continuação) Tabela 3.1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário.

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| LIM, WAN HAFIZ e NISSAPATORN, 2007 | Malásia | Aeração prolongada | 96% | 73% | Cistos de *Giardia* estiveram presentes em 100% das amostras no esgoto bruto e tratado de ambas as ETEs. No entanto, 50% de bruto e 25% do esgoto tratada foram positivos para oocistos de *Cryptosporidium*. As concentrações de parasitas no esgoto bruto foram 18 a 8480 de cistos de *Giardia* / litro e 1 a 80 de oocistos de *Cryptosporidium* / litro. No esgoto tratado, a concentração variou de 1-1462 cistos / litro e 20-80 oocistos / litro. |
| | | Lagoa aerada | 92% | 33% | |
| MOLLEDA et al, 2008 | Espanha | Lagoas convencionais e wetlands | 100% | 100% | Esgoto sanitário e de pecuária são tratados nesse sistema. O número de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* foi mínimo, sendo a maior média encontrada nas amostras do afluente de 8 e 4 (oo)cistos/10L, respectivamente. A remoção de cistos e oocistos alcançou um valor de 100% ao longo de todo o período de amostragem. |
| NKAMBULE, DLAMINI e GRIMASON, 2008 | Suazilândia (África) | Lagoas anaeróbias, facultativas e de maturação (em série) | 83% | NR | Cistos foram detectados em 16 (88%) amostras de esgoto bruto e efluentes da lagoa anaeróbia, 8 (44%) de efluentes da lagoa facultativa e 5 (28%) de efluentes da lagoa de maturação. Os resultados obtidos mostraram uma redução de cistos de um máximo de 2.400 cistos / L em esgoto bruto a um máximo de 600 cistos / L no efluente final de maturação. |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

(Continuação) Tabela 3.1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário.

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| REINOSO, TORRES e BÉCARES, 2008 | Espanha | Lagoa facultativa, wetland de escoamento superficial e wetland de escoamento subsuperficial | 99,91% | 99,87% | A wetland subsuperficial obteve a melhor remoção de agentes patogénicos protozoários *Cryptosporidium* e *Giardia* de 98,8% e 97,6%, respectivamente. Em contraste, as mais altas eficiências de remoção de bactérias indicadoras *E. coli* e coliformes totais foram relatados na lagoa facultativa, de 96,81% e 84,82%, respectivamente. |
| GRACZYK et al, 2009 | Irlanda | Wetlands | NC | NC | As amostras foram coletadas em quatro wetlands horizontais construídas. O número de oocistos de *C. parvum* e *C. hominis* variou de 10 a 118 oocistos / litro (média de 44± 16,5) no afluente e de 3 a 78 oocistos / litro (média, 41± 12,7) nos efluentes. Cistos de *G. duodenalis* variaram de 8 a 241 cistos / litro (média, 69± 37,7) no afluente e 11a140 cistos / litro (média de 88± 24,0) nos efluentes. A maioria dos valores porcentuais de remoção foram negativos. A eficácia de remoção de patógenos atingiu valores positivos para oocistos de *Cryptosporidium* na wetland A e C, sendo de 97,4 e 31,3%, respectivamente, e para cistos de *G. duodenalis* na wetland A, de 95,4%. |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

(Continuação) Tabela 3.1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário.

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| DUNGENI e MOMBA, 2010 | África do Sul | 4 ETEs operando com lodos ativados | 86,81% a 99,96% | 67,40% a 98,26% | A maior eficiência na remoção de oocistos e cistos (98,36% e 99,96%, respectivamente) poderia ser atribuída à presença do processo de filtração rápida em areia, o que resultou na eliminação física dos protozoários. Em alguns casos, foi observada a ausência de (oo)cistos nos afluentes e presença nos efluentes, ou contagens mais baixas nos afluentes juntamente com contagens mais elevadas nos efluentes. |
| FU et al, 2010 | China | Tratamento primário, lodos ativados, floculação e sedimentação e filtração em areia | 3,46 log | 3,34 log | Os números de *Cryptosporidium* e *Giardia* em esgoto sanitário não tratado neste estudo foram 33 a 600 oocistos/L e 130 a 3,600 cistos/L, respectivamente. Ambos a floculação e sedimentação (reduzindo *Cryptosporidium* de 0,77 log e *Giardia* por 0,73 log) e filtração em areia (reduzindo-os em 0,92 log e 0,89 log respectivamente) poderiam remover protozoários sequencialmente. No entanto, a combinação destes dois processos ainda era menos eficaz do que a ultrafiltração em membrana utilizada na segunda ETE, que poderia remover quase todos os protozoários, com o registro de remoção de 1,84 log (por *Cryptosporidium*) e 2,40 log (por *Giardia*). |
| | | Tratamento primário, processo anaeróbio-anóxico, membrana de ultrafiltração e ozônio/cloro | 2,60 log | 2,17 log | |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

(Continuação) Tabela 3.1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário.

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| KHANUM et al, 2011 | Bangladesh | Lagoa (não especificada) | NC | NR | O número de cistos de *Giardia* aumentou proporcionalmente com a turbidez. Os valores médios de cistos encontrados no afluente e efluente final foram de $2,27x10^5$ (variando de $1,68x10^5$ a $2,86x10^5$) e $1,46x10^4$ (variando de $1,4x10^3$ a $2,78x10^4$). |
| REINOSO et al, 2011 | Espanha | Lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação | 98,9% | 97,3% | No efluente, oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* foram detectados em 26/26 (100%) de amostras analisadas com uma média de 14,9 oocistos / L (variando de 5,3 – 40,1) e 67,1 cistos / L (variando de 17,5 – 217). No efluente final, oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* foram detectados em 50% e 73% das amostras analisadas, respectivamente, com numeros médios <1 (oo)cistos / L. A lagoa anaeróbia foi a mais eficiente na remoção de oocistos e cistos. |
| SANTOS et al, 2011 | Brasil | Lodos ativados e desinfecção UV | NC | NC | Oocistos de *Cryptosporidium* spp. foram detectados em 6,4% das amostras de afluente, com uma concentração média de $6,00x10^4$ oocistos/L, e em uma amostra de efluente desinfetado (2,6% das amostras) com concentração de $1,60x10^2$ oocistos/L. Cistos de *Giardia* foram frequentemente detectados, com valores variando de $7,38x10^4$ a $1,34x10^5$ no afluente, de $6,78x10^2$ a $1,73x10^3$ no efleunte sem desinfecção e de $5,83x10^2$ a $3,12x10^3$ no efluente desinfetado. |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

(Continuação) Tabela 3.1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário.

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| AJONINA et al, 2012 | Alemanha | Mecânico e biológico (não especificados) | NR | 57% | Oocistos de *Cryptosporidium* foram detectados no afluente com uma contagem que variou entre 50 e 1280 oocistos / L e no efluente variou entre 30 e 1170 oocistos / L. Os oocistos ocorreram em 100% das amostras de afluente e em 80% da amostra de efluente, com concentrações médias de 694 e 962 oocistos / L, respectivamente. |
| AJONINA, BUZIE e OTTERPOHL, 2013 | Alemanha | Mecânico e biológico (não especificados) | 78% | NR | A concentração em cistos / L em amostras de afluente e de efluente variou 50 a 7548 e 30 a 3250, respectivamente. A concentração média de *Giardia* foi 4131 / L no total das amostras afluente. No efluente final tratado, a concentração média de parasitas foi de 1,566 cistos *de Giardia* / L. |
| KONATÉ et al, 2013 | Burkina Faso | Lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação (em série) | >99,99% | NR | Cistos de *Giardia lamblia* foram detectados em 57% das amostras afluentes analisadas e a concentração média foi de 7 cistos/L, variando de 0 a 35 cistos/L. Não foram detectados cistos no efluente final após o tempo de retenção hidráulica cumulativo de 18 dias. |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

(Continuação) Tabela 3.1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário.

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| GRONDAHL-ROSADO et al, 2014 | Noruega | Mecânico e químico (não especificado) | NC | NC | Todos os agentes patogênicos microbianos e indicadores foram detectados tanto em esgoto sanitário tratado e não tratado, demonstrando que a descarga a partir desta ETE contribui para a contaminação microbiana do rio. A concentração média em esgoto sanitário não tratado foi de 3.885 cistos/L para *Giardia* e < 170 oocistos/L para *Cryptosporidium*; e para o esgoto tratado foi de 500 para *Giardia*; < 170 para *Cryptosporidium*. |
| OKOJOKWU, INABO e YAKUBU, 2014 | Nigéria | Biofiltro e areia | 98,33% | 98,46% | O número médio de oocistos e cistos por litro encontrados no afluente foi de 130 e 58, respectivamente. No efluente do biofiltro de areia foram encontrados 2 oocistos/L e 1 cisto/L, com remoções de 98,46% e 98,33%, respectivamente. |
| SAMIE e NTEKELE, 2014 | África do Sul | Filtros biológicos | 40% | NR | Foram coletadas amostras de seis estações de tratamento de esgoto diferentes. De um total de 79 amostras de esgoto sanitário 25 (31,65%) foram positivas para *Giardia*. Globalmente, estações que utilizaram filtros biológicos removeram mais cistos de *Giardia* do que as estações utilizando lodos ativados. A taxa de remoção geral foi de 40% para filtros biológicos e 20% para lodos ativados. |
| | | Lodos ativados | 20% | NR | |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

(Continuação) Tabela 3.1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário.

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| MEDEIROS e DANIEL, 2015 | Brasil | Cloração | 0 – 0,16 log | NR | Foram realizados ensaios de desinfecção com cloro, radiação UV e desinfecção sequencial cloro/UV, utilizando amostras do efluente de um reator UASB. *Giardia* spp. provou ser insensível mesmo à desinfecção sequencial, com inativação máxima de 0,23 log. |
| | | Radiação UV | 0 – 0,15 log | | |
| | | Desinfecção sequencial cloro/UV | 0,09 – 0,23 log | | |
| TARAN-BENSHOSHAN et al, 2015 | Israel | Lodos ativados, filtração de areia e cloração | 3,88 log | 0,85 log | Foram coletadas amostras de duas estações de tratamento. A faixa de número de cistos de *Giardia* detectados no efluente bruto foi de 10 a 12.225 cistos/L e o número médio foi de 3689.7 cistos/L, com 100% das amostras sendo positivas. O número de oocistos de *Cryptosporidium* no efluente bruto variou entre 4 a 125 com número médio de 17,3 oocistos/L, mas apenas 50% das amostras foram positivas. Cistos de *Giardia* foram detectados em 76% das amostras de efluentes terciários numa faixa de 0,02 a 7,75 cistos/L. Por outro lado, oocistos foram detectados em 68% das amostras terciárias na faixa de 0,03 a 54,0 oocistos/L. |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

(Continuação) Tabela 3.1 - Ocorrência de remoção de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* em esgoto sanitário.

| Referência Bibliográfica | Local de Estudo | Tratamento | Remoção média em log ou % | | Observações |
|---|---|---|---|---|---|
| | | | *Giardia* spp. | *Cryptosporidium* spp. | |
| VERBYLA, 2015 | Bolívia | Lagoa facultativa e lagoas de maturação | 85,7% | 33,3% | No sistema de três lagoas, cistos de *Giardia* foram detectados em número de 159,5 ± 2,8 cistos/L no afluente e de 22,8 ± 3,9 cistos/L no efluente. Oocistos de *Cryptosporidium* foram detectados em média 6 ± 1,4 oocistos/L no afluente e 4 ± 1,4 oocistos/L no efluente. O sistema reator UASB-lagoa pareceu proporcionar uma remoção similar: foram detectados 242,3 ± 42,8 e 73,3 ± 13,8 cistos de *Giardia* por litro no afluente e efluente, respectivamente. E os oocistos de *Cryptosporidium* foram de 9,5 ± 6,4 e 6,5 ± 1,4 oocistos/L no afluente e efluente, respectivamente. |
| | | Reator UASB e lagoas de polimento | 69,7% | 31,6% | |

Nota: NC: não calculado; NR: não realizado.

Com os trabalhos revisados, observou-se que o número de (oo)cistos detectados variou muito entre uma ETE e outra, e até mesmo em uma mesma ETE. A maioria dos estudos avaliou processos de tratamento aeróbio e as eficiências de remoção também diferiram entre si mesmo quando era comparado o mesmo tipo de tratamento.

No trabalho de Castro-Hermida et al (2008), por exemplo, os autores mostraram que a utilização de lodos ativados, sedimentação e desinfecção com ultravioleta resultou em uma redução maior no número de (oo)cistos do que as obtidas com outros tratamentos como oxidação com $O_2$, leitos oxidantes ou filtros biológicos. Enquanto Robertson et al (2000) observaram que não houve diferença significativa na eficácia de remoção entre o tratamento de lodos ativados e filtros biológicos.

## 3.2. **Água Negra**

As águas negras são uma mistura de fezes e urina, geralmente coletadas com certa quantidade de água de lavagem (descargas). As águas negras correspondem a 38% da DQO, 82% do nitrogênio e 68% do fósforo nos esgotos sanitários. Juntas, fezes e urina ocupam apenas 1% do volume total dos efluentes domésticos e, portanto, nas águas negras as concentrações de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo são elevadas, com grande potencial de recuperação de energia (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006; GRAAFF, 2010).

Para que a recuperação de recursos desse efluente seja otimizada, são necessários sistemas de coleta e transporte que utilizem o mínimo possível de águas de lavagem nas descargas, para limitar a diluição (GRAAFF, 2010). Quanto mais as águas negras forem diluídas, maior o volume a ser tratado, armazenado, transportado e aplicado nos campos, com o mesmo valor nutricional. Além disso, a economia de água nos sistemas de coleta de águas negras reduz o consumo de água nas residências em até 25% (condições holandesas) ou mais (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

Os sanitários convencionais utilizam até 12 litros de água por descarga enquanto os sanitários de baixo volume de descarga utilizam apenas de 4 a 6 litros por descarga (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006). A aplicação de sanitários a vácuo, que utilizam apenas um litro de água por descarga, é uma alternativa promissora aos sanitários convencionais (GRAAFF, 2010).

Sob o ponto de vista tecnológico, o tratamento separado de águas negras, possivelmente em conjunto com resíduos de cozinha, é mais lógico. Concentrar os riscos à

saúde e ao ambiente, que um efluente apresenta, em um volume muito pequeno permite o seu melhor controle e limita os efeitos ambientais negativos (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

A maioria dos nutrientes presentes no esgoto doméstico, como N e P, é originada das fezes e urina. Ao segregar a água negra da água cinza, de 80 a 95% dos nutrientes podem ser recuperados (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

Além disso, no esgoto sanitário, a contribuição de metais pesados pelas fezes é menor que 10% do total encontrado. Assim, a separação das águas negras exclui entradas externas de metais pesados, como efluentes industriais e escoamentos superficiais, produzindo lodo com reduzido teor de metais (TERVAHAUTA et al., 2014).

Em situações em que infraestruturas não estão disponíveis (sem saneamento básico, nova área residencial), a segregação das águas residuárias domésticas pode ser aplicada levando a um tratamento orientado, máxima recuperação de recursos e reuso (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

## 3.3. **Tratamento Anaeróbio de Águas Negras**

A digestão anaeróbia é um processo biológico que ocorre na ausência de oxigênio molecular, no qual diferentes tipos de microrganismos promovem a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos simples como metano e gás carbônico (CAMPOS et al., 1999).

Entre as vantagens dos sistemas de tratamento anaeróbios, podem ser citadas: o baixo consumo de energia, menor produção de lodo em comparação com os processos biológicos e a possibilidade da recuperação e utilização do metano como combustível (CAMPOS et al., 1999; VON SPERLING, 2005).

A digestão anaeróbia é adequada para vários tipos de águas residuárias e a alta concentração das águas negras faz do tratamento anaeróbio, com subsequente recuperação dos nutrientes, uma opção de tratamento muito atrativa (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

Para o tratamento anaeróbio de águas residuais com grande fração de material particulado, a hidrólise é geralmente o fator limitante do processo. Longos tempos de retenção do lodo são, portanto, necessários para proporcionar uma eficiente hidrólise e metanogênese. Para prevenir longos tempos de detenção hidráulica e aplicação de reatores de grande volume,

quando tratando águas residuais relativamente diluídas, os sólidos devem ser retidos no sistema enquanto o líquido precisa de curto tempo de retenção (KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

Em um reator UASB a alimentação ocorre pelo fundo do reator e flui para cima através de um manto de lodo. Isso garante uma mistura bastante eficiente entre as águas residuais e os grânulos de lodo, proporcionando uma rápida decomposição anaeróbia dos compostos orgânicos. O biogás gerado também facilita a mistura. O afluente em ascensão passa então por um dispositivo separador de gás-líquido-sólido. Apenas o líquido efluente flui para fora do reator enquanto o lodo sólido retorna para o interior do reator e o gás é coletado em um coletor de gases para que possa ser reutilizado ou então queimado.

Como a biomassa microbiana ativa forma grânulos densos, que são altamente estáveis, uma maior concentração de biomassa ativa é alcançável por unidade de volume útil do reator. Devido a isso, o reator UASB pode suportar maiores cargas de DQQ e promover um tratamento adequado em menor tempo de detenção hidráulica (TAUSEEF, ABBASI e ABBASI, 2013).

# 4. MATERIAL E MÉTODOS

Neste trabalho, foram avaliados três reatores UASB com relação à eficiência no tratamento dos afluentes analisados, a ocorrência e remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. e a remoção de *E. coli* e coliformes totais.

## 4.1. **Reatores Avaliados**

O primeiro reator, em escala piloto, estava instalado na Estação de Tratamento de Esgoto do Campus da USP de São Carlos, operado com esgoto sanitário. O segundo, em escala plena, é constituinte da Estação de Tratamento de Esgoto Monjolinho, do Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos - SAAE, também operando com esgoto sanitário. E o terceiro reator, em escala piloto, instalado em uma ETE Piloto, localizada no interior da ETE Monjolinho, recebeu água negra simulada. As características de cada reator são apresentadas nos itens a seguir.

### 4.1.1. Estação Piloto de Tratamento de Esgotos da USP (ETE USP)

A primeira estação avaliada, em escala piloto, está localizada na Área 1 do Campus da USP – São Carlos. O Reator foi alimentado com esgoto sanitário constituído de mistura de esgoto coletado no campus e parcela de esgoto sanitário coletado nos bairros adjacentes ao campus. Antes de ser recalcado para o reator, o esgoto passou por gradeamento para remoção de sólidos grosseiros e por tanques de remoção de areia. .

#### *4.1.1.1.Reator UASB da ETE USP*

O reator (Figura 4. 1) foi construído com chapas de aço, apresentando volume de 1,5 m³ e estava sendo operado com um tempo de detenção hidráulica de 8 horas e vazão aproximada de 187,5 L/h.

Figura 4. 1 - Vista frontal e superior do reator UASB instalado na ETE USP.

*4.1.1.2.Amostragem na ETE USP*

Os ensaios foram realizados nos meses de maio e junho de 2015, semanalmente, durante cinco semanas. As coletas eram realizadas por voltas das 7h30min, às terças-feiras. Nas amostras do afluente e efluente do reator foram analisadas as variáveis físico-químicas: pH, DQO, sólidos (totais, suspensos e dissolvidos), temperatura e alcalinidade total e parcial. Além disso, foram realizados exames microbiológicos, para a determinação de *E. coli* e coliformes totais, e parasitológicos, para quantificação de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.

Também eram coletadas amostras do lodo, no fundo do reator (Figura 4. 2), nas quais eram avaliadas a concentração de sólidos e o número de (oo)cistos presentes.

Figura 4. 2 – Detalhe dos pontos de coleta. P1: ponto de coleta do efluente; P2: ponto de coleta do lodo.

### 4.1.2. Estação de Tratamento de Esgoto em Escala Plena - ETE Monjolinho

A Estação de Tratamento de Esgoto da cidade de São Carlos/SP está localizada na estrada municipal Cônego Washington José Pêra e recebe, atualmente, cerca de 85% de todo o esgoto sanitário gerado na cidade de São Carlos.

O fluxograma de tratamento é composto por tratamento preliminar (gradeamento e caixa de remoção de areia e gordura), tratamento secundário com reatores UASB e tratamento físico-químico, que consiste no processo de coagulação-floculação seguido de flotação por ar dissolvido. A estação conta ainda com uma etapa de tratamento terciário de desinfecção por radiação ultravioleta. O desaguamento do lodo é feito por meio de centrifugação e os rejeitos são encaminhados para aterro sanitário.

*4.1.2.1.Reator UASB da ETE Monjolinho*

A estação conta com 2 reatores UASB, compostos por quatro células cada (Figura 4. 3), constituídos de concreto, que funcionam paralelamente e são operados com tempo de detenção hidráulica de 8 a 10 horas, dependendo da vazão afluente.

Figura 4. 3 - Vista aérea dos reatores UASB da ETE Monjolinho. Fonte: Santos, 2015.

*4.1.2.2.Amostragem na ETE Monjolinho*

Assim como na ETE USP, foram realizados cinco ensaios no total com amostras do afluente, efluente e lodo dos reatores UASB da ETE Monjolinho, realizando-se as análises físico-químicas, microbiológicas e parasitológicas, conforme especificado no item 4.1.1.2.

As coletas foram feitas entre os meses de julho a agosto de 2015, às terças-feiras, por volta das 07h30min. As amostras de lodo foram coletadas em apenas uma das células do reator, no ponto de coleta do fundo do reator (Figura 4. 4).

Figura 4. 4 - Indicação do ponto de amostragem do lodo.

### 4.1.3. Estação Piloto de Tratamento de Águas Negras

A estação de tratamento águas negras, em escala piloto, é composta por um reator UASB mesofílico, seguido de um fotobiorreator, ozônio flotação para a separação das algas e organismos patogênicos do efluente e desinfecção (Figura 4. 5). No entanto, até o final deste trabalho, apenas o reator UASB estava em funcionamento.

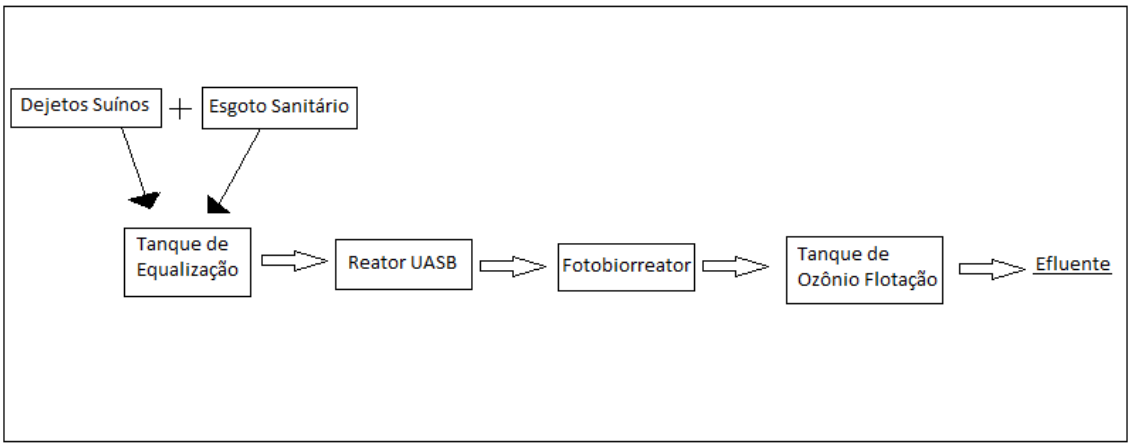


Figura 4. 5-Fluxograma do Sistema de Tratamento de Águas Negras.

*4.1.3.1. Efluente de Estudo (água negra simulada)*

O efluente utilizado é constituído da mistura de dejetos suínos e esgoto sanitário, a fim de se obter composição com elevada carga orgânica que se assemelhe às águas negras.

O esgoto sanitário é proveniente do efluente da caixa de remoção de areia (Figura 4. 6) da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Monjolinho, do Serviço Autônomo de Água e Esgoto de São Carlos, SP, SAAE-São Carlos, e o efluente de dejetos de suínos provêm da Granja Big Boar (Figura 4. 7) localizada na área rural de São Carlos.

Figura 4. 6- Saída da caixa de remoção de areia na ETE Monjolinho – local de coleta do esgoto sanitário para composição da água negra preparada

Figura 4. 7- Lagoa de dejetos de suínos – local de coleta dos dejetos para composição da água negra preparada.

Para realizar a mistura, que era utilizada na alimentação do reator, eram realizadas coletas na granja Big Boar uma vez por semana, toda segunda-feira, e a mistura dos efluentes ficava armazenada em uma caixa d'água de capacidade de 1600 L (Figura 4. 8), sendo bombeada constantemente para o reator UASB, até o dia da próxima coleta.

Figura 4. 8- Caixa de armazenamento da mistura dejetos de suínos e esgoto sanitário (água negra preparada).

A simulação de água negra pela mistura de dejetos de suínos e esgoto sanitário foi feita com base nos resultados das análises de preliminares de DQO total e sólidos totasi, de amostras coletadas tanto na granja Big Boar, como na ETE Monjolinho.

*4.1.3.2. Reator UASB de águas negras*

Para reduzir a variação da temperatura ambiente, o reator foi instalado no interior de edificação fechada com telhas providas de isolamento térmico (paredes e teto) (Figura 4. 9). Ao lado dessa estrutura, foi construída uma casa de apoio, feita do mesmo material, onde eram realizadas as análises de monitoramento diário: temperatura, pH, alcalinidade e ácidos voláteis (Figura 4. 10).

O reator UASB (Figura 4. 11), em resina reforçada com fibra de vidro, tem volume aproximado de 640 litros, altura de 4 metros e diâmetro de 450 mm. Este reator era operado com uma vazão de 213 L/dia e, consequentemente, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de três dias.

Figura 4. 9- Estrutura onde o reator UASB de água negra foi instalado (esquerda) e casa de apoio (direita).

Figura 4. 10- Interior da casa de apoio à operação da Estação Piloto de Tratamento de Águas Negras.

Figura 4. 11- Reator UASB de água negra, ainda em fase de montagem.

No interior no reator foram instaladas pás de aço inoxidável, com rotação mecanizada e velocidade de 11 rpm, mantida ininterrupta, para evitar o adensamento de sólidos na parte inferior do reator, já que a vazão não era suficiente para suspender a biomassa (Figura 4. 12).

Figura 4. 12- Detalhes do agitador instalado no interior do UASB - Reator Piloto 2.

4.1.3.2.1. *Início de operação do Reator Piloto operado com água negra*

Para a partida do reator foi utilizado, como inóculo, o lodo de um dos reatores UASB da ETE Monjolinho. Foram adicionados aproximadamente 320 L de lodo, cerca de metade do volume do reator, pois durante o início de operação (partida) grande parte da biomassa é perdida junto ao efluente.

Após a inoculação do reator, realizada no dia 18/09/15, o lodo foi deixado em repouso por período aproximado de 24 horas para sua adaptação gradual à temperatura ambiente, conforme proposto por Chernicharo (2007). Passado o período de adaptação, foi iniciada a alimentação do reator, no dia 19/09/15, com esgoto sanitário proveniente da própria ETE, a uma vazão de aproximadamente 38 L/h.

4.1.3.2.2. *Monitoramento da operação do reator de águas negras*

Durante a partida, foi estabelecida a frequência de análises físico-químicas para o monitoramento do reator visando acompanhar tanto a eficiência do tratamento, como a sua estabilidade operacional, como apresentado na Tabela 4. 1. As análises de DQO e sólidos

totais e suspensos eram feitas duas vezes por semana, uma no dia em que era feita a mistura dos efluentes (1º dia) e a outra no decorrer da semana para avaliar a eficiência do reator (2º dia).

Pelo fato de a pesquisa envolver diferentes processos, como apresentado na Figura 4.5, com diferentes subprojetos integrados executados por pós-graduandos, as análises de monitoramento foram feitas pelos mestrandos: Fernanda Queiroz Valdez, Karem Sayuri Sakurai, Juliana Dias da Silva, Thadeu Salin Sahão, Rafael dos Santos Ferrer, Maria Beatriz Coelho e a doutoranda Nathalie Dyane Miranda Slompo, com exceção das análises realizadas no 2º dia (após o TDH de 3 dias), as quais eram feitas apenas pela mestranda Fernanda Queiroz Valdez.

Tabela 4. 1 - Frequência das análises de monitoramento do reator durante a partida.

| | **Afluente** | **Efluente** | **Lodo** |
|---|---|---|---|
| **pH** | Diária | Diária | - |
| **Temperatura** | Diária | Diária | - |
| **Alcalinidade** | Diária | Diária | - |
| **Ácidos Voláteis** | Diária | Diária | - |
| **DQO** | 2 x semana | 2 x semana | - |
| **DBO** | Semanal | Semanal | - |
| **Sólidos Sediment.** | Diária | Diária | - |
| **Sólidos Suspensos** | 2 x semana | 2 x semana | - |
| **Sólidos Totais** | 2 x semana | 2 x semana | Semanal |

*4.1.3.3. Amostragem na ETE Piloto de águas negras*

Semanalmente, eram coletadas amostras do afluente e efluente do reator para análise das variáveis físico-químicas: pH, DQO, $DBO_5$, sólidos (totais, suspensos, dissolvidos e sedimentáveis), alcalinidade total e parcial, ácidos voláteis, temperatura, nitrogênio total e amoniacal, fósforo total e inorgânico.

As amostras de lodo eram coletadas em quatro ou cinco pontos ao longo do reator para a avaliação da distribuição da manta de lodo (Figura 4. 13 e Figura 4. 14). Para isso, eram feitas análises de sólidos totais, fixos e voláteis, para todas as amostras coletadas.

Figura 4. 13- Pontos de coleta ao longo do reator. Ponto 1 (P1): 0,5m do fundo; P2: 1,0 m do fundo; P3: 1,5m do fundo; P4: 2,0m do fundo; P5: 2,5m do fundo.

Figura 4. 14- Detalhes dos registros para controle do volume coletado de amostra.

Para os exames parasitológicos, as amostras foram coletadas durante cinco semanas, entre os meses de novembro e dezembro de 2015, e foram determinados cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp., no afluente, efluente e lodo do reator. Além disso, nessas mesmas amostras, com exceção do lodo, foram realizados exames microbiológicos para a determinação de *E. coli* e coliformes totais.

As amostras eram coletadas em frascos de 500 mL previamente lavados, desinfetados e enxaguados com solução de eluição – Tween 80 (0,1%; v/v) – e examinadas, no máximo, até 24 horas após coleta.

No caso das amostras do lodo, a coleta era feita nos três primeiros pontos ao longo da manta de lodo no reator, e os exames parasitológicos foram feitos a partir de uma amostra composta desses três pontos.

Em todos os ensaios realizados, nas três estações avaliadas, os procedimentos para coleta, armazenamento e preservação das amostras, tanto para as análises físico-químicas como para os exames microbiológicos, seguiram os procedimentos estabelecidos pelo *Standard Methods for Examination of Water e Wastewater* (APHA, 2012).

## 4.2. **Exames microbiológicos e parasitológicos**

Foram feitos exames microbiológicos para a determinação de *E. coli* e coliformes totais e exames parasitológicos para a determinação de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp..

### 4.2.1. Determinação de *Escherichia coli* e coliformes totais

Para a quantificação de *E. coli* e coliformes totais foi utilizada a técnica "pour plate", como descrito por Medeiros (2010) e Oliveira (2012).

Para a realização desses ensaios, colocava-se 1 mL de amostra diluída em placa de Petri estéril e, em seguida, acrescentava-se 9 mL do meio de cultura Chromocult® Coliform Agar (Merck Cat.No.1.10426), que determina simultaneamente a presença de *E. coli* e coliformes totais. O meio era distribuído na placa, ainda liquido, à temperatura de 45 a 50°C, e fazia-se a homogeneização com movimentos em forma de oito. As placas eram, então, incubadas a 36 ± 1°C por 24 horas.

Vale ressaltar que esse meio de cultura não é autoclavável, exigindo-se assim um cuidado especial para evitar a contaminação do mesmo. Dessa forma, toda a bancada era desinfetada antes de sua preparação e a montagem das placas era feita em assepsia.

Por essa técnica, as colônias que apresentavam coloração azul-escuro/violeta eram identificadas como *E. coli*, e as que apresentavam coloração salmão/vermelha eram quantificadas como coliformes totais (Figura 4. 15). O resultado é expresso como Unidades Formadoras de Colônia por mL (UFC/mL).

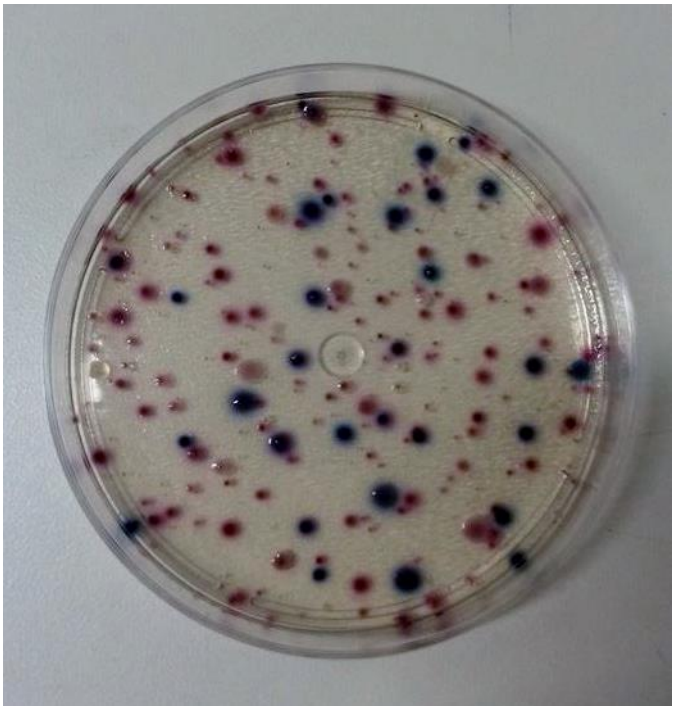

Figura 4. 15- Crescimento de colônias de *E. coli* e coliformes totais em meio Chromocult Coliform Agar.

### 4.2.2. Determinação de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. em amostras líquidas

O método de detecção de (oo)cistos de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. foi baseado no método 1693 (USEPA, 2014), que é o método padrão para análises de esgoto desinfetado, e na metodologia proposta por Medeiros (2013) para amostras com elevada turbidez, que consiste no processo de concentração por centrifugação seguido de separação imunomagnética e dissociação ácida.

#### *4.2.2.1.Concentração por Centrifugação*

Como as amostras provenientes de cada reator eram diferentes com relação à concentração de sólidos, optou-se por utilizar volumes diferentes das amostras na etapa de concentração, levando em consideração sua turbidez e o aporte de sólidos suspensos.

#### 4.2.2.1.1. *Concentração das amostras da ETE USP*

Nos ensaios com esgoto sanitário proveniente da ETE USP utilizou-se a metodologia proposta por Medeiros (2013) para efluentes com turbidez média. Utilizava-se 150 mL de amostra, tanto do afluente como do efluente do reator, e adicionava-se 50 mL de solução Tween 80 (0,1%), para que o volume final fosse de 200 mL. Primeiramente, esse volume (amostra + Tween) era levado, em um béquer ou erlenmeyer, para um agitador magnético durante três minutos para promover homogeneização da amostra. Após esse tempo, o volume total era dividido em quatro tubos de centrifugação com capacidade de 50 mL cada, os quais eram levados para a primeira centrifugação (Centrifuge 5810, Eppendorf) a 1500 x g por 15 minutos.

Em seguida, retirava-se o sobrenadante deixando um volume de aproximadamente 1,5 mL em cada tubo. Fazia-se a homogeneização do sedimento formado, com o auxílio de uma pipeta Pasteur de plástico, e o volume dos quatro tubos eram concentrados em apenas um dos tubos, agora com um volume aproximado de 6 mL. Fazia-se, então, duas lavagens de 1,5 de água destilada cada, nos três tubos restantes e esse volume também era transferido para o tubo contendo a amostra, totalizando um volume final de 15 mL.

Passava-se então para a segunda centrifugação a 1500 x g, por 15 minutos. Fazia-se uma nova retirada do sobrenadante, deixando aproximadamente 0,5 mL no tubo. Esse volume era homogeneizado e repassado para um tubo de microcentrifugação com capacidade de 1,5 mL. Fazia-se então duas lavagens do tubo de centrifugação com 0,5 mL de água deionizada cada, e o volume também era transferido para o tubo de microcentrifugação.

Por fim, era realizada a terceira e última centrifugação a 1500 x g, por 15 minutos. Retirava-se o sobrenadante, restando um volume de 0,5 mL no tubo de microcentrifugação. Todas as etapas da tripla centrifugação podem ser visualizadas na Figura 4. 16.

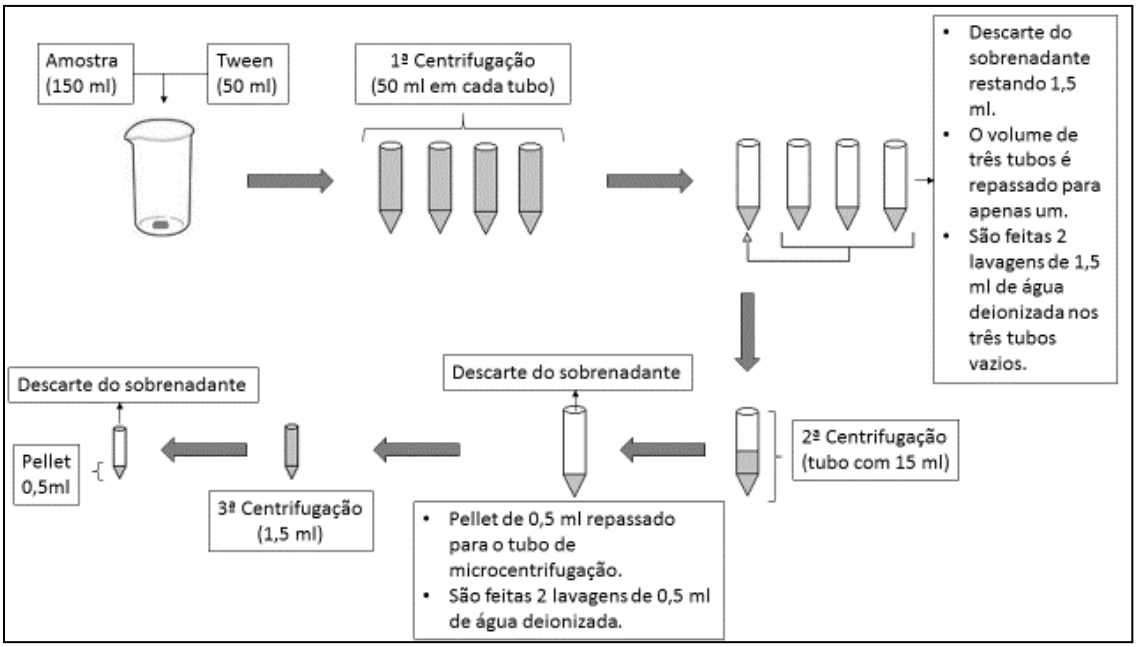


Figura 4. 16 - Esquema geral das etapas da tripla centrifugação para amostras de turbidez média.

4.2.2.1.2. *Concentração das amostras da ETE Monjolinho*

Nos ensaios feitos com o efluente do reator UASB da ETE Monjolinho utilizou-se a metodologia para amostras com turbidez média, conforme especificado no item 4.2.2.1.1. Nos ensaios feitos com o esgoto sanitário afluente ao reator, utilizou-se a metodologia proposta por Medeiros (2013) para amostras com turbidez elevada, cujas etapas podem ser observadas na Figura 4. 17. Observar que a sequência do procedimento é a mesma descrita na Figura 4.16, diferenciando-se apenas pelo volume de amostra.

Para esta segunda metodologia foram utilizados 50 mL de amostra do afluente e eram adicionados 50 mL de solução Tween 80 (0,1%), para que o volume final fosse de 100 mL. A amostra era homogeneizada, em um béquer ou erlenmeyer, com auxílio de um agitador magnético durante três minutos e, posteriormente, o volume era dividido em dois tubos de centrifugação com capacidade de 50 mL cada. Era feita, então, a primeira centrifugação a 1500 x g, por 15 minutos.

Após esse tempo, retirava-se o sobrenadante de ambos os tubos deixando-se volume de 5 mL em cada um. Realizava-se a homogeneização do sedimento formado e concentrava-se o volume dos dois tubos em apenas um deles. No tubo vazio eram feitas duas lavagens de

2,5 mL de água deionizada cada e esse volume também era repassado para o tubo contendo a amostra, totalizando 15 mL.

Em seguida, passava-se para a segunda e, posteriormente, terceira centrifugação, que foram feitas conforme descrito no item anterior 4.2.2.1.1.

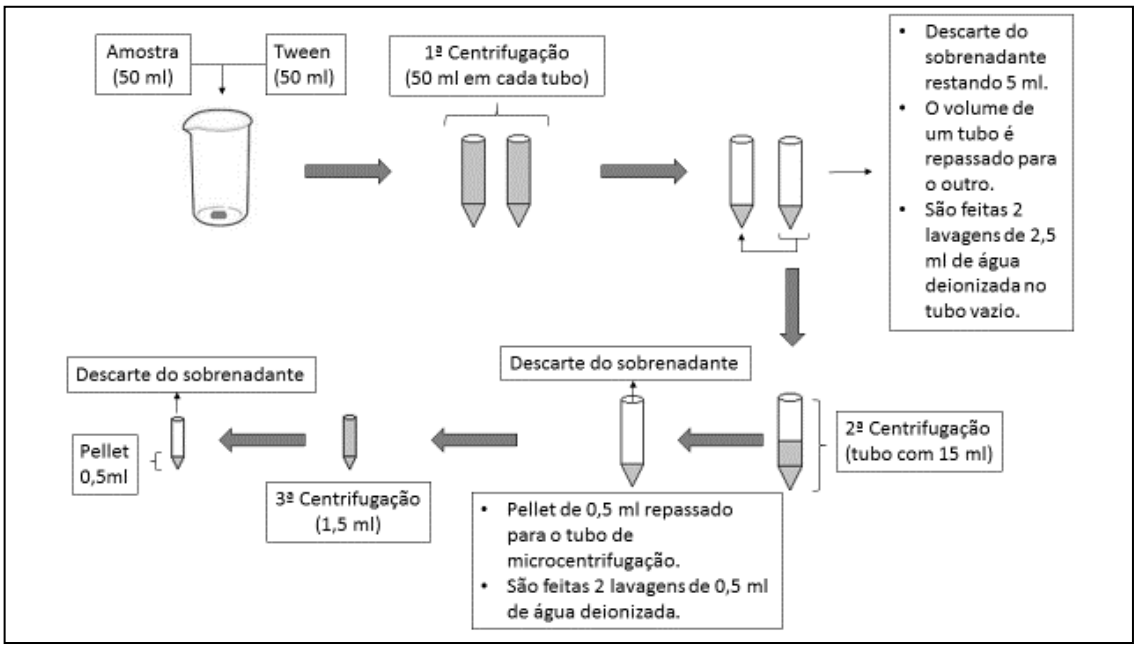


Figura 4. 17 - Esquema geral das etapas da tripla centrifugação para amostras de turbidez elevada.

4.2.2.1.3. *Concentração das amostras da ETE Piloto*

Nos ensaios realizados com água negra simulada utilizava-se 25 mL de amostra, para o afluente, e adicionava-se 75 mL de solução Tween 80 (0,1%), para que o volume final fosse de 100 mL. E para as amostras do efluente eram utilizados 50 mL de amostra e adicionava-se 50 mL de solução Tween.

As três centrifugações, tanto para o afluente como para o efluente, eram feitas conforme apresentado no ítem 4.2.2.1.2., para amostras com turbidez elevada. O esquema das etapas da tripla centrifugação para essas amostras pode ser observado na Figura 4. 18.

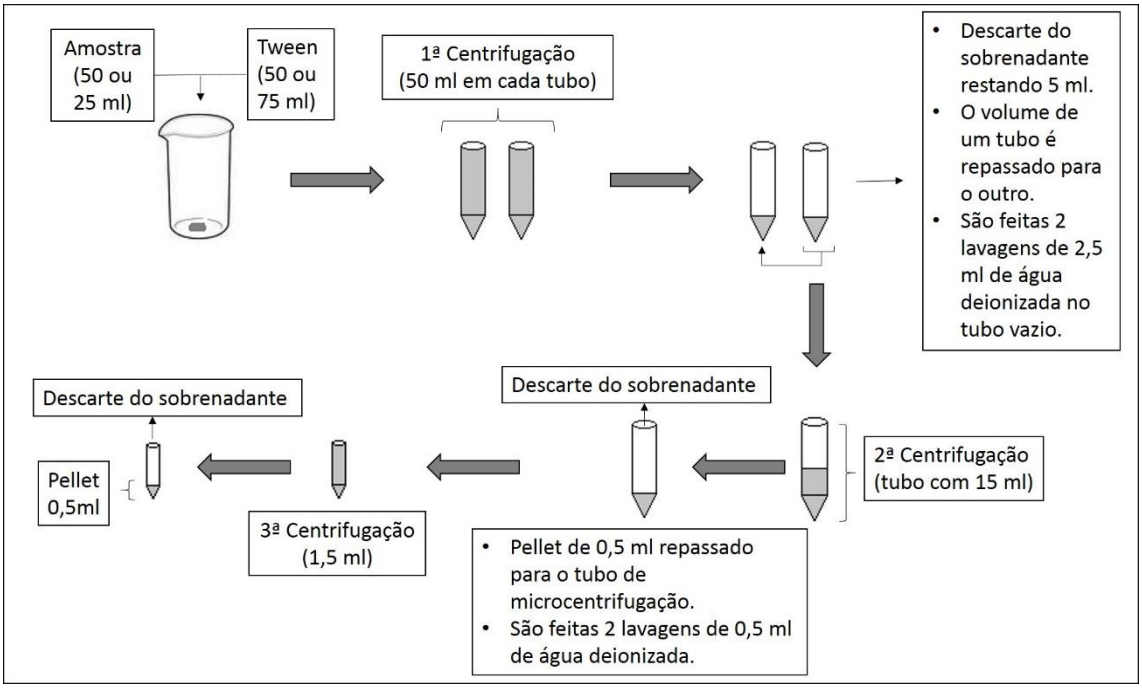


Figura 4. 18 - Esquema geral das etapas da tripla centrifugação empregada nas amostras de água negra simulada.

As etapas seguintes foram feitas da mesma forma para todas as amostras analisadas.

*4.2.2.2.Separação Imunomagnética*

A separação imunomagnética é feita com o intuito de purificar as amostras, capturando os (oo)cistos e separando-os dos interferentes. A metodologia utilizada foi baseada nos procedimentos descritos em Medeiros (2013) e Santos (2015).

Primeiramente, o Kit de IMS (Invitrogen Dynal AS, Norway) era retirado da geladeira para que atingisse a temperatura ambiente. Então, o volume da etapa anterior, de centrifugação, após ser levado ao vórtex para completa homogeinização, era transferido para um tubo de lado plano ($T_{LP}$) (Dynal® L10 tubes CAT nº 740.03, Invitrogen Dynal AS, Norway) previamente enxaguado com solução Tween 80 (0,1%). Em seguida, eram feitas três lavagens do tubo de microcentrífuga, com 1 mL de solução Tween 80 (0,1%) cada, sendo o volume das lavagens repassado também para o tubo de lado plano, o qual era completado com 6,5 mL de solução Tween 80 (0,1%), para que o volume final de amostra fosse de 10 mL.

Na sequência, o tubo de lado plano era levado ao misturador de amostra (Dynabeads® Sample Mixer, Invitrogen™ USA – Figura 4. 19) durante meia hora, a uma velocidade de 18 rpm, em temperatura ambiente. Após esse período, eram adicionados ao tubo: 1 mL de cada um dos dois tampões (A e B) presentes no Kit de IMS, 100 µL de Dynabeads anti-*Giardia* e

100 µL de Dynabeads anti-*Cryptosporidium*, de acordo com o protocolo do fabricante (Dynal CG – Combo anti-*Cryptosporidium & Giardia)*. Então, o tubo era levado novamente ao misturador de amostra por, pelo menos, mais uma hora.

Figura 4. 19 - Tubos de lado plano acoplados ao misturador de amostra.

Passado esse tempo, o $T_{LP}$ era acoplado ao primeiro concentrador de partículas (Dynal MPC – 1, Cat. nº 120.01D; Invitrogen Dynal AS, Norway – Figura 4. 20), em que eram feitas rotações de 90° durante 2 minutos, aplicando-se, em média, uma rotação por segundo. Esse procedimento é realizado no intuito de que o ímã capture as esferas revestidas com o agente monoclonal (Dynabeads) ligados aos protozoários. Em seguida, o sobrenadante foi descartado de modo que, quando o tubo fosse invertido, o lado plano, ainda acoplado ao ímã, ficasse sempre voltado para cima.

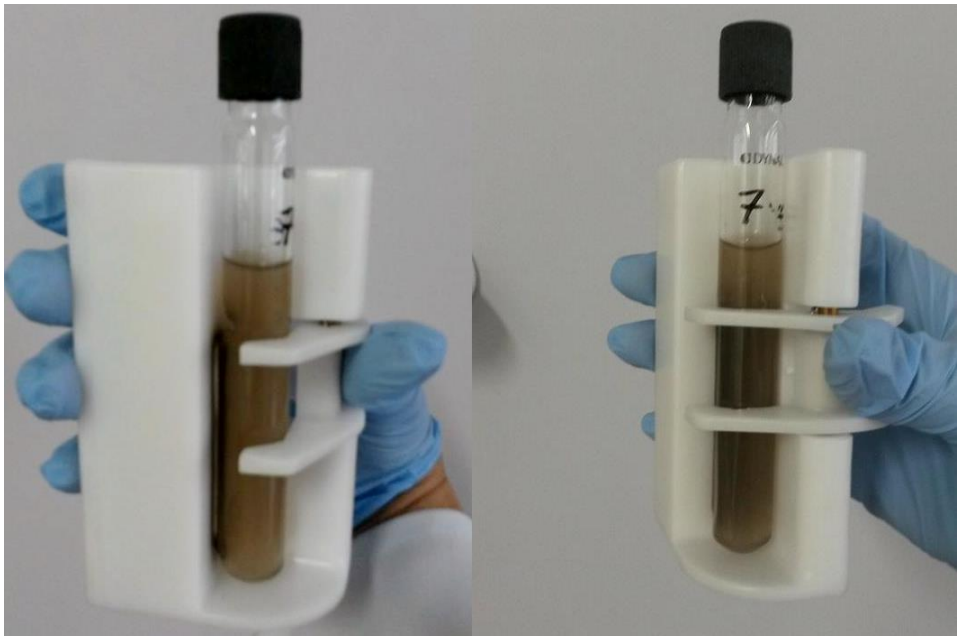

Figura 4. 20 - Tubo de lado plano acoplado ao primeiro concentrador de partículas.

Em seguida, o $T_{LP}$ era desacoplado do MPC-1 e eram realizadas duas lavagens, de 0,5 mL cada, com uma solução do tampão A, do próprio Kit, diluído a 10 vezes. Os volumes das duas lavagens eram coletados por pipetas Pasteur e transferidos para um tubo de microcentrífuga. Este tubo era acoplado, então, ao segundo concentrador de partículas (MPC – S, Cat. nº 120.20D, Invitrogen Dynal AS, Norway – Figura 4. 21), no qual eram feitas rotações de 180° durante 1 minuto. O sobrenadante era aspirado e descartado e, por fim, retirava-se a fita magnética do concentrador, para realização da dissociação ácida.

Figura 4. 21 - Tubos de micro centrífuga acoplados ao segundo concentrador de partículas.

*4.2.2.3.Dissociação Ácida*

A dissociação ácida foi feita em duas etapas, visando aumentar a recuperação de (oo)cistos, como é proposto pelo método 1623.1 (USEPA, 2012). Em ambas as etapas foram adicionados 50µL de ácido clorídrico (0,1 N) no tubo de microcentrífuga, o qual, em seguida, era levado ao vórtex por 30 segundos e, então, retornado ao concentrador de partículas, sem a fita magnética, no qual ficava em repouso por 10 minutos, na posição vertical e em temperatura ambiente.

Após esse tempo, o tubo era levado ao vórtex novamente por mais 30 segundos e recolocado no concentrador de partículas, no qual a fita magnética já havia sido inserida. O tubo ficava em repouso por no mínimo 10 segundos, possibilitando, assim, a separação entre os Dynabeads e os cistos e oocistos dissociados. Seguia-se então para a etapa de preparação da lâmina.

*4.2.2.4.Preparação da Lâmina, Detecção e Identificação*

A detecção e identificação dos cistos e oocistos foram feitas por Reação de Imunofluorescência Direta (RID) utilizando-se o Kit Merifluor.

Para a preparação da lâmina (Figura 4. 22), primeiramente eram adicionados 5 µL de hidróxido de sódio (NaOH), afim de promover a neutralização do ácido clorídrico. Em seguida, adicionava-se os 50 µL de sobrenadante da etapa anterior. Como eram feitas duas dissociações ácidas, o primeiro e o terceiro poços da lâmina eram preenchidos, a fim de evitar a contaminação entre os mesmos. A lâmina ficava em repouso por, pelo menos, quatro horas, em temperatura ambiente, para permitir a secagem da amostra.

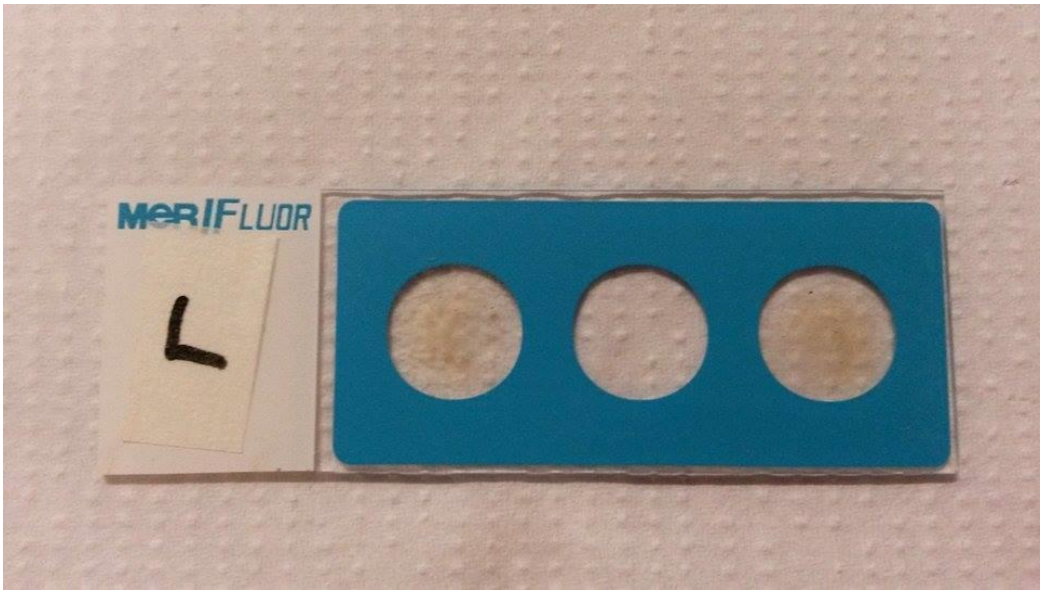


Figura 4. 22 - Detalhe da lâmina com amostra no 1º e 3º poços.

Depois de secas, para a fixação das amostras, eram dosados até 50 µL de metanol em cada poço e a lâmina era deixada em repouso por 10 minutos. Passado esse tempo, no escuro, aplicava-se uma gota do fluido de detecção e uma gota do contra-corante, ambos do Kit Merifluor, e então, a lâmina era colocada em câmara úmida e escura e levada para incubadora a 37°C durante 30 minutos.

Passava-se, então, para a etapa de lavagem da lâmina. Para isso, utilizava-se a solução de lavagem do próprio Kit, diluída a 20 vezes, e eram feitas três lavagens em cada poço, com 50 µL cada, e com intervalo de 1 minuto entre as mesmas. As lavagens também eram realizadas no escuro e as lâminas eram inclinadas em um ângulo de 45°.

Na sequência, eram aplicadas duas gotas do reagente DAPI, utilizado para a confirmação dos cistos e oocistos pela coloração dos núcleos, e a lâmina era retornada para câmara úmida e escura por mais 12 minutos, sem incubar, e então eram feitas mais três lavagens dos poços, de 50 µL cada, com a mesma solução de lavagem utilizada anteriormente.

Por fim, eram adicionados 30 µL de água ultrapura, a fim de evitar a formação de cristais, e após um minuto inclinava-se a lâmina para escorrer essa água. Então, dosava-se uma gota do meio de montagem, do próprio Kit, e colocava-se a lamínula com o máximo de cuidado, para evitar a formação de bolhas. A contagem das lâminas era feita no prazo máximo de sete dias, e as mesmas eram armazenadas em geladeira, em câmara úmida e escura (Figura 4.18).

Figura 4. 23 - Câmara úmida e escura para armazenagem da lâmina.

A contagem foi feita utilizando o microscópio de epifluorescência (Olympus BX51), com aumento de 800 vezes (Figura 4. 24), e conforme proposto por Cantusio Neto (2004), utilizou-se a equação 4.1.

Figura 4. 24 – Microscópio de epifluorescência (Olympus BX51).

$$X = \frac{nº\ de\ (oo)cistos\ detectados\ x\ 10^6}{volume\ de\ sedimento\ na\ lâmina\ (\mu L)} x \frac{volume\ total\ do\ sedimento\ (mL)}{volume\ da\ amostra\ (mL)} \quad (4.1)$$

Para a técnica de RID, foi avaliada a presença de estruturas esféricas de 4 a 6 µm (oocistos) e ovoides de 8 a 18 µm de comprimento por 5 a 15 µm de largura (cistos). Ao mesmo tempo, a parede do (oo)cisto deve mostrar fluorescência verde-maçã brilhante, sem poros ou apêndices e apresentando sutura, para oocistos, ou axonema, para cistos .

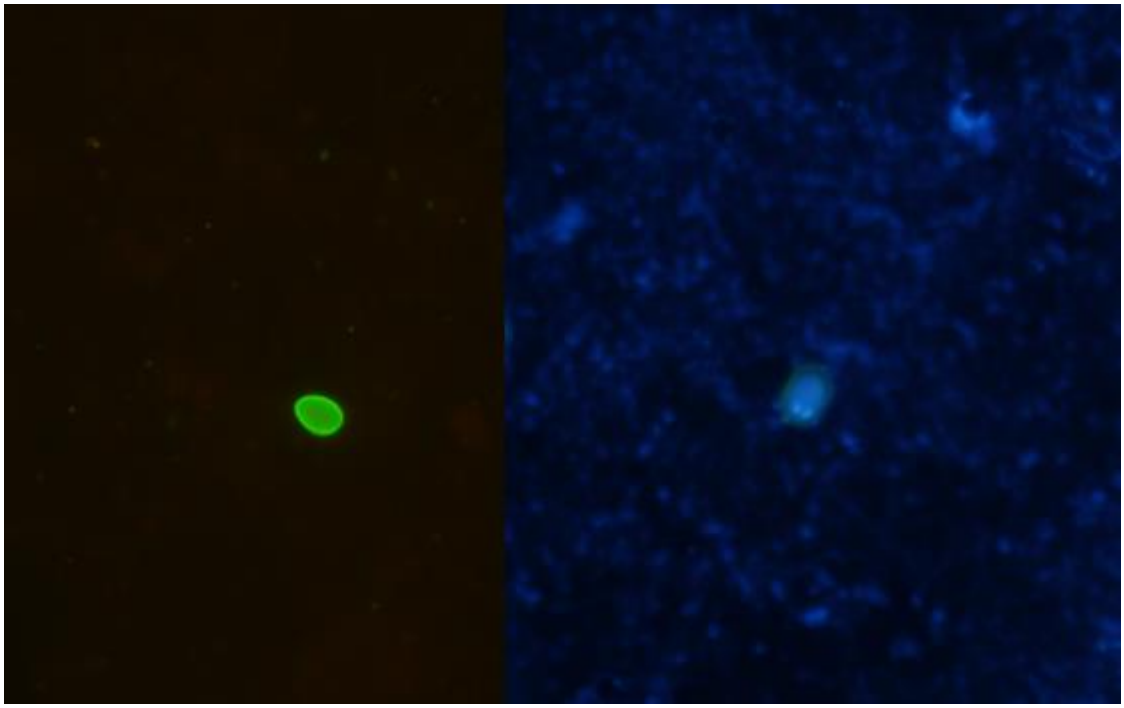

Figura 4. 25 – Cisto de *Giardia* spp. com fluorescência verde-maçã brilhante (esquerda) e coloração dos núcleos do cisto pelo reagente DAPI (direita).

### 4.2.3. Determinação de (oo)cistos em Amostras de Lodo

Para a detecção dos cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. presentes no lodo, seguiu-se a metodologia apresentada por Santos (2015) adaptada de McCuin e Clancy (2005). Esse método é utilizado para amostras que apresentam um grande número de (oo)cistos, possibilitando a dispensa da etapa de concentração.

Dessa forma, nos ensaios na ETE USP e ETE Monjolinho, as amostras coletadas de lodo eram homogeneizadas em liquidificador durante três minutos e, em seguida, pesava-se 1 g, para amostras da ETE USP, e 0,5 g, para amostras da ETE Monjolinho, diretamente no tubo de lado plano. Nos ensaios feitos na ETE Piloto, a amostra composta dos três primeiros pontos de coleta de lodo era homogeneizada em liquidificador durante três minutos e, em seguida, pesava-se 0,5 g de amostra.

Na sequência, passava-se para a etapa de purificação por IMS, conforme descrito no item 4.2.2.2, e seguia-se toda a sequência já descrita para amostras líquidas. Para a contagem dos (oo)cistos também foi utilizado o microscópio de epifluorescência (Olympus BX51).

Os cálculos foram feitos conforme proposto por Medeiros (2013), que apresenta os valores como número de cistos e de oocistos por grama de sólidos totais (equação 4.2):

$$(oo)cistos.\,grama^{-1} = \frac{\text{número de (oo)cistos detectados x volume de sedimento final(ml)}}{\text{volume de sedimento na lâmina (µL)x massa da amostra (g)}x10^{-3}}$$

(4.2)

## 4.3. **Análises Físico-Químicas**

A determinação das variáveis físico-químicas foi baseada nos métodos estabelecidos pelo *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Na Tabela 4. 2 estão apresentados os métodos analíticos e os equipamentos que foram empregados.

Tabela 4. 2- Métodos analíticos para as análises físico-químicas.

| **Variável** | **Método e Equipamentos** |
|---|---|
| Alcalinidade Parcial | Titulação potenciométrica com ácido sulfúrico até pH 5,75 (Método 2320B). |
| Alcalinidade Total | Titulação potenciométrica com ácido sulfúrico até pH 4,3 (Método 2320B) |
| DQO Total | Método colorimétrico em refluxo fechado (5220 D) |
| DQO Filtrada | Filtração em Membrana de 1,2µm - Método colorimétrico em refluxo fechado (5220 D) |
| $DBO_5$ | Procedimento simplificado do equipamento BOD Trak™ II |
| Nitrogênio Total | Digestão pelo Método do Perssulfato e autoclave (4500-N C) e leitura pelo Método de Injeção em Fluxo de Redução de Cádmio (4500-$NO_3^-$ I) |
| Nitrogênio Amoniacal | Análise por Injeção em Fluxo (FIA). Espectrofotômetro Femton 600S; comprimento de onda 660 nm. (4500 $NH_3$ H) modificado por Kempers and Kok (1989) |
| Fósforo Total | Digestão pelo Método do Perssulfato (4500-P B) e determinação pelo Método Colorimétrico de Ácido Ascórbico (4500-P E) |
| Fósforo Inorgânico | Método Colorimétrico de Ácido Ascórbico (4500-P E) |
| pH | Método Potenciométrico. pH meter - Denver Instrument |
| Sólidos Totais | Método Gravimétrico (2540 B) |
| Sólidos Fixos e Voláteis | Método Gravimétrico (2540 E) |
| Sólidos Suspensos Totais | Método Gravimétrico - filtração em membrana (1,2 µm) (2540 D) |
| Sólidos Suspensos Fixos e Voláteis | Método Gravimétrico - filtração em membrana (1,2 µm)(2540 E) |
| Sólidos sedimentáveis | Método Gravimétrico (2540 F) |
| Ácidos Voláteis | Método Kapp, titulação com ácido sulfúrico do pH 5,0 ao 4,0 |
| Temperatura | Termômetro de mercúrio |

## 4.4. **Análises Estatísticas**

As análises estatísticas foram realizadas no programa Microsoft Office Excel 2013. A análise dos dados foi feita com base em estatística descritiva: média, valores máximos e mínimos, e desvio padrão.

Para os dois reatores operados com esgoto sanitário e para os ensaios de detecção de (oo)cistos nas amostras de lodo dos três reatores, foi realizado o Teste-t: duas amostras em par para médias, com quatro graus de liberdade, para verificar se havia diferença estatisticamente significativa entre os resultados observados. Os testes foram feitos com nível de confiança de 95%, e quando p era menor que 0,05 foi considerado que havia diferença estatística significativa entre as variáveis.

# 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para melhor visualização, os resultados foram divididos em duas partes. Primeiramente, foram apresentados os dados da estação piloto de tratamento de esgoto da USP (ETE USP) e da estação de tratamento de esgoto de São Carlos – ETE Monjolinho, pois ambas operam tratando apenas esgoto sanitário. Em seguida, foram expostos os resultados obtidos na estação piloto de tratamento de águas negras.

## 5.1.**ETE USP e ETE Monjolinho**

### 5.1.1. Análises Físico-Químicas

A síntese dos resultados obtidos nas análises físico-químicas das amostras do afluente e efluente do reator UASB avaliado, tanto da ETE USP quanto da ETE Monjolinho, podem ser observados nas Tabela 5. 1 5.1 e 5.2, respectivamente. E a comparação entre as remoções médias observadas, em ambas as ETE, está apresentada na Figura 5. 1.

Tabela 5. 1 - Resultados das variáveis físico-químicas dos ensaios feitos na ETE USP, com as amostras do afluente (bruto) e efluente do reator UASB.

| Variável | | Média | Mínimo | Máximo | Desv. Padrão | Remoção Média |
|---|---|---|---|---|---|---|
| pH | Bruto | 6,6 | 6,5 | 6,7 | 0,08 | - |
| | Efluente | 6,8 | 6,8 | 6,9 | 0,05 | |
| Temperatura ($^{0}$C) | Bruto | 22,0 | 20,8 | 23,0 | 0,87 | - |
| | Efluente | 21,3 | 20,1 | 22,5 | 1,08 | |
| DQO Total (mg/L) | Bruto | 271 | 174 | 383 | 78 | 50,62 ± 9,05 |
| | Efluente | 129 | 99 | 166 | 26 | |
| DQO Filtrada (mg/L) | Bruto | 90 | 53 | 111 | 25 | 43,97 ± 14,48 |
| | Efluente | 48 | 43 | 51 | 4 | |
| Alcalininade Total (mg/L) | Bruto | 90 | 62 | 103 | 17 | - |
| | Efluente | 164 | 130 | 197 | 28 | |
| Alcalinidade Parcial (mg/L) | Bruto | 44 | 28 | 52 | 9 | - |
| | Efluente | 116 | 83 | 138 | 22 | |
| Turbidez (uT) | Bruto | 79 | 54 | 119 | 26 | 13,7 ± 8,73 |
| | Efluente | 71 | 44 | 94 | 18 | |
| Sólidos Totais (ST) (mg/L) | Bruto | 285,3 | 224,3 | 379,6 | 66,4 | 21,77 ± 13,82 |
| | Efluente | 244,0 | 211,3 | 286,4 | 28,5 | |
| Sólidos Suspensos (SS) (mg/L) | Bruto | 110,6 | 88,8 | 140,5 | 22,7 | 51,02 ± 11,89 |
| | Efluente | 52,1 | 49,5 | 59,6 | 4,2 | |
| Sólidos Dissolvidos(SD) (mg/L) | Bruto | 174,7 | 84,9 | 277,1 | 71,6 | 15%* |
| | Efluente | 191,9 | 161,8 | 226,9 | 24,8 | |

*Houve remoção em apenas dois ensaios.

Tabela 5. 2 - Resultados das variáveis físico-químicas dos ensaios feitos na ETE Monjolinho, com as amostras do afluente (bruto) e efluente do reator.

| Variável | | Média | Mínimo | Máximo | Desv. Padrão | Remoção Média |
|---|---|---|---|---|---|---|
| pH | Bruto | 7,5 | 7,3 | 8,0 | 0,32 | - |
| | Efluente | 7,0 | 7,0 | 7,1 | 0,04 | |
| Temperatura ($^0$C) | Bruto | 21,7 | 19,7 | 22,5 | 1,13 | - |
| | Efluente | 21,7 | 19,9 | 22,7 | 1,06 | |
| DQO Total (mg/L) | Bruto | 410 | 260 | 589 | 134 | 45,80 ± 15,80 |
| | Efluente | 209 | 99 | 235 | 35 | |
| DQO Filtrada (mg/L) | Bruto | 272 | 131 | 434 | 130 | 59,52 ± 18,75 |
| | Efluente | 91 | 78 | 99 | 8 | |
| Alcalininade Total (mg/L) | Bruto | 152 | 124 | 181 | 25 | - |
| | Efluente | 200 | 172 | 217 | 18 | |
| Alcalinidade Parcial (mg/L) | Bruto | 81 | 74 | 89 | 7 | - |
| | Efluente | 149 | 130 | 163 | 13 | |
| Turbidez (uT) | Bruto | 54 | 48 | 62 | 6 | - |
| | Efluente | 109 | 91 | 118 | 11 | |
| Sólidos Totais (ST) (mg/L) | Bruto | 646,5 | 437,3 | 842,3 | 163,4 | 28,12 ± 11,67 |
| | Efluente | 499,7 | 421,7 | 551,3 | 55,2 | |
| Sólidos Suspensos (SS) (mg/L) | Bruto | 99,4 | 90,0 | 104,4 | 5,9 | 21,42 ± 9,27 |
| | Efluente | 78,4 | 61,3 | 91,0 | 12,6 | |
| Sólidos Dissolvidos(SD) (mg/L) | Bruto | 547,1 | 335,0 | 739,5 | 161,5 | 28,4 ± 14,6 |
| | Efluente | 421,4 | 360,4 | 474,7 | 52,2 | |

A temperatura média tanto no afluente como no efluente do reator foram muito próximas, em ambas as ETEs, sendo de 22 e 21,3 °C, na ETE USP, e de 21,7 °C para ambos, na ETE Monjolinho.

Lew et al (2011) avaliaram um reator UASB em escala de bancada, alimentado com esgoto doméstico e operado em diferentes temperaturas (28, 15 e 10°C), e observaram que a remoção de DQO total foi mais alta para as temperaturas de 28 e 15°C, cerca de 78 e 66%, respectivamente. No entanto, quando a temperatura foi reduzida para 10°C, a remoção foi abaixo de 42%.

Da mesma forma, Lew et al (2003) observaram que para cada temperatura estudada (28, 20, 14 e 10 ° C) a remoção de DQO diminuiu com a diminuição da temperatura, exceto no caso de 20 ° C, onde com o TDH mais longo (24 h), a remoção de DQO total atingiu valores semelhantes aos de 28 ° C (~ 80%).

No caso do pH, a média observada no afluente e efluente do reator UASB foi, respectivamente, de 6,6 e 6,8 na ETE USP, e de 7,5 e 7,0, na ETE Monjolinho, respectivamente. O maior pH observado no afluente da ETE Monjolinho se deve à adição de hidróxido de cálcio (alcalinizante) antes da entrada do reator, enquanto na ETE USP não é adicionado alcalinizante ao esgoto antes do tratamento.

Com relação à alcalinidade total, os valores observados na ETE USP para o afluente e efluente do reator foram de 90 e 164 mg de $CaCO_3$/L, enquanto na ETE Monjolinho foram de 152 e 200 mg de $CaCO_3$/L, respectivamente. Para a alcalinidade parcial, os valores observados para o afluente e efluente foram de 44 e 116, na ETE USP, e de 81 e 149 mg de $CaCO_3$/L, na ETE Monjolinho, respectivamente. Tanto para alcalinidade total, como para a parcial, observou-se um aumento dos valores após o tratamento no reator UASB, indicando a ocorrência de produção de alcalinidade no interior do reator.

A importância do monitoramento da alcalinidade prevalece a avaliação do pH, uma vez que a redução dos valores de pH implica em um consumo de alta quantidade de alcalinidade, reduzindo a capacidade de tamponamento do meio (MOHARRAM et al, 2015). Dessa forma, a alcalinidade fornece uma indicação de potencial falha do reator e uma baixa alcalinidade no efluente seria um aviso de que o reator poderia estar próximo de falhar (DAMA et al, 2002).

No caso da turbidez, apesar de o reator da ETE USP ter apresentado uma remoção média de 13,7%, em alguns ensaios os valores observados no efluente eram maiores do que os do afluente. Da mesma forma, em todos os ensaios feitos na ETE Monjolinho observou-se maiores valores de turbidez no efluente do que no afluente do reator. Isso indica que o reator pode estar perdendo sólidos junto ao efluente. Na ETE USP, por exemplo, não eram realizados descartes periódicos do lodo excedente, sendo uma pequena quantidade do mesmo descartada uma vez por semana, apenas quando eram realizadas as coletas para as análises parasitológicas.

Oliveira (2012), monitorando um reator UASB de 18,8 $m^3$ e TDH de 12 horas, instalado na ETE USP – São Carlos, também observou que a turbidez do efluente do reator foi, por muitas vezes, maior do que no afluente. O mesmo foi observado em alguns ensaios de Silva (2014), avaliando mesmo reator.

Com relação às análises de sólidos, os valores médios observados para o afluente e efluente do reator da ETE USP foram de 285,3 e 244,0 mg/L, para sólidos totais, de 110,6 e 52,1 mg/L, para sólidos suspensos totais, e de 174,7 e 191,9 mg/L, para sólidos dissolvidos

totais, respectivamente. Na ETE Monjolinho, os resultados observados nas amostras do afluente e efluente do reator foram de 646,5 e 499,7 mg/L para sólidos totais, de 99,4 e 78,4 mg/L, para sólidos suspensos totais, e de 547,1 e 421,4 mg/L para sólidos dissolvidos totais, respectivamente. Como já era esperado, a concentração de sólidos da ETE Monjolinho foi maior do que na ETE USP. Isso se deve ao fato de que o esgoto tratado na ETE USP, por ser resultante de sanitários, laboratórios e restaurante, apresenta características diferentes do esgoto sanitário gerado na cidade.

Para os resultados de DQO total e DQO filtrada, os valores observados nas amostras da ETE Monjolinho também foram maiores do que os da ETE USP. A média de DQO total no afluente e efluente da primeira foi de 410 e 209 mg/L, enquanto que para a segunda foi de 271 e 129 mg/L, respectivamente. E os valores médios de DQO filtrada para cada ETE foram, respectivamente, 272 e 91 mg/L (ETE Monjolinho) e 90 e 48 mg/L (ETE USP).

Os resultados de remoções alcançadas por ambos os reatores podem ser observados na Figura 5. 1 – Comparação entre as remoções observadas na ETE USP e na ETE Monjolinho.Figura 5. 1.

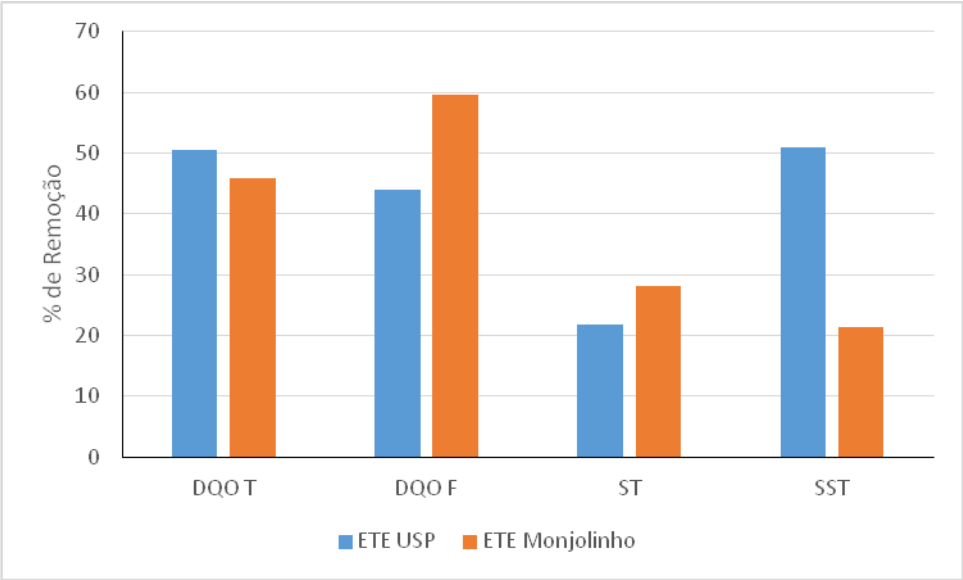


Figura 5. 1 – Comparação entre as remoções observadas na ETE USP e na ETE Monjolinho.

As remoções médias de ambas as ETE foram muito similares. Realizando o teste T para comparar as remoções de DQO total, DQO filtrada, *E. coli* e coliformes totais, não foi observada diferença estatísticas entre as remoções das duas ETEs ($p > 0,05$). A maior diferença foi observada para a remoção de sólidos suspensos ($p < 0,05$), em que o reator da ETE USP atingiu uma remoção média de 51%, enquanto o reator da ETE Monjolhinho

removeu em média 21,4 %. A remoção de DQO total e filtrada para cada reator foi de 50,62 e 43,97%, na ETE USP, e de 45,80 e 59,52%, na Monjolinho, respectivamente. Para os sólidos totais, a média de remoção de cada reator foi de 21,77 e 28,12%, respectivamente.

Resultados semelhantes foram observados no trabalho de Mahmoud (2008) que avaliou um reator em escala piloto (140 L) operado com TDH de 10 horas e observou eficiências de remoção de DQO total e filtrada (solúvel + coloidal) de 54 e 57%, respectivamente, nos meses mais quentes do ano.

No trabalho de Goulart (2013), avaliando um reator anaeróbio de fluxo ascendente em escala plena, na cidade de Campinas, também foram observados valores muito semelhantes de aos da ETE Monjolinho, com valores médios de DQO e sólidos totais no esgoto bruto de 483,9 e 669,1 mg/L, respectivamente, e eficiências médias de remoção de 44,6 e 19,4%, respectivamente.

Medeiros (2010), avaliando também um reator instalado na ETE USP, mas com volume de 18,8 $m^3$ e operando com um TDH de 19 horas, observou remoção média de DQO total de 41%. No caso da DQO filtrada, em mais da metade dos ensaios feitos, os valores encontrados no efluente foram maiores do que no afluente. O mesmo também foi observado para sólidos totais em dois dos ensaios, de um total de 7. As remoções médias observadas para sólidos totais e sólidos suspensos totais foram de 25 e 66%, respectivamente.

Oliveira (2012), avaliando o mesmo reator utilizado por Medeiros (2010), mas com o TDH de 12 horas, observou uma eficiência média de remoção para DQO total e filtrada de 48 e 57%, respectivamente. E com relação aos sólidos, não foram apresentadas eficiências de remoção, já que os valores encontrados no efluente do reator eram maiores do que os valores do afluente.

Medeiros (2013), avaliando o mesmo reator estudado em 2010 (citado anteriormente), mas com o TDH de 12 horas, observou remoções médias de DQO total, sólidos totais e sólidos suspensos totais de 57, 46 e 48%, respectivamente.

Entretanto, em temperaturas acima de 20 °C, remoções médias de DQO de 70% podem ser esperadas (GOMEC, 2010). Em uma revisão de trabalhos realizada por Foresti (2002) observou-se que reatores UASB têm sido usados com sucesso no tratamento de esgoto sanitário em temperaturas ambientes acima de 20°C alcançando eficiências de remoção de DQO de 65 a 80%, com TDH variando de 6 a 10 horas.

Von Sperling, Freire e Chernicharo (2001) avaliaram um reator UASB em escala piloto (416 L), alimentado com esgoto municipal e operado com TDH de 6 e 4 horas, e observaram as eficiências de remoção de DQO variando de 69 a 84%.

Raboni, Gavasci e Urbini (2014) avaliando um reator em escala piloto (125 m³) operando com o esgoto gerado em uma pequena comunidade rural e um TDH médio de 13,6 h observaram uma remoção média de 71,1% para DQO e 65% para sólidos suspensos.

Santos (2015), avaliando também o reator UASB da ETE Monjolinho, observou melhores eficiências de remoção do que as apresentadas nesse trabalho, sendo de 74%, para DQO total, e de 74,7% para DQO filtrada. No entanto, os valores médios de DQO total e filtrada nas amostras do efluente do reator, de 189,8 e 73,9 mg/L, foram semelhantes aos valores observados neste trabalho, de 209 e 91 mg/L, respectivamente. Dessa forma, as diferenças observadas entre as eficiências de remoção se devem às variações apresentadas no esgoto bruto, cujo valor médio apresentado por Santos (2015) para DQO total foi de 728,6 mg/L, enquanto o valor médio observado nesse trabalho foi de 410 mg/L.

Tal fato se deve às diferenças nos horários de amostragem, pois enquanto Santos (2015) realizava as coletas por volta das 9 horas da manhã, as amostras deste estudo eram coletadas as 7h30min, quando a contribuição da população é menor.

A produção de esgoto é variável ao longo do dia devido ao ciclo de atividades da população (GOMEC, 2010). Oliva (1997) realizou a caracterização do esgoto sanitário proveniente da rede coletora pública de São Carlos – SP, que passa pelo Campus I da USP. As amostragens foram feitas em diferentes horários ao longo do dia e em diferentes dias da semana, no período de outubro a janeiro. As médias diárias de DQO total e de sólidos totais variaram de 401 a 798 mg/L e de 424 a 1034 mg/L, respectivamente, ao longo dos dias de coleta. Nas coletas pontuais realizadas no mesmo horário, mas em diferentes dias da semana, os valores de DQO chegaram a variar de 594 a 1207 mg/L. E os valores de DQO avaliados em diferentes horários chegaram a variar de 431 a 1207 mg/L em um único dia.

Além disso, o reator UASB parece ter a capacidade de amortecer os picos de DQO aplicadas, de forma que a DQO no efluente se mantém relativamente constante mesmo com o aumento da DQO afluente.

Lew et al (2003), avaliando um reator em escala de bancada (5,3 L), observaram, para TDH de 24 a 3 horas, DQO com pouca variação no efluente, mesmo com uma grande variação da DQO afluente (200 – 1300 mg/L).

Em uma revisão de trabalhos feita por Mahmoud et al (2003) os autores observaram, em diferentes estudos, que as flutuações da DQO no afluente resultaram apenas em uma ligeira variação na DQO do efluente, o que resultava, consequentemente, em uma variação nas eficiências de remoção de um mesmo reator.

Oliva (1997) avaliou o desempenho de um reator UASB (18m³) durante uma semana, em diferentes horários, e observou que a DQO no efluente manteve-se praticamente constante durante todo o dia e ao longo da semana, mesmo com os aumentos da DQO observados no afluente.

No trabalho de Medeiros (2010), a grande variação da DQO total no afluente (829 ± 651 mg/L) aliada a menor variação do efluente (335 ± 52 mg/L) resultou em eficiências de remoção que variaram de -1 a 82%. O mesmo foi observado no trabalho de Silva (2014), avaliando o mesmo reator, mas com um TDH de 12 h, com eficiências de remoção de DQO total variando de -12 a 76%.

Versiani (2005), avaliando um reator em escala piloto (22 m³) operado com diferentes tempos de detenção hidráulicos (9, 7, 5 e 3 horas), fez amostragem composta, com alíquotas coletadas de hora em hora (entre as 8:00 e 17:00 h) e encontrou eficiências médias de remoção variando de 64 a 81%, para DQO total, 57 a 69%, para DQO filtrada e 72 a 90% para SST.

Foresti (2002) relata que mesmo com uma carga orgânica inferior e TDH mais elevado, a DQO no efluente filtrado fica na faixa de 80 a 120 mg/L. E este limite inferior é susceptível de ser independente da configuração do reator e do valor de DQO no afluente.

Dessa forma, as características do efluente tratado, possivelmente, proporcionam uma melhor informação sobre o desempenho do reator do que as eficiências de remoção obtidas (FORESTI, 2002; MAHMOUD et al, 2003).

De qualquer modo, o efluente dos reatores UASB geralmente precisa de tratamento adicional para a remoção das parcelas remanescentes de matéria orgânica, nutrientes e agentes patogênicos (FORESTI, 2002; FORESTI, ZAIAT e VALLERO, 2006; LATIF et al, 2011).

### 5.1.2. Exames Microbiológicos e Parasitológicos

Os resultados dos exames microbiológicos para a quantificação de *E. coli* e coliformes totais, bem como a avaliação da remoção desses microrganismos nos reatores avaliados, podem ser observados na Tabela 5. 3 e nas Figura 5. 25.2 e 5.3.

Tabela 5. 3 - Quantificação e *E. coli* e coliformes totais nas amostras do afluente e efluente dos reatores UASB da ETE USP e ETE Monjolinho.

| Ensaios | | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| *E. coli* (UFC/mL) | ETE USP | Bruto | $5x10^4$ | $5x10^4$ | $6x10^4$ | $7x10^4$ | $4x10^4$ |
| | | Efluente | $4,5x10^4$ | $2x10^4$ | $3,6x10^4$ | $1,4x10^4$ | $3,5x10^4$ |
| | ETE Monjolinho | Bruto | $7x10^4$ | $5x10^4$ | $2x10^4$ | $9x10^4$ | $1,1x10^5$ |
| | | Efluente | $3,6x10^4$ | $3,3x10^4$ | $4,3x10^4$ | $3,2x10^4$ | $4x10^4$ |
| Coliformes totais (UFC/mL) | ETE USP | Bruto | $2,3x10^5$ | $4,3x10^5$ | $2,3x10^5$ | $3,5x10^5$ | $3,2x10^5$ |
| | | Efluente | $1,24x10^5$ | $6,3x10^4$ | $1,13x10^5$ | $4x10^4$ | $1,14x10^5$ |
| | ETE Monjolinho | Bruto | $4,1x10^5$ | $5,1x10^5$ | $3,5x10^5$ | $5,4x10^5$ | $6x10^5$ |
| | | Efluente | $1,1x10^5$ | $8,4x10^4$ | $1,2x10^5$ | $2,9x10^5$ | $2,2x10^5$ |

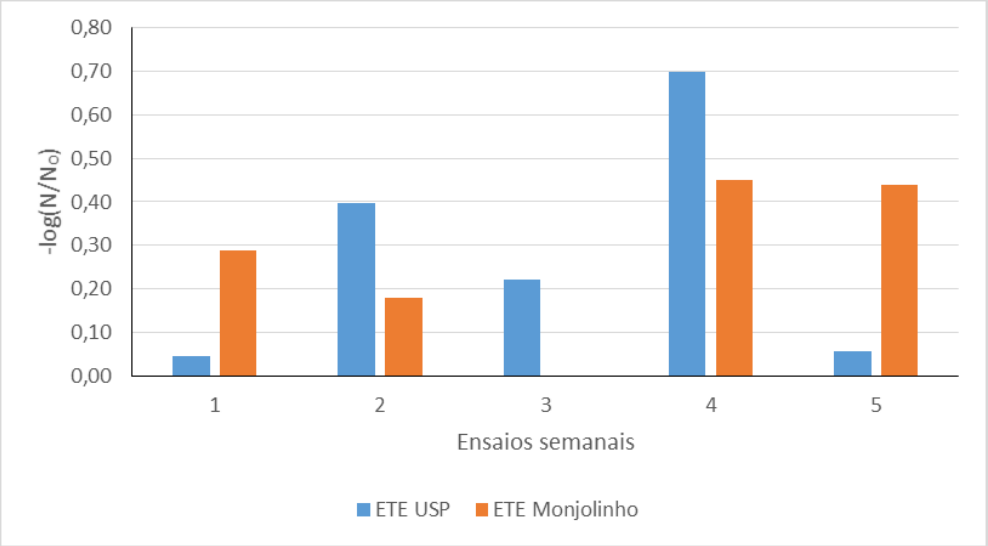


Figura 5. 2 - Remoção de *E. coli* avaliada nos reatores da ETE USP e ETE Monjolinho.

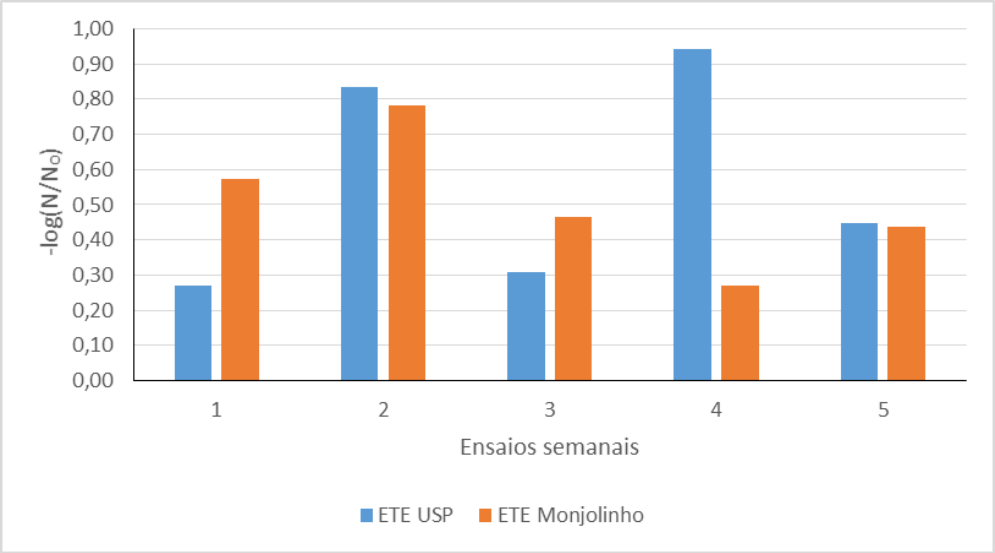


Figura 5. 3 – Remoção de coliformes totais observada nos reatores da ETE USP e ETE Monjolinho.

A remoção foi calculada como $-\log(N/N_o)$, em que N corresponde ao valor obtido na amostra tratada (efluente) e $N_o$ equivale ao resultado da amostra bruta (afluente). Observa-se que ambos os reatores apresentaram baixas remoções, tanto de *E. coli* como de coliformes totais, com todos os valores abaixo de 1 log. A maior remoção observada para *E. coli* foi de 0,7 log e para coliformes totais foi de 0,94 log, ambos na ETE USP.

No terceiro ensaio realizado na ETE Monjolinho não foi observada remoção de *E. coli*, de modo que o número encontrado no efluente foi maior do que no afluente. O mesmo foi observado, também, em alguns ensaios do trabalho de Samhan, Al-Sa`ed e Mahmoud (2007), avaliando dois reatores UASB-tanque séptico, em escala piloto (0,8 $m^3$ cada), operados com tempos de detenção de 2 e 4 dias.

Oliveira e Von Sperling (2005), avaliando reatores UASB de 10 ETEs diferentes em Minas Gerais, encontraram média geométrica de coliformes fecais no afluente e efluente de $1{,}2x10^8$ e $3{,}4x10^7$ org/100 mL, respectivamente, ocasionando uma remoção média de apenas 0,6 log (variando de 0 a 1,3).

O reator UASB avaliado por Pant e Mittal (2007) reduziu o número de coliformes fecais de $1{,}58x10^7$ NMP/100mL, no afluente, para $1{,}58x10^6$ NMP/100mL no efluente, apresentado uma eficiência de remoção média de 0,81 log.

Keller et al (2004) avaliaram um reator UASB (35 $m^3$), operado com TDH de 11 horas, e observaram remoção de apenas 1 log para coliformes termotolerantes, com médias geométricas no afluente e efluente de $1{,}0\times10^7$ e $2{,}0x10^6$ NMP/100mL, respectivamente.

Zerbini, Chernicharo e Viana (1999), avaliando um reator UASB em escala plena (477 $m^3$), observaram eficiência média de remoção de coliformes fecais da ordem de 1 log, com médias geométricas encontradas no afluente e efluente do reator de 2,5 x $10^7$ e 3,8 x $10^6$ UFC/100 mL, respectivamente.

Sato et al (2006) investigaram 15 ETEs, localizadas em 10 cidades indianas, que utilizavam reatores UASB seguidos de lagoas de polimento, e observaram que quase não houve remoção de microrganismos, com a média de coliformes fecais, no afluente e efluente, de 2,3x$10^6$ e 1x$10^6$ NMP/100mL, respectivamente, variando de 2x$10^5$ a 9,2x$10^6$ no afluente, e de 2x$10^5$ a 3,3x$10^6$ no efluente.

No trabalho de Oliveira (2012), a média de coliformes totais e *E. coli* encontrada nas amostras do afluente foi de 1,79x$10^6$ e 6,18x$10^4$ UFC/mL, respectivamente, e a média desses microrganismos encontrada no efluente do reator UASB (18,8 $m^3$), operado com TDH de 12 horas, foi de 3,05x$10^5$ e 1,63x$10^4$ UFC/mL, respectivamente, indicando baixas remoções para ambos os microrganismos indicadores.

Medeiros (2013) verificou números de organismos indicadores no afluente e efluente do reator UASB com as respectivas médias geométricas de 1,2x$10^6$ e 1,5 x $10^5$ coliformes totais por mL e de 5,0x$10^4$ e 1,4x$10^4$ *E. coli* por mL, respectivamente. As remoções médias de coliformes totais e *E. coli* foram de 0,90 e 0,57 log, respectivamente.

Santos (2015), avaliando o mesmo reator de escala plena estudada neste trabalho (UASB-ETE Monjolinho), observou uma média de *E. coli* no afluente de 4,5 x $10^5$ UFC/mL e, no efluente, os valores médios de *E. coli* e coliformes totais foram de 3,9 x $10^4$ e 1,58 x $10^5$ UFC/mL, respectivamente. A remoção média observada para *E. coli* e coliformes totais foi de 0,81 e 0,84 log, respectivamente.

Silva (2014), avaliando o mesmo reator deste trabalho, instalado na ETE USP, observou eficiências médias de remoção de *E. coli* e de coliformes totais de 0,43 e 0,35 log, respectivamente, com os respectivos números médios de 6,83x$10^4$ e 2,83x$10^5$ UFC/mL, no afluente, e de 3,05x$10^4$ e 1,03x$10^5$ UFC/mL, no efluente.

Os resultados dos exames parasitológicos podem ser observados nas Figuras 5.4Figura 5. 4 a 5.7.

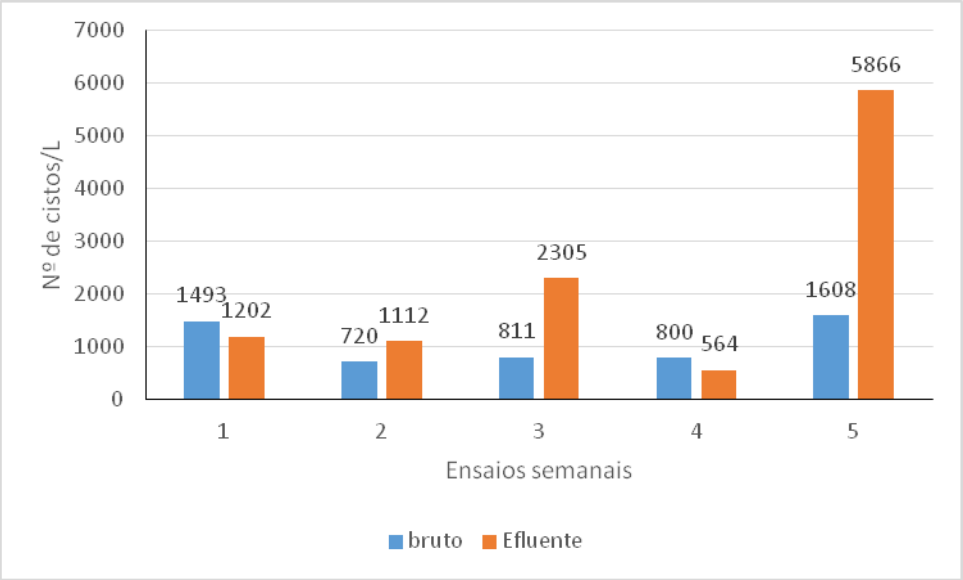


Figura 5. 4 - Número de cistos, por litro, de *Giardia* spp. encontrado nas amostras da ETE USP.

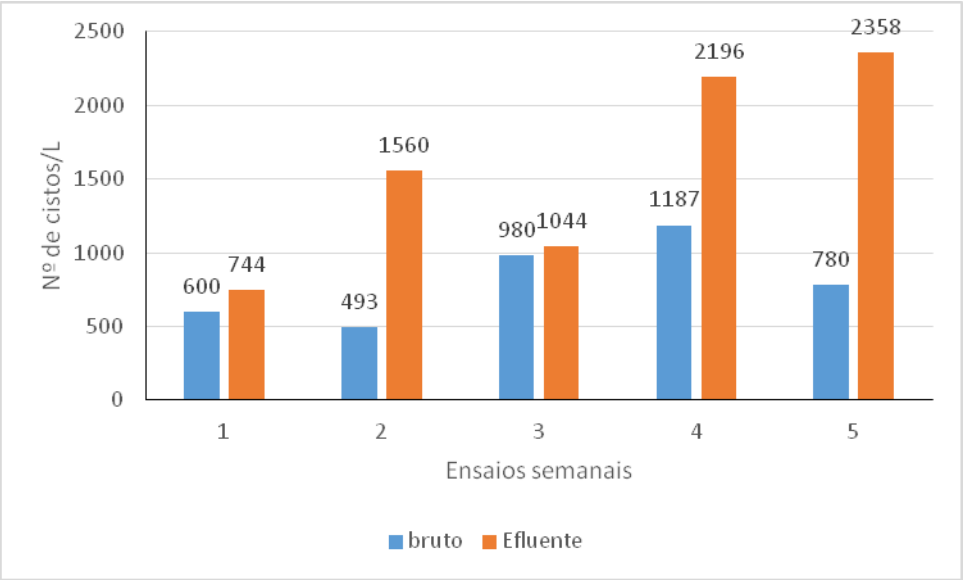


Figura 5. 5 - Número de cistos, por litro, de *Giardia* spp. encontrado nas amostras da ETE Monjolinho.

O número médio de cistos de *Giardia* spp., por litro, encontrado no afluente da ETE USP e ETE Monjolinho foi de $1{,}02 \times 10^3$ (variando de 720 a 1608) e de $7{,}68 \times 10^2$ (variando de 493 a 1187), respectivamente. Os valores médios observados nas amostras do efluente do reator UASB das duas ETEs foram, respectivamente, de $1{,}59 \times 10^3$ (variando de 564 a 5866) e $1{,}44 \times 10^3$ (variando de 744 a 2358).

Uma baixa remoção de cistos só foi observada nos ensaios 1 e 4 realizados na ETE USP sendo de 0,09 e 0,15 log de remoção, respectivamente. Nos outros ensaios, os valores observados nas amostras do efluente foram maiores do que no afluente.

Resultados similares foram observados em uma das etapas do trabalho de Silva (2014), em que o autor avaliou o mesmo reator piloto da ETE USP utilizado nesta pesquisa. Das 7 análises realizadas, apenas uma contagem de cistos de *Giardia* no esgoto bruto foi maior do que no efluente do UASB.

Diversos trabalhos, mesmo que avaliando outros processos de tratamento de esgoto, também observaram maiores valores no efluente do que no afluente, em alguns dos ensaios que realizaram (BUKHARI et al, 1997; ROBERTSON et al, 2000; CACCIÒ et al, 2003; ROBERTSON, HERMANSEN e GJERD, 2006; CASTRO-HERMIDA et al, 2008; KISTEMANN et al, 2008; NKANBULE, DLAMINI e GRIMASON, 2008; CHENG et al, 2009; GRACZYK et al, 2009; DUNGENI e MOMBA, 2010; SAMIE e NTEKELE, 2014).

Esse fato pode ser devido a uma maior eficiência de recuperação com as amostras de efluentes mais limpas (após o tratamento), a coleta de amostras sem considerar o TDH do reator, a distribuição irregular de parasitos nas matrizes das amostras, ou uma combinação destes fatores (ROBERTSON, HERMANSEN e GJERD, 2006; SAMIE e NTEKELE, 2014). Além disso, o esgoto afluente apresenta concentrações mais elevadas de particulados do que o efluente, interferindo na detecção dos oocistos no microscópio, em virtude da obstrução ocasionada pelos detritos (BUKHARI et al, 1997).

Existe, também, a possibilidade de que cistos agregados nos sólidos presentes no afluente, ou até mesmo no lodo, tenham se desagregado no interior do reator, aumentando o número de parasitos encontrados no efluente. Cacciò et al (2003) observaram aumento de cistos durante o tratamento primário e atribuíram este fato à desagregação dos cistos antes da sedimentação.

Observa-se, ainda, que os valores de DQO filtrada no efluente variaram muito pouco, em ambas as estações de tratamento, representando em média 53% e 33% da DQO total na ETE USP e ETE Monjolinho, respectivamente, de forma que o arraste de sólidos junto ao efluente pode ser uma das causas do aumento do número de cistos.

De maneira geral, os agentes patogênicos são apenas parcialmente removidos em reatores UASB (LATIF et al, 2011). E os elevados números de cistos detectados nos efluentes, também foram observados em outros estudos, relatados a seguir.

No trabalho de Medeiros (2013), por exemplo, o autor avaliou dois reatores UASB, um em escala piloto e um em escala plena, e também observou elevados números de cistos de *Giardia* tanto no afluente como no efluente dos reatores. No reator em escala piloto, a média geométrica do esgoto bruto foi de 1,5 x $10^4$ cistos/L e no efluente foi de 6,6 x $10^3$ cistos/L, com remoção média de apenas 0,36 log. E no reator em escala plena, o número médio de cistos detectados no afluente e efluente foi de 7x$10^4$ e 7x$10^3$ cistos/L, com média de remoção de 0,73 log.

No trabalho de Oliveira (2012) o número de cistos de *Giardia* encontrados no afluente variou de 9,8x$10^3$ a 1,62x$10^4$ cistos/L, com uma média de 1,424x$10^4$ cistos/L. A remoção dos cistos no reator UASB (18,8m³) foi em torno de apenas 1 log, com uma média de cistos registrada no efluente de 5,32x$10^3$ cistos/L.

Silva (2014) encontrou valores no esgoto bruto variando de 5,8x$10^3$ a 1,44x$10^4$ cistos/L, e no efluente do reator UASB (18,8m³) os valores variaram de 3,8x$10^3$ a 1,04x$10^4$ cistos/L. A remoção foi muito baixa sendo que o maior valor alcançado foi de 0,18 log e em um dos ensaios, de um total de cinco, o número de cistos observados no efluente do reator foi maior do que no afluente.

Entretanto, alguns estudos relataram melhores remoções de cistos em reatores anaeróbios. Goulart (2013), por exemplo, avaliou um reator anaeróbio de fluxo ascendente (RAFA), em escala plena, e observou que a maior parte dos cistos foi removida pelo RAFA, com as médias encontradas no afluente e efluente sendo de 98.333 e 193 cistos/L.

Um dos motivos dessa diferença de remoção pode ser a forma de amostragem, pois, ao contrário do presente trabalho, as amostras eram coletadas de acordo com o tempo de detenção hidráulica do reator, de modo que a avaliação da eficiência de remoção poderia estar mais próxima do real.

No trabalho de Santos (2015), avaliando o mesmo reator em escala plena estudado no presente trabalho (ETE Monjolinho), foi observada remoção média de cistos de 1,57 log (97%), com resultados mínimo e máximo de 1,27 (94,7%) e 2,14 log (99,27%), respectivamente. A média de cistos detectada no esgoto bruto e no efluente do reator foi de 1,89 x $10^4$ e 6 x $10^2$ cistos/L, respectivamente, enquanto as médias observadas nesse estudo para o afluente e efluente do mesmo reator foram de 7,68x$10^2$ e 1,44x$10^3$ cistos/L, respectivamente. A remoção de cistos de *Giardia*, no trabalho de Santos (2015) foi maior do que a remoção de microrganismos indicadores (*E. coli*, coliformes totais e *Clostridium perfringens*).

Neste caso, acredita-se que essa diferença de remoção se deve aos diferentes horários de coleta, pois, enquanto Santos (2015) realizava as coletas por volta das 9 horas da manhã, as amostras deste estudo eram coletadas as 7h30min. Assim, o número de cistos detectados no afluente foi maior no trabalho Santos (2015) do que nessa pesquisa. Além disso, como no trabalho de Santos (2015) a coleta também era pontual, sem levar em conta o TDH do reator, acredita-se que os menores valores observados no efluente podem ser devido ao fato de que, no horário da coleta, o efluente correspondia ao afluente que chegou na estação durante a madrugada.

Essa variação no número de cistos detectados de acordo com o horário da coleta também foi observada por Gassmann e Schwartzbrod (1991). Os autores avaliaram a ocorrência de cistos de *Giardia* no esgoto bruto, avaliando diferentes parâmetros, como a hora, o dia e o mês de amostragem, e observaram diferenças significativas de acordo com o horário de amostragem, com os maiores valores sendo encontrados nas amostras coletadas às 10 horas da manhã.

Além disso, nos diversos trabalhos revisados pôde-se observar que o número de cistos pode variar muito no mesmo efluente. Robertson, Hermansen e Gjerd (2006), por exemplo, observaram que o número de cistos de *Giardia* variou entre 100 e mais de 20.000 cistos por litro, na mesma ETE, com menos de 6 semanas entre as ocasiões de amostragem.

Vale ressaltar que, ao comparar estudos feitos por diferentes pesquisadores, é importante perceber que as técnicas utilizadas para a amostragem, purificação e detecção do parasito em esgoto podem variar e que algumas técnicas podem ser mais eficientes do que outras. Ainda que as metodologias sejam muito semelhantes, as eficiências de recuperação podem variar devido a uma variedade de fatores, incluindo a turbidez relativa, o pH ou a presença de outros materiais no efluente de esgoto sanitário (ROBERTSON et al, 1999). Da mesma forma, as estimativas de eficiência de remoção também devem ser tratadas com cautela (ROBERTSON, HERMANSEN e GJERD, 2006).

O número de oocistos encontrados foi bastante inferior ao de cistos, tanto na ETE USP como na ETE Monjolinho, com uma média oocistos/L de 19 (variando de 11 a 32) e de 11 (variando de 0 a 20), nas amostras de afluente, e de 12 (4 a 21) e 10 (0 a 18), para as amostras de efluente, respectivamente. Na ETE Monjolinho, os oocistos foram detectados em 80% das amostras, tanto do afluente como do efluente do reator, e na ETE USP, foram detectados em 100% as amostras (Figuras 5.6 e 5.7).

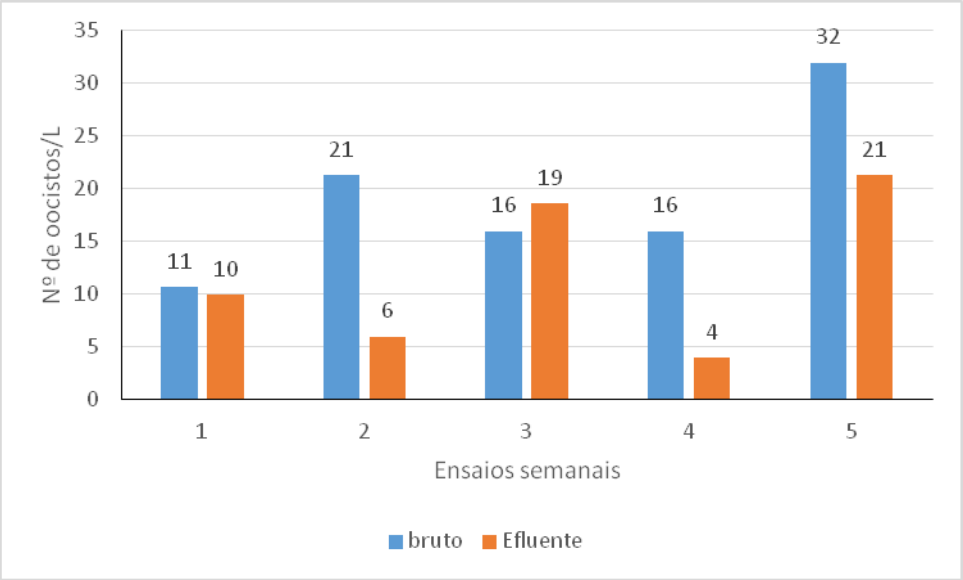


Figura 5. 6 - Número de oocistos, por litro, de *Cryptosporidium* spp. encontrado nas amostras da ETE USP.

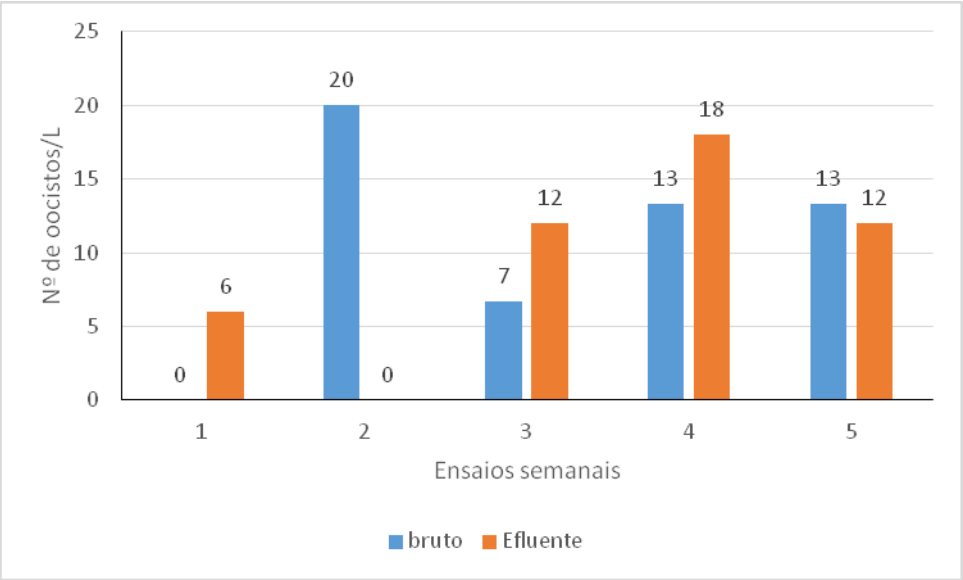


Figura 5. 7 - Número de oocistos, por litro, de *Cryptosporidium* spp. encontrado nas amostras da ETE Monjolinho.

Apesar de ambas as espécies muitas vezes coexistirem em esgoto sanitário, *Giardia* geralmente excede *Cryptosporidium* em quantidade e em número de amostras positivas (STOTT, 2003). Isso pôde ser observado em diversos estudos, tanto no Brasil como em outros países (BUKHARI et al, 1997; ROBERTSON et al, 1999; ROBERTSON et al, 2000; CACCIÒ et al, 2003; BRIANCESCO e BONADONNA, 2005; CANTUSIO NETO, SANTOS e FRANCO, 2006; LONGIRO et al, 2006; ROBERTSON, HERMANSEN e

GJERD, 2006; LIM, WAN HAFIZ e NISSAPATORN, 2007; CASTRO-HERMIDA et al, 2008; DUNGENI e MOMBA, 2010; FU et al, 2010; MEDEIROS, 2010; SANTOS et al, 2011; BARKAN, 2012; OLIVEIRA, 2012; GOULART, 2013; GRONDAHL-ROSADO et al, 2014; SILVA, 2014; TARAN-BENSHOSHAN et al, 2015; SANTOS, 2015).

Segundo Briancesco e Bonadonna (2005), o número inferior de oocistos de *Cryptosporidium* pode ser devido à sua provável menor ocorrência e também pelas dificuldades metodológicas na detecção de oocistos causadas por seu pequeno tamanho.

Taran-Benshoshan et al (2015) apontam ainda que a presença de elevado nível de resíduos e material orgânico, no qual os oocistos podem ser encobertos, pode impedir a sua coloração ou enumeração. No trabalho de Robertson et al (2000), no geral, a eficiência de recuperação reduziu com o aumento da turbidez da amostra.

De maneira geral, existem algumas dificuldades relacionadas com a detecção de protozoários em amostras de esgotos devido à grande variedade de microrganismos presentes, a sua composição orgânica e inorgânica complexa, e a falta de uma metodologia padrão para a concentração de (oo)cistos em amostras de esgoto sanitário (CANTUSIO NETO, SANTOS e FRANCO, 2006).

Apesar do elevado número de cistos detectados nos efluentes analisados, vale ressaltar que o efluente do reator da ETE USP era lançado na rede coletora de esgoto da cidade, e o efluente do reator da ETE Monjolinho ainda passava por tratamento físico-químico antes de ser lançado no corpo receptor.

Outro ponto relevante está relacionado ao fato de que a metodologia utilizada nesta pesquisa não diferencia (oo)cistos viáveis de não viáveis, de modo que os valores detectados podem estar superestimando o real número de (oo)cistos viáveis no efluente.

De modo geral, como os processos de tratamento anaeróbio, incluindo o reator UASB, removem principalmente a matéria orgânica, o pós-tratamento para remover nutrientes, microrganismos patogênicos e parasitos pode ser necessário. A disposição e ou uso final pretendido do efluente e do lodo irá determinar a extensão do pós-tratamento requerido (CHERNICHARO et al., 2001; LOUSTARINEN e RINTALA, 2005; KUJAWA-ROELEVELD e ZEEMAN, 2006).

## 5.2. Estação Piloto de Tratamento de Águas Negras

### 5.2.1. Análises Preliminares para Determinação da Proporção de Mistura da Água Negra Simulada

Foram realizadas cinco coletas na ETE Monjolinho e seis coletas na granja Big Boar, entre os meses de março a maio de 2015. Para os ensaios com amostra de esgoto sanitário os valores médios de DQO total e sólidos totais foram de 707,01±65,3 e 734,25±129,75 mg/L, respectivamente. Para os ensaios realizados com amostras do efluente de suinocultura, os resultados variaram muito, como pode ser observado na Tabela 5. 4 e Figura 5.8.

Tabela 5. 4 - Resultados das análises preliminares dos dejetos suínos.

| | Ensaio 1 | Ensaio 2 | Ensaio 3 | Ensaio 4 | Ensaio 5 | Ensaio 6 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **DQOtotal** | 19833 | 34969 | 17878 | 12339 | 4309 | 16799 |
| **DQOfiltr.** | NR | 4062 | 2690 | 2044 | 1539 | 2887 |
| **ST** | 15306 | 23076 | 14808 | 10563 | 4624 | 13949 |
| **STV** | 10247 | 17121 | 10797 | 6923 | 2581 | 9300 |
| **STF** | 5059 | 5955 | 4011 | 3640 | 2043 | 4649 |

Nota: NR = não realizado. Os valores estão expressos em mg/L.

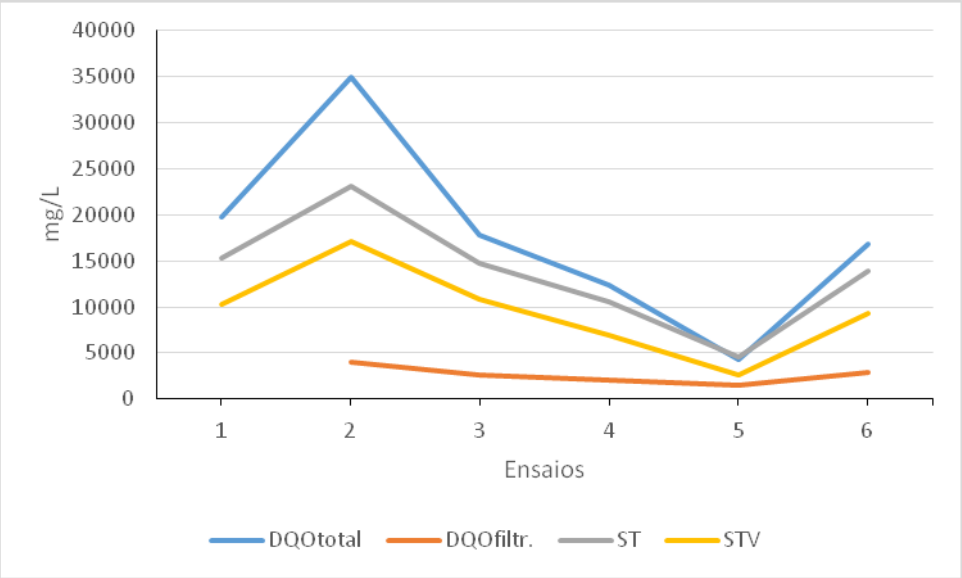


Figura 5. 8 - Resultados de DQO e Sólidos das amostras de dejetos de suínos.

Pode-se observar que a variação das características desse efluente é muito grande, com os valores máximos e mínimos de DQO total, por exemplo, variando de 34.969 a 4.309 mg/L. Dessa forma, optou-se por aumentar gradativamente a proporção de dejetos de suínos na mistura, avaliando como o reator responderia a esses aumentos de carga. Nota-se, também, que os elevados valores de DQO total estão associados às elevadas concentrações de sólidos totais, pois a DQO filtrada apresentava valores muito menores.

### 5.2.2. Monitoramento Diário do Reator

Para a partida do reator foi utilizado, como inóculo, o lodo de um dos reatores UASB da ETE Monjolinho. A caracterização desse lodo, em relação à concentração de sólidos, pode ser observada na Tabela 5. 5.

Tabela 5. 5 - Caracterização do lodo de inóculo do reator UASB de águas negras.

| | ST | STV | STF | %STV | %STF |
|---|---|---|---|---|---|
| **(mg/L)** | 46943 | 32249 | 14694 | 68,70 | 31,30 |

Diariamente eram realizadas análises de pH, temperatura, alcalinidade total e parcial, ácidos voláteis e sólidos sedimentáveis para o acompanhamento da estabilidade operacional do reator durante a etapa de partida. A operação do reator foi iniciada no dia 19/09/15 e o monitoramento dessa etapa teve duração de 91 dias. Os valores médios de pH e temperatura foram de 7,40 ± 0,26 e 24,64 ± 1,35 ºC, para o afluente, e de 7,48 ± 0,24 e 24,93 ± 1,61 ºC, para o efluente, respectivamente.

Os valores de alcalinidade, ácidos voláteis e sólidos sedimentáveis podem ser observados nas Figuras 5.9 a 5.14.

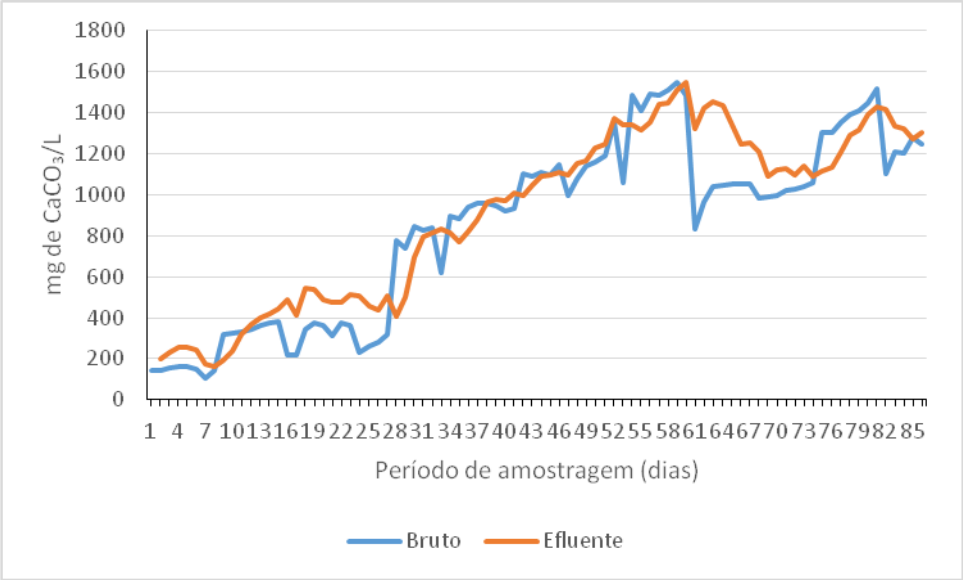


Figura 5. 9 - Valores diários de alcalinidade total no afluente (Bruto) e efluente do reator UASB.

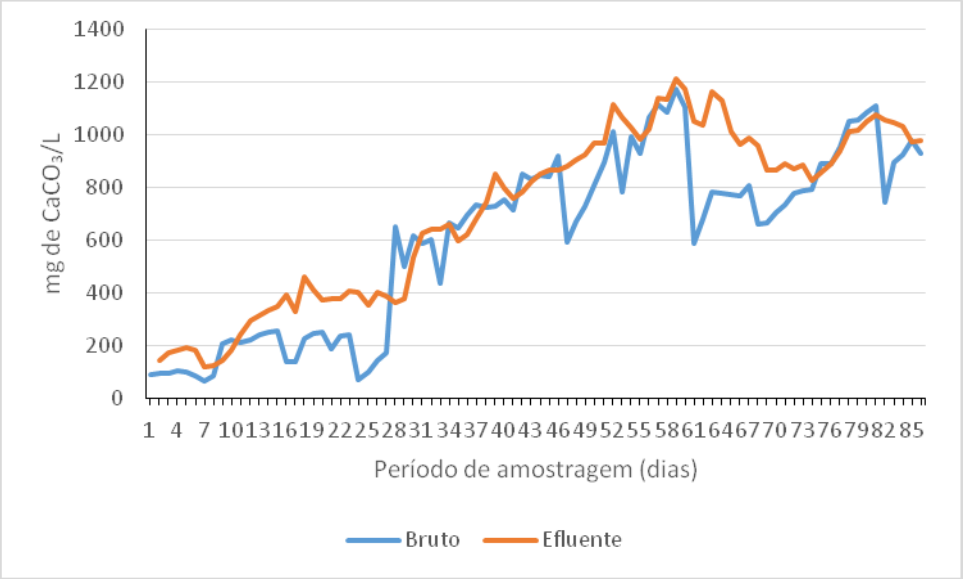


Figura 5. 10 - Valores diários de alcalinidade parcial no afluente (Bruto) e efluente do reator UASB.

O aumento da alcalinidade total e parcial ao longo dos dias ocorreu devido ao aumento da proporção de dejetos de suínos na mistura durante o decorrer das semanas de operação, que será melhor explicada no próximo item. Esse aumento da alcalinidade é um fator favorável ao reator por possibilitar o tamponamento do pH em eventual acúmulo de ácidos voláteis.

A alcalinidade parcial – AP – (titulação até o pH 5,75) equivale, praticamente, à alcalinidade a bicarbonato, e a alcalinidade intermediária – AI – (de 5,75 a 4,3) equivale à alcalinidade dos ácidos voláteis. A relação entre esses dois valores é muito importante, pois

valores de AI/AP superiores a 0,3 podem indicar distúrbios no processo de digestão (RIPLEY et al, 1986; CHERNICHARO, 2007).

Durante o período de amostragem, apesar da variação das características físicas e químicas do afluente, a média dessa relação (AI/AP) para o efluente do reator foi de 0,28 ± 0,05, como pode ser observado na Figura 5. 11.

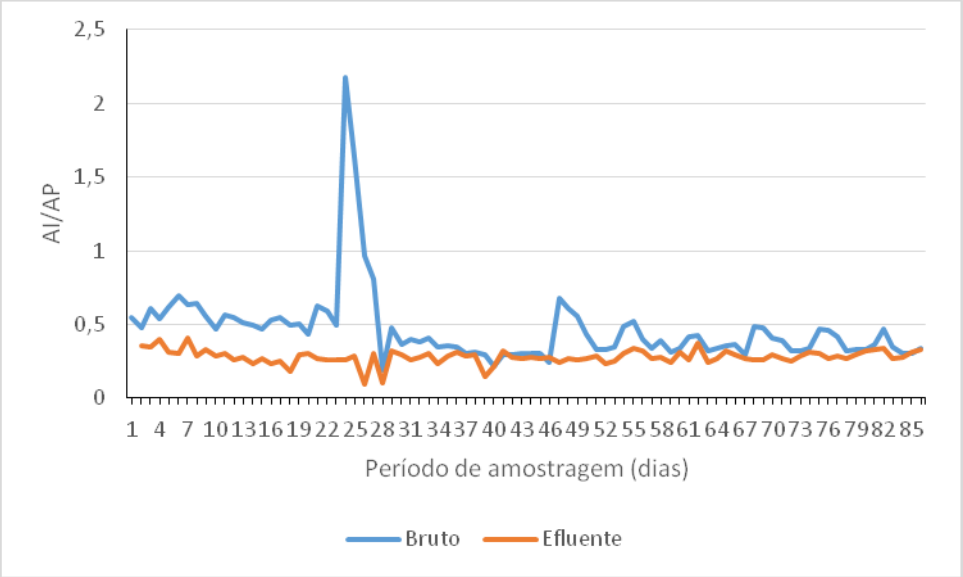


Figura 5. 11- Relação entre a alcalinidade intermediária e parcial para o afluente (Bruto) e efluente (UASB).

O monitoramento dos ácidos voláteis foi realizado a partir do método de Kapp (descrito por BUCHAUER, 1998), que é recomendado para análises de rotina devido a sua acurácia e simplicidade de execução (CHERNICHARO, 2007; RIBAS, MORAES e FORESTI, 2007).

A acumulação de ácidos graxos voláteis (AGV) pode ser uma resposta típica do reator durante a sobrecarga e durante as variações bruscas de carga hidráulica e orgânica (LEITÃO, 2006). No entanto, observou-se uma redução dos ácidos dos afluentes para os efluentes, indicando que pode estar ocorrendo o consumo desses ácidos e conversão a metano (SILVA, 2013). Além disso, nota-se que apesar de haver variações bruscas na concentração de ácidos voláteis no afluente, o efluente não apresentou valores elevados de concentração de ácidos (Figura 5. 12 e Tabela 5. 6).

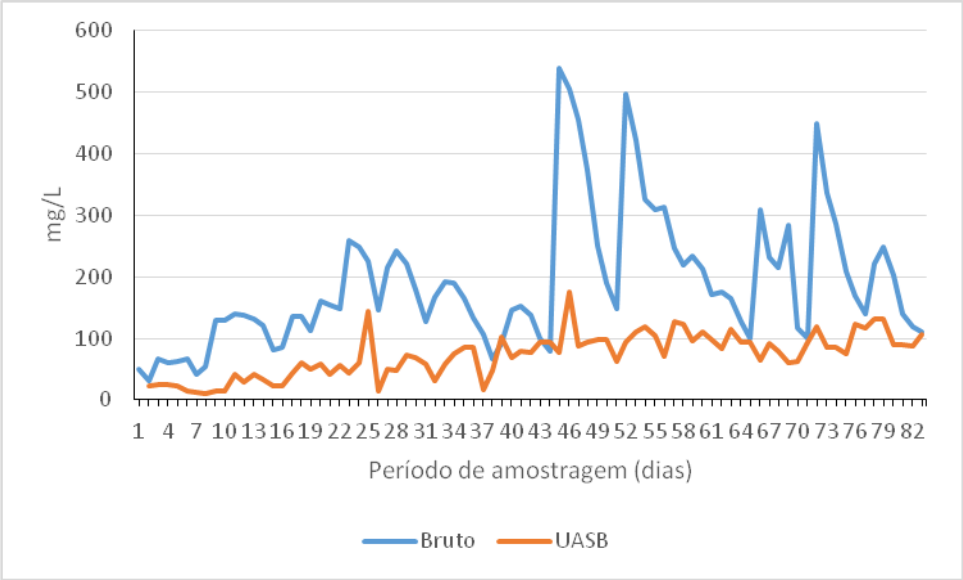


Figura 5. 12 - Valores diários de ácidos voláteis do afluente (Bruto) e efluente do reator UASB.

Tabela 5. 6 - Principais valores de ácidos voláteis em mg/L.

| | **Bruto** | **Efluente UASB** |
|---|---|---|
| Média | 189,17 | 72,60 |
| DP | 109,86 | 36,08 |
| Máx | 539,78 | 176,31 |
| Mín | 30,75 | 9,70 |

Os maiores valores de sólidos sedimentáveis no afluente ocorriam nos dias de coleta de dejetos de suínos na granja, quando eram realizadas as novas misturas para composição da água negra. No decorrer da semana, os valores de sólidos no afluente diminuíam, pois a caixa de armazenagem da mistura não dispunha de agitação, o que possibilitava a sedimentação dos sólidos. No início da partida, o agitador do reator UASB ainda não estava em funcionamento e o efluente não apresentava sólidos sedimentáveis. A partir do dia em que o agitador foi ligado (14/10/15), a concentração de sólidos no efluente aumentou e o mesmo passou a apresentar coloração mais escura. No entanto, ainda assim, os valores de sólidos sedimentáveis eram menores que 1 mL/L na maior parte dos casos (Figuras 5.13 e 5.14).

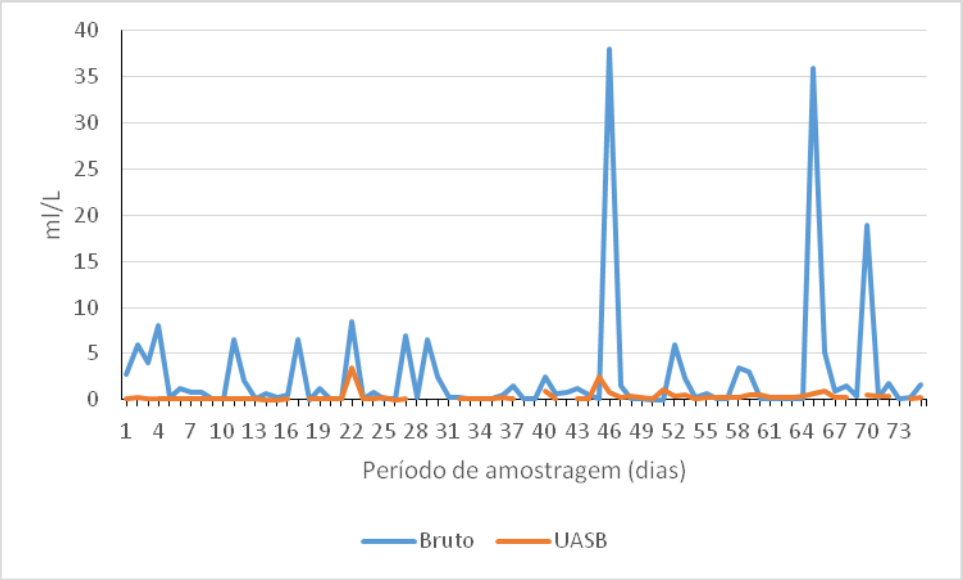


Figura 5. 13- Valores diários de sólidos sedimentáveis no afluente (Bruto) e efluente do reator UASB da ETE Piloto.

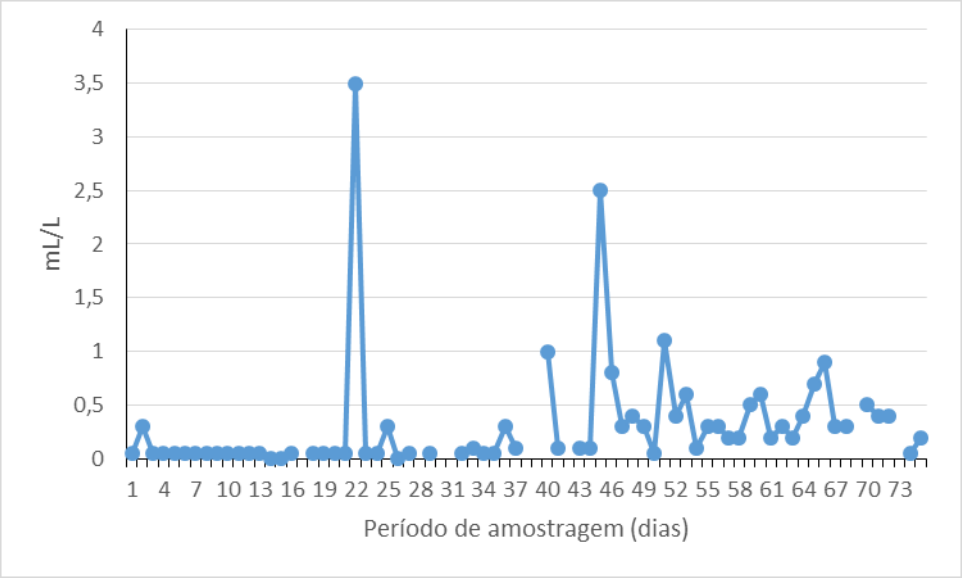


Figura 5. 14 - Valores diários de sólidos sedimentáveis apenas do efluente do reator UASB da ETE Piloto.

### 5.2.3. Avaliação da Eficiência do Reator UASB

Durante os primeiros dias de operação do reator UASB a alimentação foi feita apenas com esgoto sanitário para que a biomassa se adaptasse com maior facilidade e a DQO de entrada fosse aumentando aos poucos, à medida que a eficiência de remoção atingisse no mínimo 50%.

No décimo segundo dia de operação foi feita a primeira mistura dos efluentes com 120 L de efluente de suinocultura e 1480 L de esgoto sanitário, completando os 1600 L que eram armazenados para a alimentação ao longo da semana. Na semana seguinte (terceira semana de operação) a mistura seria feita na mesma proporção, mas o registro da caixa de armazenamento ficou aberto, depois de realizada sua lavagem, e todo o volume de dejetos de suínos coletado na granja foi perdido. Portanto, nessa semana a alimentação foi feita apenas com esgoto sanitário.

Na quarta semana, não foi possível realizar a coleta na granja devido à falta de energia elétrica, acarretando em mais uma semana de alimentação apenas com esgoto. Na quinta semana, devido à boa eficiência do tratamento, fez-se a mistura com 200 L de dejetos de suínos e 1400 L de esgoto. Na sexta semana a proporção de dejetos de suínos aumentou para 300 L, na sétima e oitava semanas para 400 L e da nona à décima terceira semana fixou-se o volume de 500 L de dejetos de suínos e 1100 L de esgoto sanitário.

Nos 11 primeiros dias o reator era operado com uma vazão média de 35,6 L/h e tempo de detenção hidráulico de aproximadamente 18 horas. A partir do décimo segundo dia de operação, quando as misturas de efluentes começaram a ser feitas, a vazão foi reduzida para, aproximadamente, 9 L/h e, consequentemente, o TDH aumentou para aproximadamente três dias.

A DQO no afluente e no efluente foi determinada para a amostra bruta e amostra filtrada em membrana com porosidade média de 0,6 µm. Os resultados estão apresentados nas Figuras 5.15 e 5.16, respectivamente. Observa-se que a DQO referente à parcela dissolvida representa, em média, 38.8% da DQO total para o afluente e 42,6% para o efluente do reator UASB, demonstrando que houve hidrólise no reator.

As variações bruscas na DQO afluente foram absorvidas pelo reator UASB que manteve a estabilidade nos valores de DQO do efluente.

A variação da concentração de sólidos totais e sólidos suspensos totais, representadas nas Figuras 5.17 e 5.18, respectivamente, acompanhou a variação da DQO.

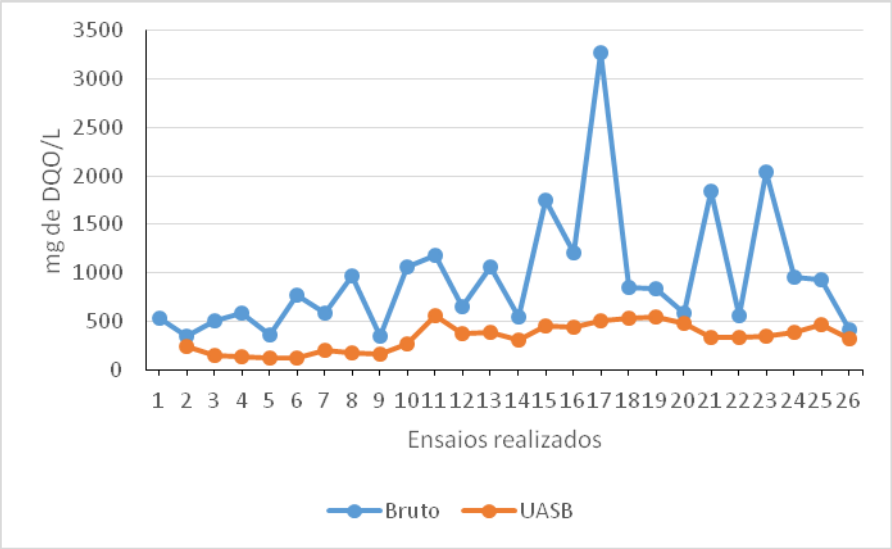


Figura 5. 15- Valores de DQO Total no afluente e efluente

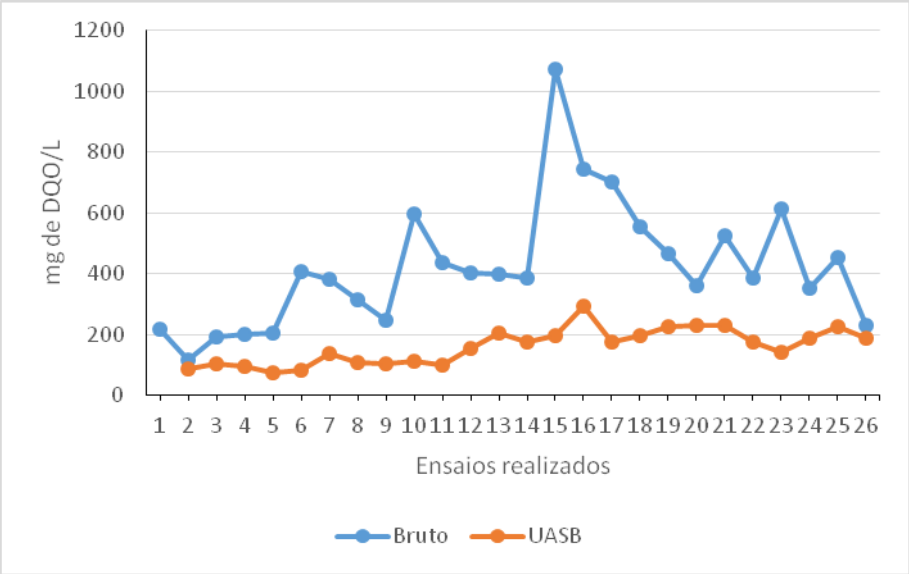


Figura 5. 16- Valores de DQO filtrada no afluente e efluente.

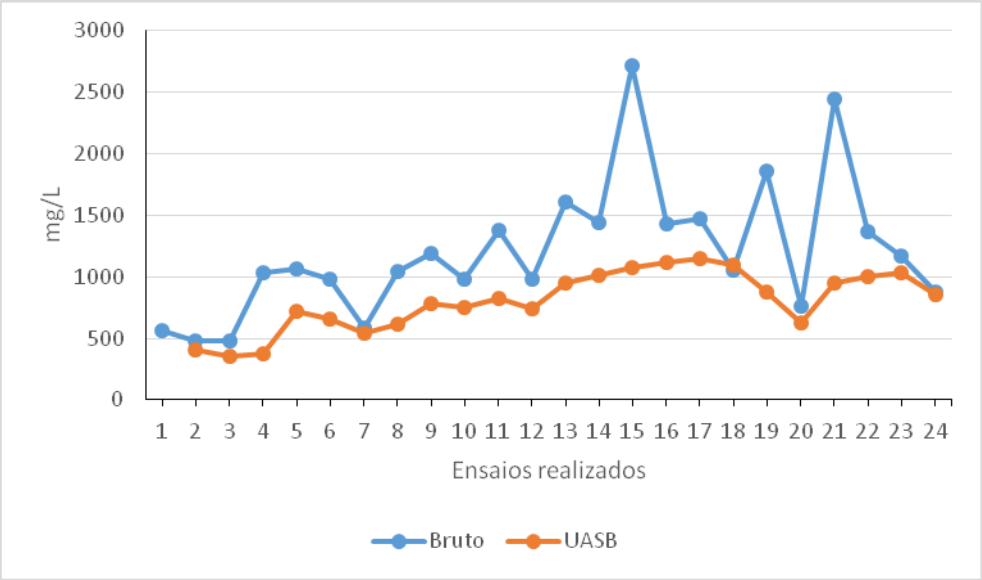


Figura 5. 17 - Concentração de Sólidos Totais no afluente e efluente.

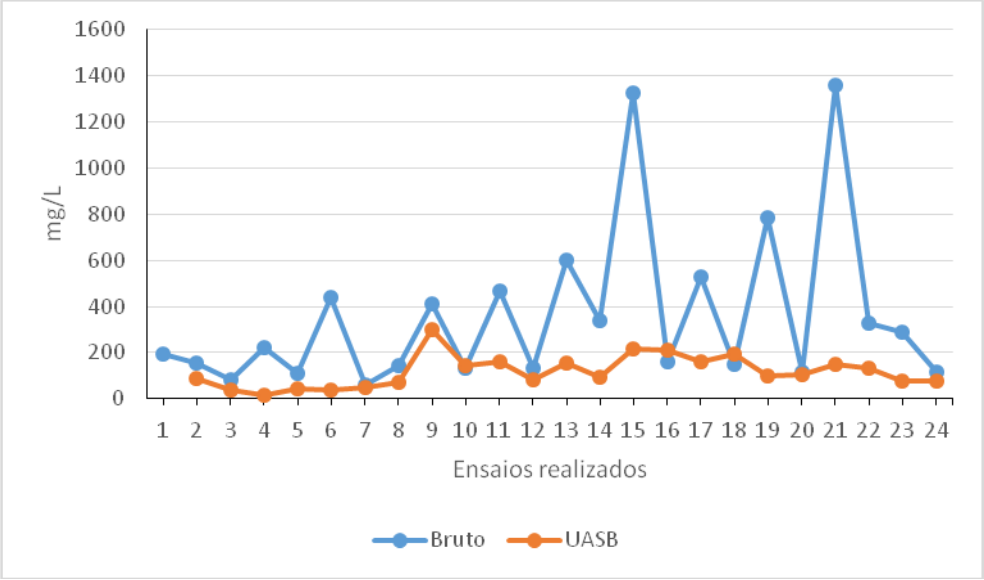


Figura 5. 18- Concentração de Sólidos Suspensos Totais no afluente e efluente.

A partir da quinta semana de operação as misturas foram feitas às segundas-feiras, e às quintas-feiras fazia-se uma nova coleta de amostras do afluente e efluente do reator UASB para avaliar a eficiência do reator após o TDH de três dias. Para facilitar a visualização, os resultados foram divididos em duas tabelas, uma para o primeiro dia de análises (dia da mistura, Tabela 5. 7) e outra para o segundo dia (após o TDH de 3 dias, Tabela 5. 8) e nas Figuras 5.19 e 5.20 são comparadas as remoções de DQO total e DQO filtrada, respectivamente, para cada dia de ensaio.

Tabela 5. 7 - Resultados das análises físico-químicas feitas nas coletas de segunda-feira.

| 1º Dia de Coleta | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **5ª sem.** | **6ª sem.** | **8ª sem.** | **9ª sem.** | **10ª sem.** | **11ª sem.** | **12ª sem.** | **13ª sem.** |
| **DQO Total** | **Bruto** | 1184 | 1063 | 1746 | 3269 | 837 | 1841 | 2041 | 926 |
| | **UASB** | 564 | 386 | 457 | 505 | 547 | 339 | 350 | 465 |
| **Remoção (%)** | | **52,41** | **63,65** | **73,81** | **84,54** | **34,62** | **81,56** | **82,87** | **49,84** |
| **DQO Filtr.** | **Bruto** | 437 | 398 | 1075 | 703 | 466 | 524 | 614 | 452 |
| | **UASB** | 101 | 205 | 196 | 176 | 226 | 230 | 141 | 226 |
| **Remoção (%)** | | **76,96** | **48,33** | **81,79** | **75,02** | **51,57** | **56,13** | **77,02** | **50,04** |
| **$DBO_5$** | **Bruto** | 599 | 630 | 1148 | 1400 | 622 | 890 | 1078 | 460 |
| | **UASB** | 155 | 118 | 197 | 159 | 200 | 122 | 122 | 131 |
| **Remoção (%)** | | **74,12** | **81,27** | **82,84** | **88,64** | **67,85** | **86,29** | **88,68** | **71,52** |
| **ST** | **Bruto** | 1195 | 1376 | 1606 | 2715 | 1477 | 1859 | 2449 | 1168 |
| | **UASB** | 781 | 825 | 955 | 1073 | 1146 | 881 | 950 | 1034 |
| **Remoção (%)** | | **34,64** | **40,04** | **40,54** | **60,48** | **22,38** | **52,62** | **61,22** | **11,51** |
| **SST** | **Bruto** | 411 | 465 | 600 | 1325 | 528 | 783 | 1363 | 291 |
| | **UASB** | 299 | 160 | 153 | 219 | 159 | 101 | 149 | 79 |
| **Remoção (%)** | | **27,30** | **65,59** | **74,44** | **83,48** | **69,84** | **87,15** | **89,09** | **72,91** |

Nota: os valores estão expressos em mg/L.

Tabela 5. 8 - Resultados da análises físico-químicas feitas nas coletas de quinta-feira, três dias após a preparação da água negra.

| 2º Dia de Coleta | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **5ª sem.** | **6ª sem.** | **8ª sem.** | **9ª sem.** | **10ª sem.** | **11ª sem.** | **12ª sem.** | **13ª sem.** |
| **DQO Total** | **Bruto** | 649 | 550 | 1208 | 855 | 591 | 558 | 952 | 412 |
| | **UASB** | 375 | 313 | 438 | 532 | 477 | 329 | 384 | 317 |
| **Remoção (%)** | | **42,17** | **43,09** | **63,75** | **37,77** | **19,29** | **41,16** | **59,72** | **23,16** |
| **DQO Filtr.** | **Bruto** | 404 | 387 | 745 | 554 | 361 | 384 | 354 | 229 |
| | **UASB** | 155 | 174 | 291 | 195 | 228 | 176 | 187 | 188 |
| **Remoção (%)** | | **61,54** | **55,01** | **60,88** | **64,90** | **37,00** | **54,14** | **47,02** | **17,99** |
| **ST** | **Bruto** | 976 | 977 | 1441 | 1428 | 1052 | 757 | 1373 | 881 |
| | **UASB** | 754 | 741 | 1009 | 1121 | 1097 | 627 | 1006 | 858 |
| **Remoção (%)** | | **22,79** | **24,19** | **30,00** | **21,48** | **-4,24** | **17,21** | **26,74** | **2,61** |
| **SST** | **Bruto** | 132 | 134 | 337 | 162 | 147 | 118 | 327 | 118 |
| | **UASB** | 145 | 82 | 92 | 214 | 193 | 149 | 133 | 76 |
| **Remoção (%)** | | **-9,85** | **39,00** | **72,67** | **-31,94** | **-30,95** | **-25,63** | **59,18** | **35,97** |

Nota: os valores estão expressos em mg/L.

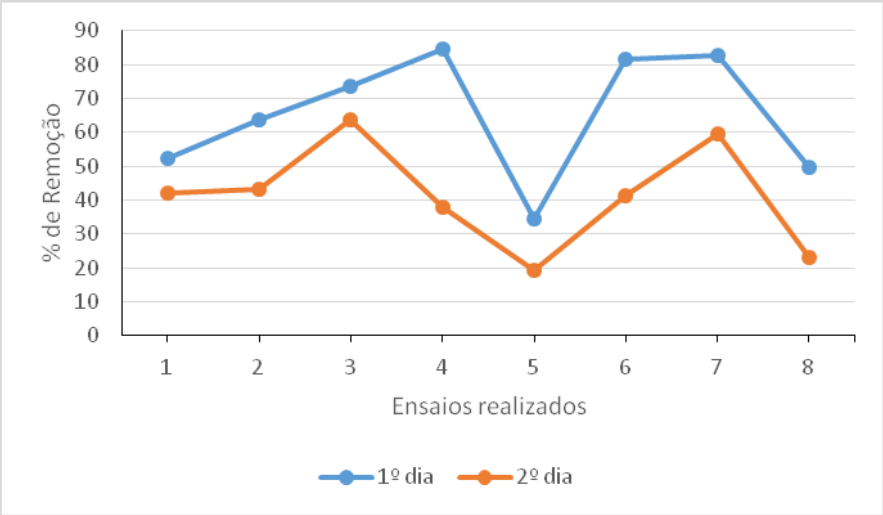


Figura 5. 19 - Comparação da remoção de DQO Total entre os 1º e 2º dias de coleta.

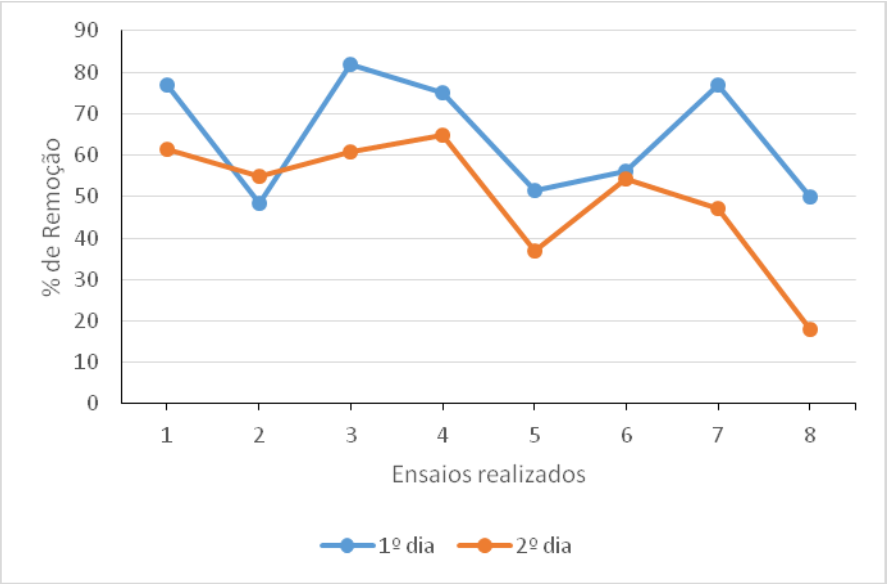


Figura 5. 20 - Comparação da remoção de DQO Filtrada entre os 1º e 2º dias de coleta.

Com os resultados apresentados observa-se que as análises feitas nos segundos dias de coleta (Tabela 5. 8) apresentaram, no geral, menor remoção do que as análises das segundas-feiras. Em termos de sólidos, pode-se observar que, em alguns casos, a concentração de sólidos no efluente era maior do que no afluente.

No entanto, esses resultados podem ser explicados devido à ausência de agitação na caixa de armazenamento da mistura, o que acarreta na sedimentação dos sólidos presentes no afluente. Além de influenciar na remoção dos sólidos, esse fato também altera a DQO total no afluente, pois, como já foi apresentado na Figura 5. 8, a elevada concentração de sólidos está relacionada ao valor da DQO total.

Dessa forma, optou-se por avaliar a remoção considerando o afluente coletado no primeiro dia (segunda-feira) e o efluente coletado no segundo dia (quinta-feira). Assim, teoricamente, seria avaliada a remoção real que o reator apresenta após o tempo de detenção hidráulica de três dias. Os resultados dessa comparação estão apresentados na Tabela 5. 9 e nas Figuras 5.21 a 5.24.

Tabela 5. 9 - Resultados e remoções considerando as análises do afluente dos 1º dias e o efluente dos 2º dias de coleta.

| | | 1º/2º Dias de Coleta | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | **5ª sem.** | **6ª sem.** | **8ª sem.** | **9ª sem.** | **10ª sem.** | **11ª sem.** | **12ª sem.** | **13ª sem.** |
| **DQO Total** | **Bruto** | 1184 | 1063 | 1746 | 3269 | 837 | 1841 | 2041 | 926 |
| | **UASB** | 375 | 313 | 438 | 532 | 477 | 329 | 384 | 317 |
| **Remoção (%)** | | **68,33** | **70,55** | **74,92** | **83,72** | **43,07** | **82,15** | **81,21** | **65,79** |
| **DQO Filtr.** | **Bruto** | 437 | 398 | 1075 | 703 | 466 | 524 | 614 | 452 |
| | **UASB** | 155 | 174 | 291 | 195 | 228 | 176 | 187 | 188 |
| **Remoção (%)** | | **64,42** | **56,24** | **72,89** | **72,31** | **51,12** | **66,39** | **69,48** | **58,53** |
| **ST** | **Bruto** | 1195 | 1376 | 1606 | 2715 | 1477 | 1859 | 2449 | 1168 |
| | **UASB** | 754 | 741 | 1009 | 1121 | 1097 | 627 | 1006 | 858 |
| **Remoção (%)** | | **36,90** | **46,17** | **37,19** | **58,71** | **25,73** | **66,28** | **58,95** | **26,62** |
| **SST** | **Bruto** | 411 | 465 | 600 | 1325 | 528 | 783 | 1363 | 291 |
| | **UASB** | 145 | 82 | 92 | 214 | 193 | 149 | 133 | 76 |
| **Remoção (%)** | | **64,73** | **82,44** | **84,67** | **83,87** | **63,53** | **81,02** | **90,21** | **74,01** |

Nota: os resultados estão expressos em mg/L.

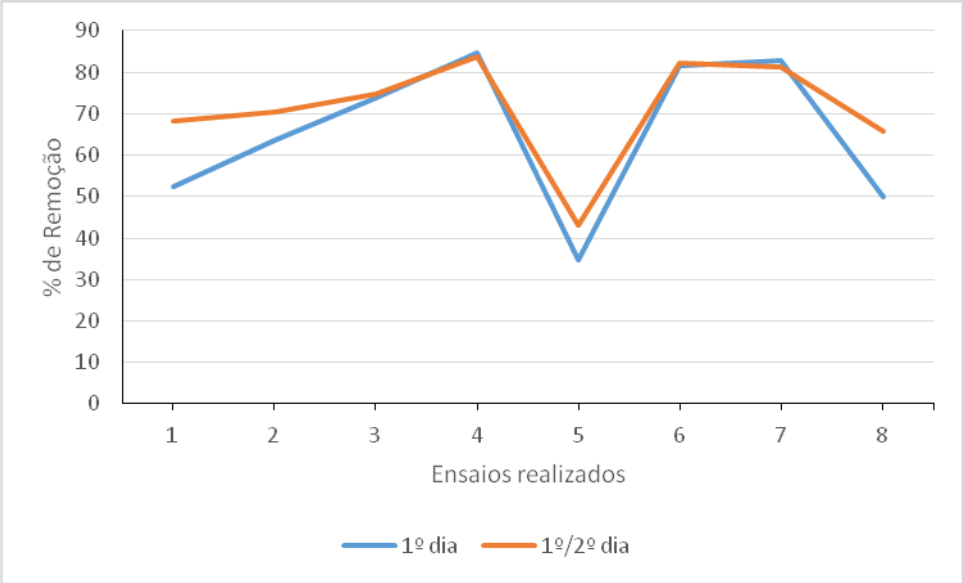


Figura 5. 21- Comparação entre as remoções de DQO Total do 1º dia de coleta e as considerando o 1º e 2º dias.

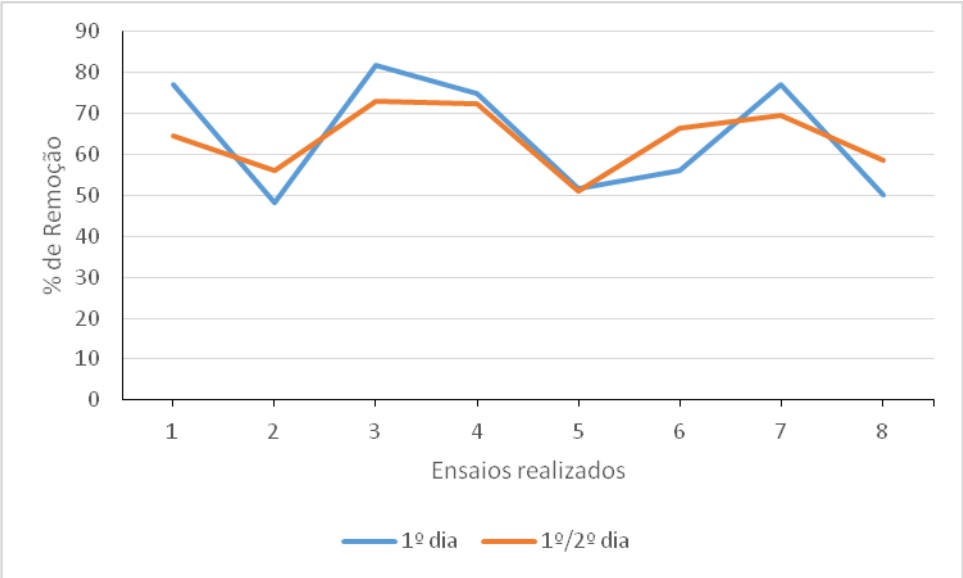


Figura 5. 22- Comparação entre as remoções de DQO Filtrada do 1º dia de coleta e as considerando o 1º e 2º dias.

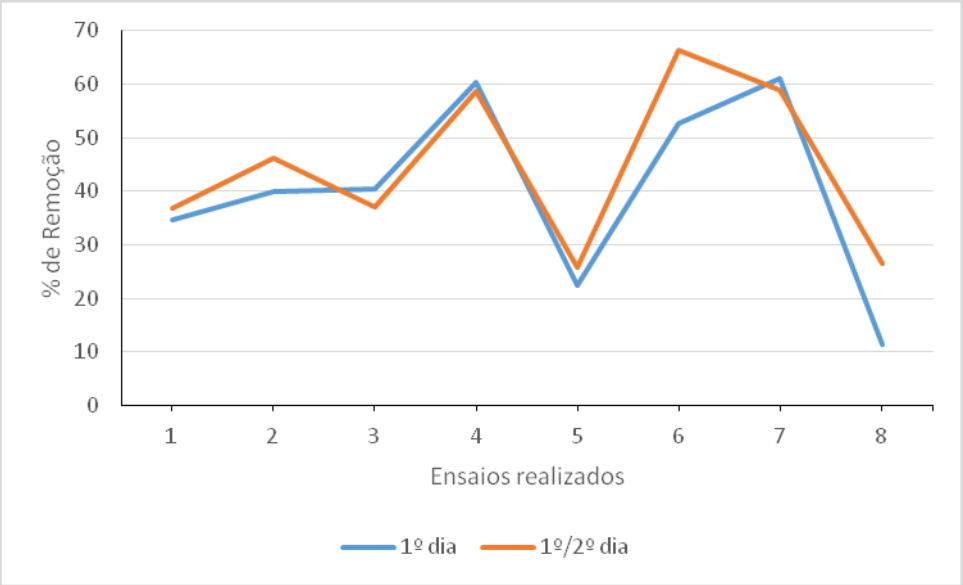


Figura 5. 23- Comparação entre as remoções de Sólidos Totais do 1º dia de coleta e as considerando o 1º e 2º dias.

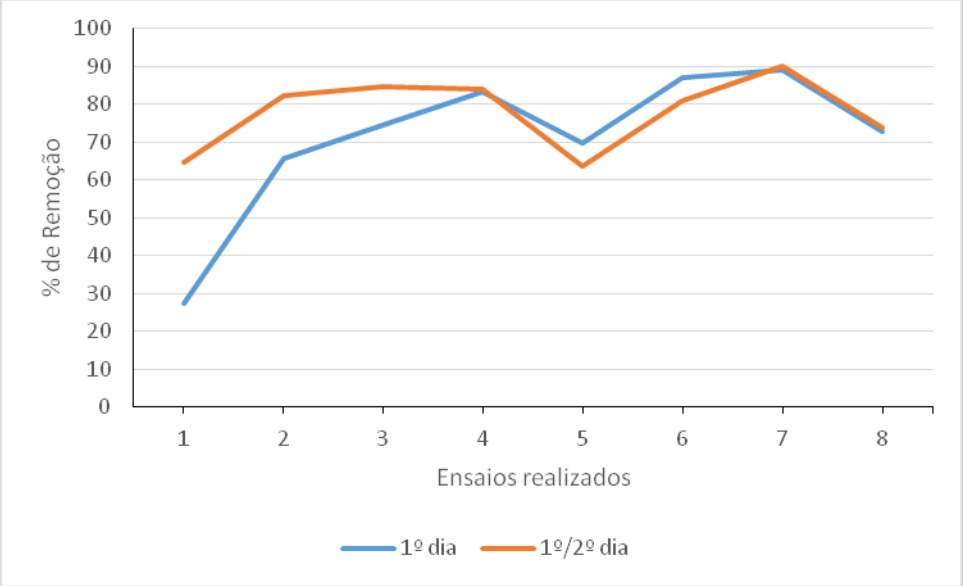


Figura 5. 24- Comparação entre as remoções de Sólidos Suspensos Totais do 1º dia de coleta e as considerando o 1º e 2º dias.

No geral, as remoções considerando os dois casos foram bem próximas. A média de remoção de DQO total, considerando o primeiro dia foi de 65,41% (variando de 34,62 a 84,54%), e considerando o afluente do primeiro dia e o efluente do segundo dia foi de 71,22% (variando de 43,07 a 83,72%). Para os valores de DQO filtrada, as médias de remoção foram de 62,84 e 63,92%, respectivamente. Para sólidos suspensos totais as médias de remoção

foram de 71,22 e 78,06%, respectivamente, enquanto para sólidos totais a remoção média foi menor, sendo de 40,43 e 44,56% respectivamente. Pôde-se observar que este reator alcançou remoções muito boas, chegando a valores máximos de 83,72% de remoção de DQO total e de 90,21% para sólidos suspensos, considerando o afluente do primeiro dia e o efluente do segundo dia de coleta. Resultados de eficiências de remoção elevadas para reatores anaeróbios operando com efluentes mais concentrados foram observados por diversos autores.

No trabalho de Graaf et al (2010) um reator UASB de 50 L tratando água negra, operado a 25ºC e com TDH médio de 8,7 dias, removeu mais de 78% da DQO afluente. A eficiência de remoção variou entre 42 e 94% e tornou-se estável a um valor de cerca de 80% a partir do 500º dia de operação em diante. Além disso, quase todos os sólidos suspensos ficaram retidos no reator (93%).

Loustarinen e Rintala (2005) avaliaram o tratamento anaeróbio de água negra sintética em baixas temperaturas (20, 15, e 10°C) utilizando dois reatores UASB-tanque séptico em sequência. O UASB-tanque séptico é um reator contínuo no que diz respeito ao líquido, mas acumula os sólidos, combinando as características de um reator UASB e um tanque séptico. Em todas as temperaturas a remoção da DQO total e de sólidos suspensos foi acima de 90% e 95%, respectivamente, e a remoção de DQO dissolvida atingiu 70% nas temperaturas de 10 e 15°C. Praticamente toda a remoção foi alcançada no primeiro reator com TDH de 3,3 a 4,8 dias, sugerindo que, para água negra sintética, um único reator UASB-tanque séptico pode ser suficiente para uma boa remoção de sólidos e DQO mesmo em baixas temperaturas.

Rodrigues et al (2010) avaliaram um reator UASB (11,5 $m^3$) no tratamento de águas residuárias de suinocultura, operado a uma temperatura média ambiente de 20ºC e TDH variando de 1,7 a 4,1 dias, e observaram eficiências médias de remoção de 85% para DQO, 87% para $DBO_5$ e 63% para sólidos suspensos totais.

Voorthuizen (2008) operou um reator UASB com volume útil de 5L, com um TDH menor (12 horas). A média de DQO total da água negra a ser tratada era de 1139 mg/L e a concentração média do efluente foi 409 mg/L, correspondendo a 64% de remoção.

Duda e Oliveira (2011) avaliaram o desempenho de um reator UASB (300 L) no tratamento de águas residuais de suinocultura. Os TDHs aplicados para o reator UASB foram de 24 e 12 h e as eficiências de remoção de DQO total variaram de 80 a 91%.

Santana e Oliveira, 2005 avaliaram o desempenho de dois reatores UASB em escala-piloto com volumes de 908 L e 188 L, instalados em série, alimentados com águas residuais de suinocultura. Os TDHs aplicados foram de 62,3 e 31,1 h, no primeiro reator, e de 12,9 e

6,5 h, no segundo reator, e as eficiências médias de remoção de DQO total e SST variaram de 74,0% a 89,6% e de 72,2 a 81,4%, respectivamente, já no primeiro reator.

Campos et al (2005) avaliaram um sistema composto por um tanque de equalização e acidificação, seguido de um reator UASB e uma lagoa aerada facultativa, e dividiu o experimento em seis estágios com tempo de detenção hidráulica diferentes para o sistema (55, 40, 30, 25, 18 e 15 h). O valor médio de DQO no afluente do reator UASB foi de 2065 mg/L e sua média de remoção foi de 89%. As eficiências médias de remoção de ST, STF e STV foram de 57, 42 e 71%, respectivamente.

Os resultados de remoção obtidos nesse reator foram bem melhores do que nos outros dois reatores avaliados (ETE USP e ETE Monjolinho). Acredita-se que essa melhora de desempenho se deve ao maior tempo de detenção hidráulica desse reator (3 dias). Outros autores também concordam com essa hipótese, como Santana e Oliveira (2005) que observaram que com a redução do TDH dos dois reatores UASB operados em série, ouve queda nas eficiências de remoção de DQO.

Oliveira e Santana (2011) avaliaram um sistema de tratamento de efluente de suinocultura, constituído por dois reatores UASB em escala-piloto, instalados em série, e observaram uma redução acentuada da remoção de DQO total do sistema, de 88% para 53%, em virtude da redução dos TDH aplicados aos reatores (R1 e R2) de 28 e 11 h para 14 e 6 h, respectivamente.

Pereira (2003) avaliou dois reatores UASB de bancada, instalados em série, com volume total de 39 e 10,5 L, respectivamente, alimentados com esterco suíno diluído. Com a redução do TDH de 62 para 16 horas, as eficiências de remoção de DQO total do primeiro reator e a eficiência global do sistema reduziram de 86 para 73% e de 95 para 79%, respectivamente. Da mesma forma, as eficiências de remoção de SST no primeiro e no segundo reator variaram de 65 a 82% e de 20 a 58%, respectivamente, sendo os menores valores atribuídos ao menor TDH. Acredita-se que esse fato se deve, provavelmente, ao arraste de sólidos.

Já no trabalho de Silva (2013), avaliando dois sistemas de tratamento anaeróbios para efluente de suinocultura, foram avaliados diferentes TDH (40, 30, 20, 16 e 11 h) para os reatores UASB e não foram observadas diferenças estatísticas entre as médias de remoção de DQO entre os ensaios, indicando que o reator poderia ser operado com TDH baixo, de até 11 h, sem prejuízos para a eficiência de remoção de DQO.

No entanto, alguns autores observaram uma redução nas eficiências de remoção com o aumento do TDH. Dama et al (2002), por exemplo, avaliando um reator anaeróbio compartimentado em escala piloto (funciona como uma série de reatores UASB), tratando uma mistura de esgoto doméstico e efluente têxtil, observaram que a remoção de DQO foi menor que 60% com um TDH de 60 h e aumentou para 80% quando o TDH passou para 32 h. Remoções entre 70 e 90% foram observadas com um TDH de 20 h.

No trabalho de Farajzadehha et al (2012) foram observadas remoções de DQO de 81 e 85 %, para efluentes com concentrações iniciais de 1200 e 1800 mg/L, respectivamente, com TDH de apenas 4 horas. Os autores alegaram que a redução da eficiência, com o aumento do TDH para 6h, ocorreu devido à perda de capacidade de mistura, causada pela baixa velocidade de ascensão do efluente, o que pode ter ocorrido também no trabalho de Dama et al (2002). No caso dessa pesquisa, a mistura não foi comprometida pelo aumento do TDH devido ao agitador instalado no interior do reator.

Observou-se, também, que, assim como nos outros dois reatores avaliados, o efluente desse reator não variou muito em termos de DQO, mesmo com a grande variação apresentada no afluente. Considerando o afluente do primeiro dia de coleta e o efluente do segundo dia (após o TDH de 3 dias), observou-se uma variação dos valores de DQO total de 837 a 3269 mg/L e de 313 a 532 mg/L, respectivamente, e de DQO filtrada de 398 a 1075 mg/L e de 155 a 291 mg/L, respectivamente.

No reator estudado por Oliva (1997), operando com esgoto sanitário, observou-se que as concentrações afluentes, da maioria das variáveis avaliadas, variaram bastante durante os dias da semana, enquanto as concentrações no efluente se mostraram mais constantes, durante o dia todo.

Sabry (2010), avaliando um reator UASB tanque-séptico compartimentado, operando com esgoto e TDH de 20 horas, observou que o sistema não foi afetado por choques de carga hidráulica e orgânica e apresentou médias de eficiências de remoção DQO, DBO e SST de 84, 81 e 89%, respectivamente.

### 5.2.4. Resultados dos Exames Microbiológicos e Parasitológicos

Os exames microbiológicos e parasitológicos foram iniciados após oito semanas de operação do reator UASB, totalizando cinco ensaios até a décima terceira semana.

*5.2.4.1.Remoção de E. coli e coliformes totais*

Os exames microbiológicos foram feitos nas amostras do afluente e efluente do reator UASB. Os ensaios eram realizados com as amostras coletadas no dia em que se fazia a mistura dos efluentes (água negra preparada) e os resultados obtidos estão apresentados na Tabela 5. 10.

Tabela 5. 10 - Resultados de *E. coli* e coliformes totais das amostras do afluente e efluente do reator UASB da ETE Piloto.

| | ***E. coli*** | | **log de Remoção** | **Coliformes totais** | | **log de Remoção** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Bruto** | **UASB** | | **Bruto** | **UASB** | |
| 9ª sem. | $2,5X10^5$ | $1X10^3$ | 2,45 | $8,1X10^5$ | $4,8X10^4$ | 1,23 |
| 10ª sem. | $1,3X10^5$ | $1X10^2$ | 3,11 | $4,2X10^5$ | $1,4X10^3$ | 2,48 |
| 11ª sem. | $1X10^5$ | $1X10^2$ | 3 | $4,2X10^5$ | $5X10^2$ | 2,92 |
| 12ª sem. | $1,1X10^5$ | $2,2X10^3$ | 1,7 | $1,9X10^5$ | $4,3X10^3$ | 1,65 |
| 13ª sem. | $1,8X10^5$ | $1,1X10^4$ | 1,2 | $3,5X10^5$ | $1,2X10^4$ | 1,5 |

Nota: resultados expressos em UFC/mL.

A remoção dos microrganismos indicadores, calculada como –log (N/N0), encontra-se melhor representada na Figura 5. 25.

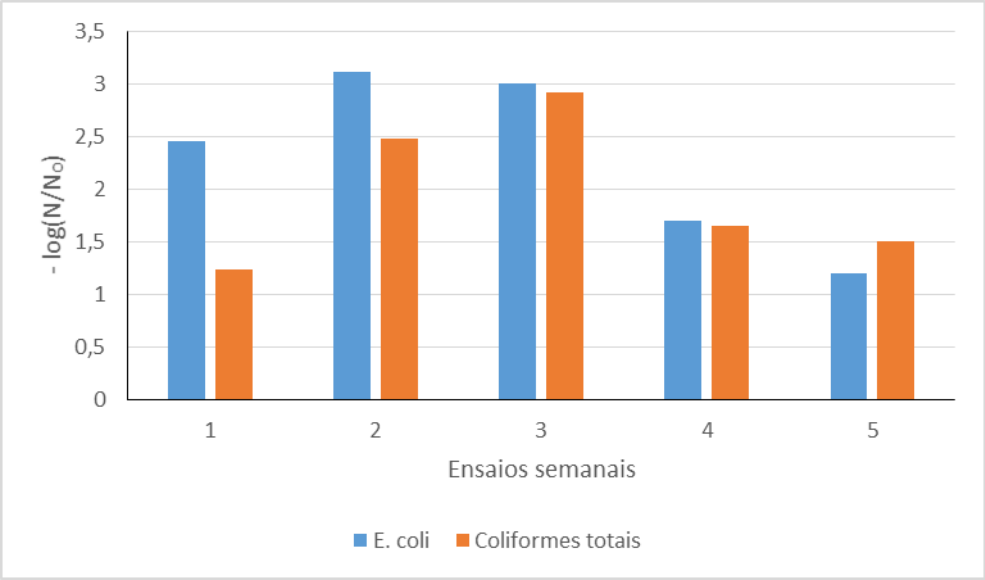


Figura 5. 25 - Log de remoção de *E. coli* e coliformes cotais.

As remoções alcançadas para *E. coli* e de coliformes totais variaram de 1,2 a 3,11 log (93,88 a 99,92%) e de 1,23 a 2,92 log (94,07 a 99,88%), respectivamente. Essas remoções foram bastante elevadas para um reator UASB, que não tem como objetivo a remoção de microrganismos.

Resultados de remoções elevadas também foram apresentados no tralho de Kooten (2015) que avaliou amostras de um reator UASB mesofílico (25ºC, TDH não informado), operando com águas negras, constituídas por água de vasos sanitários, pia e chuveiro. A média total de coliformes totais e *E. coli* encontrada na água negra sem tratamento foi de $3{,}9 \times 10^{6}$ e $3{,}2 \times 10^{6}$ UFC/mL, respectivamente, e a média observada no efluente do reator foi de $1{,}5 \times 10^{2}$ UFC/ml, tanto para coliformes totais como para *E. coli*, representado uma remoção de 99,996% (4,4log) para coliformes totais e 99,995% (4,3 log) para *E. coli*. Além disso, o efluente do reator mesofílico servia como afluente de um reator UASB termofílico (55ºC, TDH de 4 dias), o qual obteve remoções de 88% para coliformes totais e 88,5% para *E. coli*, que correspondem a valores no efluente de 18 UFC/mL e 17 UFC/mL, respectivamente.

Silva (2013) avaliou um sistema de tratamento anaeróbio para efluente de suinocultura, constituído por dois reatores UASB (em série) operados com diferentes TDH, de 11 a 40 h para o primeiro reator e de 4,5 a 13,3 h para o segundo reator, e observou eficiências médias de remoção de coliformes totais no reator 1 e no sistema (R1+R2) variando de 91,25 a 93,25% e de 92,92 a 99,50%, respectivamente. Os valores de coliformes termotolerantes foram semelhantes aos obtidos para coliformes totais e observou-se que os menores valores de

eficiência ocorreram no ensaio com o menor TDH, maior carga orgânica volumétrica e temperaturas mais baixas.

Oliveira e Santana (2011), avaliando dois reatores em escala piloto, instalados em série e operando com efluente de suinocultura, observaram eficiências de remoção de coliformes termotolerantes, no primeiro reator, variando de 71,33 a 98,93%, para TDH de 28 e 14 horas. No efluente do segundo reator, os números de coliformes se mantiveram, ou até aumentaram, em virtude dos menores TDH (11 e 6 h).

Dama et al (2002), avaliando um reator anaeróbio compartimentado em escala piloto (TDH de 20h), operado com uma mistura de esgoto sanitário e efluente têxtil, observaram números de coliformes totais no afluente e efluente do reator de $>3{,}9x10^5$ e $4{,}3x10^4$ UFC/100mL, respectivamente. E para *E. coli*, o número encontrado no afluente e efluente foi $>3{,}9x10^5$ e $7x10^3$ UFC/100mL, respectivamente. Esses valores equivalem a remoções de coliformes totais e *E. coli* de, aproximadamente, 88,79 e 98,20%, respectivamente.

Sylvestre (2013) avaliou o desempenho de dois sistemas de tratamento de águas residuárias de suinocultura. O sistema I foi constituído por dois reatores UASB, com volumes de 510 e 209 L, instalados em série e o sistema II era iniciado com um reator UASB de 300 L. Os valores médios dos números de coliformes totais nos afluentes do sistema I e II variaram de $4{,}30x10^7$ a $2{,}4x10^8$ NMP/100 mL e de $1{,}45x10^7$ a $2{,}40x10^8$ NMP/100 mL, respectivamente, e, no sistema 1, as eficiências de remoção do R1 e do sistema (R1+R2) variaram de 91,25 a 93,25% e de 92,92 a 99,50%, respectivamente, e no sistema 2, a eficiência de remoção no reator UASB variou de 74,12 a 84,00%. O autor observou, ainda, que a diminuição do TDH e da temperatura resultou em menores remoções de coliformes.

Dessa forma, é possível que as elevadas remoções observadas nesse reator tenham ocorrido devido ao elevado tempo de detenção hidráulico (3 dias) e, também, podem ser atribuídas à elevada remoção de sólidos suspensos (Raboni, Gavasci and Urbini, 2014), que atingiu quase 90% (Tabela 5. 7).

Por outro lado, como as amostras para as análises microbiológicas foram coletadas na mesma hora, sem considerar o TDH, não se pode afirmar que essas remoções realmente ocorreram, pois devido ao armazenamento da mistura durante uma semana, o número de microrganismos indicadores no afluente do reator UASB vai diminuindo ao longo dos dias.

Isso pode ser observado nos ensaios 1, 4 e 5 que correspondem a 9ª, 12ª e 13ª semanas, respectivamente. Na nona semana a caixa de alimentação do reator, que armazena a mistura, estava com um volume menor do que o esperado (450 L) devido às alterações de vazão que

ocorreram ao longo da semana. Assim, foi necessário completar a caixa, no sábado, com esgoto sanitário até o volume de 650 L para que a mistura fosse suficiente para alimentar o reator até a próxima coleta na granja, na segunda-feira. Dessa forma, o número de UFC/mL encontrado no efluente foi maior do que nos dois ensaios seguintes, pois a concentração no afluente, provavelmente, também estava maior. O mesmo caso ocorreu na 12ª e 13ª semanas, em que a caixa precisou ser reabastecida com esgoto sanitário no domingo, o que acarretou em um aumento no número de UFC/mL no efluente e, consequentemente, a diminuição de remoção expressa em log.

Portanto, seria interessante realizar novos ensaios, considerando o TDH do reator, para confirmar os resultados observados.

#### *5.2.4.2.Ocorrência e Remoção de cistos de Giardia* spp. *e oocistos de Cryptosporidium* spp.

Os exames parasitológicos foram realizados simultaneamente aos microbiológicos. Os resultados obtidos da 9ª à 13ª semana podem ser observados na Tabela 5. 11 e estão, também, representados nas Figuras 5.26 e 5.27.

Tabela 5. 11 - Número de cistos de *Giardia* spp. e de oocistos de *Cryptosporidium* spp. por litro no afluente (Bruto) e no efluente do reator UASB da Estação Piloto.

| | **Cistos/L** | | **log de** | **Oocistos/L** | | **log de** |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | **Bruto** | **Efluente** | **Remoção** | **Bruto** | **Efluente** | **Remoção** |
| 9ª sem. | 27232 | 3528 | 0,9 | 0 | 24 | - |
| 10ª sem. | 11200 | 1356 | 0,9 | 32 | 60 | - |
| 11ª sem. | 15696 | 990 | 1,2 | 0 | 18 | - |
| 12ª sem. | 7560 | 762 | 1,0 | 40 | 12 | 0,5 |
| 13ª sem. | 4016 | 1296 | 0,5 | 0 | 12 | |

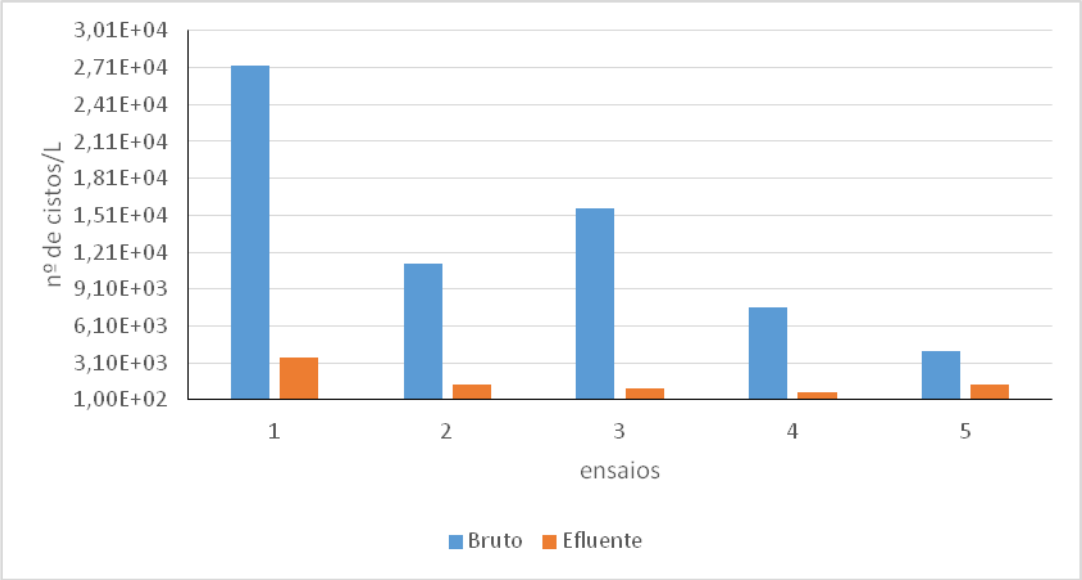


Figura 5. 26 - Número de cistos de *Giardia* spp. por litro no afluente e efluente do reator UASB da ETE Piloto.

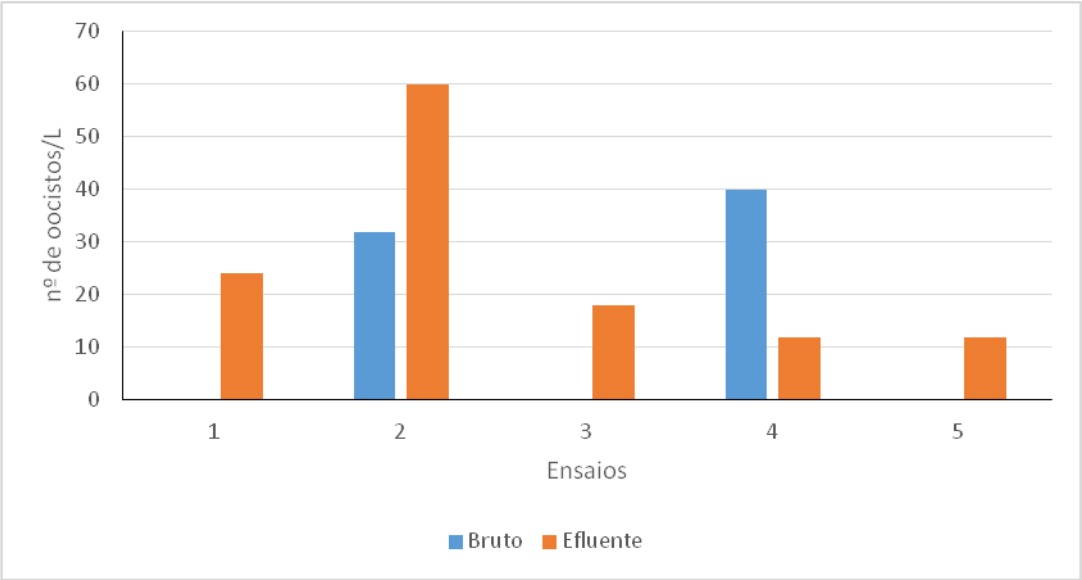


Figura 5. 27- Número de oocistos de *Cryptosporidium* spp. por litro no afluente (Bruto) e efluente do reator UASB da ETE Piloto.

Assim como nos ensaios realizados na ETE USP e ETE Monjolinho, o número de cistos de *Giardia* spp. foi muito maior do o número de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e, em três ensaios, não foram detectados oocistos na amostra bruta (afluente). A média geométrica de cistos detectados no afluente e efluente foi de $1{,}08 \times 10^4$ e $1{,}36 \times 10^3$ cistos/L, respectivamente. Oocistos só foram detectados em duas amostras do afluente (40%), com valores de 32 e 40 oocistos/L, e no efluente foram detectados em todas as amostras, com

média geométrica de 2,06x10¹ oocistos/L. Essa discrepância entre o número de cistos e oocistos detectados também foi relatada por diversos autores, já citados anteriormente.

Ao contrário dos outros dois reatores avaliados nesta pesquisa, esse reator apresentou remoções de cistos de *Giardia* em todos os ensaios realizados, com eficiências variando de 0,5 a 1,2 log (67,73 a 93,69%). No caso dos oocistos, em um dos ensaios foi observada eficiência de remoção de 0,5 log (70%). Esses resultados de eficiências de remoção de cistos mais elevadas podem estar associados ao tempo de detenção hidráulico mais elevado desse reator.

Estudos que avaliam remoções de protozoários em reatores anaeróbios tratando águas negra, ou até mesmo efluentes de suinocultura, ainda são bastante escassos.

Kinyua et al (2016) avaliaram o tratamento de rejeito suíno diluído em um digestor anaeróbio de bancada (0,9 L), operado a 21ºC e TDH de 24 dias, e observaram uma remoção de, aproximadamente, 90% (1.56 ± 0.24 log) para *Giardia lamblia* e de 60% (0.55 ± 0.01 log) para *Cryptosporidium parvum*. Os autores relataram, ainda, que os resultados obtidos sugeriram que a presença de ácidos voláteis pode ter desempenhado um papel significativo na inativação de (oo)cistos, que também pode ser uma hipótese para as remoções observadas no reator desta pesquisa.

Kato, Fogarty e Bowman (2003) avaliaram digestores anaeróbios, operando com biossólidos primários, que foram mantidos a 37, 47 e 55ºC, com um TDH de 10 dias. Os autores observaram que cerca de 87 a 97% dos oocistos foram inativados após 6 dias a 37ºC, e >99% foi inativado a 47ºC dentro de dois dias.

Côté, Massé e Quessy (2006) avaliaram a digestão de rejeitos suínos em biorreatores sequenciais, a 20ºC e TDH de 20 dias, e o tratamento resultou em níveis não detectáveis de *Giardia* e *Cryptosporidium* no efluente.

No entanto, assim como nos exames microbiológico, as amostras do afluente e efluente foram coletadas no mesmo dia (dia em que era realizada a mistura do afluente), sem considerar o TDH do reator, de modo que os valores observados no efluente podem não representar a remoção real ocorrida no reator.

Como a água negra simulada era preparada apenas uma vez por semana, é possível que parte dos (oo)cistos presentes no afluente tenham sedimentado na caixa de armazenamento durante o decorrer de cada semana. Dessa forma, o aporte de (oo)cistos poderia ser menor no final da semana e, consequentemente, os valores observados no efluente de segunda-feira também seriam mais baixos.

Searcy et al (2005) investigaram a associação dos oocistos com partículas em suspensão, sob uma variedade de condições químicas, e observaram que, quando misturado com os sedimentos suspensos, os oocistos foram removidos da suspensão a uma taxa similar à dos sedimentos suspensos, muito mais rapidamente do que a sedimentação de oocistos livres. Numa experiência de controle, em que apenas oocistos foram adicionados à solução, sem sedimentos suspensos, 39,6% ± 6,3% dos oocistos manteve-se no sobrenadante após 20 h, e quando misturado com óxido de ferro, caulinita e ilita, apenas 0,2 ± 0,2, 1,3 ± 0,9 e 15,4 ± 0,3% do número original de oocistos permaneceu no sobrenadante, respectivamente. Esses efeitos também podem ter ocorrido na caixa de armazenamento, que permanecia por sete dias sem agitação, devido à elevada concentração de sólidos suspensos presentes no afluente (média de 721±410 mg de SST/L).

Por outro lado, observa-se que mesmo nas semanas em que a caixa precisou ser completada no final da semana com esgoto fresco (conforme comentado anteriormente), não houve aumento no número de cistos detectados no efluente, como ocorreu com os valores de *E. coli*, sendo que o menor valor de cistos detectados ocorreu em um dos ensaios em que a caixa havia sido completada anteriormente, indicando que é possível que a falta de agitação da caixa não tenha interferido no aporte de (oo)cistos para o reator.

Dessa forma, novos exames parasitológicos precisam ser realizados, com a amostragem levando em conta o TDH do reator, para que se possa afirmar se a remoção é realmente mais elevada com a aplicação do tempo de detenção mais longo. Além disso, é de extrema importância que ocorra a instalação de um agitador na caixa de armazenamento da mistura, para evitar a grande variação das características do afluente ao longo da semana.

### 5.2.5. Avaliação da Manta de Lodo

Para a avaliação da manta de lodo foram realizadas análises de sólidos totais, fixos e voláteis ao longo dos pontos de coleta presentes no reator (entre 4 e 5 pontos de amostragem, Figura 4. 13). Os resultados estão apresentados na Tabela 5. 12 e na Figura 5. 28.

Tabela 5. 12 - Concentração de sólidos totais e porcentagem de sólidos voláteis ao longo da manta de lodo do reator da ETE Piloto.

| | | Ponto 1 | Ponto 2 | Ponto 3 | Ponto 4 | Ponto 5 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **2ª sem** | ST (mg/L) | 67389 | 49806 | 40450 | 30558 | - |
| | % de SV | 62,69 | 67,59 | 68,18 | 67,88 | - |
| **3ª sem** | ST (mg/L) | 70502 | 66174 | 60981 | 882 | 981 |
| | % de SV | 67,71 | 67,87 | 68,30 | 26,08 | 29,04 |
| **4ª sem** | ST (mg/L) | 64840 | 49721 | 39666 | - | - |
| | % de SV | 66,28 | 67,73 | 67,85 | - | - |
| **5ª sem** | ST (mg/L) | 60537 | 45134 | 36811 | 8688 | - |
| | % de SV | 65,97 | 68,45 | 68,05 | 62,73 | - |
| **6ª sem** | ST (mg/L) | 82217 | 70570 | 994 | 810 | - |
| | % de SV | 63,58 | 69,52 | 35,20 | 29,63 | - |
| **8ª sem** | ST (mg/L) | 41247 | 33236 | 25870 | 31140 | 4687 |
| | % de SV | 69,11 | 68,90 | 68,14 | 69,09 | 61,21 |
| **9ª sem** | ST (mg/L) | 43737 | 34902 | 25257 | 7998 | 4707 |
| | % de SV | 69,03 | 68,70 | 68,41 | 63,02 | 58,72 |
| **10ª sem** | ST (mg/L) | 43776 | 31879 | 26474 | 9102 | 5074 |
| | % de SV | 68,24 | 68,48 | 68,04 | 63,29 | 60,09 |
| **11ª sem** | ST (mg/L) | 38623 | 30333 | 21020 | 9113 | 6643 |
| | % de SV | 68,88 | 68,48 | 67,55 | 62,95 | 59,54 |
| **12ª sem** | ST (mg/L) | 37426 | 28813 | 17158 | 8183 | 4889 |
| | % de SV | 69,47 | 69,03 | 67,49 | 64,71 | 61,32 |
| **13ª sem** | ST (mg/L) | 37844 | 28388 | 21327 | 10443 | 6899 |
| | % de SV | 68,80 | 68,28 | 67,21 | 65,47 | 62,70 |

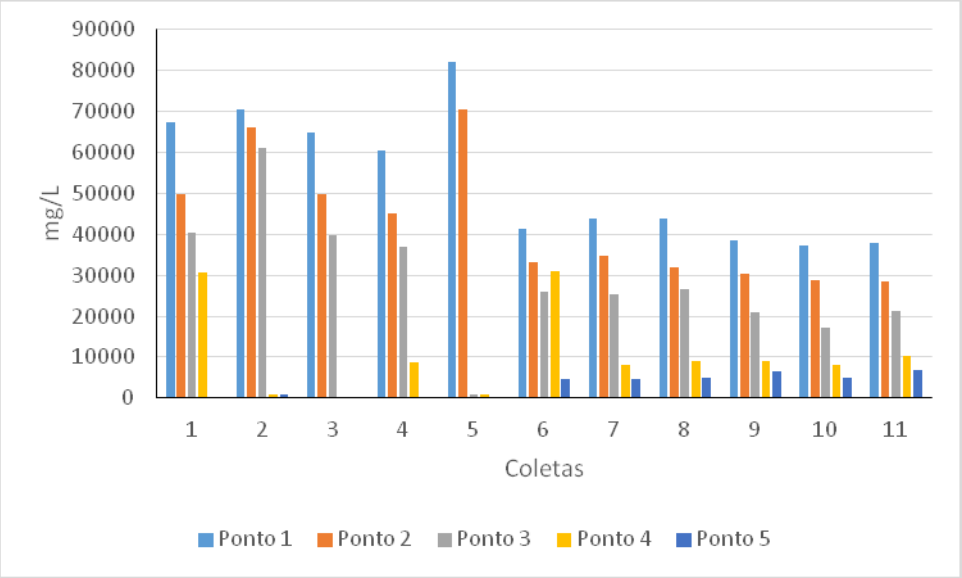


Figura 5. 28 - Distribuição da concentração de sólidos ao longo dos pontos de coleta.

Até a sexta semana de operação as amostras eram coletadas até o ponto 4. A partir da 8ª semana optou-se por coletar amostras até o ponto 5. Na segunda semana de operação a coleta foi realizada antes de ocorrer a primeira mistura de efluentes para a alimentação do reator e a partir de então as coletas passaram a ser realizadas nos dias em que se realizava a mistura.

O agitador do reator UASB foi ligado no dia 14/10/15, quarta semana de operação, e a partir de então a concentração de sólidos passou a ter uma melhor distribuição ao longo do reator. Pode-se observar que na 6ª semana os sólidos estavam acumulados, praticamente, nos pontos 1 e 2, pois o agitador não estava funcionando no dia da coleta. Na segunda semana, o lodo também se apresentava bem distribuído ao longo do reator, mas isso acontecia devido à maior vazão de entrada (38L/h) que possibilitava a suspensão da biomassa, devido à maior velocidade de ascensão. Isso confirma a importância do agitador em impedir que toda a biomassa fique acumulada no fundo do reator, reduzindo o contato entre o efluente e a biomassa e podendo provocar a criação de caminhos preferenciais.

As concentrações de sólidos totais e sólidos voláteis, na base do reator, variaram de 37426 a 70502 mg/L e de 26000 a 52276 mg/L, respectivamente, e nos últimos pontos coletados variaram de 810 a 30558 mg/L e de 240 a 26914 mg/L, respectivamente. Com relação ao ponto mais alto de coleta, o menor valor corresponde ao dia em que o agitador não estava funcionando, e o maior valor correu no dia em que a velocidade ascensional estava mais elevada.

Valores semelhantes foram observados no trabalho de Pereira (2003), avaliando um reator UASB, em escala de bancada, alimentado com esterco de suíno diluído. Os valores de ST e SV variaram de 55000 a 74050 mg/L e de 39000 a 47630 mg/L, respectivamente, na base do reator, e de 18690 a 26000 mg/L e de 14810 a 20000 mg/L, respectivamente, no ponto mais alto de coleta.

No trabalho de Silva (2013), avaliando dois reatores UASB (510 e 209 L), operados em série e alimentados com efluente de suinocultura, observaram-se maiores concentrações na base dos reatores. No primeiro reator, os valores de ST e SV variaram de 79300 a 97800 mg/L e de 45000 a 53600 mg/L, respectivamente, e no segundo reator variaram de 60600 a 94300 mg/L e de 38500 a 60500 mg/L, respectivamente.

Observa-se, ainda, que a concentração total de ST no lodo foi reduzindo no decorrer das semanas (Figura 5. 28). Como não eram realizados descartes periódicos do lodo, isso se deve, provavelmente, às coletas de amostras nos pontos ao longo do reator, que eram

realizadas semanalmente. A partir de então, as coletas passariam a ser realizadas quinzenalmente, para reduzir a perda de biomassa.

### 5.2.6. Nitrogênio e Fósforo

As análises de nitrogênio total e fósforo total, apresentadas na Tabela 5. 13, foram realizadas pela pós-doutoranda Ana Paula Erbetta Sueitt, com as amostras coletadas nos dias em que se realizava a mistura dos efluentes. As análises eram feitas, pelo menos, a cada 15 dias, sendo que algumas foram realizadas em semanas subsequentes.

Tabela 5. 13 - Concentração de nitrogênio e fósforo no afluente e efluente do reator UASB da ETE Piloto.

| | Nitrogênio Total | | % de Remoção | Fósforo Total | | % de Remoção |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Bruto | UASB | | Bruto | UASB | |
| **2ª sem.** | 65,03 | 44,59 | 31,43 | 12,48 | 6,74 | 46,01 |
| **3ª sem.** | 51,29 | 91,87 | - | 9,95 | 9,62 | 3,37 |
| **5ª sem.** | 83,43 | 50,90 | 38,99 | 24,80 | 8,34 | 66,37 |
| **6ª sem.** | 84,25 | 113,16 | - | 19,20 | 11,76 | 38,78 |
| **8ª sem.** | 62,39 | 117,91 | - | 30,20 | 12,73 | 57,86 |
| **9ª sem.** | 36,49 | 115,52 | - | 45,63 | 14,49 | 68,25 |
| **11ª sem.** | 69,66 | 118,39 | - | 79,58 | 6,40 | 91,96 |

Nota: os valores são expressos em mg/L.

As concentrações de nitrogênio total no afluente do reator variaram de 36,49 a 84,25 mg/L, no entanto, esse valor mais baixo ocorreu devido à presença de material particulado na amostra, provavelmente porque a digestão, durante o procedimento analítico, pode ter sido insuficiente. Na maior parte dos casos, a concentração de nitrogênio no efluente, variando de 44,59 a 118,39 mg/L, era maior do que no afluente, exceto em dois ensaios, em que foram observadas eficiências de remoção de 33,43 e 38,99%.

Para fósforo total, as concentrações no afluente e efluente variaram de 9,95 a 79,58 mg/L e de 6,54 a 14,49 mg/L, respectivamente. Observou-se que as concentrações no afluente foram aumentando ao longo das semanas, em consequência do aumento da proporção de efluente suíno na mistura. Apesar disso, as concentrações no efluente permaneceram mais constantes, resultando em eficiências de remoção que chegaram a um máximo de 91,96% (média de 53,23%).

Como existia a suspeita de que pudesse estar havendo a precipitação de fósforo na caixa de armazenamento, resultando em menores concentrações na entrada do reator e, consequentemente, menores concentrações no efluente, foram realizadas, também, análises diárias na caixa de armazenamento da mistura, durante uma semana, para avaliar se a concentração dos nutrientes era reduzida devido à ausência de agitação na caixa. Os resultados podem ser observados na Figura 5. 29.

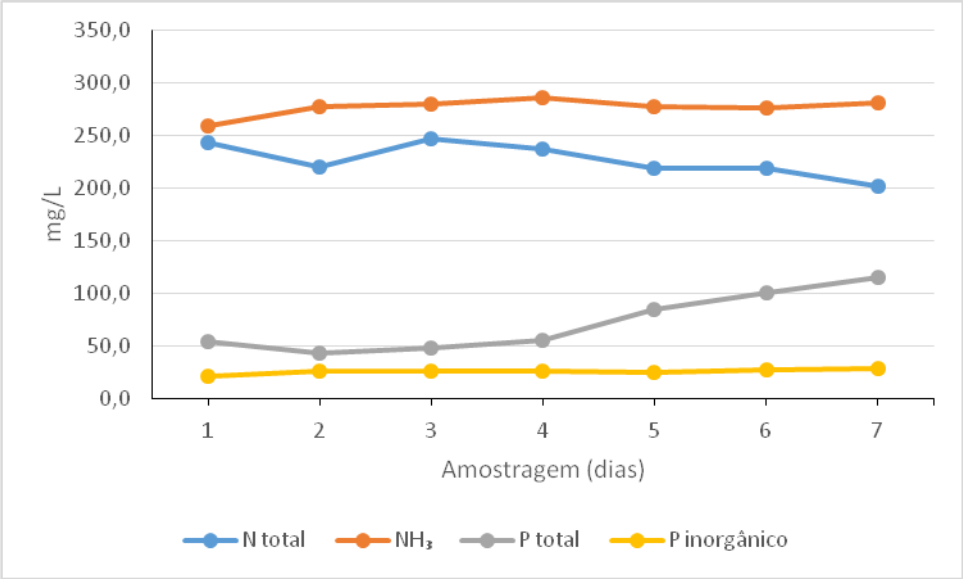


Figura 5. 29 - Avaliação da concentração de nutrientes na caixa de armazenamento ao longo de uma semana.

Observa-se que não houve redução da concentração dos nutrientes no decorrer da semana, apesar da ausência de agitação na caixa, indicando que as elevadas eficiências de remoção de fósforo podem ter ocorrido de fato. Isso se deve, provavelmente, à alta retenção de sólidos suspensos, em decorrência do elevado TDH (3 dias) e a possibilidade de precipitação do fósforo no interior do reator

Resultados semelhantes foram observados no trabalho de Graaf et al (2010), operando um reator UASB (50 L), alimentado com água negra, com TDH médio de 8,7 dias. Os autores observaram que mais de 91% do nitrogênio ficou conservado no efluente, principalmente sob a forma de amônio, enquanto 40% do fósforo foi removido, devido, principalmente, à remoção de sólidos em suspensão.

Silva (2013) avaliou dois sistemas de tratamento anaeróbios para efluente de suinocultura. O sistema 1 era constituído por dois reatores UASB, instalados em série, e o sistema 2 era constituído de um reator UASB seguido de um filtro anaeróbio. Os TDH

avaliados para o primeiro reator UASB, em ambos os sistemas, foram de 40, 30, 20, 16 e 11 h, e no segundo reator UASB do sistema 1 os TDH foram de 13,3, 12,2, 8,1, 6,5 e 4,5 h. No sistema 1, as eficiências médias de remoção de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) no R1 variaram de 12 a 54,9 % e no R2 variaram de 7,4 a 41,1%, sendo que a maior e a menor média de eficiência de remoção foram obtidas com o maior e o menor TDH aplicados, respectivamente. No sistema 2, as eficiências de remoção no R1 variaram de 21,5 a 46,9 %.

Campos et al (2005) avaliaram um sistema de tratamento de dejetos suínos, composto por um tanque de equalização e acidificação, seguido de um reator UASB e uma lagoa aerada facultativa, operado com diferentes TDH (55, 40, 30, 25, 18 e 15 h). Os valores médios da concentração de nitrogênio no afluente e efluente do reator UASB foram praticamente iguais, de 259 e 258 mg N/L, respectivamente. E os teores médios de fósforo encontrados no afluente e efluente do UASB foram de 864 e 523 mg P/L, respectivamente, equivalente a uma média de remoção de 39,5%.

Duda e Oliveira (2011) avaliaram um reator UASB, alimentado com efluente de suinocultura, operado com TDH de 24 e 12 h, e observaram eficiências médias de remoção de P-total variando de 42 a 68%. As maiores eficiências foram atribuídas à retenção de sólidos no lodo do reator e à possibilidade de remoção por precipitação do fósforo.

Pereira (2003) avaliou dois reatores UASB de bancada, instalados em série, alimentados com esterco suíno diluído. Os TDH utilizados foram de 62, 31 e 16 h, no primeiro reator e de 16, 8 e 4 h, no segundo reator. As eficiências de remoção de nitrogênio total no primeiro reator e no sistema (R1+R2) variaram de 9 a 13% e de 17 a 22%, respectivamente. E a eficiência de remoção de P total no primeiro reator e no sistema variou de 38 a 41% e de 48 a 62%, respectivamente.

Oliveira e Santana (2011) avaliaram um sistema de tratamento de efluente de suinocultura constituído por dois reatores UASB, em série, com TDH aplicados nos reatores (R1 e R2) de 28 e 11 h, e de 14 e 6 h, respectivamente. A remoção de NTK pelo sistema variou de 21 a 63%, com o menor valor decorrente do arraste de lodo devido à redução do TDH do R2 de 11 para 6 horas. E as remoções médias de P-total no R1 variaram de 49 a 59%, enquanto no R2, devido aos baixos TDH (11 e 6 h), ocorreu arraste de lodo e, consequentemente, aumentou a concentração no efluente.

De fato, observa-se que diversos outros trabalhos também observaram boas remoções de nutrientes em reatores UASB, e muitos deles atribuíram esses resultados aos tempos de detenção hidráulico mais elevados.

Silva (2013) ressaltou ainda que, apesar de os reatores anaeróbios não apresentarem a remoção de nutrientes como objetivo principal, os mesmos podem ser removidos nos sistemas anaeróbios por meio da sedimentação e precipitação no lodo, além de uma parcela que pode ser assimilada pelos microrganismos.

## 5.3. Ocorrência de cistos de *Giardia* spp. e de oocistos de *Cryptosporidium* spp. no Lodo

Além das amostras do afluente e efluente, os exames parasitológicos também foram realizados nas amostras de lodo coletadas nos três reatores avaliados. Os resultados dos três reatores podem ser observados nas Figuras 5.30 e 5.31.

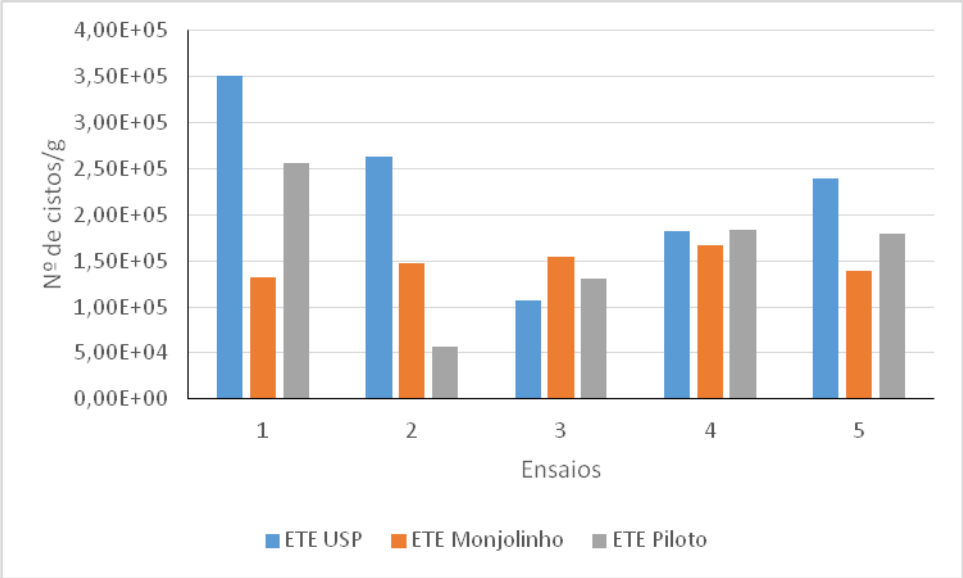


Figura 5. 30 - Número de cistos de *Giardia* spp. por grama de massa seca de lodo, detectados nas amostras de lodo dos três reatores avaliados.

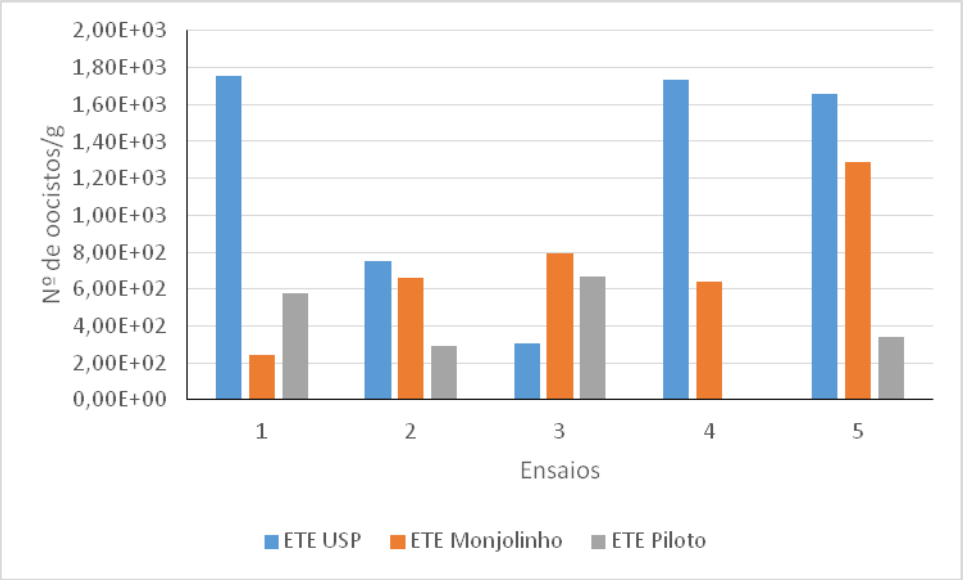


Figura 5. 31 - Número de oocistos de *Cryptosporidium* spp. por grama de massa seca de lodo, detectados nas amostras de lodo dos três reatores avaliados.

Da mesma forma que nas amostras de afluente e efluente, o número de oocistos detectados no lodo foi muito inferior ao número de cistos e no 4º ensaio não foram detectados oocistos em uma das amostras da estação piloto de águas negras.

As médias geométricas de cistos e oocistos por grama de lodo foram de $2{,}13x10^5$ e $1{,}03x10^3$, na ETE USP, de $1{,}47x10^5$ e $6{,}3x10^2$, na ETE Monjolinho, e de $1{,}44x10^5$ e $4{,}44x10^2$, na ETE Piloto, respectivamente. E de acordo com os resultados das análises estatísticas (teste T), não houve diferença significativa entre os números de (oo)cistos detectados nas amostras de lodo das três ETE.

Resultados similares foram apresentados no trabalho de Goulart (2013), avaliando amostras de lodo de um reator anaeróbio de fluxo ascendente, em uma ETE em escala plena. A autora mencionou que a maior parte dos cistos presentes no esgoto foi removida pelo RAFA e concentrou-se no lodo, o qual apresentou uma média de 281.167 cistos/L, variando de 48.000 a 960.000 cistos/L. Oocistos de *Cryptosporidium* spp. foram detectados apenas duas vezes no lodo do reator, com um valor de 80.000 oocistos/L.

Santos (2015) avaliou amostras de lodo do reator UASB e do flotador da ETE Monjolinho e observou valores médios de cistos de *Giardia* spp. de $7{,}7x10^4$ (variando de $1{,}7x10^4$ a $2{,}79x10^5$) e $9{,}4x10^4$ ($1{,}42x10^4$ a $1{,}8x10^5$) cistos/g, respectivamente. Os oocistos foram detectados em apenas 37,5% das amostras de lodo do reator UASB, com média de $3{,}1 \times 10^2 \pm 1{,}08 \times 10^2$ oocistos/g, e em 75% das amostras de lodo do flotador, com média de $8{,}69 \times 10^2 \pm 8{,}78 \times 10^2$ oocistos/g.

Medeiros (2013), avaliando amostras de lodo provenientes de sistemas de lodos ativados, observou médias de cistos de até 60.509 cistos/g. Oocistos foram detectados em 60% das amostras, com média de até 1405 oocistos/g.

Bonatti (2007) observou menores valores de cistos, variando de 0 a 4800 cistos/g, avaliando amostras de lodo de ETE antes do tratamento. Enquanto os cistos foram detectados em 50% das amostras, oocistos foram detectados em apenas uma amostra, com um número de 600 oocistos/L.

Reinoso et al (2011) também encontraram valores menores de (oo)cistos em amostras de lodo de lagoas. A lagoa anaeróbia apresentou as maiores médias, sendo de $6,8x10^2$ cistos/L e de $1,1x10^2$ oocistos/L, e na lagoa de maturação não foram encontrados (oo)cistos.

Chauret, Springthorpe e Sattar (1999), avaliando lodo de uma ETE, observaram valores de cistos e oocistos variando de $2,5x10^1$ a $1,18x10^4$ e de $2,5x10^1$ a $3,81x10^3$ (oo)cistos/100g, respectivamente.

Soares et al (1994), avaliando amostras de lodo de ETE, observaram números de cistos de *Giardia* variando de $7,73x10^4$ a $3,30x10^6$ cistos /kg. E Graczyk et al (2008), avaliaram amostras de lodo de ETE, que recebiam esgoto doméstico e industrial, e observaram médias no máximo de 27,2 ± 2,1 cistos/g e 14,7 ± 1,3 oocistos/g.

Esse elevado número de (oo)cistos detectados no lodo, no presente estudo, pode ser um indicativo de que a remoção dos protozoários no reator UASB ocorre por retenção dos (oo)cistos no lodo.

Entretanto, alguns estudos revisados por Stott (2003) reportaram que a digestão mesofílica não reduziu significativamente o número de (oo)cistos, apesar de apresentarem elevadas concentrações de *Giardia* e *Cryptosporidium* no lodo, com valores de até 11800 cistos/100g e 3810 oocistos/100g.

De qualquer forma, o elevado número de (oo)cistos no lodo confirma que é preciso ter cuidado com a disposição final do mesmo, principalmente nos casos de reuso como condicionadores de solos na agricultura, pois em alguns casos, o tratamento dos lodos pode não ser eficaz na remoção e ou inativação dos patógenos.

Bonatti e Franco (2014) relataram que cistos de *Giardia* foram encontrados nas amostras de biossólidos apresentando danos mínimos após 45 dias de tratamento em exposição à luz solar. No trabalho de Chauret, Springthorpe and Sattar (1999) e Soares et al (1994), durante a digestão anaeróbia do lodo de ETE, por períodos de 20 e 16 dias, não foram observadas reduções estatisticamente significativas de (oo)cistos.

# 6. CONCLUSÕES

Com os resultados apresentados, observou-se um bom funcionamento dos três reatores avaliados, com relação às variáveis físicas e químicas, sendo que o reator piloto, alimentado com água negra simulada, foi o que apresentou o melhor desempenho, devido, provavelmente, ao seu elevado tempo de detenção hidráulico.

Com relação aos exames microbiológicos e parasitológicos, nos reatores da ETE USP e ETE Monjolinho a remoção dos microrganismos indicadores (*E. coli* e coliformes totais) foi muito baixa e para os protozoários, praticamente não houve remoção, sendo que na maior parte dos ensaios, o número de (oo)cistos detectados no efluente foi maior do que no afluente.

No reator da ETE Piloto foram observadas remoções mais elevadas tanto dos organismos indicadores quanto dos (oo)cistos. Considerando as condições operacionais do reator UASB conclui-se que essas eficiências mais elevadas são consequência do maior TDH, de três dias, o que possibilita um maior contato do efluente com a biomassa, podendo aumentar a associação dos (oo)cistos às partículas do lodo, implicando em menores valores no efluente.

O reator da ETE Piloto apresentou, ainda, elevadas eficiências de remoção de fósforo total, as quais, possivelmente, ocorreram por meio da precipitação no lodo, também em decorrência do elevado TDH.

A avaliação da ocorrência de (oo)cistos no lodo resultou em valores bastante elevados, da ordem de $10^5$ cistos/g de massa seca, para os três reatores avaliados, evidenciando que apesar de o lodo apresentar um grande número de (oo)cistos, ainda assim, não houve remoção de protozoários nos reatores da ETE USP e ETE Monjolinho. Isso pode ser um indicativo de que os maiores valores observados no efluente, nessas duas ETEs, podem estar relacionados ao desprendimento dos (oo)cistos acumulados no lodo. Já no caso do reator da ETE Piloto, a retenção dos protozoários no lodo pode estar relacionada às remoções observadas nesse reator.

O reator UASB mostrou ser uma ótima opção, também, para o tratamento de águas negras, com o uso de um TDH mais elevado. No entanto, mesmo com as elevadas remoções alcançadas, o efluente ainda apresentava altas concentrações de poluentes, necessitando de pós tratamento para a remoção dos remanescentes de matéria orgânica, sólidos, patógenos e nutrientes.

De qualquer modo, como nessa pesquisa não foram realizados testes de viabilidade e nem a identificação das espécies, não se pode afirmar que os elevados números de (oo)cistos detectados representam risco à saúde da população, já que os valores de cistos viáveis podem estar superestimados e as espécies podem não ser parasitos de seres humanos.

# 7. RECOMENDAÇÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

- Como a mistura de alimentação do reator da ETE Piloto fica armazenada durante uma semana, em uma caixa desprovida de agitação, é possível que o (oo)cistos tenham sedimentado ao longo dos dias, reduzindo a concentração no afluente e, consequentemente no efluente, já que a amostragem era pontual. Dessa forma, recomenda-se a realização de novos ensaios em que a amostragem leve em consideração o TDH do reator, para que se possa confirmar as eficiências de remoção mais elevadas no reator do sistema de águas negras. Além disso, é de extrema importância que seja instalado um agitador na caixa de armazenamento.
- Seria interessante que outras análises de determinação de fósforo sejam realizadas, inclusive no lodo, para que se possa afirmar se de fato as elevadas remoções estão ocorrendo e se o fósforo realmente está precipitando no lodo.
- Recomenda-se que sejam realizados, também, alguns testes de viabilidade para verificar se os cistos detectados no efluente representam real risco de contaminação.
- É interessante, também, que ensaios de recuperação de protozoários sejam realizados, já que a recuperação difere para cada metodologia e também varia de um pesquisador para outro. Uma maneira de reduzir essa variação seria a introdução de metodologias padronizadas, tanto para amostras de esgoto, como para o lodo.

## 8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADAM, R. D. Biology of *Giardia* lamblia. **Clinical Microbiology Reviews,** v 14(3), p 447-475. 2001.

AJONINA, C.; BUZIE, C.; AJONINA, I. U.; BASNER, A.; REINHARDT, H. Occurrence of *Cryptosporidium* in a Wastewater Treatment Plant in North Germa**. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A,** v 75, p 1351–1358, 2012.

AJONINA, C.; BUZIE, C. e OTTERPOHL, R. The detection of *Giardia* cysts in a large-scale wastewater treatment plant in Hamburg, Germany. **Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A**, v *76*(8), p 509–14. 2013.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water e Wastewater**. 22nd ed. Washington, DC, 2012.

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

BARKAN, K. J. **Analysis of Variable Effects on Presence of *Cryptosporidium* Oocysts and *Giardia* Cysts in Effluent Water from Wastewater Treatment Utilities in Florida from 1998 to 2010**. Thesis of Master. University of South Florida, 2012.

BONATTI, T. R. e FRANCO, R. M. B. Real scale environmental monitoring of zoonotic protozoa and helminth eggs in biosolid samples in Brazil. **Journal of Parasitic Diseases,** DOI 10.1007/s12639-014-0549-9. 2014

BRIANCESCO, R. e BONADONNA, L. An italian study on *Cryptosporidium* and *Giardia* in wastewater, fresh water and treated water, **Environmental Monitoring and Assessment,** v 104, p 445–457. 2005.

BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in effluents to waste-water e sludge treatment processes. **Water SA.** v 24, 1, 49-56. January, 1998.

BUKHARI, Z.; HUMPHREYS, S. W.; PATON, C. A.; SMITH, H. V. Occurrence of *Cryptosporidium* sp. oocysts and *Giardia* sp. cysts in sewage efluentes and sludges from sewage treatmente plants in England. **Final report to the UK Drinking Water Inspectorate,** 1997.

CACCIÒ, S. M.; GIACOMO, M. De; AULICINO, F. A.; POZIO, E. *Giardia* Cysts in Wastewater Treatment Plants in Italy. **Applied and Environmental Microbiology**, v *69*(6), p 3393–3398. 2003.

CACCIÒ, S. M. e PUTIGNANI, L. Epidemiology of Human Cryptosporidiosis. *In:* Cacciò, S. M. and Widmer, G. ***Cryptosporidium*: parasite and disease.** Springer-Verlag Wien, 563 p. 2014.

CAMPOS, J. R. et al. **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e Disposição Controlada no Solo.** PROSAB. José Roberto Campos (coord.). Rio de Janeiro, 1999.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciênc. agrotec., Lavras**, v. 30(1), p 140-147. 2006.

CANTUSIO NETO, R. **Ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. em diferentes ponto do processo de tratamento de água, em Campinas, São Paulo, Brasil.** 89p. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de Campinas. Campinas – SP. 2004

CANTUSIO NETO, R.; SANTOS, J. U. e FRANCO, R. M. B. Evaluation of activated sludge treatment e the efficiency of the disinfection of *Giardia* species cysts e *Cryptosporidium*

oocysts by UV at a sludge treatment plant in Campinas, south-east Brazil. **Water Science & Technology**, v. 54, n. 3, p. 89 , 2006.

CARVALHO, T. T. R. Estado Atual do Conhecimento de *Cryptosporidium* e *Giardia.* **Revista de Patologia Tropical.** Vol. 38 (1): 1-16. jan.-mar. 2009.

CASTRO-HERMIDA, J. A.; GARCÍA-PRESEDO, I.; ALMEIDA, A., GONZÁLES-WARTELA, M.; COSTA, J. M. C.; MEZO, M. Contribution of treated wastewater to the contamination of recreational river areas with *Cryptosporidium* spp . and *Giardia* duodenalis, **Water Research,** v 42, p 3528–3538. 2008.

CHALMERS, R. M. e DAVIES, A. P. Minireview : Clinical cryptosporidiosis. **Experimental Parasitology**, v *124*(1), p 138–146. 2010.

CHAURET, C., SPRINGTHORPE, S. e SATTAR, S. Fate of *Cryptosporidium* oocysts , *Giardia* cysts , and microbial indicators during wastewater treatment and anaerobic sludge digestion. **Canadian Journal of Microbiology**, v 262, p 257–262. 1999.

CHENG, H. A.; LUCY, F. E.; GRACZYK, T. K.; BROADERS, M. A.; TAMANG, L.; CONNOLLY, M. Fate of *Cryptosporidium* parvum and *Cryptosporidium* hominis oocysts and *Giardia* duodenalis cysts during secondary wastewater treatments. **Parasitology Research**. 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Introdução. In: **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios.** PROSAB 2. Carlos Augusto Lemos Chernicharo (coord.). p.19-34. 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios.** vol.5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 2ª ed. 379p. 2007.

CHONG, S.; SEN, T. K.; KAYAALP, A.; ANG, H. M. The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment - A state-of-the-art review. **Water Research**. v. 46 (11). p. 3434-3470. 2012.

CÔTÉ, C.; MASSÉ, D. I. e QUESSY, S. Reduction of indicator e pathogenic microorganisms by psychrophilic anaerobic digestion in swine slurries. **Bioresource Technology** v. 97, p 686–691. 2006.

CURRENT, W. L. e GARCIA, L. S. Cryptosporidiosis. **Clinical Microbiology Reviews**, v *4*(3), p 325–358. 1991.

DAMA, P.; BELL, J.; FOXON, K. M.; BROUCKAERT, C. J.; HUANG, T.; BUCKLEY, C. A.; NAIDOO, V.; STUKEY, D. Pilot-scale study of an anaerobic baffled reactor for the treatment of domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v 46(9), p 263–270. 2002.

DUDA, R. M e OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental,** v 16(1), p 91-100. 2011.

DUNGENI, M., e 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 SA**, v 36(4), p 425–432. 2010.

ESCOBEDO, A. A.; ALMIRALL, P.; ROBERTSON, L. J.; FRANCO, R. M. B.; Hanevik, K.; Mørch, K.; Cimerman, S. *Giardia*sis: the ever-present threat of a neglected disease**.** **Infectious Disorders Drug Targets**, v 10(5), p 329–48. 2010.

FARAJZADEHHA, S.; MIRBAGHERI, S. A.; FARAJZADEHHA, S.; SHAYEGAN, J. Lab Scale Study of HRT and OLR Optimization in UASB Reactor for Pretreating Fortified Wastewater in Various Operational Temperatures. **APCBEE Procedia**, 1, p 90–95. 2012.

FAYER, A. R.; TROUT, J. M. e JENKINS, M. C. Infectivity of *Cryptosporidium* parvum Oocysts Stored in Water at Environmental Temperatures. **The Journal of Parasitology**. v *84*(6), p 1165–1169. 1998.

FAYER, R.; MORGAN, U. e UPTON, S. J. Epidemiology of *Cryptosporidium* : transmission , detection and identification, **International Journal for Parasitology**, v 30, p 1305-1322. 2000.

FAYER, R. Experimental Parasitology Taxonomy and species delimitation in *Cryptosporidium*. **Experimental Parasitology, v** 124(1), p 90–97. 2010.

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

FORESTI, E.; ZAIAT, M. e VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment : Consolidated applications , new trends , perspectives , and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v 5, p 3–19. 2006.

FRANCO, R. M. B. Protozoários de veiculação hídrica: relevância em saúde pública. Artigo de Revisão. **Rev Panam Infectol**; 9(4):36-43. 2007.

FREGONESI, B. M.; SAMPAIO, C. F.; RAGAZZI, M. F.; TONANI, K. A. A.; Segura-Muñoz, S. I. *Cryptosporidium* e *Giardia*: desafios em águas de abastecimento público. **O Mundo da Saúde**, 36 (4):602-609. São Paulo – 2012.

FU, C. Y.; XIE, X.; HUANG, J. J.; ZHANG, T.; WU, J.; CHEN, J. N.; HU, H. Y. Monitoring and evaluation of removal of pathogens at municipal wastewater treatment plants. **Water Science & Technology**—WST, 61.6, 2010.

GASSMANN, L., SCHWARTZBROD, J. e LEBRUN, A. Wastewater and *Giardia* cysts. **Water Science & Technology**, v *24*(2), p 183–186. 1991.

GOMEC, C. Y. High-rate anaerobic treatment of domestic wastewater at ambient operating temperatures: A review on benefits and drawbacks. **Journal of Environmental Science and Health Part A**, v 45, p 1169–1184. 2010.

GONZALEZ, B. C. **Geração de energia elétrica a partir de eletrodos imersos em sistema do tipo célula a biocombustível composta por reator anaeróbio e reator aeróbio operados em série alimentado com esgoto sanitário**. 187p. Tese (Doutorado) –Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos – SP. 2013

GOULART, J. A. G. **Estudo da remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. e caracterização da microfauna em estações de tratamento de esgoto: instrumentos de avaliação e controle do processo**. 196 p. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013.

GRAAFF, M. S. **Resourse Recovery from Black Water.** 200 p. Thesis Wageningen University, Wageningen, NL. 2010.

GRAAFF, M. S.; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G.; BUISMAN, C. J. N. Anaerobic Treatment of Concentrated Black Water in a UASB Reactor at a Short HRT. **Water**, v. 2, p. 101-119. 2010.

GRACZYK, T. K.; KACPRZAK, M.; NECZAJ, E.; TAMANG, L., GRACZYK, H.; LUCY, F. E.; GIROUARD, A. S. 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*, p 27–33. 2008.

GRACZYK, T. K.; LUCY, F. E.; TAMANG, L.; MASHINSKI, Y., BROADERS, M. A., CONNOLLY, M.; CHENG, H. A. Propagation of Human Enteropathogens in Constructed Horizontal Wetlands Used for Tertiary Wastewater Treatment. **Applied and Environmental Microbiology**, v 75(13), p 4531–4538. 2009.

GRONDAHL-ROSADO, R. C.; TRYLAND, I.; MYRMEL, M.; AANES, K. J.; ROBERTSON, L. J. Detection of Microbial Pathogens and Indicators in Sewage Effluent and River Water During the Temporary Interruption of a Wastewater Treatment Plant. **Water Quality, Exposure and Health**, v 6, p 155–159. 2014.

HEDSTROM, L. *Cryptosporidium* : a first step toward tractability. **Trends in Parasitology**, v *31*(9), p 401–402. 2015.

HELLER, L.; BASTOS, R. K. X.; VIEIRA, M. B. C. M.; BEVILACQUA, P. D.; BRITO, L. L. A.; MOTA, S. M. M.; OLIVEIRA, A. A.; MACHADO, P. M.; SALVADOR, D. P.; CARDOSO, A. B. Oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*: circulação no ambiente e riscos à saúde humana**. Epidemiologia e Serviços de Saúde**; v 13(2), p 79 – 92. 2004.

HIJJAWI, N. S.; MELONI, B. P.; NG'ANZO, M.; RYAN, U. M.; OLSON, M. E.; COX, P. T.; MONIS, P. T.; THOMPSON, R. C. A. Complete development of *Cryptosporidium* parvum in host cell-free culture. **International Journal for Parasitology,** v *34*, p 769–777. 2004.

HIJJAWI, N.; ESTCOURT, A.; YANG, R.; MONIS, P.; RYAN, U. Complete development and multiplication of *Cryptosporidium* hominis in cell-free culture. **Veterinary Parasitology,** v *169*(1-2), p 29–36. 2010.

KARANIS, P.; KOURENT, C. e SMITH, H. Waterborne transmission of protozoan parasites: A worldwide review of outbreaks e lessons learnt. **Journal of Water e Health**. | 05.1 | 2007.

KATO, S.; FOGARTY, E. e BOWMAN, D. Effect of aerobic and anaerobic digestion on the viability of *Cryptosporidium* parvum oocysts and Ascaris suum eggs. **International Journal of Environmental Health Research**, v 13, p 169-179. 2003.

KELLER, R.; PASSAMANI-FRANCA, R. F.; PASSAMANI, F.; VAZ, L.; CASSINI, S. T.; SHERRER, N.; RUBIM, K.; SANT'ANA, T. D.; GONÇALVES, R. F. Pathogen removal efficiency from UASB + BF effluent using conventional and UV post-treatment systems. **Water Science and Technology,** v 50(1), p 1–6. 2004.

KEMPERS, A. J. e KOK, C. J. Re-examination of the determination of ammonium as the indophenol blue complex using salicylate. **Analytica Chimica Acta**, 221, p 147-155. 1989.

KISTEMANN T.; RIND, E.; RECHENBURG, A.; KOCH, C.; CLAßEN, T.; HERBST, S.; WIENAND, I.; EXNER, M. 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, p 534–545. 2008.

KHANUM, H.; KHANAM, S. S.; SULTANA, M.; UDDIN, H.; DHAR, R. C.; ISLAM, S. Occurence of *Giardia* in the efleunts of a waste water treatmente plant in Dhaka. **Bangladesh J. Zool**, v 39(2), p 147-156, 2011.

KINYUA, M. N.; TRIMMER, J.; IZURIETA, R., CUNNINGHAM, J., ERGAS, S. J. Viability and fate of *Cryptosporidium* parvum and *Giardia* lamblia in tubular anaerobic digesters. **Science of the Total Environment**, p 167–177. 2016.

KOH, W.; THOMPSON, A.; EDWARDS, H.; MONIS, P.; CLODE, P. L. Extracellular excystation and development of *Cryptosporidium* : tracing the fate of oocysts within Pseudomonas aquatic biofilm systems. **BMC Microbiology**, v 14. 2014.

KONATÉ, Y.; MAIGA, A. H.; BASSET, D.; CASELLAS, C.; PICOT, B. Parasite removal by waste stabilisation pond in Burkina Faso , accumulation and inactivation in sludge. **Ecological Engineering**, v 50, p 101–106. 2013.

KOOTEN, W. V. **The efficiency of the NIOO-KNAW proposed decentralized sanitation system in removal of Coliforms and Escherichia coli**. Bachelor thesis. NIOO-KNAW Leeuwarden, the Netherlands, 2015.

KOSEK, M.; ALCANTARA, C.; LIMA, A. A. M.; GUERRANT, R. L. Cryptosporidiosis : an update. **THE LANCET Infectious Diseases,** v 1, 2001.

KUJAWA-ROELEVELD, K. e ZEEMAN, G. Anaerobic treatment in decentralised e source-separation-based sanitation concepts. **Reviews in Environmental Science e Bio/Technology** v. 5, p. 115–139. 2006.

LATIF, M. A.; GHUFRAN, R.; WAHID, Z. A.; AHMAD, A. Integrated application of upflow anaerobic sludge blanket reactor for the treatment of wastewaters. **Water Research**, v 45(16), p 4683–4699. 2011.

LECHEVALLIER, M. W.; NORTON, W. D. e LEE, R. G. Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. in Surface Water Supplies, **Applied and Enviromental Microbiology**, v *57*(9), p 2610–2616. 1991.

LEITÃO, R. C.; VAN HAANDEL, A. C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems : A review. **Bioresource Technology**, v 97, p 1105–1118. 2006.

LEITCH, G. J. e HE, Q. Cryptosporidiosis-an overview. **Journal of Biomedical Research**, v *25*(1), p 1–16. 2011.

LEW, B.; BELAVSKI, M.; ADMON, S.; TARRE, S.; GREEN, M. Temperature effect on UASB reactor operation for domestic wastewater treatment in temperate climate regions. **Water Science and Technology**, v 48(3), p 25–30. 2003.

LEW, B.; LUSTIG, I.; BELIAVSKI, M.; TARRE, S.; e GREEN, M. An integrated UASB-sludge digester system for raw domestic wastewater treatment in temperate climates. **Bioresource Technology**, v 102(7), p 4921–4924. 2011.

LIM, Y.A.L.; WAN HAFIZ, W.I. e NISSAPATORN, V. Reduction of *Cryptosporidium* and *Giardia* by sewage treatment processes. **Tropical Biomedicine**, v 24(1), p 95–104. 2007.

LONGIRO, A.; POLLICE, A.; SPINELLI, R.; BERRILLI, F.; CAVE, D. Di; ORAZI, C. D.; CAVALLO, P.; BRANDONISIO, O. *Giardia* Cysts and *Cryptosporidium* Oocysts in Membrane-Filtered Municipal Wastewater Used for Irrigation. **Applied and Environmental Microbiology**, v 72(12), p 7916–7918. 2006.

LOUSTARINEN, S. A. e RINTALA, J. A. Anaerobic on-site treatment of black water e dairy parlour wastewater in UASB-septic tanks at low temperatures. **Water Research** v. 39, p. 436–448. 2005.

MAC KENZIE, W. R.; NEIL, J. H.; PROCTOR, M. E.; GRADUS, M. S.; BLAIR, K. A.; PETERSON, D. E.; KAZMIERCZACK, J. J.; ADDISS, D. G.; FOX, K. R.; ROSE, J. B., DAVIS, J. P. A massive outbreak in Milwaukee of *Cryptosporidium* infection transmitted through the public water supply. **The New England Journal of Medicine**, v. 331, n. 3, p. 161-167, 1994.

MAHMOUD, N. High strength sewage treatment in a UASB reactor and an integrated UASB-digester system. **Bioresource Technology**, v 99, p 7531–7538. 2008.

MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G.; GIJZEN, H.; LETTINGA, G. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. **Bioresource Technology**, v 90, p 1–9. 2003.

MATURANA, V. M.; ARES-MAZÁS, M. E.; DURAN-OREIRO, D.; LORENZO-LORENZO, M. J. Efficacy of Activated Sludge in Removing *Cryptosporidium* parvum Oocysts from Sewage. **Applied and Environmental Microbiology**, v 58(11), p 3514–3516. 1992.

MCCUIN, R. M.; e CLANCY, J. L. Methods for the recovery, isolation e detection of *Cryptosporidium* oocysts in wastewaters. **Journal of Microbiological Methods**. v.63, 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**. 210 p Dissertação (Mestrado em Ciências - Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2010.

MEDEIROS, R. C. **Avaliação da remoção de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. em processos de tratamento de esgoto sanitário.** 300p. Tese (Doutorado) –Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos - SP. 2013.

MEDEIROS, R. C. e DANIEL, L. A. Study of disinfection for the inactivation of protozoa and indicator microrganisms in wastewater. **Acta Scientiarum. Technology,** v 37(2), p 203-209. 2015.

MOHARRAM, M. A.; ABDELHALIM, H. S. e ROZAIK, E. H. Anaerobic up flow fluidized bed reactor performance as a primary treatment unit in domestic wastewater treatment. **Housing and Building National Research Center**, 2015.

MOLLEDA, P.; BLANCO, I.; ANSOLA, G.; LUIS, E. De. Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon , Spain. **Ecological Engineering**, v 33, p 252–257. 2008.

MORSY, E. A.; AL-HERRAWY, A. Z. e ALI, M. A. Assessment of *Cryptosporidium* Removal from Domestic Wastewater via Constructed Wetland System. **Water, Air e Soil Pollution**, v. 179, p. 207-215, 2007.

NKAMBULE, S. J.; DLAMINI, M. S. e GRIMASON, A. M. The removal of *Giardia* spp . cysts by waste stabilisation ponds in Matsapha sewage treatment plant , Swaziland. **The Chartered Institute of Environmental Health**, v 7(1), p 1–9. 2008.

O'DONOGHUE, P. J. *Cryptosporidium* and Cryptosporidiosis in Man and Animals. **International Journal for Parasitology**, v *25*(2), p 139-195. 1995.

OKOJOKWU, O. J.; INABO, H. I. e YAKUBU, S. E. Parasitological Profile of Raw Wastewater and the Efficacy of Biosand Filter in Reduction of Parasite Ova and Cysts. **Journal of Applied Sciences and Environmental Management**, v 18(1), p 5-9. 2014.

OLIVA, L. C. H. V. **Tratamento de esgotos sanitários com reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) protótipo: desempenho e respostas dinâmicas às sobrecargas hidráulicas.**

Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1997.

OLIVEIRA, G. L. **Processos de tratamento biológico e físico-químico combinados visando o reuso de esgoto sanitário**. 177 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2012.

OLIVEIRA, R. A. e SANTANA, A. M. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) em dois estágios seguidos de reator operado em batelada sequancial (RBS). **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.31(1), p 178-192. 2011.

OLIVEIRA, S. M. A. C. e VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETES em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 – análise de desenpenho. **Engenharia Sanitária e Ambiental,** v 10(4), p 347-357. 2005.

ORTEGA, Y. R., e ADAM, R. D. *Giardia* : Overview and Update. **Clinical Infectious Diseases**, v *25*(3), p 545–549. 1997.

OTTOSON, J.; HANSEN, A.; WESTRELL, T.; JOHANSEN, K.; NORDER, H.; STENSTR, T. A. Removal of Noro- and Enteroviruses , *Giardia* Cysts , *Cryptosporidium* Oocysts , and Fecal Indicators at Four Secondary Wastewater Treatment Plants in Sweden, **Water Environment Research,** v 78(8), p 828–834. 2006.

PÁDUA, V. L. **Remoção de microorgansmos emergentes e microcontaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano**. PROSAB. Valter Lúcio de Pádua (coordenador). Rio de Janeiro: ABES, 2009.

PANT, A. e MITTAL, A. K. Monitoring of Pathogenicity of Effluents from the UASB Based Sewage Treatment Plant. **Environmental Monitoring and Assessment**, v 133, p 43–51. 2007.

PAYMENT, P.; PLANTE, R. e CEJKA, P. Removal of indicator bacteria , human enteric viruses , *Giardia* cysts , and *Cryptosporidium* oocysts at a large wastewater primary treatment facility. **Canadian Journal of Microbiology**, v 193, p 188–193. 2001.

PEREIRA, J. T.; SOCCOL, V. T.; COSTA, A. O.; CASTRO, E. A.; OSAKI, S. C.; PAULINO, R. C. *Cryptosporidium* spp.: para controlar é necessário conhecer. **Revista Saúde e Ambiente / Health e Environment Journal**, v. 10, n. 2, dez. 2009.

PEREIRA, E. L.; MILTON, C.; CAMPOS, M.; MOTERANI, F. Eficiência de um sistema de reatores anaeróbios no tratamento de efluentes líquidos de suinocultura. **Acta Scientiarum. Technology**, v 33(3), p 287–293. 2011.

RABONI, M.; GAVASCI, R. e URBINI, G. UASB followed by Sub-Surface Horizontal Flow Phytodepuration for the Treatment of the Sewage Generated by a Small Rural Community. **Sustainability,** v. 6, p. 6998-7012. 2014.

REINOSO, R.; ALEXANDRA, L. e BÉCARES, E. Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. **Science of the Total Environment**, v 95, p 0–6. 2008.

REINOSO, R.; BLANCO, S.; TORRES-VILLAMIZAR, L. A.; BÉCARES, E. Mechanisms for Parasites Removal in a Waste Stabilisation Pond. **Microbiology of Aquatic Sistems**, 61, p 684–692. 2011.

RIBAS, M. M. F.; MORAES, E. M. e FORESTI, E. Evaluation of the accuracy of several methods for determination of volatile fatty acids e bicarbonate alkalinity for the monitoring of anaerobic reactors. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v 12, nº 3. 240-246. 2007.

RIPLEY, E.; BOYLE, W. C. and CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strenght wastes. **Journal WPCF**. v 58, n 5. 1983.

ROBERTSON, L. J., SMITH, P. G., GRIMASON, A. T., SMITH, H. V. Removal and destruction of intestinal parasitic protozoans by sewage treatment processes. International Journal of Environmental Health Research, v 9, p 85-96. 1999.

ROBERTSON, L. J.; PATON, C. A.; CAMPBELL, A. T.; SMITH, P. G.; JACKSON, M. H.; GILMOUR, R. A.; BLACK, S. E.; STEVENSON, D. A.; SMITH, H. V. *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts at sewage treatmente works in Scotland, UK. **Water Research**, v 34(8), p 2310–2322. 2000.

ROBERTSON, L. J.; HERMANSEN, L. e GJERDE, B. K. Occurrence of *Cryptosporidium* Oocysts and *Giardia* Cysts in Sewage in Norway. **Applied and Enviromental Microbiology**, 72(8), p 5297–5303. 2006.

RODRIGUES, L. S.; SILVA, I. J.; ZOCRATO, M. C. O.; PAPA, D. N.; VON SPERLING, M.; OLIVEIRA, P. R. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** v.14, n.1, p.94–100, 2010.

ROSSIGNOL, J. *Cryptosporidium* and *Giardia* : Treatment options and prospects for new drugs. **Experimental Parasitology**, v *124*(1), p 45–53. 2010.

SABRY, T. Evaluation of decentralized treatment of sewage employing Upflow Septic Tank / Baffled Reactor ( USBR ) in developing countries. **Journal of Hazardous Materials**, v 174, p 500–505. 2010.

SAMIE, A. e NTEKELE, P. Genotypic detection and evaluation of the removal efficiency of *Giardia* duodenalis at municipal wastewater treatment plants in Northern South Africa. **Tropical Biomedicine**, v 31(1), p 122–133. 2014.

SAMHAN, S. A.; AL-SA`ED, R. M. e MAHMOUD, N. J. Removal of Pathogenic Microorganisms in Pilot-scale Uasb-septic Tanks and Albireh Urban Wastewater Treatment Plant in Palestine**. International Water Resources Association Water International**, v 32(5), p 787-798. 2007.

SANTANA, A. M. e OLIVEIRA, R. A. Desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo em doi estágios tratando águas residuárias de suínocultura. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.25(3), p 817-830. 2005.

SANTOS, P. R. **Ocorrência e remoção dos protozoários patogênicos *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. em sistemas de tratamento de esgoto sanitário**. 177 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2015.

SANTOS, L. U.; CANTUSIO NETO, R.; FRANCO, R. M. B.; GUIMARÃES, J. R. Detection of *Cryptosporidium* spp. oocysts and *Giardia* spp. cysts in raw and effluent wastewater: critical evaluation of methods. **Engenharia Sanitária e Embiental**, v 16(2), p 115-120. 2011.

SATO, N.; OKUBO, T.; ONODERA, T.; OHASHI, A.; HARADA, H. Prospects for a self-sustainable sewage treatment system : A case study on full-scale UASB system in India' s Yamuna River Basin. **Journal of Environmental Managemen**, v 80, p 198–207. 2006.

SEARCY, K. E.; PACKMAN, A. I.; ATWILL, E. R.; HARTER, T. Association of *Cryptosporidium* parvum with Suspended Particles : Impact on Oocyst Sedimentation. **Applied and Enviromental Microbiology**, v 71(2), p 1072–1078. 2005.

SILVA, M. S. T. **Remoção de (oo)cistos de protozoários e de estrogenicidade em sistemas combinados de tratamento de esgoto sanitário**. 164 p. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2014.

SILVA, G. C. **Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reatores anaeróbios seguidos de filtro biológico percolador e *wetland***. Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2013.

SMITH, H.V. e GRIMASON, A.M. *Giardia* e *Cryptosporidium* in water e wastewater. In: Mara, D.; Horan, N. (Ed.). **The Handbook of Water e Wastewater Microbiology**. London: Elsevier, cap 40. p. 695-756. 2003.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de água e esgoto - 2014. Brasília. MC CIDADES. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. 2014.

SOARES, A. C.; STRAUB, T. M.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P. Effect of anaerobic digestion on the occurrence of enteroviruses and *Giardia* cysts in sewage sludge. **Journal of Environmental Science and Health** . Part A, v 29(9), p 1887-1897. 1994.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. vol.5. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 3ª ed. 452p. 2005.

SROKA, J.; STOJECKI, K.; ZDYBEL, J.; KARAMON, J.; CENCEK, T. Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in effluent from sewage treatment plant from eastern Poland. **Ann Agric Environ Med**, Special Issue v 1 (1), p 57–62. 2013.

STOTT, R. Fate and behaviour of parasites in wastewater treatment systems. **The Handbook of Water and Wastewater Microbiology**, Copyright Elsevier 2003.

TARAN-BENSHOSHAN, M.; OFER, N.; DALIT, V.; AHARONI, A.; REVHUN, M.; NITZAN, Y.; NASSER, A. M. *Cryptosporidium* and *Giardia* removal by secondary and tertiary wastewater treatment. Journal of Environmental Science and Health, Part A, v 50, p 1265-1273. 2015.

TAUSEEF, S. M.; ABBASI, T. e ABBASI, S. A. Energy Recovery from Wastewaters with Righ-rate Anaerobic Digesters. **Renewable e Sustainable Energy Reviews** v. 19, p. 704–741. 2013

TERVAHAUTA, T.; RANI, S.; LEAL, L. H.; BUISMAN, C. J. N.; Zeeman, G. Black water sludge reuse in agriculture: Are heavy metals a problem? **Journal of Hazardous Materials,** v. 274, p. 229–236. 2014

US Environmental Protection Agency**. Method 1623.1: *Cryptosporidium* e *Giardia* in water by filtration/IMS/FA.** Office of Water. EPA 816-R-12-001. 2012.

US Environmental Protection Agency**. Method 1693: *Cryptosporidium* and *Giardia* in Disinfected Wastewater by Concentration/IMS/IFA**. Office of Water EPA 821-R-14-013. 2014.

VERSIANE, B. M. **Desempenho de um reator UASB submetido a diferentes condições operacionais tratando esgotos sanitários do campus da UFRJ**. 88 p. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

VON SPERLING, M.; FREIRE, V. H. e CHERNICHARO, C. A. L. Performance evaluation of a UASB – activated sludge system treating municipal wastewater. **Water Science and Technology**, v 43(11), p 323–328. 2001.

VOORTHUIZEN, E. V.; ZWIJNENBURG, A.; MEER, W. V. D.; TEMMINK, H. Biological black water treatment combined with membrane separation. **Water Research**, v 42, p 4334–4340. 2008.

ZERBINI, A. M.; CHERNICHARO, C. A. L. e VIANA, E. M. Estudo da remoção de ovos de helminto e indicadores bascetrianos em um sistema de tratamento de esgotos domésticos por reator anaeróbio e aplicação superficial no solo. **20o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 1999.