UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

GABRIELA LAILA DE OLIVEIRA

Remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em sistemas de tratamento combinado (anaeróbio/físico-químico) de água residuária.

VERSÃO CORRIGIDA
São Carlos – SP
2016

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidata: Bacharel **GABRIELA LAILA DE OLIVEIRA.**

Título da tese: "Estudo da remoção de cistos de Giardia SPP. E Oocistos de Cryptosporidium SPP. em processo de tratamento combinado (anaeróbio/físico-químico) de água residuária".

Data da defesa: 18/11/2016.

Comissão Julgadora:

Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel**
(Orientador)
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Dr. **Marco Antonio Penalva Reali**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

Prof. Titular **Roque Passos Piveli**
(Escola Politécnica/EP-USP)

Prof. Dr. **Edson Aparecido Abdul Nour**
(Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP)

Prof. Dr. **Gustavo Henrique Ribeiro da Silva**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP - Bauru)

Resultado:

APROVADA

APROVADA

APROVADA

APROVADA

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**

GABRIELA LAILA DE OLIVEIRA

Remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em sistemas de tratamento combinado (anaeróbio/físico-químico) de água residuária.

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

ORIENTADOR: Prof. Dr. Luiz Antonio Daniel

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.

Or Oliveira, Gabriela Laila
Remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de
Cryptosporidium spp. em sistemas de tratamento
combinado (anaeróbio/físico-químico) de água
residuária. / Gabriela Laila Oliveira; orientador Luiz
Antonio Danial. São Carlos, 2016.

Tese (Doutorado) - 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. Coagulação de esgoto. 2. reator UASB. 3.
sedimentação. 4. flotação. 5. cloreto férrico. 6.
tanino. 7. PAC. I. Título.

Dedicatória

À minha família, em especial aos meus pais, José Claudemiro e Rosa Maria, por serem os meus maiores incentivadores.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por TUDO...

Aos meus pais, Rosa e Cláudio, pelo amor e apoio incondicional e por serem meus maiores incentivadores, que me ensinaram que o maior tesouro que se pode acumular na vida é o saber;

Aos meus irmãos Gustavo, Guilherme e Giuliana, pela alegria e companheirismo;

À Escola de Engenharia de São Carlos e ao Departamento de Hidráulica e Saneamento pela oportunidade de realizar o Doutorado;

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pela concessão da bolsa de estudos durante o doutorado;

À FAPESP pelo suporte financeiro concedido no projeto temático nº 2012/50522-0 “Contaminação ambiental pelos protozoários *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. e por *Ascaris surum*: desafios de detecção, remoção e inativação das formas infectantes”.

Ao meu orientador, professor Dr. Luiz Antônio Daniel, pela constante orientação, apoio, sugestões, conselhos e principalmente, pela grande contribuição à minha formação profissional;

À professor Dra. Lyda Patrícia Sabogal Paz e ao Professor Dr. Marco Antonio Penalva Reali pelo incentivo e inúmeras dicas no decorrer de todo este trabalho;

À professora Regina Maura Bueno Franco, professora Luciana Urbano dos Santos e Nilson Branco do Instituto de Biologia da UNICAMP pelas grandiosas sugestões;

À Maria Teresa, técnica do LATAR, pela ajuda constante em diversas análises e pelo imenso carinho e amizade;

Às secretarias: Sá e Priscila, pela atenção e informações;

À Rose, por nos recepcionar com um imenso sorriso todos os dias;

Ao Alcino, pela parceria e ajuda constante com a ETE – USP São Carlos. E ao Márcio, seu fiel escudeiro;

Aos meus colegas de trabalho de trabalho Eraldo Kobayashi, Kenzo Matsubara, Priscila Ribeiro dos Santos e Maria Teresa Hoffmann, pela cumplicidade e ajuda no decorrer de todo este trabalho;

Aos amigos LATARIANOS - Andressa Bechara, Ana Paula Erbetta Sueitt, Aline de Sá, Bárbara Freitas, Dayane Boni, Eloá Pelegrino, Fernanda Valdez, Fernando Andreoli, Gabriel Sacchi, Guilherme Giglio, Juliana Dias, Karen Soraia Meca, Lukas Marcon, Paulo Maciel, Priscila Ribeiro dos Santos, Rodrigo Vieira, Rafael dos Santos Ferrer, Thalita Char, Thadeu

Sahão, pela companhia durante as análises realizadas no laboratório e pelos momentos de alegria, conversas, desabafos e distração;

Às amizades conquistadas em São Carlos - Carolina Gil, Carla Diniz, Elias Neto, Juliana Nobrega, Paulo Pereira, Caroline Palamin, Phillipe Fernandes de Almeida (Alegrim), Rafael Rezende Novais (Rafa) , Tiago Duarte (Cebola) e Natalia Pellinson, pela oportunidade de convívio;

Às minhas amigas - Dayane Boni, Eloá Pelegrino, Fernanda Valdez e Juliana Dias, meu muito obrigada pela amizade e todos os momentos compartilhados;

Às minhas amigas de uma vida inteira - Amanda Rodrigues, Patrícia Rocha, Mariana Hause e Vanessa Calixto à grande e sincera amizade;

Ao Elias Neto, pelo carinho, solicitude, estímulo e suporte com os gráficos no origin;

Às minhas amigas Carolina Gil e Natalia Pellinson, pelo carinho, incentivo e prontidão;

Ao Bruno Pessotto, meu amigo, por quem tenho muito carinho;

Àqueles que, de alguma forma, me incentivaram a concluir mais essa etapa da minha vida.

RESUMO

OLIVEIRA, G. L. (2016). **Remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em sistemas de tratamento combinado (anaeróbio/físico-químico) de água residuária.** Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

O presente estudo visou investigar e monitorar a remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em processos combinados (anaeróbio-físico-químico) de uma estação de tratamento de esgoto (ETE), composta por tratamento preliminar, reator UASB (escala piloto) seguido de coagulação, floculação e sedimentação (equipamento jarteste em escala de bancada) ou coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido – FAD (equipamento flotatestes em escala de bancada), e verificar a ocorrência desses protozoários no lodo do reator UASB e do processo de sedimentação. Verificou-se a qualidade das amostras a partir de variáveis físicas e químicas, e pela detecção de microrganismos indicadores – *E.coli* e coliformes totais. Os métodos de detecção de protozoários se basearam nas etapas de concentração (tripla centrifugação ou filtração em membrana seguida de tripla centrifugação); purificação por separação imunomagnética (IMS); detecção por reação de imunofluorescência direta (RID). As recuperações de cistos e oocistos variaram de 25,9 a 41,2% e de 5,8 a 22,2%, respectivamente. Foram detectadas significativas quantidades de cistos de *Giardia* spp. em 100% das amostras de esgoto analisadas, com concentrações médias no esgoto bruto de $4,27 \times 10^3$ cistos.L⁻¹ na etapa 1 e 3 (TDH de 12 horas) e $3,18 \times 10^3$ cistos.L⁻¹ na etapa 2 (TDH de 8 horas). No esgoto tratado após processo de sedimentação as concentrações médias foram 327,4 cistos.L⁻¹ no tratamento utilizando coagulante cloreto férrico e 3,8 cistos.L⁻¹ utilizando tanino, ambos na etapa 1, já na etapa 2 esses mesmos tratamentos apresentaram efluente com concentrações médias de 211,6 e 29,6 cistos.L⁻¹, respectivamente. No efluente tratado após o processo de flotação as concentrações médias de cistos de *Giardia* spp. foram de 8,0 cistos.L⁻¹ com coagulante cloreto férrico e 1,5 cistos.L⁻¹ com PAC, na etapa 3, e de 7,0 cistos.L⁻¹ com cloreto férrico e 5,3 cistos.L⁻¹ com PAC na etapa 2. Os oocistos de *Cryptosporidium* spp. foram detectados com menor frequência nas amostras de esgoto, como concentrações médias de 18,7 oocistos.L⁻¹ no esgoto bruto nas etapas 1 e 3 e de 23,0 oocistos.L⁻¹ na etapa 2. As eficiências de remoção

de cistos de *Giardia* spp. dos tratamentos combinados variaram de 1,1 log a 3,4 log. O lodo do reator UASB e o lodo da etapa de sedimentação apresentaram altas quantidades de (oo)cistos, evidenciando a tendência de remoção de (oo)cistos por processos físicos como a sedimentação. O processo de flotação foi mais eficiente que o processo de sedimentação na remoção de (oo)cistos, mas devido à pequena quantidade de lodo não foi possível quantificar os (oo)cistos no lodo flotado.

Palavras-chave: Coagulação de esgoto; reator UASB, sedimentação; flotação; cloreto férrico, tanino, PAC.

ABSTRACT

OLIVEIRA, G. L. (2016). **Removal *Giardia* spp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts in combined treatment systems (anaerobic/physical-chemical) of wastewater.** Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2016.

The aim of study was to investigate and monitor the removal of *Giardia* spp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts through different combined treatment (anaerobic/physical-chemical) of a sewage treatment plant (STP), consisted of preliminary treatment, UASB reactor (pilot scale) followed by sedimentation (jartest equipment in bench scale) or by dissolved air flotation (flotatest equipment in bench scale). Moreover, it was investigated the occurrence of protozoa in the sludge of the UASB reactor and sedimentation process. It was analyzed the quality of the samples through physical and chemical variables and detection of indicator microorganisms – *E. coli* and total coliforms. The detection methods of protozoa were based on steps of concentration (triple centrifugation or membrane filtration followed by triple centrifugation); purification by immunomagnetic separation (IMS); immunofluorescence assay (IFA). The recovery of cysts and oocysts ranged from 25,9 to 41,2% and from 5,8 to 22,2%, respectively. Significant quantities of *Giardia* spp. cysts were detected in 100% of the analyzed wastewater samples, with mean concentration of $4,27 \times 10^3$ cysts.L⁻¹ in raw wastewater in step 1 and 3 (THD 12 hours) and $3,18 \times 10^3$ cysts.L⁻¹ in step (THD 8 hours). In treated wastewater after the sedimentation process the mean concentration were 327,4 cysts.L⁻¹ with ferric chloride and 3,8 cysts.L⁻¹ with tannin, both in step 1, and in step 2 the same treatments were with mean concentration of 211,6 and 29,6 cysts.L⁻¹, respectively. In treated wastewater after flotation process the mean concentration were 8,0 cysts.L⁻¹ with ferric chloride and 1,5 cysts.L⁻¹ with PAC in step 3 and 7,0 cysts.L⁻¹ with ferric chloride and 5,3 cysts.L⁻¹ with PAC in step 2. The oocysts of *Cryptosporidium* spp. were detected less often in the wastewater samples, with mean concentration of 18,7 oocysts.L⁻¹ in raw wastewater in steps 1 and 3 and of 23,0 oocysts.L⁻¹ in step 2. The overall removal for *Giardia* spp. was on average of 1,1 to 3,4 log. The sludge from UASB reactor and sedimentation process presented high quantities of (oo)cysts, implying the tendency of these systems to remove (oo)cysts by its physical processes such as sedimentation. The flotation process was more eficiente than the sedimentation process in the (oo)cysts removal, but due to the small amount of sludge was not possible to quantify the (oo)cysts in the float sludge.

Key-words: Coagulation wastewater; UASB reactor; sedimentation; flotation; ferric chloride; tannin, PAC.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 4-1 - UNIDADES DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO UTILIZADAS NA PESQUISA. (A) GRADE, CANAL DE REMOÇÃO DE AREIA E DE GORDURA E CASA DE BOMBAS; (B) TANQUE DE EQUALIZAÇÃO. FONTE: AUTORIA PRÓPRIA.....	16
FIGURA 4-2 - REATOR UASB EM ESCALA PILOTO. (A) VISTA SUPERIOR DO REATOR UASB; (B) PONTOS DE COLETA DO LODO ANAERÓBIO.....	17
FIGURA 4-3 - FLUXOGRAMA DE TRATAMENTO COMBINADO UTILIZADO NOS ENSAIOS DE MONITORAMENTO....	19
FIGURA 4-4 - FLUXOGRAMA DOS PROCEDIMENTOS REALIZADOS NA FASE 1 DOS ENSAIOS PRELIMINARES NO JARTESTE.	21
FIGURA 4-5 - FLUXOGRAMA DOS PROCEDIMENTOS REALIZADOS NA FASE 2 DOS ENSAIOS PRELIMINARES NO JARTESTE.	22
FIGURA 4-6 - FLUXOGRAMA DOS PROCEDIMENTOS REALIZADOS NA FASE 1 DOS ENSAIOS PRELIMINARES NO FLOTATESTES.....	25
FIGURA 4-7 - FLUXOGRAMA DOS PROCEDIMENTOS REALIZADOS NA FASE 2 DOS ENSAIOS PRELIMINARES NO FLOTATESTES.....	26
FIGURA 4-8 - FLUXOGRAMA DOS PROCEDIMENTOS REALIZADOS NA FASE 3 DOS ENSAIOS PRELIMINARES NO FLOTATESTES.....	26
FIGURA 4-9 - A: MEMBRANAS COM 5 mL DA SOLUÇÃO DE ELUIÇÃO NAS PLACAS PETRI DE VIDRO; B: ALÇAS PLÁSTICAS PARA RASPAGEM E PONTEIRAS DE 5 mL PARA TRANSFERÊNCIA DA AMOSTRA; C: TUBOS DE CENTRIFUGAÇÃO CÔNICOS (TUBOS FALCON) COM AS AMOSTRAS PROVENIENTES DO PROCEDIMENTO DE RASPAGEM DAS MEMBRANAS.	34
FIGURA 4-10 - (A) AGITAÇÃO DAS AMOSTRAS NO MISTURADOR ROTÁRIO; (B) TUBO DE LADO PLANO (PRIMEIRO CONCENTRADOR DE AMOSTRAS); (C) DESCARTE DO SOBRENADANTE; (D) SEGUNDO CONCENTRADOR DE AMOSTRAS SEM IMÃ; (E) DYNABEADS ADERIDOS A PAREDE DO TUBO PRÓXIMO A FITA MAGNÉTICA.	36
FIGURA 4-11 - LÂMINA QUE ACABA DE RECEBER AMOSTRAS NOS POÇOS DAS EXTREMIDADES; (B) AMOSTRAS SECAS NOS POÇOS DAS EXTREMIDADES.....	37
FIGURA 4-12 - IMAGENS DE MICROSCOPIA COM AUMENTO DE 800X. (A): CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. MARCADOS COM CORANTE FITC; (B): CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. EM MICROSCOPIA DIC E MARCADO COM CORANTE FITC; (C): CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. MARCADO COM CORANTES FITC E DAPI.....	39
FIGURA 4-13 - A: CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. EM MICROSCOPIA DE FLUORESCÊNCIA, MARCADO COM CORANTE FITC (EXCITAÇÃO: 450 – 490 NM); B: CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. EM MICROSCOPIA DE FLUORESCÊNCIA E MARCADOS COM TEXAS RED (EXCITAÇÃO: 510 -550 NM).	41
FIGURA 4-14 - COLÔNIAS DE COLORAÇÃO AZUL-ESCURO/VIOLETA E COLORAÇÃO SALMÃO/VERMELHA.	42
FIGURA 5-1 - RELAÇÃO ENTRE A ALCALINIDADE INTERMEDIÁRIA E A ALCALINIDADE PARCIAL (AI/AP) NAS AMOSTRAS DE EFLUENTE DO REATOR UASB.	47
FIGURA 5-2 - ESGOTO AFLUENTE À ETE PILOTO DA USP SÃO CARLOS, COM COLORAÇÃO NÃO CARACTERÍSTICA DE ESGOTO DOMÉSTICO.....	48
FIGURA 5-3 - CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS E SÓLIDOS SUSPENSO VOLÁTEIS NO ESGOTO BRUTO.	51
FIGURA 5-4 - CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS NO ESGOTO BRUTO E EFLUENTE DO REATOR UASB NA ETAPA 1 E 3 COM REATOR UASB OPERADO COM TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO DE 12 HORAS.....	53
FIGURA 5-5 - CONCENTRAÇÃO DE <i>E. COLI</i> NO ESGOTO BRUTO E EFLUENTE DO REATOR UASB NA ETAPA 1 E 3 COM REATOR UASB OPERADO COM TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO DE 12 HORAS.....	53
FIGURA 5-6 - CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS NO ESGOTO BRUTO E EFLUENTE DO REATOR UASB NA ETAPA 2 COM REATOR UASB OPERADO COM TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO DE 8 HORAS.	54
FIGURA 5-7 - CONCENTRAÇÃO DE <i>E. COLI</i> NO ESGOTO BRUTO E EFLUENTE DO REATOR UASB NA ETAPA 2 COM REATOR UASB OPERADO COM TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO DE 8 HORAS.....	54
FIGURA 5-8 - NÚMERO DE CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. NO ESGOTO BRUTO E NO EFLUENTE DO REATOR UASB NA ETAPA 1 E 3, COM REATOR UASB SENDO OPERADO COM TDH DE 12 HORAS.....	56
FIGURA 5-9 - NÚMERO DE CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. NO ESGOTO BRUTO E NO EFLUENTE DO REATOR UASB NA ETAPA 2, COM REATOR UASB SENDO OPERADO COM TDH DE 8 HORAS.	57
FIGURA 5-10 - VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO DE ACORDO COM A DOSAGEM DO CLORETO FÉRRICO E TURBIDEZ REMANESCENTE, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM TURBIDEZ INICIAL DE 50,6 NTU.....	62
FIGURA 5-11 - TURBIDEZ E pH DE COAGULAÇÃO DE ACORDO COM AS DIFERENTES DOSAGENS DE CLORETO FÉRRICO, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM TURBIDEZ INICIAL DE 32 NTU.....	63
FIGURA 5-12 - TURBIDEZ E pH DE COAGULAÇÃO DE ACORDO COM O pH INICIAL AJUSTADO DA AMOSTRA, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM TURBIDEZ INICIAL DE 34 NTU.	64

FIGURA 5-13 - VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO E TURBIDEZ REMANESCENTE DE ACORDO COM A DOSAGEM DE TANINO, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM TURBIDEZ INICIAL DE 68,5 NTU.	66
FIGURA 5-14 - TURBIDEZ E pH DE COAGULAÇÃO DE ACORDO COM AS DIFERENTES DOSAGENS DE TANINO, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM TURBIDEZ INICIAL DE 47,6 NTU.	67
FIGURA 5-15 - VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO E TURBIDEZ REMANESCENTE DE ACORDO COM A DOSAGEM DE CLORETO FÉRRICO, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM TURBIDEZ INICIAL DE 56,6 NTU.	69
FIGURA 5-16 - VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO E COR APARENTE REMANESCENTE DE ACORDO COM A DOSAGEM DE CLORETO FÉRRICO, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM COR APARENTE DE 491 UC.	70
FIGURA 5-17 - VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO E TURBIDEZ REMANESCENTE DE ACORDO COM AS DIFERENTES DOSAGENS DE POLÍMERO CATIÔNICO ZETAG 8185 ASSOCIADO A 100 mgFeCl ₃ .L-1, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM TURBIDEZ INICIAL DE 40,7 NTU.	72
FIGURA 5-18 - VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO E COR APARENTE REMANESCENTE DE ACORDO COM AS DIFERENTES DOSAGENS DE POLÍMERO CATIÔNICO ZETAG 8185 ASSOCIADO A 100 mgFeCl ₃ .L-1, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM COR INICIAL DE 442 UC.	72
FIGURA 5-19 - VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO E TURBIDEZ REMANESCENTE DE ACORDO COM AS DIFERENTES TAXAS DE RECIRCULAÇÃO, COM 1,5mg.L-1 DE POLÍMERO ZETAG ASSOCIADO A 100mgFeCl ₃ .L-1 DE COAGULANTE, PARA TRATAMENTO DO EFLUENTE DO REATOR UASB.	73
FIGURA 5-20 - VELOCIDADE DE SEDIMENTAÇÃO E COR APARENTE REMANESCENTE DE ACORDO COM AS DIFERENTES TAXAS DE RECIRCULAÇÃO, COM 1,5mg.L-1 DE POLÍMERO ZETAG ASSOCIADO A 100mgFeCl ₃ .L-1 DE COAGULANTE, PARA TRATAMENTO DO EFLUENTE DO REATOR UASB.	74
FIGURA 5-21 - VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO E TURBIDEZ REMANESCENTE DE ACORDO COM A DOSAGEM DE PAC, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM TURBIDEZ INICIAL DE 66,2 NTU.	76
FIGURA 5-22 - VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO E COR APARENTE REMANESCENTE DE ACORDO COM A DOSAGEM PAC, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM TURBIDEZ INICIAL DE 568 UC.	77
FIGURA 5-23 - VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO E TURBIDEZ REMANESCENTE DE ACORDO COM AS DIFERENTES TAXAS DE RECIRCULAÇÃO, PARA TRATAMENTO DO EFLUENTE DO REATOR UASB.	79
FIGURA 5-24 - VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO E COR APARENTE REMANESCENTE DE ACORDO COM AS DIFERENTES TAXAS DE RECIRCULAÇÃO, PARA TRATAMENTO DO EFLUENTE DO REATOR UASB.	80
FIGURA 5-25 - VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO E TURBIDEZ REMANESCENTE DE ACORDO COM AS DIFERENTES DOSAGENS DE POLÍMERO CATIÔNICO ZETAG 8185 ASSOCIADO A 75 MG.L-1 DE PAC, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM TURBIDEZ INICIAL DE 47 NTU.	81
FIGURA 5-26 - VELOCIDADE DE FLOTAÇÃO E COR APARENTE REMANESCENTE DE ACORDO COM AS DIFERENTES DOSAGENS DE POLÍMERO CATIÔNICO ZETAG 8185 ASSOCIADO A 75 MG.L-1 DE PAC, PARA TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB COM TURBIDEZ INICIAL DE 486 UC.	82
FIGURA 5-27 - AMOSTRAS DO TRATAMENTO UASB – TANINO - SEDIMENTAÇÃO AO FINAL DO PROCESSO DE SEDIMENTAÇÃO COM BOA PARTE DOS FLOCOS NA PARTE SUPERIOR DO JARRO DO EQUIPAMENTO JARTESTE.	83
FIGURA 5-27 - CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE DQO TOTAL, DQO FILTRADA, COTD E SSV PARA TODOS OS TRATAMENTOS COMBINADOS, COM REATOR UASB COM 12 HORAS DE TDH.	92
FIGURA 5-28 - CONCENTRAÇÃO MÉDIA DE DQO TOTAL, DQO FILTRADA, COTD E SSV PARA TODOS OS TRATAMENTOS COMBINADOS, COM REATOR UASB COM 8 HORAS DE TDH.	93
FIGURA 5-30 - RELAÇÃO DE (DQOT - DQOF)/SSV E DQOF/COT PARA TODAS AS AMOSTRAS ANALISADAS, COM REATOR UASB COM TDH DE 12 HORAS.	94
FIGURA 5-31 - RELAÇÃO DE (DQOT - DQOF)/SSV E DQOF/COT PARA TODAS AS AMOSTRAS ANALISADAS, COM REATOR UASB COM TDH DE 8 HORAS.	95
FIGURA 5-32 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO GLOBAL DAS VARIÁVEIS TURBIDEZ, COR APARENTE E COR VERDADEIRA EM TODOS OS TRATAMENTOS DE ESGOTO PROPOSTOS, COM REATOR UASB FUNCIONANDO COM TDH DE 12 HORAS.	96
FIGURA 5-33 - EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO GLOBAL DAS VARIÁVEIS TURBIDEZ, COR APARENTE E COR VERDADEIRA EM TODOS OS TRATAMENTOS DE ESGOTO PROPOSTOS, COM REATOR UASB FUNCIONANDO COM TDH DE 8 HORAS.	96
FIGURA 5-34 - CONCENTRAÇÃO DE <i>E. COLI</i> E COLIFORMES TOTAIS NAS AMOSTRAS DE ESGOTO BRUTO E NOS EFLUENTES DO REATOR UASB (COM TDH DE 12 HORAS) E TRATAMENTOS COMBINADOS.	99
FIGURA 5-35 - CONCENTRAÇÃO DE <i>E. COLI</i> E COLIFORMES TOTAIS NAS AMOSTRAS DE ESGOTO BRUTO E NOS EFLUENTES DO REATOR UASB (COM TDH DE 8 HORAS) E TRATAMENTOS COMBINADOS.	100
FIGURA 5-36 - NÚMERO DE CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. DETECTADOS NAS AMOSTRAS DE LODO NA ETAPA 1 E 3 COM REATOR UASB OPERADO COM TDH DE 12 HORAS.	107

FIGURA 5-37 - NÚMERO DE CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. DETECTADOS NAS AMOSTRAS DE LODO NA ETAPA 2 COM REATOR UASB OPERADO COM TDH DE 8 HORAS.	107
FIGURA 5-38 - CONCENTRAÇÃO DE <i>E. COLI</i> E COLIFORMES TOTAIS ENCONTRADAS NAS AMOSTRAS DE LODO DO REATOR UASB E LODO DO PROCESSO DE SEDIMENTAÇÃO NAS ETAPAS 1 E 3, COM REATOR UASB FUNCIONANDO COM TDH DE 12 HORAS.	112
FIGURA 5-39 - CONCENTRAÇÃO DE <i>E. COLI</i> E COLIFORMES TOTAIS ENCONTRADAS NAS AMOSTRAS DE LODO DO REATOR UASB E LODO DO PROCESSO DE SEDIMENTAÇÃO NAS ETAPAS 2, COM REATOR UASB FUNCIONANDO COM TDH DE 8 HORAS.	112

LISTA DE TABELAS

TABELA 3-1 - NÚMERO DE CISTOS DE <i>GIARDIA</i> E OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> ENCONTRADOS NO ESGOTO DOMÉSTICO.	12
TABELA 4-1 - VALORES DE MISTURA RÁPIDA E FLOCULAÇÃO UTILIZADOS NOS ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO E COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO.	19
TABELA 4-2 - DOSAGENS DE FeCl ₃ E TANINO TESTADAS NA FASE 1 DOS ENSAIOS PRELIMINARES DE JARTESTE.	21
TABELA 4-3 - DOSAGENS DE COAGULANTES TESTADAS NOS ENSAIOS PRELIMINARES NA FASE 1.	24
TABELA 4-4 - ETAPAS DOS ENSAIOS DE MONITORAMENTO.	27
TABELA 4-5 - VARIÁVEIS E METODOLOGIAS UTILIZADAS NOS ENSAIOS DE MONITORAMENTO DO SISTEMA DO TRATAMENTO DE ESGOTO COMBINADO (APHA; AWWA, WEF, 2012, EXCETO CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP., OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SPP. E ATIVIDADE ESTROGÊNICA).	28
TABELA 4-6 - METODOLOGIA USADA PARA AS DIFERENTES AMOSTRAS NA QUANTIFICAÇÃO DE CISTOS E OOCISTOS DE PROTOZOÁRIOS.	30
TABELA 5-2 - RESUMO ESTATÍSTICO DOS DADOS OBTIDOS DURANTE PERÍODO DE MONITORAMENTO DO ESGOTO BRUTO E EFLUENTE DO REATOR UASB.	46
TABELA 5-3 - DESEMPENHO DO REATOR UASB EM ESCALA PLENA E DE LABORATÓRIO TRATANDO ESGOTO SANITÁRIO.	50
TABELA 5-4 - QUANTIDADE DE CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. NO ESGOTO BRUTO RELATADAS EM OUTROS ESTUDOS.	58
TABELA 5-5 - CARACTERÍSTICAS DA AMOSTRA DE EFLUENTE DO REATOR UASB PARA A FASE 1 (PRIMEIRA BATELADA) DO ENSAIO PRELIMINAR DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO UTILIZANDO CLORETO FÉRRICO COMO COAGULANTE.	61
TABELA 5-6 - CARACTERÍSTICAS DA AMOSTRA DE EFLUENTE DO REATOR UASB ANTES DA FASE 1 (SEGUNDA BATELADA) DO ENSAIO PRELIMINAR DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO UTILIZANDO CLORETO FÉRRICO COMO COAGULANTE.	63
TABELA 5-7 - CARACTERÍSTICAS DA AMOSTRA DE EFLUENTE DO REATOR UASB ANTES DA TERCEIRA BATELADA DO ENSAIO PRELIMINAR DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO UTILIZANDO FeCl ₃ COMO COAGULANTE.	64
TABELA 5-8 - CARACTERÍSTICAS DA AMOSTRA DE EFLUENTE DO REATOR UASB PARA A FASE 1 (PRIMEIRA BATELADA) DO ENSAIO PRELIMINAR DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO UTILIZANDO TANINO COMO COAGULANTE.	65
TABELA 5-9 - CARACTERÍSTICAS DA AMOSTRA DE EFLUENTE DO REATOR UASB PARA A FASE 1 (SEGUNDA E TERCEIRA BATELADA) DO ENSAIO PRELIMINAR DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO UTILIZANDO TANINO COMO COAGULANTE.	67
TABELA 5-10 - CARACTERÍSTICAS DA AMOSTRA DE EFLUENTE DO REATOR UASB PARA A FASE 1 DO ENSAIO PRELIMINAR DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO UTILIZANDO CLORETO FÉRRICO COMO COAGULANTE.	68
TABELA 5-11 - CARACTERÍSTICAS DA AMOSTRA DE EFLUENTE DO REATOR UASB PARA A FASE 2 DO ENSAIO PRELIMINAR DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO UTILIZANDO CLORETO FÉRRICO COMO COAGULANTE.	71
TABELA 5-12 - CARACTERÍSTICAS DA AMOSTRA DE EFLUENTE DO REATOR UASB PARA A FASE 3 DO ENSAIO PRELIMINAR DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO UTILIZANDO CLORETO FÉRRICO COMO COAGULANTE.	73
TABELA 5-13 - CARACTERÍSTICAS DA AMOSTRA DE EFLUENTE DO REATOR UASB PARA A FASE 1 DO ENSAIO PRELIMINAR DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO UTILIZANDO PAC COMO COAGULANTE.	75
TABELA 5-14 - CARACTERÍSTICAS DA AMOSTRA DE EFLUENTE DO REATOR UASB PARA A FASE 2 DO ENSAIO PRELIMINAR DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO UTILIZANDO PAC COMO COAGULANTE.	78
TABELA 5-15 - CARACTERÍSTICAS DA AMOSTRA DE EFLUENTE DO REATOR UASB PARA A FASE 3 DO ENSAIO PRELIMINAR DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO UTILIZANDO PAC COMO COAGULANTE.	80
TABELA 5-16 - VALORES DOS PARÂMETROS OBTIDOS NOS ENSAIOS PRELIMINARES DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO E COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO EM ESCALA DE BANCADA.	83
TABELA 5-17 - RESUMO ESTATÍSTICO DOS DADOS OBTIDOS DURANTE PERÍODO DE MONITORAMENTO DO TRATAMENTO COMBINADO UASB - CLORETO FÉRRICO (175 MG/L) - SEDIMENTAÇÃO, COM REATOR UASB OPERADO COM TDH DE 12 HORAS.	85
TABELA 5-18 - RESUMO ESTATÍSTICO DOS DADOS OBTIDOS DURANTE PERÍODO DE MONITORAMENTO DO TRATAMENTO COMBINADO UASB - CLORETO FÉRRICO (175 MG/L) - SEDIMENTAÇÃO, COM REATOR UASB OPERADO COM TDH DE 8 HORAS.	86

TABELA 5-19 - RESUMO ESTATÍSTICO DOS DADOS OBTIDOS DURANTE PERÍODO DE MONITORAMENTO DO TRATAMENTO COMBINADO UASB - CLORETO FÉRRICO (100 MG/L) E POLÍMERO (1,5 MG/L) - FLOTAÇÃO, COM REATOR UASB OPERADO COM TDH DE 12 HORAS.	87
TABELA 5-20 - RESUMO ESTATÍSTICO DOS DADOS OBTIDOS DURANTE PERÍODO DE MONITORAMENTO DO TRATAMENTO COMBINADO UASB - CLORETO FÉRRICO (100MG/L) E POLÍMERO (1,5 MG/L) - FLOTAÇÃO, COM REATOR UASB OPERADO COM TDH DE 8 HORAS.	88
TABELA 5-21 - RESUMO ESTATÍSTICO DOS DADOS OBTIDOS DURANTE PERÍODO DE MONITORAMENTO DO TRATAMENTO COMBINADO UASB - PAC (75 MG/L) E POLÍMERO (1,0 MG/L) - FLOTAÇÃO, COM REATOR UASB OPERADO COM TDH DE 12 HORAS.	89
TABELA 5-22 - RESUMO ESTATÍSTICO DOS DADOS OBTIDOS DURANTE PERÍODO DE MONITORAMENTO DO TRATAMENTO COMBINADO UASB - PAC (75 MG/L) E POLÍMERO (1,0 MG/L) - FLOTAÇÃO, COM REATOR UASB OPERADO COM TDH DE 8 HORAS.	90
TABELA 5-23 - NÚMERO DE CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. ENCONTRADOS NO ESGOTO BRUTO, EFLUENTE DO REATOR UASB (OPERADO COM TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO DE 12 HORAS) COMBINADO COM PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO E COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO.	102
TABELA 5-24 - NÚMERO DE CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. ENCONTRADOS NO ESGOTO BRUTO, EFLUENTE DO REATOR UASB (OPERADO COM TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICO DE 8 HORAS) COMBINADO COM PROCESSO DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO E COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO.	102
TABELA 5-25 - NÚMERO DE OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SPP. DETECTADOS NAS AMOSTRAS DE ESGOTO BRUTO, EFLUENTE DO REATOR UASB (COM TDH DE 12 HORAS) E EFLUENTES DOS TRATAMENTOS COMBINADOS.	104
TABELA 5-26 - NÚMERO DE OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SPP. DETECTADOS NAS AMOSTRAS DE ESGOTO BRUTO, EFLUENTE DO REATOR UASB (COM TDH DE 8 HORAS) E EFLUENTES DOS TRATAMENTOS COMBINADOS.	104
TABELA 5-27 - NÚMERO DE OOCISTOS DETECTADOS NAS AMOSTRAS DE LODO NAS ETAPA 1 E 3 COM REATOR UASB OPERADO COM TDH DE 12 HORAS.	110
TABELA 5-28 - NÚMERO DE OOCISTOS DETECTADOS NAS AMOSTRAS DE LODO NAS ETAPA 1 E 3 COM REATOR UASB OPERADO COM TDH DE 8 HORAS.	110
TABELA 5-29 - PORCENTAGEM DE RECUPERAÇÃO DE CISTOS DE <i>GIARDIA</i> SPP. E OOCISTOS DE <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SPP. PARA AS DIFERENTES METODOLOGIAS UTILIZADAS, COM EMPREGO DA SUSPENSÃO COMERCIAL COLORSEED®.	113

LISTA DE ABREVIATURAS

AP: Alcalinidade parcial
AT: Alcalinidade total
CF: Cloreto férrico
CF: Coliformes Fecais
CID: Carbono Inorgânico Dissolvido
COTD: Carbono Orgânico Dissolvido
CT: Coliformes Totais
CTD: Carbono Total Dissolvido
DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO: Demanda Química de Oxigênio
DQO_F: DQO da amostra filtrada
DQO_T: Demanda Química de Oxigênio Total
EESC: Escola de Engenharia de São Carlos
ETE: Estação de Tratamento de Esgoto
FAD: Flotação por ar dissolvido
FITC: Fluorescein isothiocyanate/fluorescência verde
IMS: Immunomagnetic separation/separação imunomagnética
LATAR: Laboratório de Tratamento Avançado e Reúso de Águas
ND: Não Detectado
NR: Não Realizado
NTU: Unidade Nefelométrica de Turbidez
P: Fósforo
RID: Reação de Imunofluorescência Direta
SDF: Sólidos Dissolvidos Fixos
SDT: Sólidos Dissolvidos Totais
SDV: Sólidos Dissolvidos Voláteis
SSF: Sólidos Suspensos Fixos
SST: Sólidos Suspensos Totais
SSV: Sólidos Suspensos Voláteis
ST: Sólidos Totais
STF: Sólidos Totais Fixos
STV: Sólidos Totais Voláteis

T: Temperatura

THD: Tempo de detenção hidráulico

UASB: Upflow anaerobic sludge blanket/reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo

uC: Unidade de Cor

UFC: Unidade Formadora de Colônia

USEPA: U. S. Environmental Protection Agency

USP: Universidade de São Paulo

V_F : Velocidade de Flotação

V_S : Velocidade de Sedimentação

LISTA DE SÍMBOLOS

%: porcentagem

n^o: número

To: turbidez inicial

Co: cor inicial

°C: graus Celsius

Y: eficiência de recuperação

R: número de cistos e oocistos recuperados

i: número de cistos e oocistos inoculados

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVO	3
2.1	OBJETIVO GERAL	3
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3	REVISÃO DA LITERATURA	5
3.1	PARASITOS EMERGENTES	5
3.1.1	<i>Giardia spp.</i>	7
3.1.2	<i>Cryptosporidium spp.</i>	8
3.2	OCORRÊNCIA E REMOÇÃO DE <i>GIARDIA</i> SPP. E <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SPP. EM ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO	11
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	16
4.1	LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO COMBINADO EM ESCALA PILOTO	16
4.2	ENSAIOS PRELIMINARES DOS TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS EM ESCALA DE BANCADA.....	18
4.2.1	<i>Ensaio preliminar de sedimentação (Jarteste)</i>	20
4.2.2	<i>Ensaio preliminar de flotação por ar dissolvido (FAD)</i>	22
4.3	ENSAIOS DE MONITORAMENTO DO TRATAMENTO COMBINADO	27
4.4	VARIÁVEIS ANALISADAS E SUAS METODOLOGIAS	28
4.5	EXAMES PARASITOLÓGICOS – <i>GIARDIA</i> SPP. E <i>CRYPTOSPORIDIUM</i> SPP.	29
4.5.1	<i>Etapa de concentração da amostra</i>	30
4.5.2	<i>Etapa de purificação por separação imunomagnética (IMS)</i>	34
4.5.3	<i>Etapa de dissociação ácida</i>	36
4.5.4	<i>Etapa de reação de imunofluorescência direta (RID)</i>	37
4.5.5	<i>Etapa de Enumeração de (oo)cistos</i>	38
4.5.6	<i>Exames de <u>Giardia spp.</u> e <u>Cryptosporidium spp.</u> em amostras de lodo</i>	39
4.5.7	<i>Ensaio controle – positivo e controle – negativo</i>	40
4.6	EXAMES MICROBIOLÓGICOS – <i>ESCHERICHIA COLI</i> E COLIFORMES TOTAIS	41
5	RESULTADOS.....	43
5.1.1	<i>Monitoramento das variáveis de avaliação de estabilidade do reator UASB em escala piloto</i> 44	
5.1.2	<i>Monitoramento das variáveis de avaliação da eficiência do reator UASB em escala piloto.</i> .	47
5.1.3	<i>Monitoramento de microrganismos indicadores – <u>E.coli</u> e coliformes totais.</i>	52
5.1.4	<i>Monitoramento parasitológico – cistos de <u>Giardia spp.</u> e oocistos de <u>Cryptosporidium spp.</u></i> .	56
5.2	ENSAIOS PRELIMINARES DOS TRATAMENTOS FÍSICO-QUÍMICOS EM ESCALA DE BANCADA	61
5.2.1	<i>Ensaio preliminar de coagulação/floculação/sedimentação utilizando cloreto férrico como coagulante</i>	61
5.2.2	<i>Ensaio preliminar de Jarteste utilizando Tanino</i>	65

5.2.3	<i>Ensaio preliminar de Flotatestes utilizando cloreto férrico</i>	68
5.2.4	<i>Ensaio preliminar de Flotatestes utilizando PAC</i>	74
5.3	ENSAIOS DE COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/SEDIMENTAÇÃO E COAGULAÇÃO/FLOCULAÇÃO/FLOTAÇÃO	83
5.3.1	<i>Monitoramento das variáveis de avaliação de estabilidade dos tratamentos combinados</i>	84
5.3.2	<i>Monitoramento das variáveis de avaliação da eficiência dos tratamentos combinados</i>	91
5.3.3	<i>Monitoramento dos microrganismos indicadores – Coliformes totais e E.coli.</i>	99
5.3.4	<i>Monitoramento dos protozoários – cistos de Giardia spp. e oocistos de Cryptosporidium spp.</i> 101	
5.4	MONITORAMENTO DAS AMOSTRAS DE LODO	106
5.4.1	<i>Ocorrência de Giardia spp. e Cryptosporidium spp. no lodo</i>	106
5.5	EXPERIMENTO CONTROLE-POSITIVO PARA OS MÉTODOS EMPREGADOS NA DETECÇÃO DE CISTOS DE GIARDIA SPP. E OOCISTOS DE CRYPTOSPORIDIUM SPP.	113
6	CONCLUSÕES	116
7	REFERÊNCIAS	119

1 INTRODUÇÃO

Bactérias, vírus e protozoários continuam sendo fator limitante na utilização de recursos hídricos e colocam, muitas vezes, a saúde humana em risco. Considerando-se a patogenicidade e virulência de certos microrganismos que estão presentes em águas residuárias, pode-se concluir que estas águas quando tratadas de maneira inapropriada, podem comprometer a saúde pública mesmo quando a concentração de microrganismos presente nelas é relativamente pequena.

Com relação aos protozoários *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp., por exemplo, a ingestão de menos de 10 cistos e 30 oocistos, respectivamente, pode causar infecções com consequências graves (EXNER, FEUERPFIL & GORNIK, 2003; PERCIVAL *et al.*, 2004).

Os protozoários *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp. são parasitos obrigatórios e agentes causais da criptosporidiose e giardiose, respectivamente (KOTHAVADE, 2012; THOMPSON & MONIS, 2012). A principal forma de transmissão dos protozoários *Cryptosporidium* e *Giardia* ocorre por meio da veiculação hídrica após a ingestão de oocistos e cistos (estádios evolutivos infectantes), de modo que a rota de transmissão fecal-oral é responsável pela manutenção do ciclo na natureza (GRACZYK *et al.*, 2008a; SMITH & NICHOLS, 2010).

Estas formas infectantes estão presentes nas fezes que compõem as águas residuárias brutas, as quais chegam às estações de tratamento de esgoto (NASSER *et al.*, 2012), sendo assim importante o tratamento adequado das águas residuárias principalmente no que diz respeito à preservação dos mananciais que, muitas vezes, servem para o abastecimento público.

No entanto, os sistemas convencionais de tratamento de esgoto em nível secundário (comumente encontrados no nosso país) não foram configurados para remover estes patógenos a níveis seguros à saúde humana (ROBERTSON *et al.*, 2000; CACCIO *et al.*, 2003; CHENG *et al.*, 2009; GOULART, 2013). E devido às deficiências desses processos de tratamento de esgoto (anaeróbio ou aeróbio) quando usados separadamente, atualmente é muito comum estudos com várias associações de processos de tratamento (SANTOS, 2001), entre eles: anaeróbio-aeróbio, anaeróbio-físico-químico e aeróbio-físico-químico.

Dessa forma, conclui-se que é extremamente importante que sejam realizadas avaliações eficientes de remoção e/ou inativação das fases de transmissão desses parasitos por processos de tratamento de esgoto, de modo a verificar onde pode haver falhas na remoção e se existe possibilidades de melhorias visando não somente a remoção, mas também a inativação. Sobretudo, dados sobre o número e viabilidade de cistos e oocistos presentes em águas residuárias tratadas e amostras de lodo também pode ser apropriado.

Com isso, o presente trabalho visou investigar a presença de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em amostras de afluente, efluentes e lodo de uma estação de tratamento de esgoto doméstico com tratamento biológico (reator UASB) em escala piloto combinado com tratamento físico-químico (coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação) em escala de bancada.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

Investigar a ocorrência e a remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em diversas etapas de sistemas combinados de tratamento de esgoto envolvendo processo biológico anaeróbio (reator UASB) seguido de duas técnicas alternativas: coagulação, floculação e sedimentação ou coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido.

2.2 Objetivos Específicos

- Monitorar as concentrações de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. no afluente à ETE do Campus da USP de São Carlos, Área 1;
- Avaliar a capacidade de retenção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. pelo reator UASB;
- Verificar a eficiência do tratamento físico-químico com emprego das técnicas de coagulação, floculação e flotação por ar dissolvido e de coagulação, floculação e sedimentação, ambos em escala de bancada, operados em condições controladas e otimizadas, na remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.;
- Verificar a ocorrência de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. nas amostras de lodo do reator UASB e no lodo do ensaio de sedimentação;
- Avaliar a qualidade das amostras a partir das análises de variáveis físico-químicas e microbiológicas e verificar se há alguma correlação dessas variáveis com a presença dos protozoários;

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Parasitos Emergentes

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

Os microrganismos emergentes têm despertado a atenção e preocupação de médicos, especialistas e/ou epidemiologistas. A emergência desses parasitos não está relacionada ao fato de serem espécies recém-descobertas, mas ao fato de que recentemente têm-se registrado, em diferentes países, surtos de doenças em que os mesmos foram identificados como os agentes etiológicos em águas superficiais e em águas tratadas para de consumo humano (BEVILACQUA, AZEVEDO & CERQUEIRA, 2009).

Giardia spp. e *Cryptosporidium* spp. são parasitos de relevante interesse para a saúde pública devido principalmente: i) à sua resistência aos processos convencionais de desinfecção nas estações de tratamento de água; ii) sua persistência em condições ambientais adversas e iii) são eliminados nas formas infectantes (cistos e oocistos) em grandes quantidades nas fezes dos hospedeiros (SMITH & GRIMASON, 2003; FRANCO, 2007; PÁDUA et al., 2009).

As doenças causadas por *Cryptosporidium* e *Giardia* são facilitadas devido ao fato das doses infectantes serem relativamente baixas para causar novos casos de infecção/doença - 10 a 1000 organismos (BEVILACQUA, AZEVEDO & CERQUEIRA, 2009).

Cryptosporidium spp. é reconhecido como um relevante parasito de veiculação hídrica em todo o mundo (BALDURSSON & KARANIS, 2011), e pode causar doenças diarreicas significativas em humanos e animais (BOUZID et al., 2013). De acordo com GOULART (2013), surtos epidêmicos de giardiose e criptosporidiose causados, respectivamente por *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. têm ocorrido, principalmente, pela sua disseminação pela água.

Os protozoários surgiram como um dos principais parasitos associados à veiculação hídrica, sendo que o *Cryptosporidium* spp. foi responsável por 60,3% dos surtos entre 2004 e 2010 quando foram reportados mais de 199 surtos, *Giardia lamblia* por 35,2% e outros protozoários por 4,5% (BALDURSON & KARANIS, 2011). Os dados relatados na literatura referem-se na maioria dos casos ocorridos em países desenvolvidos.

No Brasil, não há relatos sobre dados de ocorrência 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).

De acordo com Fayer (2004), diversos fatores contribuem para a dispersão dos (oo)cistos, entre eles está a sobrevivência das formas resistentes à cloração da água, além de apresentar persistência às condições ambientais adversas permanecendo infectantes por período de até seis meses, em águas superficiais, à 20°C.

Conforme Heller et al., (2004) as doenças conhecidas como giardiose e cryptosporidiose são as principais fontes de parasitos que contaminam os mananciais e estão relacionadas aos esgotos sanitários, dejetos e efluentes de atividade agropecuárias. Com isso, espera-se que a ocorrência e a concentração desses organismos nas águas superficiais sejam maiores nos países em desenvolvimento, devido às precárias condições de saneamento básico.

O maior surto de cryptosporidiose 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 estação de tratamento de água da cidade (MACKENZIE et al, 1994).

De acordo com alguns autores, esses agentes patogênicos são constituintes fecais comuns em águas residuárias brutas, sendo comumente encontrados nos produtos finais das estações de tratamento de esgoto (ETE), os efluentes (BONATTI et al., 2007; CHENG et al., 2009; GOULART, 2013; LIM et al., 2007; NASSER et al., 2012; SANTOS et al., 2004; SANTOS et al, 2011) e lodo estabilizado (CHENG et al., 2009; LACOVSKI, BARARDI & SIMÕES, 2004; GOULART, 2013).

Dessa forma, as estações de tratamento de esgoto têm potencial para ser uma fonte de contaminação hídrica, se os processos de tratamento empregados não forem eficientes o suficiente para remover e ou inativar os microrganismos patogênicos (LIM et al., 2007).

No Brasil, os dados referentes às doenças de veiculação hídrica pelos protozoários *Giardia* e *Cryptosporidium* ainda são insuficientes. O monitoramento dos corpos d'água relacionado à presença dos parasitos é mais presente na região Sudeste, com enfoque para os Estados de Minas Gerais e São Paulo. Apesar de nenhum surto de transmissão hídrica estar associado a esses parasitos no Brasil, é possível que esses dados sejam subestimados, visto que a pesquisa desses protozoários não é uma prática de rotina nos laboratórios brasileiros (CANTUSIO NETO et al., 2010).

3.1.1 *Giardia spp.*

De acordo com as características genéticas, estruturais e bioquímicas, o protozoário parasito *Giardia* é membro do Filo Metamonada, Subfilo Trichozoa, Superclasse Eopharyngia, Classe Treponomadae, Subclasse Diplozoa, Ordem Giardiida e Família Giardiidae (PLUTZER et al., 2010; CAVALIER – SMITH, 2003; SMITH & GRIMASON, 2003).

Atualmente, seis espécies de *Giardia* são aceitas pela maioria dos pesquisadores, dentre as espécies estão: *Giardia agilis* (hospedeiros: anfíbios), *Giardia ardeae* e *Giardia psittaci* (hospedeiros: aves), *Giardia microti* e *Giardia muris* (hospedeiros: roedores), por fim *Giardia duodenalis* é a única espécie encontrada em humanos (THOMPSON, 2004; FRANCO, 2007; ESCOBEDO et al., 2010), além de ser encontrada em animais de estimação como cachorros e gatos, e em animais selvagens (ORTEGA-PIERRES et al., 2009; FENG & XIAO, 2011; CACCIÒ & SPRONG, 2011).

Membros do gênero *Giardia* infectam o intestino delgado em humanos e outros mamíferos, causando giardiose, a qual apresenta sintomas tais como, diarreia, dores de estômago, náuseas e fadiga (HSU & YEH, 2003).

De acordo com Thompson (2004), o cisto permite amplas oportunidades de transmissão, desde a transmissão direta de um indivíduo a outro até transmissão indireta através da contaminação ambiental ou de alimentos.

A infecção pela ingestão de cistos pode ocorrer através de: a) água e/ou alimentos; b) pela ingestão acidental de água recreacional; c) pelo contato direto em situações de higiene precária; e d) também pode ocorrer pelo contato interpessoal ou atividade sexual (CACCIÒ & SPRONG, 2011; SANTOS, 2007).

De acordo com Ryan & Cacciò (2013), o ciclo de vida de *Giardia* envolve dois estádios principais, a fase de trofozoíto (fase de replicação) e a forma de cisto (fase infecciosa).

Depois da ingestão dos cistos pelos hospedeiros e passagem pelo estômago, ocorre o desencistamento no intestino delgado, provavelmente devido à exposição ao ácido gástrico e/ou exposição a proteases pancreáticas. Com o desencistamento, ocorre a liberação de trofozoítos, que se replicam por divisão binária, e então habitam o intestino delgado mediante adesão à superfície epitelial por discos adesivos, provocando sintomas de diarreia e má absorção. A exposição aos sais biliares conduz o encistamento dos trofozoítos, e os cistos formados, imediatamente infecciosos, são eliminados nas fezes, permitindo a

conclusão do ciclo de vida em até 72 horas depois da infecção (ADAM, 2001; LEBWOLL et al., 2003; GUERDEN & OLSON, 2011).

Os cistos de *Giardia* possuem dimensão aproximada de 8 a 15 μm (FRANCO et al., 2012) e são extremamente resistentes às condições ambientais adversas, sobrevivendo no ambiente por semanas ou meses (RYAN & CACCIÒ, 2013).

Um indivíduo infectado pode eliminar até 10^5 cistos/g de fezes e a dose infectante da *Giardia* é da ordem de 1 a 10 cistos (BASTOS, BEVILACQUA & KELLER, 2003). Além disso, as doses de cloro usualmente aplicadas no tratamento da água não são suficientes para efetiva e completa inativação dos cistos (BASTOS, BEVILACQUA & KELLER, 2003).

No entanto, o processo de filtração em estações de tratamento pode ser eficiente para a remoção de cistos de água, principalmente os processos de filtração em membranas que vêm ganhando destaque na remoção dos parasitos (PLUTZER et al., 2010). De acordo com Khalifa et al. (2001) o ozônio é um dos desinfetantes com maior potencial para inativação desses protozoários.

Quando comparados com os oocistos de *Cryptosporidium*, os cistos de *Giardia* sobrevivem por menos tempo às condições ambientais e também são menos resistentes aos processos de desinfecção comumente utilizados. Os cistos podem sobreviver por até dois meses a 8°C (CACCIÒ et al., 2003), porém são facilmente (comparados aos oocistos) removidos em estações de tratamento de água se submetidos à filtração (CACCIÒ et al., 2005; SMITH et al., 2006).

3.1.2 *Cryptosporidium* spp.

O parasito *Cryptosporidium* spp. é pertencente ao Filo Apicomplexa, Classe Sporozoasida, Subclasse Coccidiasina, Ordem Eucoccidiorida, Subordem Eimeriorina, Família Cryptosporidiidae (TZIPORI & WARD, 2002; SMITH & GRIMASON, 2003).

De acordo com Li et al. (2015), atualmente há 28 espécies de *Cryptosporidium* spp. consideradas válidas com base em características morfológicas, biológicas e moleculares. Conforme Ryan & Xiao (2014), pelo menos 20 espécies já foram detectadas em humanos, sendo *Cryptosporidium hominis* e *Cryptosporidium parvum* são as mais preocupantes do ponto de vista da saúde pública por serem responsáveis pela maioria dos casos de infecção.

Cryptosporidium é um gênero de protozoários parasitos com espécies que infectam peixes, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (FAYER, 2004). E também é reconhecido como

um importante agente patogênico para uma ampla gama de hospedeiros vertebrados (ALDEYARBI & KARANIS, 2016).

De acordo com Cacciò & Putignani (2014), o ciclo de vida completo do parasito ocorre em um único hospedeiro e inclui estádios de reprodução assexuada e sexuada até a formação dos oocistos, que é prontamente infectante. A morfologia e o ciclo biológico do *Cryptosporidium* são bem mais complexos do que os de *Giardia*.

Após a ingestão de oocistos esporulados, a infecção se desenvolve. No intestino delgado, os esporozoítos, dos oocistos abertos, se anexam às células epiteliais intestinais e se tornam trofozoíto. O trofozoíto é submetido à replicação assexuada (merogonia), resultando na produção de merozoítos (oito merontes tipo 1). Os merozoítos, lançados no lúmen intestinal, infectam novas células do epitélio intestinal e daí origina-se o meronte tipo 2, que são caracterizados por 4 merozoítos. Estes merozoítos, por sua vez, podem começar a fase sexuada (gametogonia) se diferenciando em microgametócito e macrogametócito. O microgametócito produz numerosas microgametas que são liberados no lúmen intestinal. Os microgametas se fundirão com um macrogameta e o zigoto resultante sofre esporogonia. Oocistos completamente esporulados de parede espessa e de parede delgada são liberados no intestino (CACCIÒ & PUTIGNANI, 2004).

Segundo Bastos, Bevilacqua & Keller (2003), os oocistos se formam de duas maneiras: 1) de parede espessa, que é excretado para o meio externo juntamente com as fezes e 2) de parede delgada, que se rompe no intestino delgado, o qual é responsável pelos casos de autoinfecção.

A morfologia dos oocistos varia de espécie para espécie em dimensão e forma (O'DONOGHUE, 1995), possuem tamanho de 3,5 a 8,5 μm e formato esférico ou ovóide (O'DONOGHUE, 1995; FRANCO et al., 2012). Os oocistos de *Cryptosporidium* são mais resistentes e menores que os cistos de *Giardia*, com isso, são mais difíceis de inativar e ou de remover. Além disso, os oocistos de *Cryptosporidium* podem sobreviver por até 1 ano a 4°C na água do mar (CACCIÒ et al., 2003).

Portanto, os oocistos são os estádios pelo qual o protozoário *Cryptosporidium* spp. pode ser transmitido de um indivíduo infectado para outro susceptível via oral-fecal. Conforme Fayer et al. (2000), são muitas as rotas de transmissão, entre elas, pessoa – pessoa por contato direto ou indireto; animal – animal; animal – homem; água contaminada.

Segundo Bastos, Bevilacqua & Keller (2003), um indivíduo infectado pode eliminar até 10^2 oocistos/g de fezes e a dose infectante é de 1 a 30 oocistos. A transmissão fecal –

oral entre pessoas é reconhecida, bem como a veiculação hídrica da doença, via contato primário e consumo de água.

Sendo que, a veiculação hídrica é uma das vias mais preocupantes quanto à transmissão desse parasito, uma vez que pode atingir facilmente um grande contingente da população (LIMA & STAMFORD, 2003).

Em humanos, a criptosporidiose é caracterizada pela diarreia, síndromes gripais, mal-estar, dor abdominal, náusea, flatulência, má absorção intestinal, vômitos, febre baixa, perda de peso. Além disso, ainda não há nenhum tratamento eficiente reconhecido para tratar a criptosporidiose em humanos (SMITH et al., 2006).

O tamanho reduzido dos oocistos pode permitir sua passagem em processos usualmente empregados no tratamento de água. Os oocistos de *Cryptosporidium* spp. apresentam características de compressibilidade, levando-os a se comportarem como partículas de 2 a 4 µm (HSU & YEH, 2003; CAREY et al., 2004). Portanto, tanto seu traspasse para a água tratada como sua distribuição aos consumidores são facilitados (FRANCO et al., 2012).

A composição e estrutura robusta e impermeável da parede dos oocistos são os fatores determinantes para sua resistência contra pressões ambientais (JENKINS et al., 2010). Além da sua robustez, os oocistos são resistentes aos processos de desinfecção usualmente utilizados em estações de tratamento de água ou esgoto (MEDEIROS, 2010).

Além disso, pesquisas relatam a capacidade dos oocistos de *Cryptosporidium* se reproduzirem na ausência de células hospedeiras. 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. Koh et al. (2014) relataram diversos estádios de crescimento como esporozoítos, trofozoítos e merontes tipo I e II.

Os resultados de Koh et al. (2014) não só alertam sobre os riscos com os biofilmes aquáticos e possíveis surtos de *Cryptosporidium* spp. a partir de sistemas de distribuição de água, mas também sugerem que mesmo biofilmes simples são capazes de apoiar a multiplicação e o desenvolvimento extracelular de *Cryptosporidium* em ambientes aquáticos.

Com isso, aumenta-se a preocupação com os oocistos de *Cryptosporidium* não só por serem capazes de sobreviver, mas também pela possibilidade de se multiplicarem no meio ambiente.

3.2 Ocorrência e remoção de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. em estação de tratamento de esgoto

No Brasil, são poucos os estudos que relatam a presença de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. em afluentes, efluentes e lodo de estações de tratamento de esgoto (ETEs), bem como a remoção e inativação desses protozoários pelos mais diversos processos de tratamento de esgoto (FARIAS et al., 2002; HELLER et al., 2004; IACOVSKI et al., 2004; SANTOS et al., 2004; CANTUSIO NETO et al., 2006; BONATI, 2007; MEDEIROS, 2013; SANTOS, 2015b).

A quantidade de microrganismos patogênicos, entre eles os parasitos *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp., no esgoto bruto pode ser muito elevada, o que representa risco direto à população quando lançado em curso d'água. Na Tabela 3-1 estão apresentados os números de (oo)cistos no esgoto bruto relatados por diferentes autores em diferentes países.

Essa alta quantidade de cistos e oocistos encontrada no esgoto bruto pode refletir as condições de saúde da população com relação à prevalência das doenças giardiose e criptosporidiose (ROBERTSON et al., 2006; AJONINA et al., 2013).

Além disso, observa-se na Tabela 3-1 a variabilidade na quantidade desses protozoários no esgoto, de modo que alguns autores justificam que o número de (oo)cistos depende da sazonalidade dos parasitos, distribuição geográfica, condições de saneamento, condições socioeconômicas do local, grande variabilidade dos resultados gerados pelos diferentes métodos de detecção e identificação de protozoários e ainda de seus índices de recuperação (SMITH & GRIMASON, 2003; CASTRO-HERMIDA et al., 2008; ONGERTH, 2013).

Segundo Plutzer et al. (2010), controlar os agentes etiológicos encontrados no esgoto sanitário por processos de tratamento é essencial para limitar sua dispersão e transmissão, e é decisivo na manutenção da segurança à saúde pública. De acordo com os mesmos autores, o tratamento efetivo do esgoto é decisivo na prevenção contra infecção por *Giardia* spp., devido à proteção das fontes hídricas contra a contaminação, inserida no conceito de “barreiras múltiplas”.

É necessário o conhecimento sobre os mecanismos pelo qual os processos de tratamento de esgoto controlam e removem os patógenos, e também é importante o incentivo ao desenvolvimento de pesquisas que visem o aprimoramento desses processos buscando maiores eficiências de remoção e inativação (ROSE et al, 1996; CASTRO-HERMIDA et al., 2010).

Tabela 3-1 - Número de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* encontrados no esgoto doméstico.

<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>	Referência
50 a 8386/litro	22 a 395/litro	Robertson et al. (2000)
1540/litro	26/litro	Payment et al. (2001)
1x10 ⁵ /litro	6x10 ⁴ /litro	Cantusio Neto et al. (2006)
18 a 8480/litro	1 a 80/litro	Lim et al. (2007)
280,9/litro	45,7/litro	Reinoso et al. (2008)
2 a 390/litro	79 a 2469/litro	Castro-Hermida et al. (2008)
2,58 a 8,2x10 ¹ /litro	1,58 a 2,39x10 ² /litro	Wen et al. (2009)
130 a 3600/litro	3,3 a 600/litro	Fu et al. (2010)
2 a 14400/litro	1 a 80/litro	Castro-Hermida et al. (2010)
NR	50 a 1280/litro	Ajonina et al. (2012)
0 a 2436/litro	0 a 1745/litro	Gallas-Lindemann et al. (2013)
70000/litro	510/litro	Medeiros, 2013
1,89x10 ⁴ /litro	1,35x10/litro	Santos, 2015b

Nota: NR: não realizado

A remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. pode ocorrer por diversos processos de tratamento de esgoto, incluindo filtro rápido de areia (ROSE et al., 1996); floculação – sedimentação (PAYMENT et al., 2001; OLIVEIRA, 2012; FU et al., 2010); oxidação com O₃ (CACCIÒ et al., 2003); lodo ativado (CANTUSIO NETO et al., 2006; WEN et al., 2009; CHENG et al., 2009; FU et al., 2010; GOULART et al., 2013); lagoas de estabilização (REINOSO et al., 2011); reator UASB (MEDEIROS, 2013; SANTOS, 2015a; VALDEZ, 2016); coagulação/floculação/flotação (SANTOS, 2015b).

De acordo com Robertson et al. (2000), inúmeros fatores podem afetar a remoção, incluindo propriedades dos próprios microrganismos, o tipo de tratamento e interações entre patógenos e o tratamento.

Cheng et al. (2009) relataram que avaliar o comportamento microbiológico de (oo)cisto permite o entendimento do grau de estabilização e sanidade do efluente tratado após as diferentes etapas de tratamento de esgoto, e alertam para a infecciosidade dos (oo)cistos encontrados nos efluentes finais pesquisados.

As estações de tratamento de esgoto são usualmente projetadas para remoção de carga orgânica (DBO e DQO) e raramente tem-se atenção para microrganismos patogênicos (KOIVUNEN et al., 2003). Os reatores UASB, que apresentam baixo custo, simplicidade operacional e baixa produção de sólidos, são cada vez mais frequentes como alternativas de tratamento de água residuárias no Brasil (CHERNICHARO, 1997). Entretanto, existem

poucas referências bibliográficas que abordam a remoção ou inativação de microrganismos patogênicos, entre eles *Giardia* e *Cryptosporidium*, em reator UASB.

De acordo com Santos (2011), devido às deficiências dos processos de tratamento de esgoto anaeróbio e aeróbio quando trabalham separadamente, é muito comum estudos com várias associações de processos de tratamento, entre eles: anaeróbio-aeróbio, anaeróbio-físico-químico e aeróbio-físico-químico.

Segundo Verma et al (2012) uma grande quantidade de métodos físico-químicos, tais como: adsorção (FU & VIRARGHAVAN, 2001; HAI et al., 2007), filtração por membrana (BARREDO et al., 2006); ozonização (GOGATE & PANDI, 2004); coagulação/floculação (CIABATTI et al., 2010; MARTÍN et al., 2011; ZHU et al., 2011), entre outros, são amplamente estudados como pré-tratamento, tratamento ou pós-tratamento por vários pesquisadores em todo o mundo.

As etapas de coagulação/floculação são utilizadas em grande escala em instalações de tratamento de água procedendo unidades de sedimentação, flotação e/ou filtração (SANTOS et al., 2011; ZHENG et al., 2011). Devido à sua eficiência e simplicidade operacional tem sido utilizadas também para o tratamento de águas residuárias (KHOUNI et al., 2011; MARTÍN et al., 2011; ZHENG et al., 2011).

A eficiência do processo de coagulação tem demonstrado ser fundamentalmente importante na remoção *Cryptosporidium* em tratamentos de água e esgoto e a otimização desse processo, muitas vezes, é mais importante do que melhorias na remoção de variáveis controle, tais como turbidez. A interação entre coagulante e oocistos de *Cryptosporidium* foi avaliada por Bustamante et al. (2001) em estação de tratamento de água. Os autores relatam que o uso de cloreto férrico, apesar de ter alterado o potencial zeta e o pH (3,0 a 10,0), não influenciou na carga dos (oo)cistos. Entretanto, a coagulação provocou a adsorção de espécies hidrolisadas à superfície dos oocistos. Esta interação específica sugere ser importante para que ocorra melhores remoções de (oo)cistos aderidos aos flocos.

Butkus, Bays & Labare (2003) relataram que oocistos de *Cryptosporidium* podem apresentar carga superficial neutra, de modo que esta estabilidade pode prejudicar a remoção desse parasito.

Em sistemas de tratamento com decantadores, após o processo de coagulação/floculação ocorre o processo de clarificação da água por sedimentação dos flocos. O processo de sedimentação dos flocos ocorre concomitante com a clarificação da água, e deveria funcionar como uma barreira para os (oo)cistos, porém a adsorção dos

protozoários aos flocos pode não ocorrer, diminuindo assim, a eficiência da processo em decorrência da baixa velocidade de sedimentação dos (oo)cistos.

De acordo com Dai & Boll (2006), cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* sedimentam em águas naturais com velocidades em torno de $0,67 \mu\text{m.s}^{-1}$ e $0,27 \mu\text{m.s}^{-1}$, respectivamente. Ou seja, a não agregação dos (oo)cistos aos flocos formados acarretará em um lento processo de sedimentação desses parasitos, o que aumenta a probabilidade deles não serem removidos.

Conforme Smith & Grimason (2003), poucos estudos avaliaram a influência do processo de sedimentação na remoção de protozoárias. Oliveira (2012) avaliou a combinação de tratamento biológico (anaeróbio e aeróbio) com tratamento físico-químico (coagulação/floculação/sedimentação) para tratar esgoto doméstico e relatou eficiência de remoção de cistos de *Giardia* de 1,47 log após tratamento por reator UASB seguido de coagulação/floculação/sedimentação utilizando cloreto férrico como coagulante.

No entanto, um processo alternativo à sedimentação seria a flotação por ar dissolvido (FAD) que tem demonstrado melhor desempenho na remoção de (oo)cistos (EDZWALD et al., 2000).

No processo de flotação a separação consiste na introdução de microbolhas de ar em uma suspensão contendo partículas que podem ser flocos, hidróxidos de metais, microrganismos, etc., as quais se objetiva remover do líquido a ser tratado. Os sólidos se aderem às bolhas que os arrastam e os concentram formando uma camada na superfície que pode então ser removida.

Na flotação, as partículas hidrofóbicas aderem-se às microbolhas de ar com mais afinidade do que as hidrofílicas. E quanto maior o ângulo de contato, mais a tensão superficial da água “expulsa” a partícula do líquido e promove a adesão da partícula na superfície da bolha (VENDITTI, 2004).

De modo que compreender a carga superficial e a hidrofobicidade de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* ajuda a esclarecer os processos envolvidos na adsorção de (oo)cistos em superfícies de partículas. Dai et al., (2004) relataram que *Giardia* é mais hidrofóbica que o *Cryptosporidium*. Sendo assim, o caráter hidrofóbico da *Giardia* pode justificar o bom desempenho na remoção de cistos pelo processo de flotação por ar dissolvido.

Santos (2015b) investigou e monitorou a remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. por diferentes processos de uma ETE em escala plena, composta por tratamento preliminar, reator UASB e flotador por ar dissolvido utilizando PAC como

coagulante e a eficiência global da ETE para remoção de cistos de *Giardia* spp. foi em média 2,03 log. Santos (2015b) também avaliou a remoção desses parasitos pelo processo de flotação por ar dissolvido em escala de bancada (equipamento Flotatest) e relatou remoções médias de cistos de *Giardia* spp., entre 2,5 e 2,7 log em diferentes condições de floculação estudada.

Para comparar com maior confiabilidade diferentes estudos relacionados aos tratamentos de remoção de (oo)cistos, é importante analisar as técnicas de amostragem, os parâmetros operacionais dos processos de tratamento, além dos métodos de detecção de protozoários, pois tais fatores podem variar e algumas técnicas podem ser mais eficientes que outras (ROBERTSON et al., 1999).

É importante verificar a eficiência dos métodos de recuperação de protozoários para permitir avaliar, por exemplo, se baixas concentrações de (oo) cistos detectadas em efluentes tratados realmente representam a verdadeira condição de desempenho de estações de tratamento de esgoto (ROBERTSON et al., 1999; PAYMENT et al., 2001).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização e descrição do sistema de tratamento de esgoto combinado em escala piloto

O presente trabalho foi realizado no Campus da USP – São Carlos, Área 1, na estação de tratamento de esgoto (ETE) que atende a esse campus. As instalações experimentais foram montadas na área da ETE e foi constituída de tratamento preliminar (componente da ETE) seguido de reator UASB em escala piloto. Portanto, a água residuária bruta que chega à estação foi submetida a gradeamento inicial para a separação dos detritos maiores. Separados os resíduos e objetos mais grosseiros, o efluente seguiu para os desarenadores, cuja função foi separar a areia do líquido que seguiu para a caixa de remoção de gordura. Logo em seguida estava localizada a casa de bombas que era composta por um poço de sucção, sistema de tubulação de sucção e descarga (100 mm – PVC) e bomba centrífuga. Esta unidade foi instalada para transportar o esgoto para o tanque de equalização. A operação intermitente da bomba foi controlada por um controlador de nível (interruptor flutuante), de acordo com a variação do volume de esgoto no interior do tanque de equalização. Na Figura 4-1 estão apresentas as unidades da estação de tratamento de esgoto utilizadas na pesquisa.

Figura 4-1 - Unidades da estação de tratamento de esgoto utilizadas na pesquisa. (A) grade, canal de remoção de areia e de gordura e casa de bombas; (B) tanque de equalização. **Fonte:** autoria própria.

O tanque de equalização foi construído com anéis de concreto armado (diâmetro interno de 1,8 m e altura efetiva de 4,0 m) com volume de armazenamento total de 10,3 m³, projetado para assegurar fornecimento ininterrupto de esgoto para o reator. A partir desta estrutura, o afluente foi direcionado para duas caixas d'água, em série, que funcionavam com o propósito duplo de armazenar esgoto e sedimentar os sólidos de maiores dimensões, os quais obstruem e danificam bombas. Após as caixas d'água estava localizada a bomba dosadora que recalava o esgoto para o reator anaeróbio.

Após o tratamento preliminar estava o reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*), frequentemente denominado de Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e de Manta de Lodo. O reator UASB em estudo foi construído com 0,8 m de diâmetro e 3 m de altura útil, com volume total de 1,5 m³. Os tempos de detenção hidráulica (TDH) foram de 8 e 12 horas. O lodo do reator UASB foi coletado em três pontos localizados em alturas distintas do reator anaeróbio e preparada amostra composta para posterior análise. Na Figura 4-2 estão apresentados o reator UASB e os pontos de coleta do lodo.

Figura 4-2 - Reator UASB em escala piloto. (A) vista superior do reator UASB; (B) pontos de coleta do lodo anaeróbio.

Fonte: autoria própria.

4.2 Ensaios preliminares dos tratamentos físico-químicos em escala de bancada.

Na Figura 4-3 está apresentado o fluxograma de tratamento combinado utilizado nos ensaios de monitoramento. A amostra do reator UASB após coletada seguiu para laboratório e passou por dois processos físico-químicos de tratamento em escala de bancada, primeiramente por coagulação/floculação/sedimentação utilizando dois coagulantes (FeCl_3 e Tanino) e depois por coagulação/floculação/flotação também com dois coagulantes (FeCl_3 e PAC) e polímero catiônico (ZETAG 8185).

Com isso, antes de se iniciar os ensaios de monitoramento dos tratamentos combinados, optou-se por realizar ensaios preliminares de coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação para definição das dosagens dos produtos químicos (coagulante e polímero), o pH de coagulação, velocidade de sedimentação e flotação e a taxa de recirculação. Estes ensaios preliminares foram realizados conforme DI BERNARDO, DANTAS & VOLTAN (2011). Sendo assim, os ensaios preliminares foram divididos em quatro etapas, descritas a seguir:

Etapas 1: Ensaios preliminares de coagulação/floculação/sedimentação utilizando FeCl_3 como coagulante;

Etapas 2: Ensaios preliminares de coagulação/floculação/sedimentação utilizando tanino como coagulante;

Etapas 3: Ensaios preliminares de coagulação/floculação/flotação com FeCl_3 como coagulante e polímero ZETAG 8185;

Etapas 4: Ensaios preliminares de coagulação/floculação/flotação com PAC como coagulante e polímero ZETAG 8185.

Em todos os ensaios de jarteste e flotatestes foram fixadas as condições de mistura rápida e floculação, de modo que não foram realizados ensaios preliminares visando a otimização dessas variáveis, uma vez que não era o objetivo da pesquisa. Na Tabela 4-1 estão apresentados os valores de gradientes de velocidade e tempos de mistura que foram utilizados. A pressão de saturação utilizada nos ensaios com flotatestes foi de 5,0 bar. Todos esses valores operacionais foram adotados conforme ARIANO, 2009; PELEGRINO, 2011 e OLIVEIRA, 2012.

É importante ressaltar que nos ensaios preliminares de jarteste e flotatestes, geralmente, visa-se obter os diagramas de coagulação (*valores ótimos* de dosagem de coagulante/polímero e pH de coagulação), no entanto a matriz em estudo (esgoto) varia muito de um dia para o outro e até mesmo durante o mesmo dia, sendo praticamente

impossível chegar a *valores ótimos*. Por isso, neste caso, os ensaios preliminares visaram estudar valores mais próximos possíveis do satisfatório, os quais seriam fixados nos ensaios posteriores de monitoramento das variáveis físico-químicas, microbiológicos e parasitológicos.

Figura 4-3 - Fluxograma de tratamento combinado utilizado nos ensaios de monitoramento.

Nota: Os números indicados no fluxograma são os pontos de coleta de cada amostra analisada.

Tabela 4-1 - Valores de mistura rápida e floculação utilizados nos ensaios de coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação.

Tratamento	Amostra	Mistura rápida			Floculação		
		$G_{MR} (s^{-1})^{(1)}$	Rotação (rpm)	$T_{MR} (s)^{(2)}$	$G_f (s^{-1})^{(3)}$	Rotação (rpm)	$T_f (min)^{(4)}$
Coagulação/floculação/sedimentação	UASB-FeCl ₃	800	365	30	40	65	25
	UASB Tanino	800	365	30	40	65	25
Coagulação/floculação/flotação	UASB-FeCl ₃ /polímero	800/600 ⁽⁵⁾	400/340	15/15	90	67	20
	UASB-PAC/polímero	800/600	400/340	15/15	90	67	20

Nota: ⁽¹⁾Gradiente de mistura rápida; ⁽²⁾Tempo de mistura rápida; ⁽³⁾Gradiente de floculação; ⁽⁴⁾Tempo de floculação;

⁽⁵⁾No flotateste há duas etapas de mistura rápida, uma para o coagulante e outra para o polímero.

Fonte: ARIANO, 2009; PELEGRINO, 2011 E OLIVEIRA, 2012.

A coleta do efluente anaeróbico sempre foi realizada pela manhã, entre 7h e 7h30min, e em volume suficiente (mais ou menos 100 litros) para realizar todos os ensaios previstos para o dia. Em todos os ensaios preliminares utilizou-se a cor aparente e/ou a turbidez como variável de controle da eficiência do processo de flotação e sedimentação.

4.2.1 Ensaios preliminares de sedimentação (Jarteste)

Os ensaios no Jarteste simularam ensaios em ciclo completo com sedimentação, conforme DI BERNARDO, DANTAS & VOLTAN (2011). O equipamento Jarteste utilizado era composto por 6 jarros de acrílico com capacidade de 2,3 litros cada. Cada jarro possuía agitador mecânico (hastes giratórias) interligadas, com controlador de rotação para ajuste do gradiente médio de velocidade. Com isso, foi possível realizar a mistura rápida e logo após reduzir o gradiente de velocidade para ocorrer a floculação. Os gradientes da mistura rápida e floculação, bem como os respectivos tempos de mistura estão apresentados na Tabela 4-1. Estes gradientes foram fixados em todos os ensaios de Jarteste. Logo após a floculação, foi desligado o equipamento, levantaram-se as hastes giratórias e iniciou-se o processo de sedimentação. Nestes ensaios preliminares também se construiu a curva de sedimentação a partir das coletas de amostras em 7 velocidades de sedimentação diferentes.

Os coagulantes utilizados para os ensaios de Jarteste foram o FeCl_3 ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, 97 a 102%) e o Tanino (produto comercial Acquapol OF 30). Nesses ensaios não se utilizou polímero. A turbidez remanescente foi utilizada como variável de controle de eficiência do processo de tratamento, ou seja, o critério de decisão para a escolha da melhor condição em todas as fases de todos os tratamentos preliminares será a que oferecer menor turbidez remanescente, sendo que o aspecto econômico também foi levado em consideração.

Previamente aos ensaios com o Jarteste, o efluente do reator UASB foi caracterizado em termos das variáveis turbidez, temperatura e pH.

Os ensaios preliminares de Jarteste foram divididos em 2 fases, sendo estas apresentadas a seguir:

- Fase 1: Variação da dosagem do coagulante;
- Fase 2: Variação do pH de coagulação.

4.2.1.1 Fase 1: Variação das dosagens de coagulante

Na Tabela 4-2 estão apresentadas as dosagens de FeCl_3 e Tanino que foram testadas nos ensaios preliminares. Como as hastes giratórias eram interligadas, todas com a mesma velocidade de rotação, a cada batelada no Jarteste trabalhava-se com os 6 jarros concomitantemente. Com isso, foi possível na primeira batelada testar 6 diferentes dosagens de coagulante e após iniciar o processo de sedimentação coletar as amostras em diferentes

tempos de sedimentação ao mesmo tempo em todos os jarros. Estes diferentes tempos de sedimentação correspondem às diferentes velocidades de sedimentação (V_s) que estavam sendo investigadas, sendo elas: 7; 3; 2; 1,5; 1,2; 0,95 e 0,7 cm.min^{-1} .

Tabela 4-2 - Dosagens de FeCl_3 e Tanino testadas na Fase 1 dos ensaios preliminares de Jarteste.

Dosagens (mg.L^{-1})	
FeCl_3	Tanino
20	20
50	50
100	100
150	150
200	200
250	250

Nota: A solução mãe do cloreto férrico (FeCl_3) foi de 20g.L^{-1} e a do Tanino foi de 10g.L^{-1} .

Finalizada a primeira batelada no jarteste, foi possível construir a curva de sedimentação para cada dosagem testada e com estas curvas verificou-se a V_s e a dosagem de coagulante mais satisfatória na remoção de turbidez remanescente (T/T_0). Geralmente, foi necessária a segunda batelada variando as dosagens de coagulante em intervalos menores próximo da dosagem escolhida na primeira batelada. Na Figura 4.4 estão apresentados os procedimentos realizados na Fase 1 dos ensaios preliminares com o Jarteste.

Figura 4-4 - Fluxograma dos procedimentos realizados na Fase 1 dos ensaios preliminares no Jarteste.

4.2.1.2 Fase 2: Variação de pH de coagulação

Na fase 1 foi escolhida uma V_s e uma dosagem de coagulante satisfatória, com isso nesta fase fixou-se também estes valores e foram variados os valores de pH de coagulação

com o auxílio de alcalinizante (cal hidratada) ou ácido (H_2SO_4) para aumentar e diminuir, respectivamente, o pH inicial das amostras do efluente do reator UASB. O pH médio da amostra do reator anaeróbio foi de 6,8, com isso foi variado o pH inicial nos seguintes valores: 5,5; 6,0; 6,5; 7,0; 7,5 e 8,0, somente para o coagulante cloreto férrico. No entanto, não houve variação de pH da amostra para os ensaios com Tanino, pois este coagulante possui a propriedade de não alterar o pH da água tratada, uma vez que não consome alcalinidade do meio, além do fabricante afirmar que costuma ser efetivo na faixa de pH de 4,5 a 8,0.

Assim como na fase anterior, utilizou-se a turbidez remanescente como variável de controle da eficiência do processo de tratamento. Na Figura 4-5 estão apresentados os procedimentos realizados na Fase 2 dos ensaios preliminares com o Jarteste.

Figura 4-5 - Fluxograma dos procedimentos realizados na Fase 2 dos ensaios preliminares no Jarteste.

4.2.2 Ensaios preliminares de flotação por ar dissolvido (FAD)

O equipamento Flotateste, utilizado no presente trabalho, foi desenvolvido por REALI (1991), e é composto por 4 vasos cilíndricos com capacidade útil de 2 litros cada, que são independentes entre si e interligados a uma câmara de saturação. Como não foi possível alcançar altos gradientes de velocidade nesses vasos, a mistura rápida foi realizada em reatores de mistura de 2 litros e controle de gradiente de velocidade. Primeiro foi realizada a mistura rápida com o coagulante, após 15 segundos diminuiu-se o gradiente de velocidade e iniciou-se imediatamente a mistura rápida com o polímero.

Como mencionado anteriormente, os coagulantes escolhidos para a flotação por ar

dissolvido foram o PAC (fornecido líquido e com teor de Al_2O_3 de 10%) e o FeCl_3 . O polímero escolhido foi o catiônico de alta densidade de carga, fornecido em pó, do tipo ZETAG85.

Ariano (2009) estudou o emprego do coagulante PAC e FeCl_3 associado a diferentes tipos de polímeros no tratamento de efluente anaeróbico por flotação por ar dissolvido e foi relatado que entre os polímeros catiônicos, não – iônico e aniônico testados, o que alcançou os melhores resultados foi o polímero catiônico. Por isso optou-se por utilizar o polímero catiônico para os ensaios de flotação.

Após a mistura rápida, os efluentes coagulados foram transferidos para os vasos cilíndricos do Flotatesto para proceder à floculação, sendo que cada vaso também possuía agitador mecânico (hastes giratórias) com controlador de rotação para ajuste do gradiente médio de velocidade da floculação.

Para a flotação utilizou-se a câmara de saturação do Flotatesto, sob pressão controlada de 5 bar, saturação de água com ar comprimido. Após a floculação, a água saturada foi enviada aos vasos cilíndricos, dessa forma, ao se reduzir a pressão a níveis próximos à pressão atmosférica ocorria o desprendimento do ar dissolvido na água saturada e a geração das microbolhas para o processo de flotação. A entrada da água saturada nos vasos de flotação era controlada por registros agulha.

Utilizou-se a cor aparente e a turbidez como variáveis de controle em todos os ensaios preliminares com o Flotatesto e devido à diluição do efluente em tratamento, ocasionado pela recirculação da água da câmara de saturação, os valores medidos das variáveis de controle foram corrigidos de acordo com a Equação 4.1. O mesmo foi feito com os resultados da Etapa 2.

$$L_{\text{REAL}} = (L_{\text{MISTURADO}} \times (V_{\text{AMOSTRA}} + V_{\text{RECIRCULAÇÃO}})) / V_{\text{AMOSTRA BRUTA}} \quad (4.1)$$

$L_{\text{MISTURADO}}$: valor lido referente à mistura do efluente com a água de saturação;

L_{REAL} : valor corrigido;

$V_{\text{AMOSTRA BRUTA}}$: volume da amostra bruta;

$V_{\text{RECIRCULAÇÃO}}$: volume de água recirculação.

Os ensaios preliminares de FAD foram divididos em 3 fases, sendo estas apresentadas a seguir:

- Fase 1: Variação da dosagem de coagulante;
- Fase 2: Variação da dosagem de polímero;

➤ Fase 3: Variação da porcentagem de recirculação.

Para todos os ensaios preliminares de flotação foram construídas curvas de flotação a partir da coleta de amostras em 6 velocidades de flotação diferentes, conforme proposto por REALI (1991). De acordo com ARIANO (2009), com escoamento contínuo, a velocidade de flotação pode simular grosseiramente e indiretamente o efeito que se teria num flotador piloto com a variação da taxa de aplicação superficial (TAS). Assim, a velocidade de flotação vem sendo utilizada por diversos autores para avaliar o desempenho da FAD em função de diversas velocidades de flotação, em unidades de FAD em escala de laboratório com alimentação por batelada. Para todos os ensaios preliminares foram coletadas amostras em diferentes tempos de flotação, sendo estes tempos correspondentes às diferentes velocidades de flotação (V_F) que estavam sendo investigadas, sendo elas: 9, 12, 15, 18, 21 e 25 cm.min^{-1} .

O pH de coagulação também foi medido em todos os ensaios das três fases e não foi necessário estudo de correção de pH de coagulação com o intuito de otimizar o processo de flotação, ou seja, não foi feita variação do pH ou ajustes, de maneira que foi usado o pH natural da amostra.

Além disso, previamente aos ensaios preliminares o efluente do reator UASB foi caracterizado em termos das variáveis cor aparente, turbidez, alcalinidade, temperatura, pH, SST e DQO.

4.2.2.1 Fase 1: Variação da dosagem de coagulante

Na Fase 1 o objetivo foi verificar a eficiência do processo de flotação com dosagens variadas dos coagulantes PAC e FeCl_3 , no tratamento do efluente anaeróbio visando obter maiores remoções de cor aparente e turbidez e menor dosagem aplicada. Sendo assim, estudou-se uma ampla faixa de dosagem dos coagulantes. Na Tabela 4-3 estão apresentadas as dosagens de FeCl_3 e PAC testadas na Fase 1.

Tabela 4-3 - Dosagens de coagulantes testadas nos ensaios preliminares na Fase 1.

Dosagens (mg.L^{-1})	
FeCl_3	PAC
20	25
40	50
60	75
80	90

100	100
120	125
	150

Nota: FeCl_3 : cloreto férrico ($\text{FeCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$; marca Synth); PAC: cloreto de polialumínio (solução, marca Sigma). A solução mãe do cloreto férrico foi de 20g.L^{-1} .

Todas as amostras foram submetidas à determinação de cor aparente e turbidez.

Na Figura 4-6 estão apresentados os procedimentos realizados na Fase 1 dos ensaios preliminares.

Figura 4-6 - Fluxograma dos procedimentos realizados na Fase 1 dos ensaios preliminares no Flotatest.

4.2.2.2 Fase 2: Variação das dosagens do polímero

Com a melhor dosagem de coagulante definida na Fase 1, prosseguiu-se para a Fase 2, na qual fixou-se a dosagem de coagulante e variou-se a dosagem do polímero catiônico. As dosagens de polímero testadas foram: 0,5; 1,0; 1,5 e $2,0 \text{ mg.L}^{-1}$. Estas dosagens estão expressas em termo de teor ativo do polímero. Nesta fase, em cada dosagem de polímero também foram coletadas amostras em diferentes tempos de flotação correspondentes às diferentes velocidades de flotação (V_F) citadas anteriormente. Na Figura 4-7 estão apresentados os procedimentos realizados na Fase 2 dos ensaios preliminares.

Figura 4-7 - Fluxograma dos procedimentos realizados na Fase 2 dos ensaios preliminares no Flotatest.

4.2.2.3 Fase 3: Variação da porcentagem de recirculação

Definidas as dosagens do coagulante e do polímero, o próximo passo foi fixar estas dosagens e variar a fração de recirculação de água saturada. As taxas de recirculação testadas foram as seguintes: 10, 15, 17 e 20%. Finalizados os ensaios da Fase 3, todas as amostras foram submetidas à determinação de cor aparente e turbidez. Na Figura 4-8 estão apresentados os procedimentos realizados na Fase 3 dos ensaios preliminares.

Figura 4-8 - Fluxograma dos procedimentos realizados na Fase 3 dos ensaios preliminares no Flotatest.

4.3 Ensaios de monitoramento do tratamento combinado

Com os gradientes de mistura rápida e floculação, bem como o tempo de mistura de cada gradiente fixado de acordo com os valores apresentado na Tabela 4-1, e as dosagens de produtos químicos (coagulantes e polímero), velocidades de sedimentação e flotação e a taxa de recirculação fixados de acordo com os valores escolhidos na etapa 1 (ensaios preliminares), iniciaram-se os ensaios da etapa 2, os ensaios de monitoramento. Esta etapa tinha como objetivo verificar a eficiência do reator UASB combinado com o tratamento físico-químico coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação em condições controladas, visando a remoção não apenas de matéria orgânica, mas principalmente de *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp. e de atividade estrogênica. As variáveis analisadas, bem como a metodologia utilizada para cada uma delas estão descritas nos itens 4.4, 4.5 e 4.6.

Assim como nos ensaios preliminares, as coletas das amostras de esgoto bruto e efluente do reator UASB foram realizadas às 7h30min da manhã e as amostras foram imediatamente transportadas para laboratório para os ensaios em jarteste e/ou flotatestes. As amostras de lodo do reator UASB e lodo gerado nos tratamentos em jarteste também foram analisadas. Não foi possível analisar as amostras de lodo flotado devido ao pequeno volume gerado e devido à dificuldade de coletar esse lodo no flotatestes. Na Figura 4.3 está apresentado o fluxograma de tratamento combinado utilizado nos ensaios de monitoramento.

Os ensaios de monitoramento também foram divididos em três etapas, sendo elas apresentadas na Tabela 4-4. Com isso, foi possível variar o TDH do reator UASB, o tratamento combinado (jarteste e/ou flotatestes) e a variável principal em análise (protozoários ou atividade estrogênica). Foi preciso dividir em etapas porque era inviável realizar simultaneamente todas as análises do mesmo ensaio.

Tabela 4-4 - Etapas dos ensaios de monitoramento.

Etapa	Reator UASB TDH ⁽¹⁾ (horas)	Tratamento Combinado
1	12	Jarteste
2	8	Jarteste e Flotatestes
3	12	Flotatestes

Nota: ⁽¹⁾Tempo de detenção hidráulica.

4.4 Variáveis analisadas e suas metodologias

As amostras referentes aos pontos de coleta foram submetidas a análises físico-químicas tendo por base o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012). Para as análises parasitológicas, cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp., a metodologia foi adaptada de ROBERTSON *et al.*, (2000), FRANCO *et al.*, (2001), McCUIN & GLANCY (2005), SANTOS (2007) e MEDEIROS (2013). E para as análises microbiológicas, *E.coli* e coliformes totais, foi utilizada a técnica de “pour plate” ou membrana filtrante em meio de cultura Chromocult Coliform Agar (Merk), de acordo com algumas sugestões de LORENÇÃO (2009). Na Tabela 4-5 estão apresentadas as variáveis e metodologias utilizadas nos ensaios de monitoramento do sistema de tratamento combinado.

Tabela 4-5 - Variáveis e metodologias utilizadas nos ensaios de monitoramento do sistema do tratamento de esgoto combinado (APHA; AWWA, WEF, 2012, exceto cistos de *Giardia* spp., oocistos de *Cryptosporidium* spp. e atividade estrogênica).

Variável	Metodologia
pH	4500 B
Temperatura	2550 B
Cor aparente	2120 C
Alcalinidade	2320 B
Turbidez	2130 B
CE ¹	2510 B
OD ²	4500-OG
DBO ₅ ³	5210 B
DQO ⁴	5220 D
COT ⁵	5310-B
Coliformes totais	9222B
<i>E. coli</i>	9222 D
Cistos de <i>Giardia</i> spp.	item 4.5
Oocistos de <i>Cryptosporidium</i> spp.	item 4.5
ST ⁶	2540 B
STV ⁷	2540 E
STF ⁸	2540 B
SST ⁹	2540 B
SSV ¹⁰	2540 E
SSF ¹¹	2540 B
Nitrogênio Total	4500-NH ₃ C
Nitrogênio Amoniacal	4500 – NH ₃ B
Nitrito	4500 - NH ₃ H
Nitrato	4500 - NH ₃ H
Fósforo Total	4500 – P E e F
Metais	3111-B

Nota: 1. Condutividade elétrica; 2. Oxigênio dissolvido; 3. Demanda bioquímica de oxigênio; 4. Demanda química de oxigênio; 5. Carbono orgânico total; 6. Sólidos totais; 7. Sólidos totais voláteis; 8. Sólidos totais fixos; 9. Sólidos suspensos totais; 10. Sólidos suspenso voláteis; 11. Sólidos suspensos fixos.

4.5 Exames parasitológicos – *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp.

O método 1693 (USEPA, 2014) é destinado a exames de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em amostras de água. Basicamente, este método é dividido em 3 etapas, sendo elas apresentadas a seguir: (1) concentração da amostra por filtração seguidas de centrifugação; (2) purificação por separação imunomagnética; e (3) detecção de (oo) cistos por imunofluorescência direta.

No entanto, diferenças fundamentais entre água e esgoto, tais como o número de parasitos, concentração de material particulado e natureza complexa, exige técnicas mais específicas para a quantificação de (oo)cistos em amostras de esgoto (ROBERTSON et al, 2000; McCUIN & CLANCY, 2005 e BONATTI et al, 2007).

Com isso, o presente trabalho fez uso do método 1623.1 (USEPA, 2012) para as etapas de purificação por separação imunomagnética e detecção de (oo) cistos por imunofluorescência direta, porém foi necessário adaptar a etapa de concentração da amostra de acordo com suas características.

A seguir será descrita a metodologia detalhada do exame parasitológico de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. utilizada para as amostras de esgoto e lodo. O exame foi dividido em etapas, sendo elas descritas a seguir: a) concentração da amostra; b) purificação por separação imunomagnética (IMS); c) dissociação ácida de (oo)cistos; d) detecção por reação de imunofluorescência direta (RID); e) confirmação da presença de (oo)cistos pelo teste com DAPI e por microscopia de contraste interferencial diferencial (DIC) e f) enumeração.

Anteriormente ao exame parasitológico, toda a vidraria e material utilizado permaneceu por 24 horas de molho em Extran (5%) e cloro (2%), enxaguou-se com água de torneira até retirar toda a espuma, em seguida enxaguou-se novamente com água deionizada. As ponteiras, quando não estéreis, além de serem lavadas também foram autoclavadas, bem como as pipetas Pasteur de vidro. Além disso, todo o material que entraria em contato com a amostra (por exemplo: proveta, erlenmeyer, tubos de centrifugação, pipetas, acessórios de filtração, tubo de lado plano, entre outros) foram previamente enxaguados com Tween 80 (0,1%).

Como a etapa de concentração foi escolhida de acordo com as características das amostras, na Tabela 4-6 estão apresentadas as metodologias utilizadas em cada caso. Todos os exames parasitológicos foram iniciados, no máximo, após 72 horas a coleta das amostras.

Tabela 4-6 - Metodologia usada para as diferentes amostras na quantificação de cistos e oocistos de protozoários.

Amostra	Método
Esgoto bruto	Tripla centrifugação seguida de IMS ⁽¹⁾
Efluente do reator UASB	Tripla centrifugação seguida de IMS
Efluentes do jarteste e do flotatesto	Filtração em membrana seguido de IMS
Lodo do reator UASB	IMS direto
Lodo de jarteste	Tripla centrifugação seguido de IMS

Nota: (1) Separação imunomagnética.

4.5.1 Etapa de concentração da amostra

Na etapa de concentração da amostra diferentes procedimentos foram usados dependendo da turbidez da amostra. Para as amostras com turbidez mais elevada (>25 NTU) foi utilizado o método de tripla centrifugação e para as amostras com turbidez baixa (<25 NTU) foi utilizado o método de filtração em membranas. Ambos os métodos estão descritos a seguir.

4.5.1.1 Tripla Centrifugação

O método de centrifugação para concentrar as amostras foi realizado conforme protocolo modificado de ROBERTSON et al (2000) adaptado para tripla centrifugação de acordo com MEDEIROS (2013).

Tripla centrifugação para amostras com turbidez média

Amostras com turbidez de 25 a 75 NTU foram consideradas amostras com turbidez média. Sendo assim, 150 mL destas amostras foram transferidos para frascos erlenmeyer com 50 mL de solução Tween 80 (0,1%), totalizando 200 mL de amostra que foram homogeneizados por 3 minutos sob agitador magnético. O objetivo de adicionar a solução detergente Tween 80 (0,1%) à amostra é desagregar os (oo)cistos de partículas nas quais possam estar aderidos. Após a homogeneização, os 200 mL de amostra foram igualmente divididos em 4 tubos cônicos de centrifuga (tubos Falcon) de 50 mL de capacidade. Estes 4 tubos Falcon foram centrifugados a 1500 x g por 15 minutos (Centrífuga 5810, Eppendorf). Concluída a primeira centrifugação, o sobrenadante de cada tubo foi retirado, restando um volume final de aproximadamente 1 mL.

Este volume foi homogeneizado com auxílio de pipeta Pasteur de plástico estéril para ressuspender o sedimento, de modo que em seguida o volume de 1 mL de cada um dos 4 tubos Falcon foram transferidos para apenas um dos tubos, agora com aproximadamente 4 mL. Os três tubos Falcon vazios foram lavados com 1,5 mL de água deionizada, duas vezes, sendo este volume de lavagem dos tubos também transferidos para o tubo Falcon com os 4 mL de amostra. Após as lavagens, houve o acréscimo de água deionizada para se obter volume final de 15 mL no tubo Falcon com a amostra.

Foi realizada a segunda centrifugação deste tubo Falcon a 1500 x g por 15 minutos e em seguida nova retirada de sobrenadante, deixando apenas aproximadamente 0,5 mL de amostra no tubo Falcon. Este volume foi homogeneizado e transferido com o auxílio de pipeta Pasteur de plástico para tubo de microcentrifugação (1,5 mL de capacidade). O tubo Falcon foi lavado com 0,5 mL de água deionizada, sendo este volume também transferido ao tubo de microcentrifugação, cujo volume ficou próximo a 1 mL.

Por fim, realizou-se a terceira centrifugação – a 1500 x g, por 15 minutos - e em seguida retirou-se o sobrenadante, deixando apenas 0,5 mL de amostra no tubo de microcentrifugação. Anotou-se o volume do sedimento ainda no tubo de microcentrifugação. Finalizada a etapa de concentração, a amostra foi deixada em geladeira *overnight* (4 a 8°C) ou procedia-se a etapa de IMS imediatamente, conforme procedimento foi descrito no item 4.5.2.

Tripla centrifugação das amostras com turbidez alta

Amostras com turbidez acima de 75 NTU, ou seja, as amostras de esgoto bruto e lodo dos tratamentos em jarteste, foram consideradas amostras com turbidez alta. Sendo assim, 50 mL destas amostras foram transferidos para frascos erlenmeyer com 50 mL de solução Tween 80 (0,1%), totalizando 100 mL de amostra que foram homogeneizados por 3 minutos sob agitador magnético. Após a homogeneização, os 100 mL de amostra foram igualmente divididos em 2 tubos Falcon de 50 mL de capacidade. Estes 2 tubos Falcon foram centrifugados a 1500 x g por 15 minutos (Centrífuga 5810, Eppendorf). Concluída a primeira centrifugação, o sobrenadante de cada tubo foi aspirado cuidadosamente com pipeta Pasteur, restando um volume final de aproximadamente 5 mL em cada um dos dois tubos Falcon (quando o volume do sedimento for menor ou igual a 0,5 mL). Os volumes de 5 mL dos dois tubos foram levados ao vórtex para homogeneização do sedimento formado (ressuspensão dos sedimentos) e concentrados em apenas um tubo, agora com aproximadamente 10 mL.

O tubo Falcon vazio foi lavado com 2,5 mL de água deionizada, duas vezes - sendo este volume de lavagem do tubo transferido para o tubo Falcon com os 10 mL de amostra. Após as lavagens, o volume final de amostra no tubo Falcon era de 15 mL.

A segunda e a terceira centrifugação foram realizadas conforme procedimento apresentado anteriormente para tripla centrifugação para amostra com turbidez média.

É importante ressaltar que, nos casos em que o volume do sedimento, após a centrifugação, for maior que 0,5 mL, utiliza-se a equação 4.2 para calcular o volume total requerido para ressuspender o sedimento no interior do tubo de centrifugação.

$$\text{volume total requerido (mL)} = \text{volume do "pellet"} / 0,5 \text{ mL} \times 10 \text{ mL} \quad (4.2)$$

Caso necessário, adiciona-se água purificada ao tubo de centrífuga, ao invés de aspirar o sobrenadante, de forma a levar o volume ao nível calculado. Este cálculo também pode ser utilizado no caso anterior, de tripla centrifugação das amostras com turbidez média, no entanto nunca foi utilizado no presente trabalho porque o sedimento das amostras (independente da amostra e do método de concentração utilizado) sempre era menor que 0,5 mL.

4.5.1.2 Filtração em membrana

Este método foi modificado de Franco et al. (2001) e Santos (2007) e foi utilizado para as amostras de turbidez baixa (<25 NTU). Primeiramente, todo o equipamento de filtração foi enxaguado com solução de eluição – Tween 80 (0,1%). A membrana de ésteres mistos de celulose com porosidade de 3 µm (47 mm de diâmetro, Millipore) foi colocada no suporte de filtração. Em seguida, aproximadamente 1 litro de amostra foi filtrada por bomba de vácuo (Marconi) com fluxo de 4 L.min⁻¹ e pressão de – 500 mm Hg. Mais de uma membrana foi utilizada para filtrar 1 litro de cada amostra, ou seja, uma vez iniciada a filtração a amostra era dosada de maneira cautelosa até colmatar a membrana e consequentemente diminuir o fluxo de filtração. Então, a bomba era desligada, a membrana retirada e transferida para placa de Petri de vidro que já estava com 5 mL de solução de eluição – Tween 80 (0,1%) - e outra membrana era colocada no suporte de filtração, prosseguindo com a filtração. Essa troca de membrana ocorria até que toda a amostra (1 litro) tivesse sido filtrada, limitando-se ao máximo 10 membranas por amostra, mesmo que o volume filtrado fosse menor que 1 L.

Durante a filtração, cada membrana permanecia por no máximo 30 minutos sob pressão da bomba, pois os oocistos de *Cryptosporidium* spp. tem característica de compressibilidade, e podem ficar entranhados nas fibras da membrana dificultando sua recuperação durante a extração mecânica (raspagem da membrana), por isso evitava-se forçar a filtração por longo período.

Encerrada a etapa de filtração, iniciava-se a etapa de raspagem das membranas, para a extração mecânica dos (oo)cistos que estivessem ali presente. Esta etapa de raspagem pode ser feita em até 48 horas após encerrada a filtração e neste caso pode-se armazenar em geladeira as placas de Petri fechadas até o momento da raspagem, certificando-se que os 5 mL de solução Tween foram o suficiente para manter as membranas molhadas. A raspagem foi feita com alça plástica (uma para cada amostra) e durava em torno de 15 minutos por membrana, pois em intervalos intermediários de 3 minutos, foi cessada a raspagem para se realizar a transferência do volume de 5 mL de solução Tween inicialmente aplicado para o tubo Falcon. Mais 5 mL de solução Tween 80 (0,1%) foram colocados na placa de Petri contendo a membrana, e então iniciava-se a raspagem por mais 3 minutos e em sequência se transferia novamente o volume para o mesmo tubo Falcon. Esses procedimentos de raspagem, lavagem e transferência de amostra para o tubo Falcon foram realizados 3 vezes com cada membrana, portanto totalizando-se 15 mL de amostra no tubo por membrana raspada. Em cada tubo Falcon com capacidade de 50 mL foi possível adicionar o volume proveniente da raspagem de até 3 membranas. Na Figura 4-9 estão apresentadas algumas membranas após a filtração, imersas nos 5 mL de solução de eluição em placa Petri de vidro, bem como as alças plásticas utilizadas para a raspagem dessas membranas e os tubos Falcon com a amostra proveniente das raspagens.

Figura 4-9 - A: membranas com 5 mL da solução de eluição nas placas Petri de vidro; B: alças plásticas para raspagem e ponteiros de 5 mL para transferência da amostra; C: tubos de centrifugação cônicos (tubos Falcon) com as amostras provenientes do procedimento de raspagem das membranas.

Fonte: autoria própria.

Concluída a raspagem, realizou-se a tripla centrifugação das amostras, conforme procedimento descrito no item 4.5.1.1.

4.5.2 *Etapas de purificação por separação imunomagnética (IMS)*

A etapa de purificação por separação imunomagnética (IMS) foi incluída após os procedimentos de tripla centrifugação e filtração em membrana e tem a finalidade de separar os (oo)cistos de outras partículas presentes e aumentar a porcentagem de recuperação dos mesmos. Para realização dessa etapa utilizou-se o protocolo do fabricante dos Dynabeads (Dynal CG – Combo anti-*Cryptosporidium* e *Giardia*, Invitrogen Dynal AS, Norway).

Primeiramente, o kit de IMS (Invitrogen Dynal AS Norway) foi retirado da geladeira minutos antes de iniciar essa etapa do procedimento para que atingisse temperatura ambiente.

O volume de amostra da etapa de concentração que estava no tubo de microcentrifugação foi homogeneizado com auxílio de pipeta Pasteur de plástico e posteriormente transferido para o tubo de lado plano (T_{LP}) (Dynal® L10 tubes, Cat. no. 740.03). Foram realizadas 3 lavagens com 1 mL de água deionizada no tubo de microcentrifugação, sendo que essa água de lavagem também foi transferida para o T_{LP} . O volume de amostras no T_{LP} era de 3,5 mL e foi completado para 10 mL com solução de Tween 80 (0,1%). O T_{LP} foi fixado no misturador de amostras (Dynabeads® Sample Mixer,

Invitrogen™ USA) por 30 minutos a uma velocidade de rotação de 18 rpm. Após 30 minutos homogeneizando no misturador de amostras somente com a solução de eluição, acrescentou-se 1 mL do tampão SL-A e 1 mL do tampão SL-B ao T_{LP} com os 10 mL de amostras, conforme protocolo do fabricante. Os frascos com Dynabeads anti – *Cryptosporidium* e anti – *Giardia* do kit foram homogeneizados em vórtex por 10 segundos para ressuspensão das partículas e em seguida também foram adicionados 100 µL de cada um ao T_{LP}.

O T_{LP} foi encaminhado ao misturador de amostras novamente por mais uma hora a uma velocidade de rotação de 18 rpm. Em seguida, o T_{LP} foi colocado no primeiro concentrador de partículas magnéticas (Dynal MPC – 1, Cat. Nº 120.01D; Invitrogen Dynal AS, Norway), com o lado plano do tubo voltado para o ímã. Em seguida foi feita rotações de 90° manualmente por 2 minutos, sendo aplicada, em média, uma rotação por segundo. Este procedimento tem o intuito de capturar os Dynabeads, aderidos aos (oo)cistos, pelo ímã.

Após finalizados os 2 minutos de rotação, com o T_{LP} ainda preso no concentrador de partículas magnéticas, o T_{LP} foi invertido na posição vertical para descarte do sobrenadante, mantendo o lado plano voltado para cima, ou seja, o sobrenadante escoou pelo lado contrário ao do ímã, onde estavam aderidos os Dynabeads juntamente com os protozoários.

Logo após o descarte do sobrenadante, removia-se o T_{LP} do concentrador de partículas e realizavam-se duas lavagens no lado plano do tubo com 0,5 mL de tampão SL-A do próprio kit diluído a 10 vezes. Após cada lavagem, o líquido foi transferido para tubo de microcentrífuga (capacidade 1,5 mL) com auxílio de pipeta Pasteur de vidro esterilizada.

Por sua vez, os tubos de microcentrífuga foram colocados no segundo concentrador de partícula (MPC-S, Cat. Nº 120.20D, Invitrogen Dynal AS, Norway), com sua faixa magnética já encaixada. Em seguida, o segundo concentrador de partículas com tubo de microcentrífuga foi rotacionado manualmente também a um ângulo de 90° por 1 minuto, com uma rotação por segundo.

Após a rotação, os Dynabeads estavam nitidamente aderidos à região da parede do tubo de microcentrífuga que estava virada para o lado da fita magnética. Sem remover a fita magnética e novamente com o auxílio de pipeta Pasteur de vidro, aspirou-se o sobrenadante com muita cautela para não encostar e aspirar o material aderido à parede e esse sobrenadante foi descartado. Em seguida, a fita magnética foi removida do concentrador de partículas para posterior realização da dissociação ácida. Na Figura 4-10 estão ilustradas algumas das etapas descritas no procedimento IMS.

Figura 4-10 - (A) Agitação das amostras no misturador rotatório; (B) Tubo de lado plano (primeiro concentrador de amostras); (C) Descarte do sobrenadante; (D) Segundo concentrador de amostras sem ímã; (E) Dynabeads aderidos a parede do tubo próximo a fita magnética.

Fonte: autoria própria.

4.5.3 *Etapa de dissociação ácida*

A dissociação ácida foi realizada em duas etapas – primeira e segunda dissociação, visando aumentar a porcentagem de recuperação de (oo)cistos, conforme proposto pelo método 1623.1 (USEPA, 2012).

Basicamente, o sedimento que permaneceu nos tubos de microcentrifugação após a etapa de IMS continha os Dynabeads ligados aos (oo)cistos, e para que ocorresse a dissociação entre essas microesferas magnéticas e os (oo)cistos de protozoários foi utilizado ácido clorídrico (0,1N).

Foi adicionado 50 μ L de ácido ao tubos de microcentrifuga, os quais foram homogeneizados em vórtex por 10 segundos. Nesse momento da agitação no vórtex foi preciso ter cautela para que a amostra permanecesse sob agitação somente no fundo do tubo de microcentrifuga e não atingisse a tampa do tubo para que não houvesse perda de amostra.

Os tubos foram então colocados no segundo concentrador de partículas magnéticas (MPC – S) novamente, porém sem a fita magnética e deixados em repouso por 10 minutos, em posição vertical e temperatura ambiente. Após os 10 minutos, os tubos foram homogeneizados novamente no vórtex por 10 segundos e então voltaram ao segundo

concentrador de partículas magnéticas (MPC – S), no qual já estava inserida a fita magnética, mantendo-os em repouso por, no mínimo, 10 segundos. Teoricamente, após essa etapa as esferas magnéticas estariam aderidas à parede do tubo que está voltada para a fita magnética enquanto que os (oo)cistos de protozoários estariam imersos na solução de ácido clorídrico.

Concomitantemente ao período de repouso dos tubos de microcentrifuga, ocorreu a preparação das lâminas, as quais estavam presentes no kit Merifluor (Meridien Bioscience Diagnostics, Cincinnati, Ohio), utilizado para detecção de (oo)cistos. Foram adicionados 5,0 μ L de hidróxido de sódio (1 N) no primeiro poço (well) da lâmina – cujo finalidade foi neutralizar os 50 μ L de ácido. Em seguida, foram transferidos os 50 μ L dos tubos de microcentrifuga para o primeiro poço da lâmina que estava com a solução básica.

A etapa de dissociação ácida foi realizada mais uma vez, ocorrendo assim a segunda dissociação da amostra. Após a segunda dissociação a amostra de 50 μ L foi transferida para o terceiro poço da mesma lâmina. Embora seja a mesma amostra, um único poço não comporta mais do que 50 μ L de amostra.

Concluída a etapa de dissociação, as lâminas permaneceram em repouso por aproximadamente 4 horas, em temperatura ambiente para secarem e somente depois, dar início à etapa de detecção e identificação de cistos e oocistos por reação de imunofluorescência direta (RID). Na Figura 4-11 estão ilustradas algumas das etapas da dissociação ácida relatada anteriormente.

Figura 4-11 - Lâmina que acaba de receber amostras nos poços das extremidades; (B) Amostras secas nos poços das extremidades.

Fonte: autoria própria.

4.5.4 Etapa de reação de imunofluorescência direta (RID)

A reação de imunofluorescência direta (RID) com o kit Merifluor foi realizada para detecção e identificação dos (oo)cistos. Com a amostra completamente seca, foi adicionado de 20 a 50 μ L (dependendo da amostra) de metanol absoluto no poço da lâmina, o qual

permaneceu secando por 10 minutos ou até secar completamente todos os poços. O objetivo do metanol é fixar a amostra, por isso é importante que toda a amostra seja encoberta com o metanol, para que esta não seja “lavada” durante o procedimento de RID.

Após os 10 minutos, na ausência de luz, aplicou-se uma gota do fluido de detecção e uma gota do contra-corante, presentes no kit Merifluor, nos poços das lâminas, e com auxílio de alça plástica, também presente no kit, esses reagentes foram cuidadosamente misturados.

Em seguida, a lâmina foi colocada em câmara úmida e escura à 37 °C por 30 minutos. Decorrido o tempo, ainda na ausência de luz, realizou-se a lavagem dos poços para retirada do excesso de reagentes aplicados. Para a lavagem, inclinou-se a lâmina a 45 °C e aplicou-se 50 µL de solução de lavagem diluída 1:20, presente no kit Merifluor. Esse procedimento de lavagem foi repetido mais duas vezes, com intervalo de 1 minuto entre as lavagens. Cuidadosamente, foi removido com papel o excesso das soluções ao redor dos poços. Em seguida, foi aplicado 50 µL do corante vital DAPI (4', 6 – diamidino – 2fenil – indol) (DAPI – Sigma Aldrich®) em cada poço e mais uma vez as lâminas ficaram em câmara úmida e escura por 10 minutos no máximo. Após os 10 minutos, cada poço foi lavado novamente com a solução de lavagem diluída 1:20, novamente, da mesma forma que foi feito anteriormente, para retirar o excesso de DAPI. Em seguida, aplicou-se 10 µL de água ultrapura para evitar a formação de cristais no poço e após 1 minuto foi retirado o excesso de água ultrapura inclinado a lâmina a 45 °C e limpou-se ao redor do poço com papel. Adicionou-se uma gota do meio de montagem do kit Merifluor® no centro do poço e depositou-se a lamínula sobre o poço cuidadosamente evitando a formação de bolhas.

Para contagem de (oo)cistos no poço respeitou-se o prazo máximo de 7 dias, conforme o método 1693 (USEPA, 2014), e utilizou-se microscopia de epifluorescência (Olympus BX 51), com aumento de 300 a 800 vezes.

4.5.5 Etapa de Enumeração de (oo)cistos

A concentração de (oo)cistos foi calculada conforme proposto por CANTUSIO NETO (2004), usando-se a Equação 4.3.

$$(oo)cistos.L^{-1} = \frac{n^{\circ} \text{ de } (oo)cistos \text{ detectados} \times 10^6 \times vol.total \text{ do sedimento (mL)}}{vol.de \text{ sedimento na lâmina } (\mu L) \times volume \text{ de amostra (mL)}} \quad (4.3)$$

Para a técnica de RID, os critérios de positividade foram avaliar a presença de estruturas esféricas de 4 a 6 μm – oocisto; e ovóides de 8 a 18 μm de comprimento por 5 a 15 μm de largura – cistos; a parede deveria mostrar fluorescência verde-maçã brilhante, sem poros ou apêndices e apresentar sutura do oocisto visível (exibindo forte fluorescência). O teste confirmatório da presença de (oo)cistos foi realizado a partir do corante DAPI (4', 6'-diamidino-2-fenilindol) e pela microscopia de contraste interferencial diferencial (DIC). Na Figura 4-12 estão apresentadas imagens da microscopia com aumento de 800x, de cistos de *Giardia* spp. marcados com os corantes FITC e DAPI e de microscopia DIC.

Figura 4-12 - Imagens de microscopia com aumento de 800x. (A): cistos de *Giardia* spp. marcados com corante FITC; (B): cistos de *Giardia* spp. em microscopia DIC e marcado com corante FITC; (C): cistos de *Giardia* spp. marcado com corantes FITC e DAPI.

Fonte: autoria própria.

4.5.6 Exames de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. em amostras de lodo

O método para detecção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. no lodo do reator UASB foi adaptado de McCUIN & CLANCY (2005). Os autores não utilizaram das técnicas de concentração de amostra, e empregaram a purificação por IMS direto com posterior detecção e identificação dos protozoários por reação de imunofluorescência direta (RID).

A amostra de lodo do reator UASB tinha como característica a alta concentração de sólidos e era altamente contaminada com (oo)cistos de protozoários, por isso dispensava a etapa de concentração da amostra, sendo necessário o IMS direto.

Sendo assim, 200 mL de amostra de lodo foram transferidos para liquidificador comum para intensa homogeneização e quebra dos flocos, por 3 minutos. Em seguida, pesou-se 1 grama dessa amostra de lodo úmido, devidamente homogeneizado, diretamente no tubo de lado plano (T_{LP}).

O T_{LP} foi completado para o volume de 10 mL, com solução de eluição 7X®. Utilizou-se a solução de 7X® com o objetivo de promover a desagregação dos (oo)cistos das partículas em suspensão.

Observa-se que no procedimento de IMS com as amostras de esgoto bruto e efluentes utilizou-se a solução Tween 80 (0,1%) ao invés de 7X®, sendo que o objetivo era o mesmo, porém como as amostras de lodo eram mais complexas e difíceis de identificar os (oo)cistos no microscópio, foram feitos ensaios testes com diferentes soluções detergentes, tais como o Tween 80, o 7X® e o NaHMP e observou-se que o 7X® deixava a amostra de lodo mais “limpa” e melhorava a visualização dos (oo)cistos no microscópio. Prosseguiu-se então utilizando 7X® para as amostras de lodo. No caso das amostras de lodo do jarteste, não foi utilizado IMS direto porque as amostras eram bem aquosas e precisavam de uma etapa de concentração, contudo também foi utilizado solução de 7X® na etapa de purificação com IMS, ao invés de Tween 80 (0,1%).

Portanto, após completar o T_{LP} com solução de 7X® o procedimento foi exatamente igual ao protocolo do fabricante dos Dynabeads (Dynal CG – Combo anti – *Cryptosporidium* e *Giardia*, Invitrogen Dynal AS, Norway), conforme item 4.5.2.

Concluída a etapa de IMS, foi realizada a detecção e identificação dos (oo)cistos por reação de imunofluorescência direta (RID) com o kit Merifluor, e posterior contagem de (oo)cistos utilizando microscópio de epifluorescência (Olympus BX51), conforme item 4.5.5.

O cálculo de (oo)cistos nas amostras de lodo foi feito conforme BONATTI (2007) e modificado por MEDEIROS (2013), usando-se a Equação 4.4, que fornecia os dados em (oo)cistos por grama de sólidos totais.

$$(oo)cistos. grama^{-1} = \frac{n^{\circ} de (oo)cistos detectados \times vol.sedimento final (mL)}{vol.de sedimento na lâmina (\mu L) \times massa da amostra (g) \times 0,001} \quad (4.4)$$

4.5.7 Ensaios controle – positivo e controle – negativo

Também foi realizado o controle positivo com a finalidade de se avaliar a sensibilidade dos métodos adotados. Neste sentido, a suspensão comercial de cistos e oocistos utilizadas para a contaminação artificial das amostras foi o ColorSeed™ (Biotechnology Frontiers, Austrália).

No controle interno positivo ColorSeed é utilizado o fluorocromo sulforodamina, cujo nome comercial é Texas Red®, para marcar, com coloração vermelha, os (oo)cistos a serem utilizados nos ensaios de efeito da matriz, conforme pode ser visto na Figura 4-13.

Após a contaminação artificial das amostras, conforme as recomendações do fabricante, os diferentes métodos de detecção de (oo)cistos (tripla centrifugação, filtração por membrana e IMS direto), descritos anteriormente, foram normalmente processados. Foram realizados dois ensaios com o ColorSeed, sendo um no início dos ensaios de monitoramento e outro no fim.

Foram feitos alguns desses ensaios de controle-negativo durante a pesquisa para investigar possíveis contaminações das amostras durante todas as etapas do procedimento de detecção de protozoários. Nesses ensaios utilizou-se amostras de água deionizada (ausente de protozoários) que foram submetidas aos mesmos métodos de detecção de (oo)cistos utilizados na pesquisa. Nos ensaios controle negativo não foram encontrados (oo)cistos.

Figura 4-13 - A: cistos de *Giardia* spp. em microscopia de fluorescência, marcado com corante FITC (excitação: 450 – 490 nm); B: cistos de *Giardia* spp. em microscopia de fluorescência e marcados com Texas Red (excitação: 510 -550 nm).

Nota: Imagens de microscopia com aumento de 800x.

Fonte: autoria própria.

4.6 Exames microbiológicos – *Escherichia coli* e coliformes totais

Para a quantificação de *E. coli* e coliformes totais foi utilizada a técnica de “pour plate”, conforme proposto por LOURENÇÃO (2009), para as amostras com maior concentração de sólidos, tais como o lodo, esgoto bruto e efluente do reator UASB e utilizou-se a técnica de membrana filtrante para as amostras mais limpas, tais como os efluentes do Jarteste e do Flotateste.

No “pour plate”, foram feitas diluições decimais das amostras; colocava-se 1 mL da amostra diluída em placa de Petri esteril, e em seguida adicionavam-se 9 mL de meio Chromocult® Coliform Agar (Merk Cat. No 1.10426) ainda líquido e na temperatura de 50

a 55 °C. As placas, contendo a amostra e o meio de cultivo, foram homogeneizadas cuidadosamente, invertidas após o meio solidificar e incubadas a 36 ± 1 °C por 24 ± 1 hora.

As colônias que apresentam coloração azul-escuro/violeta são identificadas como *E.coli* e aquelas que apresentam coloração salmão/vermelha, somadas às colônias de *E.coli*, são identificadas e quantificadas como coliformes totais. Os resultados foram lidos como unidade formadora de colônia (UFC) por mL.

No caso da técnica de membrana filtrante, após realizar as diluições decimais das amostras, com auxílio de bomba a vácuo, filtraram-se 100 mL de amostra através de uma membrana estéril filtrante de 47 mm de diâmetro e 0,45 µm de porosidade, utilizando equipamento de filtração. Em seguida, a membrana foi removida assepticamente do equipamento de filtração, com auxílio de uma pinça e colocada sobre a superfície da placa já contendo 10 mL de meio Chromocult® Coliform Agar. Incubou-se a placa a ser examinada invertendo-a, também a 36 ± 1 °C por 24 ± 1 hora. A identificação e quantificação foi exatamente igual à da técnica “pour plate”, contudo os resultados foram lidos como UFC por 100 mL. Na Figura 4-14 está apresentada a placa de Petri com as colônias de coloração azul-escuro/violeta e coloração salmão/vermelha após o tempo de incubação.

Figura 4-14 - Colônias de coloração azul-escuro/violeta e coloração salmão/vermelha.
Fonte: autoria própria.

5 RESULTADOS

Conforme apresentado na Tabela 4-4, o reator UASB foi operado em quatro etapas, com variação em seu tempo de detenção hidráulico e pós-tratamento do seu efluente.

As concentrações dos microrganismos indicadores (*E.coli* e coliformes totais) e dos parasitos (cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.) nas diferentes unidades de tratamento, conforme evidenciado pelos gráficos “box plot”, que representam uma análise descritiva dos dados com relação à mediana, percentis e valores máximos e mínimos, com significativos desvios padrão, não apresentaram distribuição normal. Optou-se, portanto por avaliar separadamente os dados do tratamento anaeróbio em escala piloto e dos tratamentos físico-químicos em escala de bancada para facilitar a discussão dos resultados e expor de maneira mais detalhada a eficiência de cada etapa de tratamento investigada.

Primeiramente, serão apresentados os resultados de monitoramento do esgoto bruto e efluente do reator UASB em escala piloto, depois os resultados dos ensaios preliminares em jarteste e flotatestes e posteriormente serão discutidos a eficiência dos pós-tratamentos por sedimentação (jarteste) e flotação por ar dissolvido (flotatestes), porém as análises de monitoramento do esgoto bruto, reator UASB e pós-tratamentos físico-químicos foram realizadas concomitantemente por etapas conforme os dados apresentados na Tabela 4-4.

Além disso, a metodologia utilizada nos exames microbiológicos e parasitológicos variou de acordo com as características das amostras – por exemplo, o esgoto bruto e efluente do reator UASB apresentaram maior carga orgânica que os efluentes dos pós-tratamentos físico-químicos -, o que dificultou a comparação dos dados. Monitoramento do Reator UASB em escala piloto – Etapa 1, 2, 3 e 4.

Os valores de 12 e 8 horas de tempo de detenção hidráulica foram escolhidos por serem os mais comumente usados em reatores UASB tratando esgoto sanitário de escala plena, e com isso ter um reator piloto representativo. O objetivo de dividir o monitoramento do reator UASB em etapas foi para fins de verificação de remoção, principalmente de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. e atividade estrogênica, sem o intuito de verificar uma otimização de sistema. As análises físico-químicas foram feitas com o intuito de verificar a eficiência do reator e concomitante ao monitoramento do tratamento anaeróbio.

5.1.1 Monitoramento das variáveis de avaliação de estabilidade do reator UASB em escala piloto

A estação de tratamento de esgoto piloto da USP São Carlos recebe esgoto de todo o campus da Universidade, bem como o esgoto proveniente de parte dos bairros adjacentes. Sendo importante ressaltar que a vazão de esgoto bruto varia conforme a população flutuante – estudantes, funcionários e visitantes – havendo menor vazão no período de férias escolares. Na Tabela 5-1 está apresentado o resumo estatístico dos dados obtidos durante período de monitoramento do esgoto bruto e efluente do reator UASB.

De acordo com a Tabela 5-1, a temperatura média observada no esgoto bruto foi de 23,5°C. A temperatura do efluente do reator UASB foi em média de 23,4 °C para TDH de 12 horas e 22,1°C para TDH de 8 horas, com variação de 20,8 a 26,7°C para os dois TDH.

Reporta-se que o desempenho dessas unidades é mais adequado para os locais com temperaturas dos esgotos sanitários superiores a 20°C (CHERNICHARO, 1997; CAMPOS, 1999;CHERNICHARO, 2001; FORESTI, 2002).

Segundo Batstone et al (2002), a faixa de temperatura ótima para que ocorra o crescimento microbiano máximo em reatores anaeróbios é entre 20 e 40°C. Portanto o reator UASB trabalhou dentro da faixa ideal de temperatura e não apresentou mudanças que poderiam acarretar em distúrbios no sistema. Observou-se que houve variação de temperatura ao longo do ano, tanto no afluente quanto no efluente do reator UASB, obviamente conforme as estações do ano.

Os valores de pH no afluente e no efluente do reator UASB variaram em faixas relativamente estreitas durante todo o período de monitoramento, não apresentando quase nenhuma variação nestes valores, conforme apresentado na Tabela 5-1, mantendo-se entre 6,27 e 7,01 no afluente e 6,71 e 7,28 no efluente do reator UASB.

De acordo com Speece (1996), para desempenho satisfatório do reator anaeróbio considera-se que deve ser operado em pH entre 6,5 e 8,2. Segundo Chernicharo (1997), na faixa de pH entre 6,6 e 7,4 os microrganismos metanogênicos têm crescimento ótimo. Sendo assim, verifica-se que durante o período de monitoramento o reator UASB trabalhou em faixas de pH adequadas.

Com os valores médio, máximo e mínimo de alcalinidade total e parcial apresentados na Tabela 5-1, é possível verificar a diferença entre esses valores no esgoto bruto e efluente do reator UASB, sendo que, como era esperado, houve geração de alcalinidade no reator anaeróbio.

Segundo Ripley et al. (1986), a alcalinidade por titulação até pH 4,3 não avalia apenas a alcalinidade a bicarbonato, mas também inclui o tamponamento causado pelos ácidos voláteis formados no sistema. Sendo assim Santos (2015b) relatou que é recomendado que se determine a alcalinidade parcial (correspondente à alcalinidade a bicarbonato) e a alcalinidade total, e pela diferença entre elas se obtém a alcalinidade intermediária, correspondente à alcalinidade por ácidos voláteis.

Ainda de acordo com Ripley et al. (1986), uma digestão anaeróbia eficiente depende da manutenção da alcalinidade a bicarbonato adequada e do impedimento de concentrações exageradas de ácidos voláteis, o que leva a relação entre alcalinidade parcial a alcalinidade intermediária (AI/AP) a ser uma ferramenta útil e prática para se monitorar a estabilidade do processo anaeróbio

Tabela 5-1 - Resumo estatístico dos dados obtidos durante período de monitoramento do esgoto bruto e efluente do reator UASB.

Variáveis	Esgoto bruto ⁽¹⁾				Efluente UASB - TDH 12 horas					Efluente UASB - TDH 8 horas				
	Média	DP	Mínimo	Máximo	Média	DP	Mínimo	Máximo	Eficiência (%)	Média	DP	Mínimo	Máximo	Eficiência (%)
pH	6,64	0,22	6,27	7,01	6,96	0,15	6,78	7,28		6,81	0,07	6,71	6,92	
Temperatura (°C)	23,5	1,5	21	26,7	23,4	1,51	20,8	26,1		22,1	0,68	20,7	22,5	
Turbidez (NTU)	111,6	68,4	40,2	292	71,4	29,7	27,8	134,0	36,0	82,3	23,9	60,6	116,0	26,2
Cor Aparente (uC)	799,9	242,8	450	1350	493,9	209,6	266,0	1107,0	38,3	620,3	178,3	442,0	884,0	22,5
Cor Verdadeira (uC)	106,6	175	23	802	66,4	14	39	83	37,7	156,2	208,1	56	580	-
DQOt (mg.L ⁻¹)	346,9	179,7	131,3	818,1	100,4	23,1	69,7	140,3	71,1	136,3	30,3	112,2	192,1	60,7
DQOf (mg.L ⁻¹)	90,6	25,7	29,1	124,9	87,5	14,2	66,9	112,5	3,4	76,5	11,3	62	88	15,6
Carbono Total Dissolvido (mg.L ⁻¹)	76,3	31,1	26,1	143,3	61,6	21,2	21,2	80,9	19,3	70,3	8,0	62,2	81,0	7,9
Carbono Inorgânico Dissolvido (mg.L ⁻¹)	21,8	0,5	6,5	33,2	44,4	12,9	18,4	57		48,7	6,7	41,7	57,3	-
Carbono Orgânico Total Dissolvido (mg.L ⁻¹)	53,7	28,9	11,1	115,8	22,3	8,7	11,6	47,5	58,5	21,4	2	19,1	23,8	60,1
Alcalinidade parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	56,7	19,0	34,3	110,4	123,4	33,1	86,1	187,5		127	18,3	103,6	147,5	-
Alcalinidade total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	102,7	23,9	71,9	169,8	161,3	37,2	117,9	222,6		174,1	25,4	143	204,1	-
Fósforo total (mgP.L ⁻¹)	5,0	2,7	12,6	2,3	5,3	4,5	2,6	17,5		5,3	1,2	3,4	6,4	-
Sólidos Suspenso totais (mg.L ⁻¹)	146,1	56,6	0	361	51,9	43	2,6	236,3	64,5	58,1	12,5	41	72,5	60,2
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	127,4	68,6	44,8	318	42,4	22	13	103	66,7	50,6	15,7	31,3	74	60,3
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	26,1	19,7	4,3	98,8	14,2	27,7	1,5	160,7	45,6	10,8	6,1	2,7	19,8	58,6
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	345,3	134,6	145	785,7	261,4	52,2	167,7	372	24,3	272,5	130,3	101,3	423,5	21,1

Nota: ⁽¹⁾ a coleta de esgoto bruto foi efetuada após as duas caixas de armazenamento.

Ripley et al. (1996) relatam que os valores de AI/AP de 0,1 a 0,35 são considerados típicos de reatores anaeróbios em condições adequadas de operação. Na Figura 5-1 estão apresentados os valores de AI/AP encontrados durante o monitoramento do reator UASB.

A relação AI/AP se manteve dentro da faixa de valores considerada a ideal para processos anaeróbios na maioria dos ensaios de monitoramento, com média de 0,33, porém apresentou instabilidade em alguns casos, sendo que a relação AI/AP variou de 0,14 a 0,45, com os valores mais elevados relacionados a algum tipo de distúrbio no sistema.

Figura 5-1 - Relação entre a alcalinidade intermediária e a alcalinidade parcial (AI/AP) nas amostras de efluente do reator UASB.

5.1.2 Monitoramento das variáveis de avaliação da eficiência do reator UASB em escala piloto.

Assim como Medeiros (2013), Silva (2014) e Santos & Daniel (2016), outros autores que também utilizaram o reator UASB piloto, na presente pesquisa foi diagnosticado, por diversas vezes, características visíveis em desconformidade das características normais de esgoto sanitário, como a variação de cores, provavelmente causada pelo lançamento irregular de efluentes na rede de coleta de esgoto provenientes de fontes desconhecidas. A Figura 5-2 apresenta fotografias do esgoto afluente à ETE piloto da Área 1 do campus da USP São Carlos com coloração não características de esgoto doméstico.

Figura 5-2 - Esgoto afluyente à ETE piloto da USP São Carlos, com coloração não característica de esgoto doméstico.

Fonte: autoria própria.

Medeiros (2013) relatou concentração de DQO total (DQO_T) do esgoto bruto acima de 4000 mg.L^{-1} justamente quando ocorria as mudanças de coloração do esgoto bruto, ressaltando a presença de afluyente desconhecido. O mesmo ocorreu no presente trabalho, com valores de DQO_T em torno de 2000 mg.L^{-1} no afluyente nos dias de monitoramento em que ocorria essa desconformidade. Esses dados não coincidem com os dados encontrados na literatura para esgoto doméstico - Metcalf & Eddy (2003) relatam concentração em torno de 500 mg.L^{-1} .

De modo que, os valores de DQO registrados nesses dias de desconformidade não foram contabilizados nos valores médio, mínimo e máximo relatados na Tabela 5-1. No entanto, mesmo assim foi observada dispersão significativa dos dados de DQO, sendo que o desvio padrão foi alto, de 179,7 para DQO_T e 25,7 para DQO filtrada (DQO_F) no esgoto bruto.

Verificou-se também que parte da DQO presente no esgoto que chegava à ETE ficava retida no tratamento primário e nos tanques pulmões, necessários para regularizar a vazão afluyente às instalações experimentais.

Além disso, destaca-se que há influência na variação da concentração de DQO afluyente pela diluição em períodos chuvosos devido às ligações irregulares de drenagem de água pluvial na rede de coleta de esgoto na rede externa ao campus – parcela de esgoto proveniente do bairro adjacente ao campus.

Medeiros (2013) relatou para o mesmo afluyente, valores médio e máximo de DQO_T de 1131 mg.L^{-1} de 4628 mg.L^{-1} , respectivamente, ou seja, valores acima dos registrados nessa pesquisa. Silva (2014) relatou valores médio e máximo de DQO_T , de 722 e 1223 mg.L^{-1} de DQO_T , respectivamente. De modo que os valores apresentados por Silva (2014) se encontram mais próximos dos valores de DQO apresentados nessa pesquisa, uma vez que

houve período de concomitância dos ensaios feitos nas duas pesquisas. Ambos os autores trabalharam na mesma ETE piloto do Campus 1 da USP São Carlos.

Quando comparados os resultados de DQO_T do efluente do reator UASB com o esgoto bruto, observa-se que houve significativa queda nos valores, os quais significam uma remoção de 71,1% com reator anaeróbio operado com 12 horas de TDH e 60,7% com 8 horas de TDH, os valores médios de DQO_T foram, respectivamente de 100,4 $mg.L^{-1}$ e 136,3 $mg.L^{-1}$. Esses resultados estão de acordo com as informações fornecidas por Jordão & Pessoa (2009), que afirmam que estes sistemas possuem eficiência de remoção de DQO na ordem de 70% no tratamento de esgoto sanitário. Contudo, a eficiência de remoção de DQO_F foi baixa, sendo de 3,4% com TDH 12 horas e 15,6% com TDH de 8 horas. Essa baixa eficiência de remoção de DQO_F provavelmente foi devido a erros analíticos, de modo que se esperava eficiência de remoção igual ou superior a DQO_T .

Diversos trabalhos discutem a aplicabilidade do reator UASB como processo para tratamento de águas residuárias (LETTINGA, 2008; SEGHEZZO et al., 2002). Os resultados indicam que uma remoção em torno de 70% de matéria orgânica pode ser alcançada em países de clima quente, no entanto, a eficiência do sistema varia de acordo com a temperatura e composição do afluente (KHAN et al, 2011a,b).

Na Tabela 5-2, estão apresentados os valores de eficiência de remoção de DQO em tratamento de esgoto com reator UASB. Verifica-se que as eficiências de remoção de DQO_T em reator UASB relatadas neste estudo foram semelhantes aos valores relatados por vários autores.

Santos (2015b) relatou eficiência de 74% para DQO_T , semelhante ao presente trabalho, contudo apresentou eficiência maior de DQO_F , média de 74,4% com reator UASB em escala plena, com concentrações médias de 189,8 e 73,9 $mg.L^{-1}$, respectivamente.

Dias et al. (2014) relataram dados médios de DQO total e particulada de 373 e 22 $mg.L^{-1}$, respectivamente, em esgoto bruto após tratamento em reator UASB o valor de DQO total diminuiu para 161 $mg.L^{-1}$ e DQO particulada aumentou para 62 $mg.L^{-1}$. Portanto, eficiência de remoção de DQO_T média de 56,83%, menor do que observada no presente estudo, porém com remoção de 72,07% de DQO_F .

O afluente apresentou concentrações de carbono total dissolvido (CTD) com variação de 26,1 a 143,3 $mg.L^{-1}$. Após o tratamento anaeróbio o efluente apresentou concentrações médias de CTD de 61,6 $mg.L^{-1}$ nos ensaios com TDH de 12 horas e 70,3 $mg.L^{-1}$ nos ensaios com TDH de 8 horas. A concentração média de carbono orgânico total dissolvido (COTD) foi superior que à concentração de carbono inorgânico dissolvido (CID)

no esgoto bruto, entretanto a concentração de CID foi superior à de COTD nos efluentes do reator UASB. De modo que a eficiência de remoção de COT no reator UASB foi de 58,5% com TDH de 12 horas e 60,1% com TDH de 8 horas.

Tabela 5-2 - Desempenho do reator UASB em escala plena e de laboratório tratando esgoto sanitário.

País	Temp. °C	TDH (h)	DQO (mg/L)			Referências
			Afluente	Efluente	Ef. Remoção (%)	
Brasil	25	6-8	729	189,8	74	Santos (2015b)
Brasil	-	12	1079	168	76,7	Medeiros (2013)
Japão	-	6	600	222	63	Tandukar et al.(2007)
Japão	-	6	532	197	63	Tandukar et al.(2005)
-	-	8	463	125	73	Gonçalves et al. (1998)
Índia	20-31	6	560	140	74 a 78	Arceivala (1995)
Brasil	21-25	4.7	265	133	50	Vieira (1988)
-	12-18	18	465	163	65	Monroy et al. (1988)
Colômbia	23-24	5.2	430-520	170	66	Schellinkhout et al. (1988)
-	24-26	10-18	660	178	73	Nobre & Guimarães (1987)
Brasil	20	4	424	170	60	Vieira & Souza (1983)
Holanda	20	18	550	165	70	Lettinga et al. (1981)

Fonte: Adaptado de Khan *et al.* 2011.

Durante o período de monitoramento, a turbidez no esgoto bruto foi variável, de 40, 2 a 292 NTU, bem como a turbidez nos efluentes do reator UASB, de 27,8 a 134 NTU durante operação do reator com 12 horas de TDH e de 60,6 a 116 NTU com 8 horas de TDH, portanto eficiência de remoção baixa, de 36 e 26,2%, respectivamente. Em alguns ensaios foi observado que a turbidez no efluente do reator UASB foi maior do que a turbidez no afluente, provavelmente devido a perda de sólidos suspensos totais no reator anaeróbio, consequentemente diminuindo a qualidade do efluente tratado, o que justifica as baixas eficiências de remoção de turbidez no reator UASB.

Outros autores relataram eficiência de remoção de turbidez superiores. Santos (2015b) apresentou eficiência média de remoção de turbidez de 55%, com valor médio de 83,2 NTU no efluente do reator UASB em escala plena na cidade de São Carlos. Medeiros (2013) relatou remoção ainda mais elevada em ETE em escala plena na cidade de Limeira, média de 70%.

A cor aparente e a cor verdadeira foram variáveis que também variaram bastante tanto para esgoto bruto quanto para efluente do reator UASB. De modo que a cor aparente e a cor verdadeira variaram, respectivamente, de 450 a 1350 uC e 23 e 802 uC, no esgoto bruto. No efluente do reator UASB a variação de cor aparente foi tão significativa quanto no esgoto bruto, variando de 266 a 1107 uC com TDH de 12 horas e 442 a 884 uC com TDH de 8 horas. Assim como ocorreu com a turbidez, em alguns ensaios foi observado que a cor

no efluente foi maior que a cor no afluente, de modo que a eficiência de remoção foi baixa, de 38% de remoção de cor aparente com TDH de 12 horas e de 22,5% com TDH de 8 horas. A eficiência de remoção de cor verdadeira não foi diferente, de 38,3% e 22,5%, respectivamente. Portanto, verificou-se que o reator UASB contribuiu para a geração de cor, provavelmente porque o efluente anaeróbio apresenta mais sólidos dissolvidos que o afluente, devido à decomposição de matéria orgânica.

Na Tabela 5-1 está apresentado o resumo estatístico dos dados de sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspenso fixos (SSF) e sólidos suspenso voláteis (SSV). Os valores de sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) não foram apresentados, uma vez que foram obtidos valores negativos. Na Figura 5-3 está apresentada a composição de SSF e SSV no esgoto bruto durante o monitoramento periódico.

Figura 5-3 - Concentração de sólidos suspensos fixos e sólidos suspenso voláteis no esgoto bruto.

Observa-se que as concentrações de sólidos observadas no esgoto bruto mantiveram-se na faixa normalmente indicada na literatura, sendo que de acordo com Metcalf & Eddy (1991), apesar dos valores máximos observados, os valores médios da série de sólidos e de DQO são referentes a esgoto fraco. Entretanto, ainda assim esse esgoto bruto necessita de tratamento específico para adequar a qualidade do efluente mediante a degradação da matéria orgânica e a remoção de sólidos suspensos a fim de atender a legislação ambiental brasileira vigente.

Foram observadas maiores concentrações de sólidos suspensos voláteis em relação aos sólidos suspensos fixos, caracterizando maior presença de componentes orgânicos em relação a componentes minerais na formação dos sólidos suspensos. Talvez esses resultados

possam ser consequência do tratamento primário existente na ETE, reduzindo consideravelmente os sólidos fixos.

Também não foi verificada remoção de fósforo no tratamento anaeróbico. Sendo que, de acordo com alguns autores, pouca ou quase nenhuma remoção de nutrientes pode ser esperada em um sistema de tratamento de esgoto sanitário anaeróbico (FORESTI et al., 2006; MOAWAD et al., 2009; LATIF et al., 2011). Segundo FORESTI et al. (2006), durante o processo anaeróbico o fósforo é hidrolisado a fosfato, não sendo removido do sistema e, em consequência, há aumento de sua concentração na fase líquida, justificando a baixa remoção de fósforo em sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto. De acordo com FORESTI et al. (2006), têm sido relatada concentrações de fósforo no tratamento anaeróbico de águas sanitárias têm sido relatados na faixa de 10 a 17 mg.L⁻¹. No presente trabalho, a concentração de fósforo total variou de 2,6 a 17,5 mg.L⁻¹, sendo a concentração média de 5,3 mg.L⁻¹.

5.1.3 Monitoramento de microrganismos indicadores – *E.coli* e coliformes totais.

A Figura 5-4 e a Figura 5-5 apresentam as concentrações de coliformes totais e *E.coli*, respectivamente, no esgoto bruto e efluente do reator UASB durante o período de monitoramento na Etapa 1 e 3 com reator anaeróbico operado com TDH de 12 horas e a Figura 5-6 e a Figura 5-7 são da Etapa 2, com reator UASB operado com TDH de 8 horas.

Verifica-se que a distância entre os extremos nos gráficos que indicam os valores mínimos e máximos de coliformes totais foi maior no efluente do reator UASB do que no esgoto bruto. O mesmo acontece com a “altura” das caixas (box) que representam o primeiro e o terceiro quartil, ou seja, há uma maior dispersão nos dados de coliformes totais encontrados no efluente do reator UASB do que no esgoto bruto. Porém para *E.coli* a dispersão foi maior no esgoto bruto do que no efluente do reator UASB.

Observa-se que na Figura 5-4, que no esgoto bruto a distribuição de dados foi simétrica (a linha que representa a mediana está localizada mais ou menos no centro do retângulo) para coliformes totais, sendo a mediana igual à média, e ligeiramente assimétrica positiva (a linha que representa a mediana está mais próxima do quartil 3) para *E.coli* (ver Figura 5-5), com mediana um pouco inferior à média. No efluente do reator UASB a distribuição de dados também foi assimétrica, tanto para coliformes totais quanto para *E.coli*. Na Figura 5-6 e na Figura 5-7 verifica-se que a distribuição dos dados de coliformes totais e *E. coli* foi assimétrica tanto no esgoto bruto quanto no efluente do reator UASB.

Figura 5-4 - Concentração de coliformes totais no esgoto bruto e efluente do reator UASB na Etapa 1 e 3 com reator UASB operado com tempo de detenção hidráulico de 12 horas.

Figura 5-5 - Concentração de *E. coli* no esgoto bruto e efluente do reator UASB na Etapa 1 e 3 com reator UASB operado com tempo de detenção hidráulico de 12 horas.

As concentrações de *E. coli* variaram no esgoto bruto de $1,0 \times 10^4$ a $1,7 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ com média foi de $6,44 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ e o desvio padrão foi de $4,82 \times 10^4$ na Etapa 1 e 3. E variou de $3,0 \times 10^4$ a 1×10^5 UFC.mL⁻¹ com média de $6,5 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ e desvio padrão de $2,66 \times 10^4$ na Etapa 2. Enquanto que a concentração de coliformes totais variou de $2,3 \times 10^5$ a $4,6 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹, com média de $3,07 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ e desvio padrão de $7,18 \times 10^4$, nas Etapas 1 e 3. E na Etapa 2, variou de $2,40 \times 10^5$ a $4,00 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹, com média de $3,25 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ e desvio padrão de $5,36 \times 10^4$. Sendo assim, as concentrações desses microrganismos indicadores se mostraram significativas no esgoto bruto. Contudo, a concentração de *E. coli* comum em esgoto sanitário é da ordem de 10^7 UFC/100 mL.

Figura 5-6 - Concentração de coliformes totais no esgoto bruto e efluente do reator UASB na Etapa 2 com reator UASB operado com tempo de detenção hidráulico de 8 horas.

Figura 5-7 - Concentração de *E. coli* no esgoto bruto e efluente do reator UASB na Etapa 2 com reator UASB operado com tempo de detenção hidráulico de 8 horas.

Em épocas não letivas, a variação da vazão de esgoto e consequentemente da carga orgânica diminuem consideravelmente, o que justifica essa pequena variação da concentração de microrganismos indicadores no esgoto bruto.

Alguns autores detectaram concentrações semelhantes de *E. coli* e coliformes totais em esgoto doméstico. Santos (2015a), que realizou estudo na mesma estação piloto concomitantemente, detectou concentrações médias de *E. coli* de $5,96 \times 10^4$ a $2,32 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ e de coliformes totais de $3,1 \times 10^4$ a $9,2 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ no esgoto bruto. Santos (2015b) detectou no esgoto bruto concentrações médias de $4,5 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ de *E. coli* e

$1,4 \times 10^6$ UFC.mL⁻¹ de coliformes totais. Payment et al. (2001) detectaram no esgoto bruto concentração média de *E.coli* de cerca de $1,57 \times 10^6$ UFC.mL⁻¹.

Outros autores encontraram valores superiores aos encontrados nesse estudo. Kistemann et al. (2008) ao estudarem a presença de *E.coli* e coliformes totais em seis estações de tratamento de esgoto, indicaram concentrações de $0,2 \times 10^7$ a $1,3 \times 10^7$ UFC.100 mL⁻¹ e $0,9 \times 10^7$ a $4,5 \times 10^7$ UFC.100mL⁻¹, respectivamente. Khan et al. (2014) encontraram valor médio de coliformes totais de $9,3 \times 10^7$ UFC.100 mL⁻¹.

Mesmo após o tratamento anaeróbio o efluente apresentou concentrações significativas de *E.coli* e coliformes totais. Nas Etapas 1 e 3, com reator UASB funcionando com TDH de 12 horas, a concentração de *E.coli* variou de $8,0 \times 10^3$ a $5,0 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹, com média de $2,94 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ e desvio padrão de $1,35 \times 10^4$. A concentração de coliformes totais variou de 3×10^5 a $5,7 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹, com média de $1,38 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ e desvio padrão de $1,68 \times 10^5$. Na Etapa 2, com reator UASB funcionando com TDH de 8 horas, a concentração de *E.coli* variou de $4,0 \times 10^3$ a $4,2 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹, com média de $2,6 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ e desvio padrão de $1,66 \times 10^4$. Enquanto que a concentração média de coliformes totais foi de $1,9 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ e desvio padrão de $1,74 \times 10^5$.

Dias et al. (2014), também relataram altas concentrações de *E.coli* e coliformes totais no esgoto bruto e em efluente de reator UASB, de modo que para o esgoto bruto, os autores relataram concentração média de *E.coli* de $1,3 \times 10^8$ UFC.100mL⁻¹ e coliformes totais de $1,3 \times 10^9$ UFC.100mL⁻¹, e para o efluente do tratamento anaeróbio esses valores reduziram para $4,61 \times 10^7$ UFC.mL⁻¹ e $1,86 \times 10^8$ UFC.100mL⁻¹, respectivamente.

Santos (2015b) também apresentou concentrações significativas de *E.coli* e coliformes totais mesmo após o tratamento anaeróbio por reator UASB com TDH de 6 a 8 horas, com valores médios de $3,9 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ e $1,6 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹, respectivamente. Sendo que as concentrações médias de *E.coli* e coliformes totais no esgoto bruto, relatadas pela mesma autora foi de, respectivamente, $4,5 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ e 3×10^5 UFC.mL⁻¹.

No presente trabalho a remoção de microrganismos indicadores no tratamento anaeróbio foi baixa, sendo que provavelmente a remoção ocorreu na unidade de sedimentação do reator UASB. A remoção de *E.coli* foi de 0,41 log (54,6%) e a de coliformes totais foi de 0,51 log (55,5%), nas Etapas 1 e 3 e foi de 0,48 log (58,7%) e 0,46 log (62,9%), respectivamente, na Etapa 2.

Segundo Tawfik *et al.* (2008), a remoção parcial desses microrganismos em pré-tratamentos anaeróbios, como o reator UASB, pode ser atribuída principalmente ao

mecanismo físico de sedimentação, uma vez que, os coliformes podem estar ligados aos sólidos em suspensão, especialmente em tempos de residência de lodo relativamente longos.

5.1.4 Monitoramento parasitológico – cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.

Conforme relatado anteriormente, o reator UASB foi operado com TDH de 12 horas (Etapas 1 e 3) e 8 horas (Etapa 2), de modo que foram realizadas 10 coletas do efluente do tratamento anaeróbico com TDH de 12 horas, sendo 5 coletas na Etapa 1 e 5 coletas na Etapa 3, cujo dados de cistos de *Giardia* spp. foram apresentados no mesmo gráfico (ver Figura 5-8). Na Etapa 2, com TDH de 8 horas, foram coletadas 6 amostras do efluente do reator UASB e os dados de cistos de *Giardia* spp. estão apresentados na Figura 5-9. A quantidade de amostras coletadas para quantificação de cistos no esgoto bruto foi exatamente a mesma relatada para efluente anaeróbico em todas as etapas. O mesmo aconteceu para as análises microbiológicas relacionadas anteriormente.

Os números de cistos de *Giardia* spp. foram apresentados em gráficos box plot, os quais mostram graficamente a posição central dos dados (mediana) e a tendência de distribuição dos dados, de modo a promover algum indicativo de simetria ou assimetria nos números de cistos de *Giardia* spp. no esgoto bruto e efluente do reator UASB durante as etapas de análises de protozoários (Etapa 1, 2 e 3).

Figura 5-8 - Número de cistos de *Giardia* spp. no esgoto bruto e no efluente do reator UASB na Etapa 1 e 3, com reator UASB sendo operado com TDH de 12 horas.

Figura 5-9 - Número de cistos de *Giardia* spp. no esgoto bruto e no efluente do reator UASB na Etapa 2, com reator UASB sendo operado com TDH de 8 horas.

Observa-se que a distribuição de dados foi assimétrica negativa (a linha que representa a mediana está mais próxima do primeiro quartil) com mediana ($1,65 \times 10^3$ cistos. L^{-1}) menor que a média ($3,18 \times 10^3$ cistos. L^{-1}) para a amostra de esgoto bruto Figura 5-9, mas está aproximadamente simétrica (a linha que representa a mediana está localizada mais ou menos no centro do retângulo), sendo a mediana ($4,15 \times 10^3$ cistos. L^{-1}) praticamente igual a média ($4,27 \times 10^3$ cistos. L^{-1}), para a amostra de esgoto bruto na Figura 5-8.

Verifica-se que a distância entre os extremos dos gráficos que indicam os valores mínimo e máximo (limite superior e limite inferior não discrepante do conjunto de dados) foi maior para o box plot que representa a amostra de esgoto bruto, em ambos os casos, comparado com as amostras do efluente do reator UASB. O mesmo acontece com a “altura” das caixas (box) que representam o primeiro e terceiro quartil. Quanto maior a altura das caixas maior a dispersão do conjunto de dados, portanto há uma maior dispersão nos dados de cistos encontrados nas amostras do esgoto bruto do que no efluente anaeróbio.

Mas tanto no esgoto bruto quanto no efluente do reator UASB, foram detectadas elevadas quantidades de cistos, sendo que em 100% das amostras analisadas de afluente e efluente anaeróbio foram encontrados cistos de *Giardia* spp.

No esgoto bruto, o número de cistos variou de $1,46 \times 10^3$ a $8,24 \times 10^3$ cistos. L^{-1} nas Etapas 1 e 3, a média foi de $4,27 \times 10^3$ cistos. L^{-1} e o desvio padrão de $2,44 \times 10^3$. Na Etapa 2, o número de cistos no esgoto bruto variou de $7,29 \times 10^2$ a $7,96 \times 10^3$ cistos. L^{-1} , a média foi de $3,18 \times 10^3$ cistos. L^{-1} e o desvio padrão foi de $3,11 \times 10^3$. Esses valores elevados de desvio

padrão relatados evidenciam mais uma vez que foi observada uma variação significativa no número de cistos de *Giardia* spp. encontrados no esgoto bruto.

Nasser et al. (2012), ao realizarem uma revisão na literatura sobre ocorrência de cistos no esgoto bruto em 17 países, relataram número detectados de até 1×10^5 cistos.L⁻¹. Os autores, não verificaram diferença significativa na prevalência de cistos no esgoto entre países desenvolvidos e em desenvolvimento, porém, notaram flutuações significativas nos números de cistos no esgoto para um mesmo local de amostragem, conforme aconteceu com os resultados apresentados nesse estudo.

A Tabela 5-3 apresenta a quantidade de cistos encontradas por outros autores em esgoto bruto em países em desenvolvimento e países desenvolvidos. Verifica-se que essa concentração de cistos é bastante variável em todos os casos.

Tabela 5-3 - Quantidade de cistos de *Giardia* spp. no esgoto bruto relatadas em outros estudos.

Cistos.L ⁻¹	Autores
100 a 9200	Payment et al., 2001
800 a 4000	Robertson et al., 2006
89 a 8305	Castro-Hermida., 2008
130 a 3600	Fu et al., 2010
120 a 2200	Tonani et al., 2013
0,7 a 660	Sroka et al., 2013
10 a 12225	Benshoshan et al., 2015

Cacciò et al. (2003), ao avaliarem as quantidades de cistos no afluente a quatro ETE em diferentes cidades da Itália, encontraram média de $4,2 \times 10^4$ cistos.L⁻¹, resultado superior ao encontrado no presente estudo, bem como resultados apresentados por Santos et al., (2011), Gourlat (2013) e Santos (2016b) que relataram valores médios de $1,34 \times 10^5$; $9,8 \times 10^4$ e $1,89 \times 10^4$ cistos.L⁻¹, respectivamente, sendo que todos foram estudos realizados no Brasil.

A variabilidade nos valores de cistos no esgoto não tratado pode ser explicada pelas condições de saneamento e socioeconômica do local, distribuição geográfica, dia e horário de amostragem, reflexos da prevalência da doença na população, grande variabilidade de resultados gerados pelos métodos disponíveis de detecção de protozoários e de suas eficiências de recuperação (ROBERTSON et al., 1999; SMITH & GRIMASON, 2003; NASSER et al., (2012); ONGERTH, 2013).

O número de cistos reduziu após o tratamento anaeróbio, tanto com TDH de 12 horas quanto para o TDH de 8 horas, porém não houve diferença significativa na remoção de cistos de *Giardia* spp. com a mudança de TDH, de modo que a média de cistos quantificados nos dois casos foi semelhante.

Verifica-se que a linha que representa a mediana não é equidistante dos extremos, primeiro quartil e terceiro quartil, ou seja, a distribuição dos dados de cistos no efluente do reator UASB foi assimétrica positiva para as amostras do reator UASB operado com TDH de 8 horas (Figura 5-9), e ligeiramente assimétrico negativo para as amostras de efluente UASB com TDH de 12 horas (Figura 5-8).

Apesar disso os valores de média e mediana foram parecidos, porém o desvio padrão para ambos os casos foi elevado, demonstrando que houve variação significativa no número de cistos de *Giardia* spp. no efluente do reator UASB.

O número de cistos no efluente do reator UASB variou de $8,88 \times 10^2$ a $2,70 \times 10^3$ cistos.L⁻¹ para TDH de 12 horas e $7,84 \times 10^2$ a $2,70 \times 10^3$ cistos.L⁻¹ para TDH de 8 horas. A média de cistos quantificados no efluente foi de $1,94 \times 10^3$ cistos.L⁻¹ e $1,71 \times 10^3$ cistos.L⁻¹ e o desvio padrão foi de $6,76 \times 10^2$ e $7,52 \times 10^2$, respectivamente.

Esses resultados foram superiores aos relatados por outros autores. Medeiros (2013), também detectou cistos em 100% das amostras provenientes do reator UASB em escala piloto, no entanto com média de $6,60 \times 10$ cistos.L⁻¹. Goulart (2013), ao estudar uma ETE da cidade de Campinas-SP, encontrou cerca de 193 cistos.L⁻¹ no efluente do reator UASB. Santos (2015b) avaliou o efluente do reator UASB da ETE de São Carlos – SP e relatou média de $6,0 \times 10^2$ cistos.L⁻¹.

Samham et al. (2007), apesar de detectarem cistos de *Giardia* spp. nos afluentes aos reatores UASB, não detectaram nos seus efluentes e concluíram que houve eficiência total do tratamento na remoção do parasito, porém relataram limitações na metodologia de detecção de protozoários, o que também poderia justificar os resultados de não detecção.

No Brasil muitos estudos que visam o tratamento de águas residuárias incluem o reator UASB como uma das principais alternativas, mas poucas referências bibliográficas abordam o tema sobre remoção de patógenos, entre eles *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp., em reatores anaeróbios.

Chong et al (2012) citam algumas desvantagens do reator UASB e dentre elas está a remoção parcial de organismos patógenos. De acordo com French et al. (2000), a remoção de (oo)cistos pode ser por processos físicos, como a sedimentação, porém pode não ser tão eficiente, uma vez que os (oo)cistos tem comportamento similar a partículas suspensas de baixa densidade.

Além disso, estudos indicam velocidade reduzida de sedimentação dos (oo)cistos. Conforme Dai & Boll (2006), cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium* sedimentam em águas naturais com velocidade próximas de $0,67 \mu\text{m.s}^{-1}$ e $0,27 \mu\text{m.s}^{-1}$, respectivamente.

Portanto, a não agregação dos (oo)cistos aos sólidos em suspensão acarretará em um lento processo de sedimentação, o que aumenta a probabilidade destes patógenos serem removidos.

Conforme Feng et al. (2003), esses organismos têm grande facilidade em se unirem a partículas suspensas, de maneira que a remoção dos (oo)cistos por sedimentação em reatores UASB pode ser aumentada quando se aderem a sólidos em suspensão.

Nasser et al. (2012) e Goulart (2013) afirmam que maiores tempos de detenção hidráulica em processos biológicos, como o tratamento anaeróbio em reatores UASB, pode ser essencial para promover maiores taxas de remoção de cistos, visto que a maior parte dos cistos é retida no lodo.

Santos (2015b), avaliou reator UASB em escala plena com tempo de detenção hidráulico de 6 a 8 horas e relatou remoção média de cistos de 1,57 log (97%), com eficiências de remoção mínimas e máximas de 1,27 log (94,7%) e 2,14 log (99,27%), respectivamente.

Goulart (2013) atribuiu à eficiência do tratamento anaeróbio o acúmulo de cistos no lodo, e relatou médias de cistos de *Giardia* spp. em afluentes e efluentes de reator UASB em escala plena de $9,83 \times 10^5$ e 193 por litro, respectivamente, portanto remoção de 2,7 log (99,8%). O tempo de detenção hidráulico do reator UASB estudado pela autora foi de 13 horas.

Entretanto, na presente pesquisa não foram verificados valores significativos na remoção de cistos com a mudança de tempo de detenção hidráulico. O reator UASB piloto estudado apresentou eficiências de remoção muito inferiores aos relatados anteriormente. A remoção média foi de 0,30 log (52%) para TDH de 12 horas e 0,30 log (42,5%) para TDH de 8 horas, com desvio padrão de 0,19 e 0,26, respectivamente.

Medeiros (2013), relatou eficiência de remoção semelhante de cistos de *Giardia* spp., cerca de 0,36 log para reator UASB piloto com tempo de detenção hidráulico de 12 horas.

Foi observado que não houve diferença estatística entre os tempos de detenção hidráulico estudados ($p > 0,05$, teste não – paramétrico de Kruskal – Wallis) na remoção de cistos de *Giardia* spp..

5.2 Ensaios Preliminares dos tratamentos físico-químicos em escala de bancada

Posteriormente ao período de monitoramento do sistema de lodo ativado, deu-se início aos ensaios em escala de bancada nos equipamentos Jarteste e Flotatest. Os parâmetros de coagulação (gradiente média de velocidade e tempo de mistura rápida) e floculação (gradiente médio de velocidade e tempo de mistura lenta) utilizados durante os ensaios preliminares estão apresentados na Tabela 4.2.

5.2.1 Ensaios preliminares de coagulação/floculação/sedimentação utilizando cloreto férrico como coagulante

Nesse ensaio de coagulação/floculação/sedimentação com o coagulante cloreto férrico foram definidos os seguintes parâmetros: velocidade de sedimentação, dosagem do cloreto férrico e o pH de coagulação.

5.2.1.1 Fase 1: Definição da dosagem do coagulante cloreto férrico e da velocidade de sedimentação

Na Fase 1 desse ensaio preliminar em jarteste foi avaliado o comportamento do processo de sedimentação com aplicação de diferentes dosagens do coagulante cloreto férrico no tratamento de efluente de reator UASB. Na Tabela 5-4 estão apresentadas as características do efluente do reator UASB utilizado no ensaio preliminar.

Tabela 5-4 - Características da amostra de efluente do reator UASB para a Fase 1 (primeira batelada) do ensaio preliminar de coagulação/floculação/sedimentação utilizando cloreto férrico como coagulante.

Variável	Valores
pH	6,97
Temperatura (°C)	25,6
Turbidez (NTU)	50,6

Foram testadas as dosagens 20, 50, 100, 150, 200 e 250 mgFeCl₃.L⁻¹ e coletadas amostras em sete diferentes velocidades de sedimentação diferentes, sendo elas: 6,70; 3,25; 2,07; 1,50; 1,16; 0,93 e 0,76 cm.min⁻¹, tendo como variável de controle a remoção de

turbidez. Com esses dados foram construídas as curvas de sedimentação para a fração de turbidez remanescente (T/T_0) as quais estão apresentadas na Figura 5-10.

Figura 5-10 - Velocidade de sedimentação de acordo com a dosagem do cloreto férrico e turbidez remanescente, para tratamento de efluente de reator UASB com turbidez inicial de 50,6 NTU.

Após construídas as curvas de sedimentação, o critério de escolha da dosagem de coagulante foi em função da fração de turbidez remanescente, de maneira que seria selecionada a menor dosagem de cloreto férrico que atingisse a menor fração de turbidez remanescente como a mais adequada para o tratamento do efluente anaeróbico. A escolha da velocidade de sedimentação foi semelhante, em função da menor fração de turbidez remanescente, contudo foi preciso respeitar o critério de velocidade de sedimentação crítica admitida em projetos, que seria de $1 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$.

As curvas de sedimentação apresentadas na Figura 5-10 mostram que, em geral, quanto maior o tempo de sedimentação maior a remoção de turbidez, ou seja, quanto menor a velocidade de sedimentação, menor a fração de turbidez remanescente. De modo que, as velocidades de sedimentação de 1,18; 0,93 e 0,76 $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$ para as dosagens de 150, 200 e 250 $\text{mgFeCl}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ apresentaram valores próximos de fração de turbidez remanescente, abaixo de 0,2, o que significou remoção de turbidez de aproximadamente 80%.

Os resultados para a dosagem de 100 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de cloreto férrico foram levemente superiores e a remoção de turbidez superior a 80% foi observada na velocidade de sedimentação 0,76 $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$. As dosagens de 20 e 50 $\text{mgFeCl}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ não apresentaram resultados tão satisfatórios quanto as demais, nem mesmo nas velocidades de sedimentação mais baixas (abaixo de $1 \text{ cm} \cdot \text{min}^{-1}$).

Sendo assim, optou-se por adotar velocidade de sedimentação de 1 cm.min^{-1} , pois os resultados de turbidez remanescente para as melhores dosagens nas velocidades de sedimentação entre $1,18$ e $0,93 \text{ cm.min}^{-1}$ foram bem semelhantes, e como já foi mencionado anteriormente, por critérios de projeto a velocidade de sedimentação mínima aceitável é 1 cm.min^{-1} .

Como as dosagens de cloreto férrico mais satisfatórias foram 150 , 200 e 250 mg.L^{-1} , e os resultados em termos de remoção de fração de turbidez remanescente entre elas foram bem próximos, optou-se por realizar mais uma batelada de ensaios e verificar as dosagens intermediárias a estas. A velocidade de sedimentação definida no primeiro ensaio (primeira batelada) foi mantida fixa na segunda batelada.

As características do efluente do reator UASB para a segunda batelada de jarteste com cloreto férrico estão apresentadas na Tabela 5-5. A Figura 5-11 apresenta os valores de turbidez do efluente tratado após o processo de sedimentação e o pH de coagulação para cada dosagem de cloreto férrico testada.

Tabela 5-5 - Características do amostra de efluente do reator UASB antes da Fase 1 (segunda batelada) do ensaio preliminar de coagulação/floculação/sedimentação utilizando cloreto férrico como coagulante.

Variáveis	Valores
pH	7,02
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	25,1
Turbidez (NTU)	32

Figura 5-11 - Turbidez e pH de coagulação de acordo com as diferentes dosagens de cloreto férrico, para tratamento de efluente de reator UASB com turbidez inicial de 32 NTU .

Observa-se na Figura 5-11, que para as dosagens de coagulante de 150 , 175 , 200 , 225 e $250 \text{ mgFeCl}_3.\text{L}^{-1}$, a turbidez foi inferior a 7 NTU , significando que para todas as dosagens testadas foram obtidas remoções de turbidez iguais ou superiores a 78% . Verifica-

se que para a dosagem de coagulante de 175 mg.L^{-1} , obteve-se o menor valor de turbidez, 4 NTU. Assim, do ponto de vista de qualidade do efluente final, a menor dosagem de cloreto férrico mais satisfatória foi de 175 mg.L^{-1} .

5.2.1.2 Fase 2: Definição do pH de coagulação para o coagulante cloreto férrico

Como na Fase 1 foi definidas a velocidade de sedimentação (1 cm.min^{-1}) e a dosagem de cloreto férrico definida ($175 \text{ mgFeCl}_3.\text{L}^{-1}$), na Fase 2 optou-se por variar o pH inicial da amostra e verificar o pH de coagulação mais satisfatório. A Tabela 5-6 apresenta as características da amostra do efluente do reator UASB para a Fase 2. Na Figura 5-12 estão apresentados os valores de turbidez e pH de coagulação conforme o pH inicial ajustado da amostra.

Tabela 5-6 - Características da amostra de efluente do reator UASB antes da terceira batelada do ensaio preliminar de coagulação/floculação/sedimentação utilizando FeCl_3 como coagulante.

Variável	Valores
pH	6,97
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	24,5
Turbidez (NTU)	34

Figura 5-12 - Turbidez e pH de coagulação de acordo com o pH inicial ajustado da amostra, para tratamento de efluente de reator UASB com turbidez inicial de 34 NTU.

Observa-se na Figura 5-12 que quanto maior o pH de coagulação maior a remoção de turbidez, de modo que os menores valores de turbidez foram na faixa de pH de coagulação acima de 5. De acordo com o fornecedor, o cloreto férrico forma bons flocos em uma faixa ampla de pH, de 5 a 11. Sendo assim, optou-se por trabalhar com pH inicial da amostra ajustado com alcalinizante para 7,5 pois é um valor próximo do pH natural do efluente do

reator UASB (em torno de 7), ou seja, não seria necessária uma dosagem alta de alcalinizante e forneceria um pH de coagulação próximo de 6, o qual foi o mais satisfatório considerando a remoção de turbidez.

5.2.2 *Ensaios preliminares de Jarreste utilizando Tanino*

Uma vez definida a velocidade de sedimentação, a dosagem do coagulante e o pH de coagulação, para os ensaios de jarreste utilizando cloreto férrico iniciou-se o ensaio preliminar de jarreste utilizando tanino como coagulante, o qual foi semelhante ao ensaio preliminar anterior com cloreto férrico.

5.2.2.1 *Fase 1: Definição da dosagem de Tanino e da velocidade de sedimentação*

Foi avaliado o comportamento do processo de sedimentação, utilizando diferentes dosagens de tanino no tratamento de efluente do reator UASB. A Tabela 5-7 apresenta as características do efluente do reator UASB coletado para realização da primeira batelada de jarreste no ensaio preliminar utilizando o tanino como coagulante.

Tabela 5-7 - Características da amostra de efluente do reator UASB para a Fase 1 (primeira batelada) do ensaio preliminar de coagulação/floculação/sedimentação utilizando tanino como coagulante.

Variáveis	Valores
pH	6,89
Temperatura (°C)	20,2
Turbidez (NTU)	68,5

Foram testadas as dosagens de 20, 50, 100, 150, 200 e 250 mg tanino.L⁻¹ e coletadas amostras em diferentes velocidades de sedimentação, sendo elas 6,70; 3,25; 2,07; 1,16; 0,93 e 0,73 cm.min⁻¹, de maneira que no ensaio preliminar com tanino a turbidez também foi a variável de controle. Com esses dados, foram construídas as curvas de sedimentação para a fração de turbidez remanescente as quais estão apresentadas na Figura 5-13.

Observa-se, que assim como no ensaio anterior, há uma tendência em diminuir a fração de turbidez remanescente à medida que diminui a velocidade de sedimentação, principalmente para as dosagens de 50, 150, 200 e 250 mg.L⁻¹ de tanino.

Figura 5-13 - Velocidade de sedimentação e turbidez remanescente de acordo com a dosagem de tanino, para tratamento de efluente de reator UASB com turbidez inicial de 68,5 NTU.

As velocidades de sedimentação de 1,16; 0,93 e 0,76 $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$ para as dosagens de 150 e 200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ apresentaram fração de turbidez remanescente abaixo de 0,1, portanto atingindo remoção de turbidez acima de 90%. A dosagem de 250 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ apresentou desempenho semelhante para as mesmas velocidades, porém um pouco inferior. Para a dosagem de 100 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ a fração de turbidez remanescente foi abaixo de 0,2, de modo que apresentou bons resultados na remoção de turbidez porém uma eficiência de remoção abaixo das dosagens mais satisfatórias (150 e 200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), em torno de 68%.

Considerando o conjunto de dados e informações expostos anteriormente, optou-se por adotar a velocidade de sedimentação de 1 $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$, pelos mesmos motivos já mencionados no ensaio preliminar com cloreto férrico e também para otimizar os futuros ensaios em jarteste, pois independente do coagulante a velocidade de sedimentação seria a mesma, o que facilitaria o procedimento.

Considerando o desempenho semelhante das dosagens de tanino de 100, 150 e 200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, optou-se por verificar dosagens intermediárias a essas. Dessa forma, fez-se uma segunda batelada de jarteste com as dosagens de 100, 110, 120, 130 e 140 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e uma terceira batelada de jarteste com as dosagens 150, 160, 170, 180, 190 e 200 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. A Tabela 5-8 apresenta as características do efluente do reator UASB coletado para realização da segunda e terceira batelada de jarteste no ensaio preliminar utilizando o tanino como coagulante.

Tabela 5-8 - Características da amostra de efluente do reator UASB para a Fase 1 (segunda e terceira batelada) do ensaio preliminar de coagulação/floculação/sedimentação utilizando tanino como coagulante.

Variáveis	Valores
pH	6,99
Temperatura (°C)	21,3
Turbidez (NTU)	47,6

A Figura 5-14 apresenta os valores de turbidez do efluente tratado e o pH de coagulação para cada dosagem de tanino testada na segunda e terceira batelada. Observa-se que a turbidez do efluente tratado variou pouco – 2 a 4 NTU - independente da dosagem de tanino. As dosagens de 180 e 190 mg tanino.L⁻¹ foram as mais eficientes na remoção de turbidez, acima de 95%, de modo que o efluente final apresentou turbidez de 2,1 NTU. No entanto, a dosagem de 120 mg tanino.L⁻¹ apresentou eficiência de remoção de 94% (efluente final com 2,8 NTU), ou seja, a eficiência de remoção de turbidez foi semelhante à eficiência com as dosagens de 180 e 190 mg tanino.L⁻¹, porém com uma dosagem menor. Portanto, do ponto de vista econômico, a menor dosagem mais satisfatória foi 120 mg tanino.L⁻¹.

Figura 5-14 - Turbidez e pH de coagulação de acordo com as diferentes dosagens de tanino, para tratamento de efluente de reator UASB com turbidez inicial de 47,6 NTU.

Ainda na mesma figura é possível observar que o pH de coagulação quase não variou independente da dosagem de coagulante e esteve sempre próximo do pH natural da amostra, em torno de 6,9 e 6,8. Isso porque o tanino não altera significativamente o pH da amostra por não consumir alcalinidade do meio, ao mesmo tempo em que é efetivo em larga faixa de pH - 4,5 a 8,0. Sendo assim, não foi necessário verificar a variação do pH de coagulação numa próxima fase.

5.2.3 Ensaios preliminares de Flotatestes utilizando cloreto férrico

Finalizados os ensaios preliminares em equipamento jarteste, iniciaram-se os ensaios preliminares no equipamento flotatestes.

5.2.3.1 Fase 1 – Definição da dosagem de cloreto férrico

Na primeira batelada de flotatestes foi avaliado o comportamento do processo de flotação por ar dissolvido com aplicação de diferentes dosagens de coagulante cloreto férrico no tratamento do efluente de reator UASB. A Tabela 5-9 apresenta a caracterização do efluente do reator UASB coletado para a realização dos ensaios preliminares na Fase 1.

Foram testadas as dosagens de 20, 40, 60, 80, 100 e 120 mgFeCl₃.L⁻¹ e coletadas amostras em seis velocidades de sedimentação diferentes, sendo elas 9, 12, 15, 18, 21 e 25 cm.min⁻¹, e o tratamento foi avaliado em termos de remoção de turbidez e cor aparente. Com esses dados foram construídas as curvas de velocidade de flotação para fração de turbidez remanescente (T/To) e para a fração de cor aparente remanescente (C/Co), as quais estão apresentadas na Figura 5-15 e na Figura 5-16, respectivamente.

Tabela 5-9 - Características da amostra de efluente do reator UASB para a Fase 1 do ensaio preliminar de coagulação/floculação/flotação utilizando cloreto férrico como coagulante.

Variáveis	Valores
pH	6,93
Temperatura (°C)	22,1
Turbidez (NTU)	56,6
Cor aparente (uC)	491
DQO total (mg.L ⁻¹)	88,3

Figura 5-15 - Velocidade de flotação e turbidez remanescente de acordo com a dosagem de cloreto férrico, para tratamento de efluente de reator UASB com turbidez inicial de 56,6 NTU.

As curvas de flotação na Figura 5-15 mostram que as velocidades de flotação de 15, 12 e 9 cm.min^{-1} foram as mais eficientes para todas as dosagens de cloreto férrico, principalmente para as dosagens de 100 e 120 mg.L^{-1} , que foram as dosagens mais satisfatórias em termos de remoção de turbidez. De maneira geral, verifica-se que quanto maior a dosagem de coagulante e menor a velocidade de flotação maior a eficiência de remoção de turbidez. Observa-se que para as dosagens de 100 e 120 mg.L^{-1} , a fração de turbidez remanescente de todas as velocidades de flotação foi inferior 0,1, de maneira que para essas dosagens de cloreto férrico foram obtidas remoções de turbidez superiores a 90% na maior velocidade de flotação (25 cm.min^{-1}) e superiores a 95% nas velocidades de flotação de 21, 18, 15, 12 e 8 cm.min^{-1} . Para a maior dosagem de coagulante (120 mg.L^{-1}) e menor velocidade de sedimentação (9 cm.min^{-1}) a remoção foi em torno de 99%.

Figura 5-16 - Velocidade de flotação e cor aparente remanescente de acordo com a dosagem de cloreto férrico, para tratamento de efluente de reator UASB com cor aparente de 491 uC.

Observa-se na Figura 5-16 que as dosagens de cloreto férrico de 100 e 120 mg.L⁻¹ resultaram nos menores valores de cor aparente, 28 e 20 uC (eficiência de remoção em torno de 94 e 95%), respectivamente, na velocidade de flotação de 9 cm.min⁻¹. Para as velocidades de flotação de 18, 15 e 12 cm.min⁻¹ a remoção de cor aparente foi acima de 90% para essas dosagens de coagulante, demonstrando mais uma vez serem as dosagens mais satisfatórias dentre as testadas.

Assim, do ponto de vista econômico, a menor dosagem de cloreto férrico que se destaca como a mais adequada foi a de 100 mg.L⁻¹. Apesar de a dosagem de 120 mgFeCl₃.L⁻¹ ter resultados levemente superiores em termos de remoção de turbidez e cor aparente, espera-se que essa diferença fosse superada com o emprego do polímero em associação com o coagulante.

Contudo, no tratamento do efluente do reator UASB por processo de flotação por ar dissolvido a dosagem de 100 mg.L⁻¹ de cloreto férrico alcançou remoções de turbidez e cor aparente acima de 97 e 94%, respectivamente, para a velocidade de flotação de 12 cm.min⁻¹.

5.2.3.2 Fase 2 – Definição da dosagem de polímero

O emprego de polímero, como auxiliar de floculação, se faz interessante para melhorar a eficiência do processo de flotação, além de suavizar (horizontalizar) a curva de flotação de maneira a manter a eficiência do processo em diferentes velocidades de flotação.

A dosagem de 100 mg.L⁻¹ foi selecionada na fase anterior para ser testada em associação com polímero para o tratamento de efluente anaeróbio por flotação por ar dissolvido. A Tabela 5-10 apresenta a caracterização do efluente do reator UASB coletado para a realização dos ensaios preliminares na Fase 2.

Tabela 5-10 - Características da amostra de efluente do reator UASB para a Fase 2 do ensaio preliminar de coagulação/floculação/flotação utilizando cloreto férrico como coagulante.

Variável	Valores
pH	6,84
Temperatura (°C)	22,6
Turbidez (NTU)	40,7
Cor aparente (uC)	442
DQO total (mg.L ⁻¹)	90,3

Foi testado o polímero catiônico ZETAG 8185, nas dosagens de 0,5; 1,0; 1,5; 2,0 e 2,5 mg.L⁻¹ e as amostras foram coletadas em seis velocidades de flotação diferentes (as mesmas utilizadas na fase anterior). Nessa fase, o tratamento também foi avaliado em termos de remoção de turbidez e cor aparente. A partir disso, novamente foram construídas curvas de flotação para fração de turbidez remanescente e fração de cor aparente remanescente, conforme é apresentado na Figura 5-17 e na Figura 5-18.

Verifica-se que o polímero foi capaz de suavizar as curvas de flotação, pois os resultados de fração remanescente de turbidez e cor aparente estão bem próximos principalmente nas velocidades de flotação de 18, 15, 12 e 9 cm.min⁻¹.

Além disso, os valores de turbidez e cor aparente do efluente tratado com 100 mg.L⁻¹ de cloreto férrico associado a diferentes dosagens de polímero foram bem inferiores do que quando foi aplicado o coagulante cloreto férrico sem associação com polímero. Independente da dosagem de polímero e da velocidade de flotação os valores de turbidez foram sempre abaixo de 4 NTU e os valores de cor aparente igual ou abaixo de 50 uC no efluente tratado. Ou seja, a associação de cloreto férrico com polímero resultou em eficiências de remoção mínimas acima de 90 e 88% para turbidez e cor aparente, respectivamente.

Figura 5-17 - Velocidade de flotação e turbidez remanescente de acordo com as diferentes dosagens de polímero catiônico ZETAG 8185 associado a 100 mgFeCl₃.L⁻¹, para tratamento de efluente de reator UASB com turbidez inicial de 40,7 NTU.

Figura 5-18 - Velocidade de flotação e cor aparente remanescente de acordo com as diferentes dosagens de polímero catiônico ZETAG 8185 associado a 100 mgFeCl₃.L⁻¹, para tratamento de efluente de reator UASB com cor inicial de 442 uC.

As dosagens do polímero ZETAG8185 de 1,0; 1,5 e 2,5 mg.L⁻¹ conduziram aos melhores valores de turbidez residual, inferiores a 2 NTU para todas as velocidades de flotação. Para a remoção de cor aparente, a dosagem de 2,5 mg.L⁻¹ de polímero foi a mais eficiente, no entanto as dosagens de 1,0; 1,5 e 2,0 mg.L⁻¹ também apresentaram bons resultados para todas as velocidades de flotação.

Essas mesmas dosagens forneceram resultados bem semelhantes de remoção de cor aparente, com valores variando entre 32 e 19 uC, ou seja, eficiências de remoção acima de 92%. A dosagem de 2,5 mg.L⁻¹, foi um pouco mais eficiente para a remoção de cor aparente, com eficiência mínima de 95%.

Atendendo assim de forma mais satisfatória o critério de escolha que estabelecia que o tratamento escolhido fosse o que atingisse menor valor de turbidez e cor aparente, porém também levando em consideração a questão econômica, optou-se pela dosagem de $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$ de ZETAG8185 como a mais satisfatória em razão do custo-benefício.

5.2.3.3 Fase 3: Definição de taxa de recirculação

A Tabela 5-11 apresenta a caracterização do efluente do reator UASB coletado para a realização dos ensaios preliminares na Fase 3. Na Fase 3 foram testadas quatro taxas de recirculação: 20, 17, 15 e 10%. As amostras foram coletadas em seis diferentes velocidades de flotação, as mesmas das fases anteriores. Também nessa fase 3, o tratamento foi avaliado em termos de remoção de turbidez e cor aparente. Com os dados obtidos, foram construídas as curvas de flotação para fração de turbidez remanescente e fração de cor aparente remanescente, conforme é apresentado na Figura 5-19 e na Figura 5-20.

Tabela 5-11 - Características da amostra de efluente do reator UASB para a Fase 3 do ensaio preliminar de coagulação/floculação/flotação utilizando cloreto férrico como coagulante.

Variáveis	Valores
pH	7,13
Temperatura (°C)	22,8
Turbidez (NTU)	65,4
Cor aparente (uC)	546
DQO total (mg.L^{-1})	80,7

Figura 5-19 - Velocidade de flotação e turbidez remanescente de acordo com as diferentes taxas de recirculação, com $1,5 \text{ mg.L}^{-1}$ de polímero ZETAG associado a $100 \text{ mg FeCl}_3 \text{ L}^{-1}$ de coagulante, para tratamento do efluente do reator UASB.

Figura 5-20 - Velocidade de sedimentação e cor aparente remanescente de acordo com as diferentes taxas de recirculação, com 1,5mg.L⁻¹ de polímero ZETAG associado a 100mgFeCl₃.L⁻¹ de coagulante, para tratamento do efluente do reator UASB.

Verificou-se que as taxas de recirculação tiveram desempenho semelhante para a eficiência de remoção de turbidez e cor aparente. Observa-se que houve uma tendência em diminuir a fração de turbidez remanescente conforme aumentou-se o tempo de flotação.

Na Figura 5-19 é possível observar que as taxas de recirculação de 20% e 10% tiveram o mesmo desempenho para as velocidades de flotação de 12 e 9 cm.min⁻¹. E a taxa de recirculação de 15% foi a mais satisfatória nas velocidades de flotação de 12 e 9 cm.min⁻¹, atingindo fração de turbidez remanescente próximo de 0,01.

Na Figura 5-20 observar-se que os melhores resultados foram novamente para as menores velocidades de flotação, 12 e 9 cm.min⁻¹. A eficiência de remoção de cor aparente foi bem próxima para todas as taxas, contudo a taxa de recirculação de 10% foi a mais satisfatória para as velocidades de flotação de 15, 12 e 9 cm.min⁻¹.

Os resultados mostram que o tratamento funcionou bem na remoção de turbidez e cor aparente mesmo com baixas taxas de recirculação. Sendo assim optou-se por trabalhar com 15% de recirculação para tratar efluente anaeróbio com cloreto férrico.

5.2.4 Ensaios preliminares de Flotatestes utilizando PAC

5.2.4.1 Fase 1: Definição da dosagem de PAC

Na Fase 1 foi avaliado o comportamento do processo de flotação por ar dissolvido com aplicação de diferentes dosagens do coagulante PAC para tratamento do efluente do reator UASB. A Tabela 5-12 apresenta a caracterização do efluente do reator UASB da ETE piloto em estudo coletado para realização dos ensaios preliminares.

Tabela 5-12 - Características da amostra de efluente do reator UASB para a fase 1 do ensaio preliminar de coagulação/floculação/flotação utilizando PAC como coagulante.

Variáveis	Valores
pH	7,02
Temperatura (°C)	21,0
Turbidez (NTU)	66,2
Cor aparente (uC)	568
DQO total (mg.L ⁻¹)	115,2

Foram testadas as dosagens de 25, 50, 75, 90, 100, 125 e 150 mgPAC.L⁻¹ e amostra sem dosagem nenhuma de coagulante, a qual foi considerada o controle (branco), e coletadas amostras em seis diferentes velocidades de flotação (25, 21, 18, 15 e 12 cm.min⁻¹) para cada uma das dosagens e do branco, de modo que as variáveis de controle foram a turbidez e a cor aparente. Com isso, foram construídas as curvas de flotação para a fração remanescente de turbidez e cor aparente, as quais estão apresentadas na Figura 5-21 e na Figura 5-22.

Figura 5-21 - Velocidade de flotação e turbidez remanescente de acordo com a dosagem de PAC, para tratamento de efluente de reator UASB com turbidez inicial de 66,2 NTU.

A Figura 5.21A apresenta a variação de dosagem do coagulante PAC utilizado no ensaio, de modo que como as linhas referentes as dosagens de 75 a 150mg.L⁻¹ ficaram muito próximas e difíceis de serem visualizadas, construiu-se o gráfico da Figura 5.21B para ampliar e melhorar a visualização da fração de turbidez remanescente referente a essas dosagens. O mesmo foi feito na Figura 5.22A e 5.22B. Observa-se na Figura 5-21A e Figura 5-22B que a remoção de turbidez e cor aparente foi significativa quando compara-se as amostras que receberam dosagem de PAC e o branco. As dosagens de 25 e 50 mg.L⁻¹ de coagulante também foram pouco eficiente na remoção das variáveis de controle. Verifica-se que as linhas referentes ao branco e as dosagens de 25 e 50 mg.L⁻¹ ficaram bem afastadas das outras no gráfico, referentes as demais dosagens.

As curvas de flotação da Figura 5-21B mostram que as velocidades de flotação de 18, 15, 12 e 9 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$ se destacaram para as dosagens de 75, 100, 125 e 150 $\text{mgPAC}\cdot\text{L}^{-1}$ por conduzir a valores próximos de fração de turbidez remanescente abaixo de 0,03.

Figura 5-22 - Velocidade de flotação e cor aparente remanescente de acordo com a dosagem PAC, para tratamento de efluente de reator UASB com turbidez inicial de 568 uC.

Verifica-se que as dosagens de 100, 125 e 150 $\text{mg PAC}\cdot\text{L}^{-1}$ apresentaram resultados bem semelhantes independentes da velocidade de flotação e foram as mais eficientes na remoção de turbidez, conduzindo a resultados de 0,5; 0,4 e 0,4 NTU, respectivamente, de turbidez residual na velocidade de flotação de 12 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$. Sendo assim, para essas dosagens foram obtidas remoções de turbidez superiores a 98% para as velocidades de flotação de 15, 12 e 9 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$.

A dosagem de 75 $\text{mg PAC}\cdot\text{L}^{-1}$ foi um pouco menos satisfatória, porém também conduziu a ótimos resultados, com 1,0; 0,7 e 0,6 NTU de turbidez residual nas velocidades

de flotação de 15, 12 e 9 cm.min⁻¹, respectivamente. Portanto, alcançou remoção superior a 98%. Para a dosagem de 90mg PAC.L⁻¹ a eficiência foi semelhante ou superior a essa.

Observa-se na Figura 5-22B que as dosagens de PAC de 125 e 150 mg.L⁻¹, resultaram nos menores valores de cor aparente e bem próximos entre si, variando de 12 a 48 uC. Os resultados para a dosagem de 100 mg.L⁻¹ variou de 16 a 64 uC e para a dosagem de 75 mg.L⁻¹ de 22 a 78 uC. Além disso, a eficiência de remoção de cor aparente aumenta conforme se reduz a velocidade de flotação para todas as dosagens, de modo que as velocidades flotação de 15, 12 e 9 cm.min⁻¹ resultaram em valores bem próximos de fração de cor aparente remanescente, abaixo de 0,07 para as dosagens de 75, 90, 100, 125 e 150 mg.L⁻¹. Sendo assim, pode-se afirmar que essas dosagens alcançaram remoções de cor aparente superiores a 86%.

É possível verificar que as velocidades de flotação de 15, 12 e 9 cm.min⁻¹, bem como as dosagens de 75, 100, 125 e 150 mg PAC.L⁻¹ conduziram a resultados bem próximos no tratamento de efluente do reator UASB. Porém a dosagem de 75 mg.L⁻¹ foi escolhida, mesmo não atendendo o critério dos resultados mais satisfatórios, pois esperava-se que essa diferença de remoção de turbidez e cor aparente comparada as dosagens de PAC mais satisfatórias fosse superada com a associação do coagulante PAC com o polímero catiônico previsto para esse tratamento.

5.2.4.2 Fase 2 – Definição da taxa de recirculação

Na Tabela 5-13 está apresentada a caracterização do efluente do reator UASB da ETE piloto em estudo coletado para realização dos ensaios preliminares com coagulante PAC na Fase 2.

Tabela 5-13 - Características da amostra de efluente do reator UASB para a fase 2 do ensaio preliminar de coagulação/floculação/flotação utilizando PAC como coagulante.

Variável	Valores
pH	6,86
Temperatura (°C)	22,8
Turbidez (NTU)	71,4
Cor aparente (uC)	554
DQO total (mg.L ⁻¹)	124,1

Assim como no ensaio preliminar com cloreto férrico, foram testadas quatro taxas de recirculação diferentes nesse ensaio com coagulante PAC, 20, 17, 15 e 10%, e as amostras foram coletadas em seis velocidades de flotação, as mesmas das fases anteriores. As variáveis de controle continuaram sendo a turbidez e cor aparente, de modo que ao final das análises dessa fase foram construídas as curvas de flotação para fração de turbidez remanescente e fração de cor aparente remanescente, conforme é apresentado na Figura 5-23 e na Figura 5-24.

Figura 5-23 - Velocidade de flotação e turbidez remanescente de acordo com as diferentes taxas de recirculação, para tratamento do efluente do reator UASB.

Conforme consta na Figura 5-23, a fração de turbidez remanescente decresceu com a diminuição da velocidade de flotação. As taxas de recirculação testadas forneceram resultados semelhantes, de maneira que para as velocidades de flotação de 12 e 9 $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$ os valores de fração de turbidez remanescente foram praticamente iguais. A turbidez residual foi menor que 1 NTU para todas as taxas de recirculação testadas nas velocidades de flotação de 18, 15, 12 e 9 $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$. No entanto, apesar de os valores serem próximos, a taxa de recirculação de 15% foi a mais satisfatória para todas as velocidades de flotação.

Na Figura 5-24 está representada a variação da fração de cor aparente remanescente relacionada à variação da velocidade de flotação. Observa-se que as taxas de recirculação testadas apresentaram desempenho parecido e as curvas estão bem próximas para todas as velocidades de flotação, sendo que a fração de cor aparente remanescente variou entre 0,04 e 0,07. No entanto, as taxas de recirculação de 15 e 10% foram as mais satisfatórias para a remoção de cor aparente nas velocidades de 18, 15, 12 e 9 $\text{cm} \cdot \text{min}^{-1}$.

Sendo assim, considerando o fator de segurança, optou-se pela taxa de recirculação de 15% para o tratamento do efluente anaeróbico com coagulante PAC.

Figura 5-24 - Velocidade de flotação e cor aparente remanescente de acordo com as diferentes taxas de recirculação, para tratamento do efluente do reator UASB.

5.2.4.3 Fase 3 – Definição da dosagem de polímero

Como já mencionado anteriormente, o objetivo de utilizar o polímero como auxiliar de floculação foi melhorar a eficiência do processo de flotação e tentar suavizar (horizontalizar) a curva de flotação de maneira a manter a eficiência do processo em diferentes velocidades de flotação.

A dosagem de 75 mg.L^{-1} de PAC foi selecionada na Fase 1, assim como a taxa de recirculação de 15% foi selecionada na Fase 2, de maneira que esses parâmetros foram fixados para a realização da Fase 3 dos ensaios preliminares onde a dosagem de PAC escolhida será testada em conjunto com o polímero catiônico em diferentes dosagens. A Tabela 5-14 apresenta a caracterização do efluente do reator UASB da ETE piloto em estudo coletado para realização dos ensaios na fase 3.

Tabela 5-14 - Características da amostra de efluente do reator UASB para a fase 3 do ensaio preliminar de coagulação/floculação/flotação utilizando PAC como coagulante.

Variável	Valores
pH	6,69
Temperatura (°C)	27,7
Turbidez (NTU)	47,0
Cor aparente (uC)	486
DQO total (mg.L^{-1})	77,9

Foram testadas as dosagens de 0,5; 1,0; 1,5; 2,0 e 2,5 mg.L⁻¹ do polímero catiônico ZETAG 8185, o qual foi testado por Santos (2015) que apresentou bons resultados para tratamento de efluente anaeróbio associado ao coagulante PAC. Assim como nas fases anteriores foram coletadas amostras em seis diferentes velocidades de flotação para cada uma das dosagens de polímero testadas e o tratamento mais uma vez foi avaliado em termos de remoção de turbidez e cor aparente. Com esses dados foram construídas novamente as curvas de flotação para a fração remanescente de turbidez e cor aparente, conforme é apresentado na Figura 5-25 e na Figura 5-26.

Figura 5-25 - Velocidade de flotação e turbidez remanescente de acordo com as diferentes dosagens de polímero catiônico ZETAG 8185 associado a 75 mg.L⁻¹ de PAC, para tratamento de efluente de reator UASB com turbidez inicial de 47 NTU.

O uso conjunto do polímero ZETAG 8185 com PAC resultou em turbidez inferior a 2 NTU para todas as dosagens de polímero testadas principalmente para a menor velocidade de flotação, 9 cm.min⁻¹. No entanto, as dosagens de polímero testadas, as dosagens de 0,5 e 1,0 mg.L⁻¹ foram as mais satisfatórias conduzindo aos menores valores de turbidez, com eficiência mínima de 96% para a velocidade de flotação de 25 cm.min⁻¹ e máxima acima de 99% para a menor velocidade de flotação testada. Porém a fração de turbidez remanescente foi semelhante para as velocidades de flotação de 18, 15, 12 e 9 cm.min⁻¹.

Figura 5-26 - Velocidade de flotação e cor aparente remanescente de acordo com as diferentes dosagens de polímero catiônico ZETAG 8185 associado a 75 mg.L⁻¹ de PAC, para tratamento de efluente de reator UASB com turbidez inicial de 486 uC.

Na Figura 5-26 verifica-se que o polímero suavizou as curvas de flotação nas velocidades de flotação de 18, 15, 12 e 9 cm.min⁻¹, principalmente nas dosagens de 0,5; 1,0; 1,5 e 2,5 mg.L⁻¹, levando a resultados bem próximos de cor aparente remanescente.

O polímero ZETAG 8185 possibilitou resultados de cor aparente entre 15 e 31 uC para as dosagens de 0,5 e 1,0 mg.L⁻¹ que foram as mais satisfatórias. Ou seja, a eficiência de remoção foi de no mínimo 93% para essas dosagens.

O polímero contribuiu para a obtenção de bons resultados com a menor dosagem testada, 0,5 mg.L⁻¹, reduzindo significativamente a turbidez e a cor aparente, que apresentaram valores iguais ou inferiores aos valores alcançados com a aplicação individual das maiores dosagens do coagulante PAC na Fase 1.

Conforme os resultados apresentados, a opção escolhida para este ensaio foi a dosagem de 0,5 mg.L⁻¹ do polímero ZETAG 8185 associado a 75 mg.L⁻¹ de solução comercial PAC, por apresentarem os melhores resultados em todas as velocidades de flotação estudadas.

A velocidade de flotação representa de maneira indireta a taxa de aplicação superficial de um flotador, os resultados indicam que a associação do coagulante cloreto férrico e PAC com o polímero possibilita ao processo de flotação por ar dissolvido fornecer a mesma eficiência no tratamento em diferentes taxas de aplicação superficial, ou seja, é uma vantagem para flotadores empregados em estações de tratamento de esgoto em escala plena, onde ocorre variação da vazão afluente diariamente e consequentemente da taxa de aplicação superficial.

Na Tabela 5-15 estão apresentados todos os parâmetros adotados conforme o desempenho dos tratamentos físico-químicos em escala de bancada tratando efluente anaeróbio do reator UASB em escala piloto.

Tabela 5-15 - Valores dos parâmetros obtidos nos ensaios preliminares de coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação em escala de bancada.

Tratamento	Coagulante	Dosagem (mg/L)	Polímero (mg/L)	Velocidade (cm/min)	Recirculação (%)
Coagulação/floculação/sedimentação	FeCl ₃	175	Não utilizado	1	Não se aplica
	Tanino	120	Não utilizado	1	Não se aplica
Coagulação/floculação/flotação	FeCl ₃	100	1,5	12	15
	PAC	75	1,0	12	15

Nota: Concentração da solução mãe de cloreto férrico, tanino e PAC = 20 g.L⁻¹.

5.3 Ensaios de coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação

Foi observado durante os ensaios em equipamento jarteste com o coagulante tanino, que apesar de ser muito eficiente na formação de flocos maiores, ao final do processo de floculação boa parte dos flocos, formados tendiam a flotar e não sedimentar, talvez devido a alta dosagem de coagulante escolhida para esse tratamento. Parte desses sólidos decantava (flotava) junto com o efluente tratado, inevitavelmente. Na Figura 5-28 verifica-se a amostra do tratamento UASB – Tanino – Sedimentação ao final do processo de sedimentação com boa parte dos flocos na parte superior do jarro.

Figura 5-27 - Amostras do tratamento UASB – Tanino - Sedimentação ao final do processo de sedimentação com boa parte dos flocos na parte superior do jarro do equipamento jarteste.

Com isso, os resultados são falso positivo, na verdade a remoção de DQO detectada, ou de qualquer outra variável analisada, foi em grande parte devido à auto flotação e não à sedimentação das partículas, o que invalida a aplicação desse tipo de teste para o tanino. Sendo assim, apesar de todas as variáveis analisadas no presente trabalho terem sido

realizadas para este tratamento, os resultados não serão apresentados porque os mesmos foram prejudicados por ter ocorrido auto flotação (falsa remoção por sedimentação).

5.3.1 Monitoramento das variáveis de avaliação de estabilidade dos tratamentos combinados

Após definidos os valores das dosagens dos produtos químicos, das velocidades de sedimentação e flotação, pH de coagulação e taxa de recirculação dos tratamentos físico-químicos, foram feitos cinco ou seis ensaios de cada tratamento físico-químico todos com efluente do reator UASB. Esses ensaios de tratamento combinado (UASB seguido de processo de sedimentação ou flotação) foram feitos concomitantemente ao monitoramento da ETE piloto – esgoto bruto e efluente do reator UASB, cujos resultados foram discutidos no item 0.

Na Tabela 5-16 e na Tabela 5-17 estão apresentados os dados estatísticos dos ensaios realizados com o efluente do reator UASB tratado por processo de sedimentação em equipamento jarteste em escala de bancada utilizando cloreto férrico como coagulante (UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação), com TDH do reator anaeróbio de 12 horas e 8 horas, respectivamente.

Na Tabela 5-18 e Tabela 5-19 estão apresentados os dados estatísticos dos ensaios feitos com o efluente do reator UASB tratado por processo de flotação em equipamento flotatestes em escala de bancada utilizando cloreto férrico como coagulante (UASB – Cloreto Férrico – Flotação). E na Tabela 5-20 e na Tabela 5-21, estão apresentados os dados estatísticos dos ensaios feitos com o efluente do reator UASB tratado por processo de flotação em equipamento flotatestes em escala de bancada utilizando PAC como coagulante (UASB – PAC – Flotação). Os valores estatísticos do reator UASB foram apresentados novamente de modo a facilitar o entendimento sobre as eficiências de remoção das variáveis analisadas.

Tabela 5-16 - Resumo estatístico dos dados obtidos durante período de monitoramento do tratamento combinado UASB - Cloreto Férrico (175 mg/L) - Sedimentação, com reator UASB operado com TDH de 12 horas.

Variáveis	Efluente UASB – TDH 12 horas				UASB (TDH 12 horas) – CLORETO FÉRRICO - SEDIMENTAÇÃO					
	Média	DP	Mínimo	Máximo	Média	DP	Mínimo	Máximo	Eficiência (%)	Eficiência global (%)
pH	7,0	0,2	6,8	7,3	7,0	0,3	6,6	7,6	-	-
Temperatura (°C)	23,4	1,5	20,8	26,1	24,5	1,7	21,7	26,4	-	-
Turbidez (NTU)	71,4	29,7	27,8	134,0	8,3	4,9	3,2	17,0	88,4	92,6
Cor Aparente (uC)	493,9	209,6	266,0	1107,0	120,5	43,0	72,0	173,0	75,6	84,9
Cor Verdadeira (uC)	66,4	14,0	39,0	83,0	18,7	7,5	9,0	29,0	71,9	82,5
DQO _T (mg.L ⁻¹)	100,4	23,1	69,7	140,3	40,6	8,2	31,1	54,7	59,6	88,3
DQO _F (mg.L ⁻¹)	87,5	14,2	66,9	112,5	29,2	7,7	19,1	37,6	66,6	67,8
Carbono Total (mg.L ⁻¹)	61,6	21,2	21,2	80,9	47,5	8,0	33,7	56,0	22,8	37,7
Carbono Inorgânico (mg.L ⁻¹)	44,4	12,9	18,4	57,0	30,7	5,6	23,0	38,7	30,9	-
Carbono Orgânico Total (mg.L ⁻¹)	22,3	8,7	11,6	47,5	17,2	6,4	10,7	31,0	22,9	68,0
Alcalinidade Parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	123,4	33,1	86,1	187,5	87,6	23,8	60,0	136,7	29,0	-
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	161,3	37,2	117,9	222,6	113,7	29,8	83,6	177,8	29,5	-
Fósforo (mgP.L ⁻¹)	5,3	4,5	2,6	17,5	0,7	0,4	0,5	1,4	87,0	86,2
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	51,9	43,0	2,6	236,3	17,6	12,8	5,7	50,0	66,1	88,0
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	42,4	22,0	13,0	103,0	7,8	6,9	1,0	26,0	81,6	93,9
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	14,2	27,7	1,5	160,7	10,4	13,3	1,9	49,0	26,8	60,2
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	261,4	52,2	167,7	372,0	256,2	43,2	172,0	307,5	2,0	25,8

Tabela 5-17 - Resumo estatístico dos dados obtidos durante período de monitoramento do tratamento combinado UASB - Cloreto Férrico (175 mg/L) - Sedimentação, com reator UASB operado com TDH de 8 horas.

Variáveis	Efluente UASB – TDH 8 horas				UASB (TDH 8 horas) – CLORETO FÉRRICO - SEDIMENTAÇÃO					
	Média	DP	Mínimo	Máximo	Média	DP	Mínimo	Máximo	Eficiência (%)	Eficiência global (%)
pH	6,8	0,1	6,7	6,9	6,6	0,1	6,5	6,9	-	-
Temperatura (°C)	22,1	0,7	20,7	22,5	22,5	1,7	21,7	23,8	-	-
Turbidez (NTU)	82,3	23,9	60,6	116,0	4,5	1,4	3,0	6,5	94,6	96,0
Cor Aparente (uC)	620,3	178,3	442,0	884,0	77,2	17,3	58,0	100,0	87,6	90,4
Cor Verdadeira (uC)	156,2	208,1	56,0	580,0	25,5	16,9	12,0	58,0	83,7	76,1
DQO _T (mg.L ⁻¹)	136,3	30,3	112,2	192,1	30,9	11,2	14,8	45,8	77,3	91,1
DQO _F (mg.L ⁻¹)	76,5	11,3	62,0	88,0	31,8	4,4	25,0	36,0	58,4	64,9
Carbono Total (mg.L ⁻¹)	70,3	8,0	62,2	81,0	42,0	7,9	32,1	51,3	40,3	45,0
Carbono Inorgânico (mg.L ⁻¹)	48,7	6,7	41,7	57,3	28,9	6,1	21,0	36,7	40,6	-
Carbono Orgânico Total (mg.L ⁻¹)	21,4	2,0	19,1	23,8	13,1	2,0	11,1	16,1	38,8	75,6
Alcalinidade Parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	127,0	18,3	103,6	147,5	68,4	16,0	49,3	96,9	46,1	-
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	174,1	25,4	143,0	204,1	97,7	13,2	78,6	119,2	43,9	4,9
Fósforo (mgP.L ⁻¹)	5,3	1,2	3,4	6,4	0,4	0,1	0,3	0,6	92,8	92,4
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	58,1	12,4	41,0	72,5	11,9	2,6	9,2	16,5	79,5	91,9
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	50,6	15,7	31,3	74,0	5,7	2,0	3,5	9,5	88,7	95,5
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	10,8	6,1	2,7	19,8	6,5	2,3	3,8	9,7	39,8	75,1
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	272,5	130,3	101,1	423,5	267,9	102,0	86,5	395,3	1,7	22,4

Tabela 5-18 - Resumo estatístico dos dados obtidos durante período de monitoramento do tratamento combinado UASB - Cloreto Férrico (100 mg/L) e polímero (1,5 mg/L) - Flotação, com reator UASB operado com TDH de 12 horas.

Variáveis	Efluente UASB – TDH 12 horas				UASB (TDH 12 horas) – CLORETO FÉRRICO - FLOTAÇÃO					
	Média	DP	Mínimo	Máximo	Média	DP	Mínimo	Máximo	Eficiência (%)	Eficiência global (%)
pH	7,0	0,2	6,8	7,3	7,2	0,2	7,0	7,6	-	-
Temperatura (°C)	23,4	1,5	20,8	26,1	24,0	2,7	19,1	26,1	-	-
Turbidez (NTU)	71,4	29,7	27,8	134,0	4,3	1,3	2,3	5,8	94,0	96,2
Cor Aparente (uC)	493,9	209,6	266,0	1107,0	87,4	27,0	61,0	140,0	82,3	89,1
Cor Verdadeira (uC)	66,4	14,0	39,0	83,0	24,1	5,0	16,0	32,0	63,6	77,4
DQO _T (mg.L ⁻¹)	100,4	23,1	69,7	140,3	32,6	10,8	23,9	51,3	67,6	90,6
DQO _F (mg.L ⁻¹)	87,5	14,2	66,9	112,5	30,7	15,5	16,6	47,3	64,9	66,1
Carbono Total (mg.L ⁻¹)	61,6	21,2	21,2	80,9	52,1	5,5	45,8	63,1	15,5	31,8
Carbono Inorgânico (mg.L ⁻¹)	44,4	12,9	18,4	57,0	36,3	3,0	31,9	40,9	18,3	-
Carbono Orgânico Total (mg.L ⁻¹)	22,3	8,7	11,6	47,5	16,3	6,8	12,4	31,2	26,9	69,6
Alcalinidade Parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	123,4	33,1	86,1	187,5	86,7	28,0	65,2	108,3	29,8	-
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	161,3	37,2	117,9	222,6	109,6	17,9	80,3	135,4	32,1	-
Fósforo (mgP.L ⁻¹)	5,3	4,5	2,6	17,5	0,7	0,5	0,1	1,3	86,6	85,8
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	51,9	43,0	2,6	236,3	7,4	3,3	3,8	12,0	85,7	94,9
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	42,4	22,0	13,0	103,0	4,0	2,8	0,4	7,0	90,6	96,9
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	14,2	27,7	1,5	160,7	2,6	1,3	1,1	4,0	81,7	90,0
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	261,4	52,2	167,7	372,0	200,5	38,1	122,5	245,5	23,3	41,9

Tabela 5-19 - Resumo estatístico dos dados obtidos durante período de monitoramento do tratamento combinado UASB - Cloreto Férrico (100mg/L) e polímero (1,5 mg/L) - Flotação, com reator UASB operado com TDH de 8 horas.

Variáveis	Efluente UASB – TDH 8 horas				UASB (TDH 8 horas) – CLORETO FÉRRICO - FLOTAÇÃO					
	Média	DP	Mínimo	Máximo	Média	DP	Mínimo	Máximo	Eficiência (%)	Eficiência global (%)
pH	6,8	0,1	6,7	6,9	7,0	0,1	6,9	7,1	-	-
Temperatura (°C)	22,1	0,7	20,7	22,5	22,3	1,1	20,6	23,6	-	-
Turbidez (NTU)	82,3	23,9	60,6	116,0	3,1	2,3	1,0	6,2	96,2	97,2
Cor Aparente (uC)	620,3	178,3	442,0	884,0	59,7	25,0	37,0	92,0	90,4	92,5
Cor Verdadeira (uC)	156,2	208,1	56,0	580,0	24,3	8,9	14,0	39,0	84,4	77,2
DQO _T (mg.L ⁻¹)	136,3	30,3	112,2	192,1	26,1	5,7	20,1	33,6	80,9	92,5
DQO _F (mg.L ⁻¹)	76,5	11,3	62,0	88,0	15,3	10,3	7,3	30,1	80,0	83,1
Carbono Total (mg.L ⁻¹)	70,3	8,0	62,2	81,0	45,9	5,7	40,0	53,8	34,7	39,8
Carbono Inorgânico (mg.L ⁻¹)	48,7	6,7	41,7	57,3	33,2	4,6	28,2	40,3	31,7	-
Carbono Orgânico Total (mg.L ⁻¹)	21,4	2,0	19,1	23,8	12,7	1,4	10,6	14,0	40,7	76,4
Alcalinidade Parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	127,0	18,3	103,6	147,5	82,1	9,2	66,9	90,9	35,4	-
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	174,1	25,4	143,0	204,1	111,3	13,8	92,0	125,2	36,1	-
Fósforo (mgP.L ⁻¹)	5,3	1,2	3,4	6,4	0,7	0,7	0,0	1,9	86,8	86,0
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	58,1	12,5	41,0	72,5	10,0	3,3	6,8	14,7	82,8	93,2
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	50,6	15,7	31,3	74,0	5,9	2,8	3,5	10,7	88,3	95,4
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	10,8	6,1	2,7	19,8	4,1	1,0	2,8	5,7	62,0	84,3
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	272,5	130,3	101,3	423,5	195,0	86,2	27,0	257,0	28,4	43,5

Tabela 5-20 - Resumo estatístico dos dados obtidos durante período de monitoramento do tratamento combinado UASB - PAC (75 mg/L) e polímero (1,0 mg/L) - Flotação, com reator UASB operado com TDH de 12 horas.

Variáveis	Efluente UASB – TDH 12 horas				UASB (TDH 12 horas) – PAC - FLOTAÇÃO					
	Média	DP	Mínimo	Máximo	Média	DP	Mínimo	Máximo	Eficiência (%)	Eficiência global (%)
pH	7,0	0,2	6,8	7,3	7,4	0,2	7,2	7,9	-	-
Temperatura (°C)	23,4	1,5	20,8	26,1	23,6	3,5	17,0	26,6	-	-
Turbidez (NTU)	71,4	29,7	27,8	134,0	2,9	1,3	1,4	4,8	95,9	97,4
Cor Aparente (uC)	493,9	209,6	266,0	1107,0	53,9	15,8	38,0	83,0	89,1	93,3
Cor Verdadeira (uC)	66,4	14,0	39,0	83,0	26,1	6,4	20,0	39,0	60,6	75,5
DQO _T (mg.L ⁻¹)	100,4	23,1	69,7	140,3	38,8	19,2	17,2	67,4	61,4	88,8
DQO _F (mg.L ⁻¹)	87,5	14,2	66,9	112,5	31,2	15,7	13,1	46,1	64,3	65,6
Carbono Total (mg.L ⁻¹)	61,6	21,2	21,2	80,9	60,6	5,5	52,1	69,1	1,7	20,6
Carbono Inorgânico (mg.L ⁻¹)	44,4	12,9	18,4	57,0	42,4	4,3	33,0	47,5	4,6	-
Carbono Orgânico Total (mg.L ⁻¹)	22,3	8,7	11,6	47,5	18,7	6,8	13,0	31,0	16,1	65,2
Alcalinidade Parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	123,4	33,1	86,1	187,5	106,4	35,2	81,1	140,6	13,8	-
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	161,3	37,2	117,9	222,6	130,3	21,8	100,3	171,9	19,2	-
Fósforo (mgP.L ⁻¹)	5,3	4,5	2,	17,5	5,2	6,9	0,8	17,0	2,8	-
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	51,9	43,0	2,6	236,3	5,9	3,6	2,2	13,3	88,6	96,0
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	42,4	22,0	13,0	103,0	4,3	2,1	2,5	7,3	89,9	96,6
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	14,2	27,7	1,5	160,7	1,5	1,0	0,4	3,0	89,4	94,3
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	261,4	52,2	167,7	372,0	193,5	33,3	129,0	236,5	26,0	44,0

Tabela 5-21 - Resumo estatístico dos dados obtidos durante período de monitoramento do tratamento combinado UASB - PAC (75 mg/L) e polímero (1,0 mg/L) - Flotação, com reator UASB operado com TDH de 8 horas.

Variáveis	Efluente UASB – TDH 8 horas				UASB (TDH 8 horas) – PAC - FLOTAÇÃO					
	Média	DP	Mínimo	Máximo	Média	DP	Mínimo	Máximo	Eficiência (%)	Eficiência global (%)
pH	6,8	0,1	6,7	6,9	7,2	0,1	7,1	7,4	-	-
Temperatura (°C)	22,1	0,7	20,7	22,5	22,4	1,1	20,7	23,9	-	-
Turbidez (NTU)	82,3	23,9	60,6	116,0	2,3	1,9	0,7	5,8	97,2	98,0
Cor Aparente (uC)	620,3	178,3	442,0	884,0	44,8	25,3	9,0	76,0	92,8	94,4
Cor Verdadeira (uC)	156,2	208,1	56,0	580,0	24,0	5,9	16,0	33,0	84,6	77,5
DQO _T (mg.L ⁻¹)	136,3	30,3	112,2	192,1	32,3	9,7	18,8	44,0	76,3	90,7
DQO _F (mg.L ⁻¹)	76,5	11,3	62,0	88,0	19,7	8,3	10,5	26,6	74,2	78,3
Carbono Total (mg.L ⁻¹)	70,3	8,0	62,2	81,0	53,4	5,9	47,1	61,3	24,0	30,0
Carbono Inorgânico (mg.L ⁻¹)	48,7	6,7	41,7	57,3	39,8	4,4	35,9	46,6	18,2	-
Carbono Orgânico Total (mg.L ⁻¹)	21,4	2,0	19,1	23,8	13,6	1,8	11,2	15,7	36,4	74,7
Alcalinidade Parcial (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	127,0	18,3	103,6	147,5	106,0	13,5	91,1	129,6	16,6	-
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ .L ⁻¹)	174,1	25,4	143,0	204,1	142,0	19,1	117,0	171,4	18,4	-
Fósforo (mgP.L ⁻¹)	5,3	1,2	3,4	6,4	2,5	1,0	1,4	4,0	53,6	50,8
Sólidos Suspensos Totais (mg.L ⁻¹)	58,1	12,5	41,0	72,5	4,4	2,8	1,8	8,2	92,4	97,0
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L ⁻¹)	50,6	15,7	31,3	74,0	4,0	2,6	1,0	5,7	92,1	96,9
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L ⁻¹)	10,8	6,1	2,7	19,8	1,8	0,9	0,8	2,5	83,3	93,1
Sólidos Totais (mg.L ⁻¹)	272,5	130,3	101,3	423,5	180,6	67,1	53,5	242,0	33,7	47,7

Verifica-se que os valores de pH no tratamento combinado UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação permaneceram entre 6,5 e 7,6, ou seja, a variação foi relativamente pequena durante os ensaios. Contudo nesse tratamento combinado foi dosado alcalinizante para ajustar o pH inicial da amostra (utilizando-se cal hidratada) de efluente UASB que seria tratada por processo de sedimentação com cloreto férrico visando um pH de coagulação ótimo, o qual foi indicado por apresentar melhor eficiência nos ensaios preliminares, conforme explicado anteriormente no item 5.2.1.2.

Para os tratamentos físico-químicos por flotação não foi adicionado alcalinizante em nenhum deles e o pH nos efluentes dos tratamentos combinados UASB – Cloreto Férrico – Flotação e UASB – PAC – Flotação variaram de 6,9 a 7,6 e 7,1 a 7,9, respectivamente.

De acordo com as Tabelas 5.17, 5.18, 5.19, 5.20, 5.21 e 5.22, observa-se que os tratamentos UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação, UASB – Cloreto Férrico – Flotação e UASB – PAC – Flotação consumiram alcalinidade total e parcial, uma vez que os valores médios de alcalinidade foram menores que os valores de alcalinidade no efluente do reator anaeróbio. A alcalinidade gerada no reator anaeróbio, muito provavelmente devido à decomposição de compostos orgânicos presentes no afluente, foi significativa e contribuiu para a estabilidade do pH nos tratamentos combinados. A alcalinidade é a medição da capacidade da água em neutralizar os ácidos, ou seja, capacidade de resistir a mudança de pH (capacidade tampão) e no processo de tratamento físico-químico ocorre o consumo de alcalinidade nas reações químicas.

Verifica-se que o cloreto férrico foi o coagulante que mais consumiu alcalinidade, independente do processo ser por sedimentação ou flotação, comparado ao PAC no processo de flotação.

5.3.2 Monitoramento das variáveis de avaliação da eficiência dos tratamentos combinados

Nas Tabelas 5.17, 5.18, 5.19, 5.20, 5.21 e 5.22 também foram apresentados dados de eficiência referentes às concentrações finais no efluente de cada tratamento físico-químico comparado ao efluente do reator UASB, e a eficiência de remoção global do sistema, que compara os valores das concentrações das variáveis analisadas dos tratamentos físico-químicos com os valores das concentrações do esgoto bruto.

A DQO total (DQO_T) é referente às amostras sem passar por qualquer tipo de filtração. Refere-se ao valor total dos inorgânicos oxidáveis e da matéria orgânica presente, expressa em DQO (mg.L^{-1}). Para análise da DQO filtrada (DQO_F) as amostras foram previamente filtradas em membrana com porosidade de $1,2 \mu\text{m}$. De maneira que com a diferença entre os resultados de DQO_T e DQO_F obtém-se a fração DQO dos sólidos suspensos. Nos efluentes dos tratamentos combinados, as DQO referentes aos sólidos suspensos foram de 72%, 80,5% e 94,3% da DQO_T para UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação, UASB – PAC – Flotação e UASB – Cloreto Férrico – Flotação, respectivamente, para reator anaeróbio funcionando com TDH de 12 horas de 61,1% e 58,7% para UASB – PAC – Flotação e UASB – Cloreto Férrico – Flotação, respectivamente, para TDH de 8 horas. Para o TDH de 8 horas não foi possível medir a fração suspensa para o tratamento de UASB – CF – Sedimentação, pois os dados de DQO_F foram maiores do que os dados de DQO_T demonstrando erro de análise para essas amostras filtradas.

Na Tabelas 5.17, 5.18, 5.19, 5.20, 5.21 e 5.22 estão apresentadas as concentrações médias de DQO_T , DQO_F e as concentrações médias de COTD e SSV em todas as amostras. Esses dados também foram apresentados na Figura 5-28 e na Figura 5-29. É possível constatar a tendência de diminuição dos valores dessas variáveis do afluente para os efluentes dos tratamentos combinados. Entre as amostras dos tratamentos combinados observou-se uma oscilação nos valores de DQO de acordo com o coagulante utilizado, pois houve resultados distintos entre os tratamentos. O mesmo aconteceu para as variáveis COTD e SSV, tanto para reator anaeróbio com TDH de 12 horas quanto para 8 horas.

Figura 5-28 - Concentração média de DQO total, DQO filtrada, COTD e SSV para todos os tratamentos combinados, com reator UASB com 12 horas de TDH.

Figura 5-29 - Concentração média de DQO total, DQO filtrada, COTD e SSV para todos os tratamentos combinados, com reator UASB com 8 horas de TDH.

Para a variável DQO_T e COT o tratamento combinado UASB – Cloreto Férrico – Flotação, tanto para TDH de 12 horas quanto para 8 horas, foi o mais eficiente, seguido dos tratamentos combinados UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação e UASB – PAC – Flotação.

Para a variável DQO_F o tratamento UASB – Cloreto Férrico – Flotação foi o mais eficiente somente nos ensaios com TDH de 8 horas, sendo que o tratamento UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação foi o mais satisfatório nos ensaios com TDH de 12 horas, uma vez que para TDH de 8 horas houve erro nas análises de DQO_F não sendo possível verificar sua eficiência.

A eficiência na remoção de SSV dos tratamentos combinados foram bem próximas. Além disso, a maioria dos dados das análises de sólidos suspensos voláteis resultou em valores negativos, os quais foram descartados, obtendo-se apenas três resultados positivos para cada TDH, diferente dos demais tratamentos, o que pode ter influenciado nesse resultado de eficiência de remoção na região mais satisfatória, uma vez que para as outras variáveis de avaliação de remoção de matéria orgânica este tratamento combinado foi o menos satisfatório.

Na Figura 5-30 e na Figura 5-31 esta apresentada a relação de $(DQO_T - DQO_F)/SSV$ e $DQO_F/COTD$ para todas as amostras. Observa-se que quanto maior essa relação maior é a fração inerte (não biodegradável).

Verifica-se também que dentre os tratamentos combinados o tratamento UASB – Cloreto Férrico – Flotação apresentou menor relação de $(DQO_t - DQO_f)/SSV$.

No tratamento combinado UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação os valores médios de DQO_T foi de $40,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e de DQO_F foi de $29,2 \text{ mg.L}^{-1}$ para reator UASB funcionando com TDH de 12 horas. Para reator anaeróbio funcionando com TDH de 8 horas os valores médios de DQO_T foram de $30,9 \text{ mg.L}^{-1}$ e de DQO_F e $31,8 \text{ mg.L}^{-1}$. Ou seja, a eficiência global de remoção de DQO_T no tratamento UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação foi de 88,3% e 91,1%, respectivamente.

Como relatado anteriormente, boa parte da DQO estava na forma particulada o que pode ter interferido na eficiência no processo de sedimentação.

Além disso, no tratamento combinado com processos de coagulação/floculação/sedimentação houve predominância de carbono inorgânico dissolvido (CID) cuja concentração foi maior que a concentração de carbono orgânico total dissolvido nas amostras do efluente tratado.

No processo de coagulação/floculação/flotação tanto o PAC como cloreto férrico foram eficientes na remoção de DQO_T . O cloreto férrico atingiu eficiência global de 90,6% de DQO_T e 66,1% de DQO_F para reator UASB funcionando com TDH de 12 horas e 92,5% de DQO_T e 83,1% de DQO_F para TDH de 8 horas.

O PAC apresentou eficiências semelhantes, mas um pouco menos satisfatório, sendo que a eficiência de remoção de DQO_T e DQO_F foi de, respectivamente, 88,8% e 65,6% para TDH do reator UASB de 12 horas e de 90,7% e 78,3% para TDH do UASB de 8 horas.

Figura 5-30 - Relação de $(DQO_t - DQO_f)/SSV$ e DQO_f/COT para todas as amostras analisadas, com reator UASB com TDH de 12 horas.

Figura 5-31 - Relação de $(DQOt - DQOf)/SSV$ e $DQOf/COT$ para todas as amostras analisadas, com reator UASB com TDH de 8 horas.

Nos efluentes dos tratamentos combinados com processo de coagulação/floculação/flotação a concentração de carbono inorgânico também foi maior que a concentração de carbono orgânico total dissolvido. E a eficiência de remoção de COTD foi mais elevada que no tratamento combinado com coagulante/floculação/sedimentação. Para o reator UASB funcionando com TDH de 12 horas o PAC removeu 65% de COTD e o cloreto férrico 69,6% e com TDH de 8 horas a eficiência de remoção de COTD foi de 74,7% com o PAC e 76,7% com o cloreto férrico.

De modo geral, houve remoção significativa da concentração da matéria orgânica do esgoto bruto para os efluentes finais, o processo de coagulação/floculação/flotação foi mais satisfatório do que o processo de coagulação/floculação/sedimentação, sendo que tratamento UASB – Cloreto Férrico – Flotação foi o mais eficiente, porém os demais tratamentos combinados também atingiram boas eficiências globais de remoção também.

Nas Tabelas 5.17, 5.18, 5.19, 5.20, 5.21e 5.22, estão apresentados os resumos estatísticos dos dados de turbidez, cor aparente e cor verdadeira das amostras em estudo. Na Figura 5-32 e na Figura 5-33 estão apresentadas as eficiências de remoção da variável turbidez, cor aparente e cor verdadeira em todos os tratamentos. No entanto não consta a porcentagem de eficiência de remoção de cor verdadeira no reator UASB, porque neste caso não houve remoção.

Os valores de turbidez variaram bastante no esgoto bruto, como já mencionado no item 5.1.2, de modo que continuou variando independente do tratamento combinado, porém com desvio padrão muito menor.

No tratamento UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação a turbidez variou de 3,2 a 17,0 NTU para reator UASB com TDH de 12 horas e de 3,0 a 6,5 NTU para TDH de 8 horas.

Observou-se que o processo de coagulação/floculação/sedimentação foi eficiente na remoção de turbidez, de maneira que o tratamento UASB – Cloreto Férrico – Flotação removeu 92,6% e 96,0%, respectivamente, para reator UASB com TDH de 12 horas e 8 horas.

Figura 5-32 - Eficiência de remoção global das variáveis turbidez, cor aparente e cor verdadeira em todos os tratamentos de esgoto propostos, com reator UASB funcionando com TDH de 12 horas.

Figura 5-33 - Eficiência de remoção global das variáveis turbidez, cor aparente e cor verdadeira em todos os tratamentos de esgoto propostos, com reator UASB funcionando com TDH de 8 horas.

O processo de coagulação/floculação/sedimentação também foi eficiente na remoção de cor. A eficiência de remoção de cor aparente e cor verdadeira foi de 84,9% e 82,5%,

respectivamente, para TDH de 12 horas, e de 90,4% e de 76,0%, respectivamente, para TDH de 8 horas. No efluente final do tratamento combinado UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação a cor aparente foi de 120,5 uC e turbidez de 8,3 NTU.

O processo de coagulação/floculação/flotação foi tão eficiente na remoção de turbidez e cor quanto o processo de coagulação/floculação/sedimentação. A turbidez no efluente do tratamento UASB – Cloreto Férrico – Flotação variou de 2,3 a 5,8 NTU para reator UASB com TDH de 12 horas e de 1,0 a 6,2 NTU com TDH de 8 horas, sendo que as eficiências de remoção foram de respectivamente, 96,2% e 97,2%.

A cor aparente no efluente do tratamento UASB – Cloreto Férrico – Flotação foi de 87,4 uC e de cor verdadeira foi de 24,1 uC com TDH de 12 horas e de 59,7 uC e 24,3 uC, respectivamente, para TDH de 8 horas, sendo que a eficiência de remoção cor aparente 89,1% e 92,5% para reator UASB com TDH de 12 e 8 horas, respectivamente.

O tratamento combinado UASB – PAC – Flotação apresentou efluente final com médias de turbidez de 2,9 NTU, cor aparente de 53,9 uC e cor verdadeira de 26,1 uC com reator UASB operado com 12 horas de TDH. Para TDH de 8 horas as médias de turbidez, cor aparente e cor verdadeira foram de 2,3 NTU, 44,8 uC e 24,0 uC. Ou seja, esse tratamento apresentou eficiências de remoção levemente superiores às eficiências apresentadas pelo tratamento de UASB – Cloreto Férrico – Flotação, sendo que a eficiência de remoção de turbidez foi de 97,4%, de cor aparente foi de 93,3% e de cor verdadeira foi de 75,5% para reator anaeróbio operado com 12 horas de TDH.

No processo de coagulação/floculação existem muitos fatores que podem afetar o seu desempenho, tais como a intensidade de mistura e o tempo de floculação, dosagens do coagulante, pH da água residuária e a temperatura. Sob condições apropriadas, a intensidade de mistura e o tempo de floculação poderiam melhorar significativamente a eficiência do processo. No entanto, se a intensidade de agitação ou o tempo forem excessivos os flocos formados não sedimentarão facilmente resultando no aumento da turbidez no efluente (ZHU et al., 2011). Entretanto, neste estudo o desempenho da floculação não foi examinado.

A Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005) admite turbidez de até 40 NTU para lançamento de efluentes em rio classe I. Portanto, considerando somente a variável turbidez, todos os tratamentos combinados possuem condições apropriadas para o lançamento em rio classe I.

Segundo a Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005) admite-se cor verdadeira de até 75 uC para lançamento de efluentes em rio classe II. Portanto, para cor verdadeira

todas as amostras estudadas exceto esgoto bruto e efluente do reator UASB, possuem condições apropriadas para o lançamento em rio classe II.

Também foram realizadas análises da concentração de fósforo nas amostras estudadas, a fim de verificar a eficiência de remoção desse nutriente nos tratamentos combinados. Segundo Wang et al. (2006), o tratamento biológico pode remover até 97% do total de fósforo, mas este processo pode ser altamente variável, de acordo com suas características operacionais. Técnicas químicas de remoção, usando sais de metais, são processos confiáveis e bem estabelecidos.

Como mencionado no item 5.1.2, no efluente do reator anaeróbio as concentrações foram maiores que as concentrações de fósforo no esgoto bruto em quase todos os ensaios. Porém este resultado já era esperado, porque embora sejam eficientes na remoção de matéria orgânica biodegradável, os sistemas anaeróbios, praticamente, apresentam nenhuma eficiência de remoção de fósforo. Em geral, o efluente do reator anaeróbio apresenta relação P/DBO bem superiores aos valores desejados (CHERNICARO, 1997). Além disso, quando é desejada a remoção de fósforo, o uso de reator anaeróbio não é recomendável, por dois motivos: (1) o efluente do reator anaeróbio apresenta relação P/DBO mais elevada que a do esgoto bruto, prejudicando o desempenho do sistema biológico para remoção de fósforo, e (2) caso o lodo gerado no tratamento biológico para remoção de fósforo, seja encaminhado ao reator anaeróbio, para a sua estabilização, sob tais condições anaeróbias haverá liberação de fósforo incorporado a esse lodo, que também sairá no efluente do reator anaeróbio (ALEM SOBRINHO & JORDÃO, 2001; CHERNICHARO, 1997).

Segundo Alem Sobrinho & Jordão (2001), o ideal é um pós-tratamento físico-químico, com adição de produtos químicos, geralmente sais de alumínio ou ferro, como é o caso dos tratamentos combinados que utilizam o cloreto férrico e o PAC como coagulante nesse estudo.

Nas Tabelas 5.17, 5.18, 5.19, 5.20, 5.21 e 5.22 também estão apresentados os resumos estatísticos dos dados de fósforo registrados durante o período de monitoramento dos tratamentos combinados. Observa-se que todos os tratamentos combinados reduziram a concentração de fósforo no efluente do reator UASB. Contudo, o tratamento UASB – PAC – Flotação não foi tão eficiente quanto os tratamentos combinados UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação e UASB – Cloreto Férrico – Flotação, os quais apresentaram elevada eficiência de remoção de fósforo elevada.

As concentrações médias de fósforo encontradas nos efluentes do tratamento UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação foram de 0,69 mgP.L⁻¹ e 0,38 mgP.L⁻¹, para reator UASB

com TDH de 12 horas e 8 horas, respectivamente. Esses valores finais significaram eficiência de remoção de 87,0% e 92,8%, respectivamente.

No tratamento UASB – Cloreto Férrico – Flotação as concentrações médias de fósforo no efluente final foram de 0,71 mgP.L⁻¹ com reator UASB com 12 horas de TDH e 0,70 mgP.L⁻¹ com TDH de 8 horas. Portanto, as eficiências de remoção foram 86,6% e 86,8%, respectivamente, praticamente iguais.

5.3.3 Monitoramento dos microrganismos indicadores – Coliformes totais e *E.coli*.

Na Figura 5-34 e na Figura 5-35 estão representadas as concentrações de *E.coli* e coliformes totais encontradas durante o monitoramento dos sistemas de tratamento de esgoto, sendo que na primeira estão os resultados referente às duas etapas (1 e 3) em o reator anaeróbio foi operado com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12 horas e na segunda estão os resultados da etapa 2 com TDH de 8 horas.

Figura 5-34 - Concentração de *E.coli* e coliformes totais nas amostras de esgoto bruto e nos efluentes do reator UASB (com TDH de 12 horas) e tratamentos combinados.

As concentrações de *E.coli* e coliformes totais se mostraram elevadas tanto no esgoto bruto quanto nos efluentes dos tratamentos combinados. Para o tratamento combinado UASB – Cloreto Férrico – Flotação as concentrações médias de *E.coli* e coliformes totais foram, respectivamente, de $8,5 \times 10^2$ e $2,6 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹, ou seja, apresentou eficiência de remoção de 1,88 log de *E.coli* e de apenas 0,07 log de coliformes totais, na etapa 1 (reator UASB com TDH de 12 horas).

Figura 5-35 - Concentração de *E.coli* e coliformes totais nas amostras de esgoto bruto e nos efluentes do reator UASB (com TDH de 8 horas) e tratamentos combinados.

Na etapa 2 (reator UASB com TDH de 8 horas) esse mesmo tratamento apresentou concentrações médias de $9,42 \times 10^2$ UFC.mL⁻¹ de *E.coli* e $3,13 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ de coliformes totais, portanto a eficiência de remoção desse tratamento combinado foi de 1,84 log e 0,02 log, respectivamente.

O tratamento combinado UASB – PAC – Flotação apresentou efluente com concentrações média de $5,72 \times 10^2$ UFC.mL⁻¹ de *E.coli* e $2,73 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ de coliformes totais na etapa 3, o que significa eficiência de remoção de 2,05 e 0,05 log, respectivamente. Na etapa 2, esse tratamento combinado apresentou efluente final com $1,20 \times 10^3$ UFC.mL⁻¹ de *E.coli* e $3,73 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ de coliformes totais, ou seja, a eficiência de remoção foi de 1,73 e 0,06 log, respectivamente.

Esses valores elevados de coliformes no efluente do processo de coagulação/floculação/flotação também foram apresentados por outros autores. SANTOS (2015b), relatou efluente final do tratamento anaeróbico seguido de processo de flotação por ar dissolvido com concentrações de $6,9 \times 10^3$ e $2,8 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ para *E.coli* e coliformes totais, respectivamente.

Aisse et al. (2001) relataram valores máximo e mínimo de 9×10^6 e 5×10^5 UFC.mL⁻¹, de *E.coli* e coliformes totais, respectivamente, no efluente final após tratamento anaeróbico seguido de flotador na ETE Cambuí.

O tratamento UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação foi o tratamento combinado que apresentou no efluente maiores concentrações de *E.coli* e coliformes totais de, respectivamente, $6,34 \times 10^3$ e $1,82 \times 10^6$ UFC.mL⁻¹ na etapa 3 e de $1,93 \times 10^3$ e $6,47 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ na etapa 2. Portanto, houve remoção somente de *E. coli*, de 1 log na etapa 3 e de 1,5 log na etapa 2, sendo que as concentrações de coliformes totais encontradas nesse

efluente foram maiores que as encontradas no esgoto bruto, o que obviamente não era o esperado.

Oliveira (2012) relatou efluente de tratamento anaeróbio combinado com processo de coagulação/floculação/sedimentação com cloreto férrico como coagulante com concentração médias de $3,4 \times 10^3$ UFC.mL⁻¹ de *E. coli* e $1,16 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ de coliformes totais, com eficiência de remoção de 90,3% e 74,8%, respectivamente.

5.3.4 Monitoramento dos protozoários – cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.

Nas Tabela 5-22 e na Tabela 5-23 estão apresentadas as concentrações dos cistos de *Giardia* spp. no esgoto bruto, no efluente do reator UASB e nos efluentes dos tratamentos combinados, nas etapas 1 e 3 e etapa 2, respectivamente.

As concentrações de cistos no esgoto bruto e efluente do reator UASB já foram discutidas no item 5.1.4, porém estão apresentadas novamente para facilitar a comparação com as concentrações de cistos nos efluentes finais.

Observa-se que a diferença de número de cistos de *Giardia* spp. é bem expressiva quando comparadas as amostras de esgoto bruto e efluente do reator UASB com os números de cistos encontrados nos efluentes finais dos tratamentos combinados, demonstrando que os tratamentos físico-químicos foram eficientes, pois a quantidade de cistos encontradas nos efluentes finais foram bem inferiores às quantidades encontrados nas amostras brutas.

Tais resultados mostram a potencialidade do processo de coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação em produzir efluente com baixos números de cistos, de modo que, se otimizados, esses processos podem remover os protozoários de maneira satisfatória e corroborar para efluente final de melhor qualidade.

O efluente do tratamento combinado UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação ainda apresentou número elevado de cistos de *Giardia* spp., com média de 327,4 cistos.L⁻¹ e desvio padrão de 156,6, na etapa 1, média de 211,6 cistos.L⁻¹ e desvio padrão de 78,7 na etapa 2. Esses valores elevados de desvio padrão demonstraram a dispersão dos resultados para os números detectados de cistos de *Giardia* nesse efluente.

Tabela 5-22 - Número de cistos de *Giardia* spp. encontrados no esgoto bruto, efluente do reator UASB (operado com tempo de detenção hidráulico de 12 horas) combinado com processo de coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação.

Ensaio/ Amostras	Bruto (cistos.L ⁻¹)	UASB (cistos.L ⁻¹)	UASB-CF- Sedimentação (cistos.L ⁻¹)	UASB-CF- Flotação (cistos.L ⁻¹)	UASB-PAC- Flotação (cistos.L ⁻¹)
Ensaio 1	4360,0	1640,0	356,0	NR	NR
Ensaio 2	3940,0	2140,0	268,1	NR	NR
Ensaio 3	2060,0	2644,0	583,0	NR	NR
Ensaio 4	1460,0	888,0	175,0	NR	NR
Ensaio 5	1493,3	1148,0	255,0	NR	NR
Ensaio 1	7660,0	2676,0	NR	4,2	2,0
Ensaio 2	6180,0	2460,0	NR	7,2	2,5
Ensaio 4	2840,0	1680,0	NR	20,4	2,2
Ensaio 5	4440,0	1416,0	NR	5,4	0,5
Ensaio 6	8240,0	2712,0	NR	3,0	0,5
Média±DP	4267,3±2440,0	1940,4±675,8	327,4±156,6	8,0±7,1	1,5±1,0

Nota: NR: exame não realizado; DP = desvio padrão; CF: cloreto férrico.

Tabela 5-23 - Número de cistos de *Giardia* spp. encontrados no esgoto bruto, efluente do reator UASB (operado com tempo de detenção hidráulico de 8 horas) combinado com processo de coagulação/floculação/sedimentação e coagulação/floculação/flotação.

Ensaio/Amostras	Bruto (cistos.L ⁻¹)	UASB (cistos.L ⁻¹)	UASB-CF- Sedimentação (cistos.L ⁻¹)	UASB-CF- Flotação (cistos.L ⁻¹)	UASB-PAC- Flotação (cistos.L ⁻¹)
Ensaio 1	1233,3	968,0	84,0	3,0	10,0
Ensaio 2	2071,1	2368,0	209,3	1,6	ND
Ensaio 3	728,9	1765,3	170,7	0,8	ND
Ensaio 4	871,1	784,0	250,7	4,0	ND
Ensaio 5	7960,0	2700,0	240,5	24,4	13,3
Ensaio 6	6200,0	1704,0	314,7	8,0	8,7
Média±DP	3177,4±3108,9	1714,9±751,5	211,6±78,7	7,0±8,9	5,3±6,0

Nota: ND = não detectado; DP = desvio padrão; CF: cloreto férrico.

A eficiência de remoção desse tratamento foi de apenas 1,1 log (92,3%) na etapa 1 e de 1,2 log (93,3%) na etapa 3. Sroka et al. (2013) detectaram concentração média de cistos, em uma ETE na Polônia, em torno de 1,13x10 cistos.L⁻¹ no esgoto tratado. Os autores alertam sobre os riscos associados a essa elevada quantidade de cistos presente no efluente tratado, tendo em vista seu potencial de veiculação hídrica e transmissão a humanos.

Além disso, o ferro pode limitar a eficiência do método de detecção de (oo)cistos, o IMS seguido de reação imunofluorescência (YAKUB & STADTERMAN – KNAUER, 2000). Segundo Yakub & Stadterman – Knauer (2000), as considerações sobre as causas dessa interferência foram: 1) acidificação do meio pela hidrólise do ferro com formação de

íons H^+ , o que prejudicaria o desempenho da etapa de IMS que requer pH neutro; 2) aparição de formas insolúveis de ferro e hidróxidos que elevariam a turbidez do meio; 3) interação entre ferro aquoso e alguns constituintes da parede celular de microrganismos, dificultando por sua vez a associação das microesferas magnetizadas aos (oo)cistos e 4) atividade magnética do ferro.

Os demais tratamentos combinados foram excelentes com eficiência de remoção de até 3 log, de modo que apresentaram efluentes finais com número de cistos de *Giardia* spp. bem inferiores ao tratamento UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação.

O processo de coagulação/floculação/flotação foi ainda mais eficiente independente do coagulante. O tratamento combinado UASB – Cloreto Férrico – Flotação apresentou efluente final com 8,0 cistos. L^{-1} na etapa 3 e 7,0 cistos. L^{-1} na etapa 2, portanto obteve eficiência de remoção de 2,7 log (99,8%) em ambas etapas.

O efluente final do tratamento combinado UASB – PAC – Flotação apresentou número médio de 1,5 cistos. L^{-1} na etapa 3 e de 5,3 cistos. L^{-1} na etapa 2. As eficiências de remoção foram de 3,4 log (99,96%) na etapa 3 e de 2,8 log (99,83%) na etapa 2, de modo que o processo de coagulação/floculação/flotação utilizando PAC como coagulante combinado com polímero catiônico foi o mais eficiente na remoção de cistos de *Giardia* spp..

O desvio padrão não foi tão alto como os valores relatados para os microrganismos indicadores, demonstrando que houve dispersão dos dados no caso das análises parasitológicas para as amostras dos tratamentos combinados.

Nas Tabela 5-24 e na Tabela 5-25 estão apresentadas as quantidades de oocistos de *Cryptosporidium* spp. no esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluentes dos tratamentos combinados nas etapa 1 e 3 (reator UASB com TDH de 12 horas) e etapa 2 (reator UASB com TDH de 8 horas).

Oocistos de *Cryptosporidium* spp. não foram detectados com muita frequência nas amostras de esgoto. Observa-se que a positividade variou muito entre as amostras, sendo que para os efluentes finais dos tratamentos combinados a porcentagem de positividade foi menor.

Verifica-se que houve maior positividade para o esgoto bruto e efluente do tratamento anaeróbio, com 70% e 83,3% para ambos nas etapas 1 e 3 e etapa 2, respectivamente. Castro-Hermida et al. (2008) relataram positividade em 100% das amostras de esgoto bruto e tratado para oocistos de *Cryptosporidium*. Santos (2015b), relatou positividade de 44,4% para esgoto bruto. Contudo, os resultados de *Cryptosporidium* spp. nas amostras de esgoto bruto e efluente do reator UASB já foram discutidos no item 5.1.4.

Tabela 5-24 - Número de oocistos de *Cryptosporidium* spp. detectados nas amostras de esgoto bruto, efluente do reator UASB (com TDH de 12 horas) e efluentes dos tratamentos combinados.

Ensaio/Amostras	Bruto	UASB	UASB – Cloreto Férrico - Sedimentação	UASB – Cloreto Férrico - Flotação	UASB – PAC - Flotação
1	60,0	8,0	Ausente	NR	NR
2	Ausente	4,0	1,0	NR	NR
3	13,3	8,0	2,0	NR	NR
4	6,7	Ausente	1,0	NR	NR
5	6,7	4,0	1,0	NR	NR
1	60,0	24,0	NR	4,2	Ausente
2	Ausente	12,0	NR	Ausente	Ausente
4	Ausente	Ausente	NR	Ausente	Ausente
5	20,0	Ausente	NR	Ausente	Ausente
6	20,0	12,0	NR	Ausente	Ausente
Média	18,7	8,0	1,3	0,8	0,0
Positividade (%)	70 (7/10)	70 (7/10)	80 (4/5)	20 (1/5)	0 (0/5)

Nota: NR: exame não realizado.

Tabela 5-25 - Número de oocistos de *Cryptosporidium* spp. detectados nas amostras de esgoto bruto, efluente do reator UASB (com TDH de 8 horas) e efluentes dos tratamentos combinados.

Ensaio/Amostras	Bruto	UASB	UASB – Cloreto Férrico - Sedimentação	UASB – Cloreto Férrico – Flotação	UASB – PAC – Flotação
1	20,0	8,0	Ausente	Ausente	Ausente
2	8,9	10,7	1,3	Ausente	Ausente
3	8,9	5,3	Ausente	Ausente	Ausente
4	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
5	40,0	24,0	Ausente	Ausente	Ausente
6	60,0	12,0	Ausente	Ausente	0,7
Média (cistos.L⁻¹)	23,0	10,0	0,2	Ausente	0,1
Positividade (%)	83,3(5/6)	83,3(5/6)	16,7(1/6)	0,0(0/6)	16,7(1/6)

Para os efluentes finais dos tratamentos combinados foi encontrada uma menor quantidade de oocistos de *Cryptosporidium* spp.. No caso do tratamento combinado UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação o número médio foi de 1,3 oocistos.L⁻¹ na etapa 1 e 0,2 oocistos.L⁻¹ na etapa 3.

O processo de coagulação/floculação/flotação apresentou valores ainda mais inferiores. Com o coagulante cloreto férrico o efluente final apresentou 0,8 oocistos.L⁻¹ na etapa 3 e foi ausente em todos os ensaios na etapa 2. Com o coagulante PAC, todos os ensaios na etapa 3 também apresentaram ausência de oocistos e na etapa 2 e número médio de 0,1 oocistos.L⁻¹ na etapa 2, portanto foi tratamento que apresentou efluente final com o menor número de oocistos por litro.

Contudo, sendo a detecção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. pouco frequente nas amostras estudadas, não foi possível verificar a sua eficiência de remoção em cada tratamento combinado.

Santos (2015b) relatou 5,87 oocistos.L⁻¹ no efluente tratado por flotação utilizando coagulante PAC, com positividade em 25% (2/8) das amostras. Portanto, a quantidade de

oocistos foi um pouco superior ao encontrado no presente estudo. Outros autores relataram valores semelhantes ao de Santos (2015b) em seus efluentes tratados, tais como Payment et al. (2001), Dungeni & Momba (2010), Gallas – Lindemann et al. (2013).

Entretanto, a baixa concentração de oocistos de *Cryptosporidium* spp. no esgoto tratado ainda deve ser motivo de preocupação e cautela quanto aos riscos à saúde pública e contaminação ambiental, visto que as doses infectantes de oocistos podem ser extremamente baixas (OKHUYSEN et al., 1999; CHAPPELL et al., 2006).

Ao se comparar os dados de *Cryptosporidium* spp. com os dados de *Giardia* spp., verifica-se que a presença e quantidade de oocistos de *Cryptosporidium* spp. nas amostras foram muito inferiores em relação a cistos de *Giardia* spp., assim como já relatado por outros inúmeros pesquisadores, em amostras de esgoto, no Brasil (CANTUSIO NETO et al., 2006; SANTOS et al., 2011; OLIVEIRA, 2012; MEDEIROS, 2013; SILVA, 2014; SANTOS, 2015a; SANTOS, 2015b) e em outros países (CACCIÒ et al., 2003; BRIANCESCO & BONADONNA, 2005; LONIGRO et al., 2006; LIM et al., 2007; CASTRO-HERMIDA et al., 2010; REDDER et al., 2010; GALLAS – LINDEMANN et al., 2013).

Porém, também há estudos que relatam resultados diferentes, detectando maior quantidade de oocistos de *Cryptosporidium* spp. do que cistos de *Giardia* spp., tais como OKOJOKWU et al. (2014).

A maior quantidade de cistos de *Giardia* spp. no esgoto pode sugerir que a giardiose está mais disseminada ou ocorre com maior intensidade infecciosa do que a criptosporidiose (CACCIÒ et al., 2003; LIM et al., 2007). Além disso, a incidência de criptosporidiose pode ser significativamente afetada pela sazonalidade (JAGAI et al., 2009), o que também explicaria a baixa positividade de oocistos nas amostras.

A dificuldade envolvida na detecção de *Cryptosporidium* spp. devido à complexidade das amostras de esgoto e também às características do próprio oocistos, pode ser outro fator para justificar a baixa positividade nas amostras analisadas e baixa quantidade de oocistos detectados.

De acordo com alguns autores, os oocistos apresentam forte tendência em se aderirem a materiais particulados (MEDEMA et al., 1998; FENG et al., 2003). Searcy et al. (2005) relataram que os oocistos exibem carga superficial negativa que pode resultar em uma forte ligação eletrostática com partículas de carga positiva facilitando ainda mais sua adesão a interferentes. Feng et al (2003), verificaram muitos oocistos envoltos por sedimentos em suas amostras ambientais de estudo.

Smith & Grimason (2003) destacam que até mesmo eficientes tratamentos físico-químicos adequadamente combinados em série, não promovem a total remoção de (oo)cistos, sendo que, os cistos de *Giardia* são mais facilmente removidos do que os oocistos de *Cryptosporidium*.

Contudo, deve-se ressaltar que os tratamentos combinados foram satisfatórios para a remoção de (oo)cistos de protozoários e microrganismos indicadores, de modo que o processo de flotação demonstrou-se mais eficiente do que o processo de sedimentação, principalmente quando utilizado o coagulante PAC.

No entanto, dependendo do destino final do efluente tratado ainda seria necessário o pós-tratamento com algum processo de desinfecção para minimizar os riscos de transmissão e contaminação por esses protozoários devido a sua baixa dose infectante, pois mesmo apresentando quantidade baixíssimas de (oo)cistos após os tratamentos combinados deve-se estar atendo aos valores de recuperação dos métodos de análises que também foram baixos, porém não são contabilizados no cálculo do número de (oo)cistos presentes nas amostras, o que levaria a uma falsa impressão de eficiência de tratamento. Além disso, os processos físico-químicos promovem a transferência dos organismos para o lodo e não a sua inativação, tornando necessária também a higienização desse subproduto.

5.4 Monitoramento das amostras de lodo

5.4.1 Ocorrência de *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. no lodo

Na Figura 5-36 e na Figura 5-37 está apresentado o número de cistos encontrados nas amostras de lodo do reator UASB e lodo dos ensaios do processo de coagulação/floculação/sedimentação com os dois coagulantes utilizados, cloreto férrico e tanino.

Observou-se que as amostras de lodo, tanto provenientes de reator UASB como do jarreste, foram 100% positivas para a presença de *Giardia* spp. e apresentaram elevadas concentrações de cistos.

De acordo com Stott (2003), as remoções dos (oo)cistos pelos processos de tratamento de esgoto, exceto a desinfecção, se referem a transferência desses microrganismos em suspensão nos efluentes para sedimentos e/ou lodo, e não pela sua destruição ou inativação. Sendo assim, verifica-se que a ocorrência de cistos no lodo foi frequente e em quantidades expressivas, o que provavelmente significa que a remoção dos cistos pelo reator UASB e processo de coagulação/floculação/sedimentação se deu pela retenção dos mesmos no lodo.

Figura 5-36 - Número de cistos de *Giardia* spp. detectados nas amostras de lodo na Etapa 1 e 3 com reator UASB operado com TDH de 12 horas.

Figura 5-37 - Número de cistos de *Giardia* spp. detectados nas amostras de lodo na Etapa 2 com reator UASB operado com TDH de 8 horas.

Mais uma vez os números de cistos de *Giardia* spp. foram apresentados em gráficos boxplot, os quais mostram graficamente a posição central dos dados e a tendência em enfatizar as pontas da distribuição, os extremos dos dados, de maneira a demonstrar simetria ou assimetria nos números de cistos de *Giardia* spp. nas amostras de lodo durante as etapas de quantificação de protozoários (etapa 1, 2 e 3).

Verifica-se que a distribuição de dados foi simétrica para as amostras de lodo do reator UASB durante as etapas 1 e 3 em que o reator anaeróbico foi operado com TDH de 12 horas,

com os valores de mediana ($1,88 \times 10^4$ cistos.g⁻¹) praticamente igual ao valor da média ($1,95 \times 10^4$ cistos.g⁻¹). Mas foi assimétrica negativo (a linha que representa a mediana está mais próxima do primeiro quartil) para os dados da etapa 2, na qual o reator UASB foi operado com 8 horas de TDH, neste caso o valor de mediana ($1,84 \times 10^4$ cistos.g⁻¹) foi ligeiramente inferior a média ($2,20 \times 10^4$ cistos.g⁻¹).

Para as amostras do lodo UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação a distribuição de dados foi um pouco assimétrica positiva em todas as etapas, com número médio de cistos de $6,39 \times 10^4$ cistos.g⁻¹ nas etapas 1 e 3 e de $6,17 \times 10^4$ cistos.g⁻¹ na etapa 2. Os valores de mediana foram praticamente iguais aos valores de média.

Observa-se que a distância entre os extremos dos gráficos que indicam os valores mínimo e máximo (limite superior e limite inferior não discrepante do conjunto de dados) foi maior para o box plot que representa a amostra de lodo UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação, em ambos os casos. O mesmo não acontece com a “altura” das caixas (box) que representam o primeiro e terceiro quartil. Quanto maior a altura das caixas maior a dispersão do conjunto de dados, ou seja, há uma maior dispersão nos dados de cistos encontrados nas amostras do lodo UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação na etapa 1 e 3. E na etapa 2 a distribuição de dados foi semelhante para as amostras de lodo UASB e lodo UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação. Contudo, os valores de desvio padrão foram elevados para todas as amostras de lodo.

A expectativa de que o lodo do reator USAB apresentasse quantidade de cistos maior quando comparado ao lodo do processo de coagulação/floculação/sedimentação não foi confirmada. Essa expectativa foi devido a maior idade do lodo que se tem no reator UASB, e ainda, conforme os resultados já apresentados anteriormente no item 5.1.4, o reator UASB recebia uma quantidade de cistos muito superior à quantidade de cistos que possivelmente era encaminhado ao processo de coagulação/floculação/sedimentação.

Porém, o lodo do reator UASB apresentou concentração de sólidos totais significativamente superiores às concentrações de sólidos encontradas na amostra de lodo UASB – Cloreto – Férrico – Sedimentação, o que justificaria a dificuldade na detecção de cistos no lodo do reator UASB. Enquanto a concentração de sólidos no lodo do reator UASB variou de 47718,3 a 53382,5 mg.L⁻¹ durante todas as etapas, a amostra de lodo UASB – Cloreto Férrico – Sedimentação variou de 905,2 a 1495,6 mg.L⁻¹.

Durante o período de análise foi verificada a dificuldade na quantificação de cistos na amostra de lodo UASB devido a grande quantidade de interferentes.

Apesar do maior número de cistos de *Giardia* spp. observado no lodo da etapa coagulação/floculação/sedimentação do que o número de cistos encontrado nas amostras de lodo do reator UASB, não foi verificada diferença estatística significativa entre os números desse organismos nos três tipos de lodo ($p>0,05$, teste não-paramétrico de Wilcoxon).

Os resultados se mostraram bem superiores aos dados de Bonatti (2007) que detectou até 4800 cistos de *Giardia* por grama de lodo de ETE. Graczyk et al. (2008) e Cheng et al. (2009) relataram, respectivamente, 27 e 9 cistos de *Giardia* por grama de lodo. Gerba et al. (2011) relataram variação no número de cistos de 10 a 1000 cistos por grama.

Entretanto, outros autores relataram números de cistos semelhantes aos números encontrados no presente estudo. Santos (2015b), detectou número médio de $7,7 \times 10^4$ cistos.g⁻¹ em lodo de UASB e $9,4 \times 10^4$ cistos.g⁻¹ em lodo de flotador, ambos de estação de tratamento de esgoto em escala plena.

Soares et al. (1994), relataram número de $7,33 \times 10^4$ a $3,3 \times 10^6$ cistos por kg de lodo e Medeiros (2013) relatou número médio de $6,05 \times 10^4$ cistos por grama de lodo.

Goulart (2013) também detectou grande quantidade de cistos no lodo, sendo número de cistos no lodo de reator UASB superior ao número de cistos encontrados no lodo proveniente de tanque de aeração e lodo condicionado da ETE em estudo.

Segundo Iacovski et al. (2004), a variação da quantidade de cistos no lodo depende das características da população servida pela ETE como, por exemplo, o nível de infecção dos indivíduos pelos parasitos.

Na Tabela 5-26 e na Tabela 5-27 estão apresentados os números de oocistos detectados nas amostras de lodo analisadas nas Etapas 1 e 3 e Etapa 2, respectivamente, conforme a mudança de tempo de detenção hidráulica.

Os oocistos foram detectados em 54,5% (6/11) das amostras de lodo do UASB com média de 70,6 oocistos.g⁻¹ e desvio padrão 76,7, nas etapas 1 e 3. E na etapa 3, houve positividade em 33,3% (2/6) das amostras, com média de 67,8 oocistos.g⁻¹.

Diferente do que aconteceu para os cistos de *Giardia* spp., houve maior positividade e número de oocistos no lodo do reator UASB quando comparado ao lodo da etapa de coagulação/floculação/sedimentação.

Tabela 5-26 - Número de oocistos detectados nas amostras de lodo nas Etapa 1 e 3 com reator UASB operado com TDH de 12 horas.

Etapa	Ensaio	Lodo UASB	Lodo UASB – Cloreto Férrico - Sedimentação
1 (TDH do UASB = 12 horas)	1	Ausente	Ausente
	2	Ausente	117,65
	3	206,96	93,20
	4	129,54	Ausente
	5	79,79	Ausente
3 (TDH do UASB = 12 horas)	1	172,08	NR
	2	Ausente	NR
	3	107,23	NR
	4	Ausente	NR
	5	Ausente	NR
	6	80,53	NR
Média (cistos.g⁻¹)		70,6	42,2
% positividade		54,5	40,0

Nota: NR: Análise não realizada.

Tabela 5-27 - Número de oocistos detectados nas amostras de lodo nas Etapa 1 e 3 com reator UASB operado com TDH de 8 horas.

Etapa	Ensaio	Lodo UASB	Lodo UASB – Cloreto Férrico - Sedimentação
2 (TDH do UASB = 8 horas)	1	Ausente	Ausente
	2	Ausente	77,88
	3	132,73	Ausente
	4	Ausente	Ausente
	5	274,13	69,16
	6	Ausente	112,61
Média (cistos.g⁻¹)		67,81	51,93
% positividade		33,3	60,0

Contudo, como já foi mencionado anteriormente a quantidade de sólidos dificultou a visualização de cistos e oocistos durante a contagem em microscopia de fluorescência.

Assim como ocorreu com todas as amostras de esgoto analisadas, a positividade e número do oocistos de *Cryptosporidium* spp. no lodo foram menores quando comparados aos cistos de *Giardia* spp..

Segundo Goulart (2013), os oocistos de *Cryptosporidium* spp. se caracterizam por seu tamanho bastante reduzido, e podem ser envolvidos pelos sólidos presentes no lodo, situação que impede a sua visualização por meio de microscopia de fluorescência.

Graczyk et al. (2008) relataram quantidades inferiores de oocistos no lodo, cerca de 13,5 oocistos.g⁻¹ de lodo de ETE. Cheng et al. (2009) detectaram 20 oocistos por grama de lodo de ETE.

Iacovski et al. (2004), ao analisarem 27 amostras de lodo sanitário de uma ETE na cidade de Florianópolis – SC, constataram positividade para oocistos de *Cryptosporidium* spp. em 74% delas, também relataram boa eficiência de recuperação de oocistos pelo método adotado.

Medeiros (2013) observou positividade em 60% de amostras de lodo proveniente de sistema de lodo ativado convencional, com número superior ao deste estudo, cerca de 958 oocistos.g⁻¹.

Santos (2015b) relatou positividade em 37,5% das amostras de lodo do reator UASB com média de 3,1x10 oocistos.g⁻¹ e 75% de positividade para as amostras de lodo do flotador com média de 8,7x10 oocistos.g⁻¹.

É importante ressaltar que o lodo proveniente de estações de tratamento de esgoto é uma fonte de contaminação por patógenos, como os protozoários *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. (CHENG et al., 2009).

O interesse pelo uso agrícola do lodo de esgoto vem crescendo mundialmente por razões econômicas e ambientais (IACOVSKI et al, 2004; BONATTI & FRANCO, 2014). Contudo, no Brasil a situação é preocupante tendo em vista que a legislação brasileira não prevê nenhum tipo de restrição quanto à presença dos parasitos *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. no lodo de esgoto que será destinado à aplicação na agricultura. Além da falta de dados no Brasil sobre a presença desses protozoários no lodo (BONATTI & FRANCO, 2014).

De modo que, para que o reúso de lodo seja realizado de maneira segura deve haver inativação dos patógenos em níveis que não exponham a saúde pública a riscos de infecção (IACOVSKI et al, 2004).

Na maioria dos estudos sobre a presença desses parasitos no lodo, a avaliação de viabilidade/infecciosidade dos (oo)cistos não é realizada ou é inconclusiva (SIDHU & TOZE, 2009) e a determinação de microrganismos indicadores para *Giardia* e *Cryptosporidium* no lodo é difícil, sendo assim, deve ser mais explorada por pesquisadores.

Na Figura 5-38 e na Figura 5-39 estão apresentadas as concentrações de *E. coli* e coliformes totais encontradas nas amostras de lodo do reator UASB e lodo proveniente do processo de sedimentação (jarteste), ressalta-se novamente que não foi possível realizar

análises com o lodo flotado devido a pequena quantidade adquirida com o processo de flotação e também devido a dificuldade de se remover o lodo do equipamento flotateste.

Observa-se que as concentrações de microrganismos indicadores – *E. coli* e coliformes totais – foram elevadas independente da etapa de operação e da amostra de lodo analisada. No entanto não foi verificado correlação entre os microrganismos indicadores e os (oo)cistos no lodo.

Rimhanen-Finne et al. (2004), também não encontraram correlação entre microrganismos indicadores (*Escherichia coli*, *Clostridium perfringens* e enterococos) e os (oo)cistos no lodo de esgoto e indicaram que a análise direta dos parasitos é o melhor caminho para confirmar a sua presença no resíduo.

Santos (2015b) ressalta que a falta de consenso nos métodos de análise, diferentes tipos de lodo em estudo, diferentes unidades utilizadas para expressar as concentrações são aspectos que podem dificultar a comparação de dados e o alcance de conclusões mais sólidas sobre o assunto.

Figura 5-38 - Concentração de *E.coli* e coliformes totais encontradas nas amostras de lodo do reator UASB e lodo do processo de sedimentação nas etapas 1 e 3, com reator UASB funcionando com TDH de 12 horas.

Figura 5-39 - Concentração de *E.coli* e coliformes totais encontradas nas amostras de lodo do reator UASB e lodo do processo de sedimentação nas etapas 2, com reator UASB funcionando com TDH de 8 horas.

Além disso, analisar a presença/ausência desses parasitos é importante, visto a quantidade de (oo)cistos já relatadas por diversos autores em amostras ambientais, tais como esgoto e lodo. No entanto, é importante também saber a espécie de *Giardia* e *Cryptosporidium* porque se o tratamento de esgoto não remover os (oo)cistos, mas a espécie não for infectante ao ser humano então a baixa eficiência de remoção do tratamento não seria um problema.

5.5 Experimento controle-positivo para os métodos empregados na detecção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp.

Conforme Franco et al. (2012), o ColorSeed® é uma ferramenta prática para se determinar a recuperação dos métodos em amostras ambientais contaminadas, pois durante a enumeração dos (oo)cistos é possível diferenciar os protozoários intrínsecos da amostra ambiental daqueles semeados (controle positivo interno – ColorSeed®). Isso se dá pela utilização de filtros específicos para cada fluorocromo (FITC:excitação: 495 nm e emissão: 521 nm; Texas Red: excitação: 580 nm e emissão: 615 nm).

De acordo com Franco et al. (2012), a suspensão ColorSeed® é empregada com maior frequência para marcar os (oo)cistos a serem utilizados nos ensaios de efeito da matriz.

McCuin & Clancy (2005), revelaram que o controle interno positivo ColorSeed® parece promover uma estimativa conservadora sobre a capacidade de determinado método em recuperar oocistos vivos, visto que os índices de recuperação obtidos a partir do uso do ColorSeed® foram similares aos índices obtidos quando utilizados inóculos de oocistos vivos não havendo diferença estatísticas significativas.

A Tabela 5-28 apresente a recuperação de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. para as diferentes metodologias utilizadas, com emprego da suspensão comercial ColorSeed®.

Tabela 5-28 - Porcentagem de recuperação de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. para as diferentes metodologias utilizadas, com emprego da suspensão comercial ColorSeed®.

Ensaio	Método (n° de repetições)	Recuperação de cistos (%)	Recuperação de oocistos (%)
		Média±DP	Média±DP
1	TC + IMS (5)	41,2±10,7	1,8±2,4
2	FM + TC + IMS (6)	25,9±22,2	14,5±13,4
3	IMS direto (6)	39,1±5,8	9,5±5,9

Nota: IMS: separação imunomagnética; TC: tripla centrifugação; FM: filtração em membrana; DP: desvio padrão.

Os resultados de recuperação de cistos de *Giardia* spp. para os três métodos utilizados se mostraram dentro dos padrões atuais estabelecidos pela USEPA (2014) que considera aceitável valores de recuperação para *Giardia* de 8% a 100%, porém o mesmo não aconteceu para os oocistos de *Cryptosporidium* que deveriam apresentar recuperação de 32% a 100%.

O método da tripla-centrifugação (TC) seguida de separação imunomagnética (IMS) apresentou valores de recuperação de 41,2% para cistos e de 1,8% para oocistos, enquanto que Santos (2015b) apresentou recuperação de 54,3 e 12,6% para cistos e oocistos, respectivamente. Medeiros & Daniel (2015), obtiveram médias de recuperação de cistos e oocistos de 85% e 20%, respectivamente, para amostra com turbidez elevada (165 NTU) e de 62,5% e 17,5%, respectivamente, para turbidez média, porém os autores utilizaram o método da tripla centrifugação sem a etapa de IMS.

A filtração em membrana seguida da tripla centrifugação e da etapa de IMS apresentou o melhor resultado para recuperação de oocistos de *Cryptosporidium* spp., cerca de 14,5%, porém ainda foi uma recuperação baixa. Nesse método, um dos fatores que pode ter influenciado é a característica de compressibilidade dos oocistos, que permite se comportarem como partículas de 2 a 4 µm (HSU & YEH, 2003; CAREY et al., 2004), levando-os a ficarem entranhados nas fibras da membrana filtrante, dificultando sua eluição durante a extração mecânica (raspagem). Esse método obteve recuperação de 25,9% cistos de *Giardia*.

Santos (2015b) relatou maior porcentagem de recuperação para cistos com o método da filtração em membrana, cerca de 67%. No entanto para oocistos apresentou porcentagem de recuperação de apenas 5,6%.

Medeiros & Daniel (2015) compararam o método da filtração em membrana com e sem a etapa de IMS e relataram resultados mais satisfatório na recuperação de cistos para a filtração em membrana sem a etapa de IMS, cerca de 67,5%, enquanto que para filtração em membrana seguida de IMS obteve-se resultado de 47,8%. O mesmo não aconteceu com os resultados de oocistos de *Cryptosporidium* spp. pois foi relatado de 22,5% para método da filtração em membrana sem IMS e de 35,3% com IMS.

Franco et al. (2001) relataram que para a filtração em membrana (com extração mecânica dos organismos) seguida de centrifugação e sem etapa de IMS, a recuperação de oocistos e cistos em amostras de água foi de 41,6% e 91,8%, respectivamente.

Para o método de IMS direto aplicado às amostras de lodo do reator UASB, as recuperações médias foram de 39,1% e 9,5% para cistos e oocistos, respectivamente. Santos

(2015b) relatou recuperações de 32,6% para cistos e de 7,3% para oocistos. McCuin & Clancy (2005) obtiveram média de 43,6% na recuperação de oocistos utilizando o IMS direto, resultado este superior ao relatado no presente estudo. Além disso, estes autores processaram amostras com 5 gramas de lodo com teor de sólidos de 10%. Santos (2015b) processou amostras de 0,5 grama com menor teor de sólidos, enquanto que nesse estudo foram processadas amostras com 1 grama.

Diversos são os fatores que podem influenciar a recuperação de cistos e oocistos. De acordo com Cantusio Neto et al. (2006), a presença de uma grande variedade de interferentes como microrganismos, compostos orgânicos e inorgânicos, e ainda a falta de uma metodologia padrão podem gerar efeitos negativos na detecção de protozoários em amostras ambientais.

Estudos indicam as diversas características que limitam o método como turbidez (FRANCY et al., 2004), pH (KUHN et al., 2002), presença de materiais que dificultam a visualização e identificação dos (oo)cistos em microscopia (FENG et al., 2003; SARTORI, 2007), e presença de ferro e materiais magnéticos que limitam a eficiência da etapa de purificação por separação imunomagnética (YAKUB & STADTERMAN – KNAUER, 2000; USEPA, 2012).

As várias etapas e procedimentos que envolvem o método, como transferência de volume entre tubos, retirada de volumes sobrenadantes, raspagem de um número considerável de membranas podem também levar a perda de organismos (SANTOS et al., 2011; ROBERTSON et al., 2000).

Para os três métodos avaliados, verifica-se que a recuperação de *Giardia* spp. foi maior quando comparada à de *Cryptosporidium* spp., evidenciando a maior dificuldade que se teve na recuperação de oocistos. Essa situação foi semelhante para diversos outros pesquisadores, tais como Payment et al. (2001), Cantusio Neto et al. (2006), Medeiros & Daniel (2015) e Santos (2015b).

6 CONCLUSÕES

Considerando os resultados obtidos, conclui-se que:

- As elevadas quantidades de cistos de *Giardia* spp. encontradas em 100% das amostras de esgoto bruto, efluente anaeróbio e amostras de lodo, indicam a incidência desse parasito na população contribuinte à ETE piloto do Campus 1 da USP de São Carlos. Sobre os oocistos de *Cryptosporidium* spp. a positividade nas amostras analisadas não foi tão frequente e quando detectados mostravam-se em concentrações bem inferiores às de cistos, o que demonstrou a menor incidência de criptosporidiose na população e principalmente a dificuldade em se obter boas porcentagens de recuperação com o método de análise adotado;
- A remoção de cistos de *Giardia* spp. pela unidade de tratamento anaeróbio, foi em média 0,3 log, independente do tempo de detenção hidráulico, portanto o reator UASB não apresentou remoção de protozoário satisfatória, o que demonstrou a necessidade de pós tratamento;
- As remoções de cistos de *Giardia* spp. pelas unidades de tratamento combinado – reator UASB seguido de coagulação/floculação/sedimentação – com TDH do reator anaeróbio de 12 e 8 horas, foram em média de, respectivamente, 1,1 e 1,2 log quando utilizado o coagulante cloreto férrico ($175 \text{ mgFeCl}_3 \cdot \text{L}^{-1}$), demonstrando que o processo de sedimentação com cloreto férrico foi eficiente na remoção de cistos, principalmente com o coagulante tanino, porém a dosagem de coagulante utilizada foi elevada;
- O coagulante tanino promoveu a formação de flocos com baixa densidade, os quais auto-flotaram durante os testes de sedimentação, demonstrando que esse tipo de coagulante para o efluente em questão não foi adequado para a sedimentação
- As remoções de cistos de *Giardia* spp. pelas unidades de tratamento combinado – reator UASB seguido de coagulação/floculação/flotação – foram em média de 3,4 log para TDH de 12 horas e de 2,8 log para TDH de 8 horas quando utilizado o coagulante PAC ($75 \text{ mgPAC} \cdot \text{L}^{-1}$) e de 2,7 log para ambos os TDH com coagulante cloreto férrico ($100 \text{ mgFeCl}_3 \cdot \text{L}^{-1}$), demonstrando que o processo de flotação foi mais eficiente na remoção de cistos que o processo de sedimentação e com menor dosagem de coagulantes,

principalmente quando utilizado o PAC, provavelmente devido aos flocos leves formados após a coagulação do esgoto e também ao caráter hidrofóbico do cisto que facilitaria sua remoção por flotação;

- Mesmo após os tratamentos combinados os efluentes tratados apresentaram quantidade significativas de microrganismos indicadores. As remoções médias de coliformes totais não chegaram a 1 log no reator UASB e nem após os processos de sedimentação e flotação. A remoção de *E. coli* foi mais satisfatória. Após o tratamento coagulação/floculação/sedimentação a eficiência de remoção foi de 1,01 log para TDH de 12 horas e de 1,53 log para TDH de 8 horas com coagulante cloreto férrico. Após tratamento com coagulação/floculação/flotação a eficiência de remoção foi de 1,88 log para TDH de 12 horas e de 1,84 log para TDH de 8 horas com coagulante cloreto férrico e de 2,05 e 1,73 log, respectivamente, com coagulante PAC;
- Não houve diferença estatística nas remoções de cistos e de microrganismos indicadores pelo reator UASB e os resultados apresentados do efluente anaeróbio tanto para tempo de detenção hidráulico de 12 horas quanto para 8 horas também foram estatisticamente iguais, demonstrando que não houve diferença significativa na eficiência do reator independente do TDH de operação;
- A filtração em membranas seguida de tripla centrifugação foi o método que apresentou melhores resultados de recuperação para cistos de *Giardia* spp. e a tripla centrifugação foi o que apresentou melhores resultados na recuperação de oocistos de *Cryptosporidium* spp. Os baixos valores de recuperação apresentados nos experimentos controle-positivo evidenciaram as dificuldades envolvidas na recuperação de cistos e oocistos nas amostras de esgoto e lodo. As características biológicas dos (oo)cistos, as várias etapas envolvidas na manipulação das amostras, a complexidade do método e principalmente das amostras podem ser os fatores mais relevantes e limitantes dos métodos de detecção e identificação dos protozoários examinados;
- Não foi observada nenhuma correlação entre a remoção de (oo)cistos, *E. coli* e coliformes totais, sendo assim a presença desses microrganismos indicadores estudados pode não significar de maneira consistente a presença de (oo)cistos, o que evidencia a necessidade de estudos com outros

microrganismos indicadores e a dificuldade de verificar a remoção desses parasitos em estações de tratamento de esgoto;

- Os tratamentos combinados (anaeróbio – físico –químico) foram eficientes na remoção de turbidez, cor, matéria orgânica, *E. coli* e cistos de *Giardia* spp., contudo as dosagens dos coagulantes utilizados foram todas elevadas, independente do tratamento físico-químico, evidenciando a qualidade dos efluentes após esses tratamentos, mas sugerindo a necessidade de ensaios preliminares para otimização das variáveis envolvidas no tratamento físico-químico, tais como gradientes de velocidade, tempos de mistura rápida e lenta e velocidade de sedimentação/flotação, entre outros. O tratamento combinado reator UASB seguido de coagulação/floculação/flotação com PAC combinado com polímero catiônico forneceu excelentes resultados de remoção das variáveis analisadas e com menor dosagem de coagulante comparado aos demais, sendo assim foi o tratamento combinado com melhor custo benefício.

7 REFERENCIAS

- ADAM, R. D. Biology of *Giardia lamblia*. **Clinical Microbiology Reviews**, v.14, n.13, p. 447 – 475, 2001.
- AISSE, M. M.; JURGENSEN, D.; LOBATO, M. B; ALÉM SOBRINHO, P. Avaliação do sistema reator RALF e flotação por ar dissolvido, no tratamento de esgoto sanitário. **IN: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, João Pessoa, Brasil, Anais Eletrônicos, 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.; 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, n. 8, p. 509–514, 2013.
- ALDEYARBI, H. M.; KARANIS, P. Electron microscopic observation of the early stages of *Cryptosporidium parvum* asexual multiplication and development in in vitro axenic culture. *European Journal of Protistology*, v. 52, p. 36–44, 2016.
- ALEM SOBRINHO, P.; JORDÃO. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios – uma análise crítica. *In: Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios*. PROSAB, p.490-513, 2001.
- APHA; AWWA; WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC: WEF: 1368 pp. 2012.
- ARCEIVALA, S. J. Experiences with UASB for sewage treatment in India. **J IAEM**, v.22, p. 90–4, 1995.
- ARIANO, G. C. (2009) Coagulação, floculação e flotação do efluente de reatores anaeróbios, tratando esgoto sanitário, com aplicação de diferentes dosagens de coagulante em função da variação da turbidez do esgoto afluente ao longo do dia. 181 p. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- BALDURSSON, S.; KARANIS, P. Waterborne transmission of protozoan parasites: review of worldwide outbreaks – an update 2004 – 2010. *Water Research*, v. 45, n. 20, p. 6603 – 6614, 2011.
- BARREDO, D. S.; ALCAINA, M. M. I.; IBORRA, C. M. I.; BES, P. A.; MENDOZA, J. A.; IBORRA, C. A. Study of the UF process as pretreatment of NF membranas for textile wastewater reuse. **Desalination**, p.745-747, 2006.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; KELLER, R. Desinfecção de Efluentes Sanitários. *In: GONÇALVES, R.F. (Coord.). Organismos Patogênicos e Efeitos Sobre a Saúde Humana*. ABES, 2003. Cap. 2, p. 27 – 88. (Projeto PROSAB).
- BATSTONE, D. J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNYI, S. V.; PAVLOSTATHIS, S. G.; ROZZI, A.; SANDERS, W. T.; SIEGRIST, H.; VAVILIN, V.A. 2002. **Anaerobic Digestion Model n. 1**. (ADM1). Iwa Task Group, IWA Task Group for Mathematical Modelling of Anaerobic Digestion Processes, IWA Publishing, London.
- BENSHOSHAN, M. T.; OFER, N.; DALITI, V. O.; AHARONI, A.; REVHUM, 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.
- BEVILACQUA, P. D.; AZEVEDO, S. M. F. O.; CERQUEIRA, D. A. Microrganismos Emergentes: Protozoários e Cianobactérias. *IN: PÁDUA, L. P. (Coord.). Remoção de microrganismos emergentes e micro*

contaminantes orgânicos no tratamento de água para consumo humano. Rio de Janeiro: ABES. 2009. Cap. 3, p. 74 – 108. (Projeto PROSAB).

BONATTI, T. R. (2007) Ocorrência de cistos de *Giardia* spp., oocistos de *Cryptosporidium* spp. e ovos da família Ascarididae em amostras de lodo de esgoto. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

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

BONATTI, T. R.; FRANCO, R. M.; CANTUSIO NETO, R. Comparison of two methodologies for detection of *Giardia* spp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts in activated sludge samples from a sewage treatment plant in the city of Campinas, São Paulo State, Brazil. *Journal of Water Health*, v.5, n.4, p. 609-614, 2007.

BOUZID, M.; HUNTER, P. R.; CHALMERS, R. M.; TYLER, K. M. *Cryptosporidium* pathogenicity and virulence. *Clinical Microbiology Reviews*, v. 26, n.1, p. 115 – 134, 2013.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 357 – 17 mar. 2005. *Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005.

BRIANCESCO, R.; BONADONNA, L. an italian study on *Cryptosporidium* and *Giardia* in wastewater, fresh water and treated water. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 104, n. 1-3, p. 445–457 , 2005.

BUSTAMANTE, H. A. et al. Interaction between *Cryptosporidium* oocysts and water treatment coagulants. *Water Research*, v. 35, n. 13, p. 3179-3189, Sep 2001. ISSN 0043-1354.

BUTKUS, M. A.; BAYS, J. T.; LABARE M. P. Influence of surface characteristics on the stability of *Cryptosporidium parvum* oocysts. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 69, n. 7, p. 3819-3825, 2003.

CACCIÒ, S. M.; DE GIACOMO, M.; AULICINO, F. A.; POZIO, E. *Giardia* cysts in wastewater treatment plants in Italy. **Appl. Environ. Microbiological**. v.69, n.6, p.3393 – 3398, 2003.

CACCIÒ, S. M.; SPRONG, H. Epidemiology of Giardiasis in Humans in LUJÁN, H. D.; SVARD, S. Editors *Giardia: A model Organism*. Springer, 2011.

CACCIÒ, S. M.; THOMPSON, R. C. A.; McLAUCHLIN, J.; SMITH, H. V. Unravelling *Cryptosporidium* and *Giardia* epidemiology. **Trends in Parasitology**, v.21, n.9, p. 430-437, 2005.

CACCIÒ, S.; PUTIGNANI, L. Epidemiology of human *Cryptosporidiosis* in CACCIÒ, S. M.; WIDMER, G. editors, 2014. *Cryptosporidium: parasite and disease*. Springer, 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.

CANTUSIO NETO, R. Ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. em diferentes pontos 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.; FRANCO, R. M. B. Evaluation of activated sludge treatment and the efficiency of the disinfection of *Giardia* species cysts and *Cryptosporidium* oocysts by UV at a sludge treatment plant in Campinas, south-east Brazil. **Water Science & Technology**, v. 54, n. 3, p. 89 , 2006.

CANTUSIO NETO, R.; SANTOS, L. U.; SATO, M. I. Z.; FRANCO, R. M. B. *Cryptosporidium* spp. and *Giardia* spp. in surface water supply of Campinas, southeast Brazil. *Water Science and Technology*, v.62, n.1, p.217 – 222, 2010.

CAREY, C. M.; LEE, H.; TREVORS, J. T. Biology, persistence and detection of *Cryptosporidium parvum* and *Cryptosporidium hominis* oocyst. **Water Research**, v. 38, p. 818-862, 2004.

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.; GONZÁLES-WARLETA, A. A. 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, n. 13, p. 3528–3538, 2008.

CASTRO-HERMIDA, J. A.; GARCÍA-PRESEDO, I.; GONZÁLES-WARLETA; MEZO, M. *Cryptosporidium* and *Giardia* detection in water bodies of Galicia, Spain. **Water research**, v. 44, n. 20, p. 5887–5896, 2010.

CAVALIER – SMITH, T. Protist phylogeny and the high level classification of Protozoa. **European Journal of Protistology**, v. 39, n.4, p. 338 – 348, 2003.

CHAPPELL, C. L.; OKHUYSEN, P. C.; LANGER-CURRY, R.; WIDMER, G.; AKIYOSHI, D. E.; TANRIVERDI, S.; TZIPORI, S. *Cryptosporidium hominis*: experimental challenge of healthy adults. **Am J Trop Med Hyg.**, v.75, p. 851-857, 2006.

CHENG, H. A.; FRANCES, E.; 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. *Parasitol Research*. v. 105, p. 689 – 696, 2009.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. v. 5. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 1997.

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A. C.; FOREST, E.; CYBIS, L.F. Introdução. In: **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. PROSAB 2. Carlos Augusto Lemos Chernicharo (coord). 2001a. p. 19-34.

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, p. 3434-3470, 2012.

CIABATTI, I.; TOGNOTTI, F.; LOMBARDI, L. Treatment and reuse of dyeing effluents by potassium ferrate. **Desalination**, v.250, p.222-228, 2010.

DAI, X.; BOLL, J. Settling velocity of *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia*. **Water Research**, v. 40, p. 1321–1325, 2006.

DAI, X.; BOLL, J.; HAYES, M.E.; ASTON, D.E. Adhesion of *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia* to solid surfaces: the role of surface charge and hydrophobicity. *Colloids and surfaces B: Biointerfaces*, v.34, 2004.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B.; VOLTAN, P. E. N. Tratabilidade de Água e dos Resíduos gerados em Estações de Tratamento de Água, Editora LDiBe, 2011. DUGAN, N.R. et al. Controlling *Cryptosporidium* oocysts using conventional filtration. *Journal of American Water Works Association*, v. 93 p. 64–77, 2001.

DIAS, D. F C; POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E.; RODRIGUES, A. J. V.; von SPERLING; M. Overall performance evaluation of shallow maturation ponds in series treating UASB reactor effluent : Ten years of intensive monitoring of a system in Brazil. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 206–214, 2014.

DUNGENI, M; MOMBA, M. N. B. The abundance of *Cryptosporidium* and *Giardia* spp. in treated effluents produced by four wastewater treatment plants in the Gauteng Province of South Africa. **Water SA**, v. 36, n. 4, p. 425–432, 2010.

EDZWALD, K. J.; TOBIASON, J. E.; PARENTO, L. M.; KELLEY, M. B.; KAMINSKI, G. S.; DUNN, H. J.; GALLANT, P. B. *Giardia* and *Cryptosporidium* removals by clarification and filtration under challenge conditions. **American Water Works Association**, v. 92, n. 12, 2000.

ESCOBEDO, A. A.; ALMIRALL, P.; ROBERTSON, L. L.; FRANCO, R. M. B.; HANEVIK, K.; MØRCH, K.; CIMERMAN, S. Giardiasis: the ever – presente threat of a neglected disease. **Infectious Disorders Drug Targets**, v.10, n.5, p.329 – 48, 2010.

EXNER, M.; FEUERPFEL, L.; GORNIK, V. *Cryptosporidium*, *Giardia* und andere Dauerformen parasitisch lebender Protozoen. Bedeutung, Bestimmung und Bewertung. In: Grohmann, A., Hasselbarch, U., Schwerdtfeger, W. (Eds), *Die Trinkwasserverordnung. Einführung und Erläuterungen für Wasserversorgungsunternehmen und Überwachungsbehörden*. Berlin, pp. 209-225, 2003.

FARIAS, E. W. C.; GAMBA, R. C.; PELLIZARI, V. H.; Detection of *Cryptosporidium* spp. oocysts in raw sewage and creek water in the city of São Paulo , Brazil. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 33, p. 41–43 , 2002.

FAYER, R. *Cryptosporidium*: a water – borne zoonotic parasite. *Veterinary Parasitology*, v. 126, n. 1 – 2, p. 37 – 56, Dec. 2004.

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

FENG, Y. Y.; ONG, S. L.; HU, J. Y., SONG, L. F.; NG, W. J. Effect of particles on the recovery of cryptosporidium oocysts from source water samples of various turbidities. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 64, n. 4, p 1898-1903, 2003.

FENG, Y.; XIAO, L. Zoonotic Potential and Molecular Epidemiology of *Giardia* Species and Giardiasis. **Clinical Microbiology Review**, v.24, n.1, 2011, ISSN 0893-8512, p. 1098-6618, 2011.

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. *Revista Panamericana de Infectologia*, v.4, p. 36 – 43, 2007.

FRANCO, R. M. B.; BRANCO, N.; LEAL, D. A. G. Parasitologia ambiental: métodos de concentração e detecção de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp. em amostras de água. **Revista de Patologia Tropical**, v.41, n.2, p. 119-135, 2012.

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

FRANCY, D. S.; SIMMONS, O. D.; WARE, M. W.; GRANGER, E. J.; SOBSEY, M. D.; SCHAEFER, F. W. Effects of seeding procedures and water quality on recovery of *Cryptosporidium* oocysts from stream water by using U . S . Environmental Protection Agency Method 1623, **Applied and Environmental Microbiology**, v. 70, n. 7, p. 4118–4128 , 2004.

FRENCH, K.; GUEST, R. K.; FINCH, G. R.; HAAS, C. N. Correlating *Cryptosporidium* removal using dissolved air flotation in water treatment. **Water Research**, v. 34, n. 16, p. 4116-4119, 2000.

FU, C Y; XIE, X; ZHANG, H. T.; WU, Q. Y.; CHEN, J. N. HU, H. Y. Monitoring and evaluation of removal of pathogens at municipal wastewater treatment plants. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 6, p. 1589–99, 2010.

FU, Y.; VIRARAGHAVAN, T. Fungal Decolorization of dye wastewaters: a review. **Bioresource Technology**, v.79, p.251-262, 2001.

GALLAS-LINDEMANN, C; SOTIRIADOU, I; PLUTZER, J. KARANIS, P. Prevalence and distribution of *Cryptosporidium* and *Giardia* in wastewater and the surface, drinking and ground waters in the Lower Rhine, Germany. **Epidemiology and infection**, v. 141, n. 1, p. 9– 21, jan. 2013.

GERBA, C. P. et al. Sources of microbial pathogens in municipal solid waste landfills in the United States of America. **Waste Management and Research**, v. 29, n. 8, p. 781-790, 2011.

GOGATE, P. R.; PANDI, A. B., A review of imperative technologies for wastewater treatment: hybrid methods. **Advances in Environmental Research**, v.8, p.553-59, 2004.

GONÇALVES, R. F.; ARAUJO, V. L.; CHERNICHARO, C. A. L. Association of a UASB reactor and a submerged aerated biofilter for domestic sewage treatment. **Water Science Technol**, v.38, n.8–9, p.189–95, 1998.

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. 176p. Tese (Doutorado). Instituto de Biologia – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013.

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, 2008b.

GRACZYK, T. K.; MATEWSKA, A. C.; SCHWAB, K. J. The role of aquatic birds in dissemination of human waterborne enteropathogens. **Trends Parasitol.** v. 24, p. 55 – 59, 2008a.

GUERDEN, T.; OLSON, M. *Giardia* in pets and farm animals, and their zoonotic potential in humans *in*: LUJÁN, H. D.; SVÄRD, S. *editors*, *Giardia: A model Organism*. Springer, 2011.

HAI, F. I.; YAMAMOTO, K.; FUKUSHI, K. Hybrid treatment systems for dye wastewater. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v.37, p. 315-377, 2007.

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

HSU, B. M.; YEH, H. H. Removal of *Giardia* and *Cryptosporidium* in drinking water treatment: a pilot-scale study. **Water Research**, v.37, p.1111-1117, 2003.

IACOVSKI, R. B.; BARARDI, C. R. M.; SIMÕES, C. M. O. Detection and enumeration of *Cryptosporidium* spp. oocysts in sewage sludge samples from the city of Florianópolis (Brazil) by using immunomagnetic separation combined with indirect immunofluorescence assay. **Waste Management & Research**, v. 21, p. 171-176, 2004.

JAGAI, J. S.; CASTRONOVO, A. D.; MONCHAK, J.; NAUMOVA, E. N. Seasonality of Cryptosporidiosis: A Meta-Analysis Approach. **Environmental Research**, v. 109, n.4, p. 465-478, 2009.

- JENKINS, M. B.; Eaglesham, B. S.; Anthony, L. C.; Kachlany, S. C.; BOWMAN, D. D.; GHORSE, W. C. Significance of wall structure, macromolecular composition, and surface polymers to the survival and transport of *Cryptosporidium parvum* oocysts. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 76, n. 6, p. 1926–1934, 2010.
- JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 5º ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 940p.
- KHALIFA, A. M.; EL TEMSAHY, M. M.; ABOU, E. N. I. F. Effect of ozone on the viability of some protozoa in drinking water. *Journal of the Egyptian Society of Parasitology*, v. 31, n. 2, p. 603, 2001.
- KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; MEHROTRA, I.; DIAMANTIS, V.; LEW, B.; KAZMI, A. A. Performance assessment of different STPs based on UASB followed by aerobic post treatment systems. **Journal of Environmental Health Science & Engineering**, v. 12, n. 1, p. 43, 2014.
- KHAN, A. A.; GAUR, R. Z.; TYAGI, V. K.; KHURSHEED, A.; LEW, B.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. *Resources. Conservation and Recycling*, v.55, n.12, p.1232-1251, 2011b.
- KHAN, A. A.; GAUR, R.Z.; MEHROTRA, I.; KAZMI, A. A. Integrated UASB and Continuous Flow Sequencing Batch Reactor (CFID) System for Sewage Treatment. *Proceedings IWA Conference on Microbes in Wastewater and Waste Treatment, Bioremediation and Energy Production* pp. 97, January 24–27, 2011a, Goa, India.
- KHOUNI, I.; MARROT, B.; MOULIN, P.; AMAR, R. B. Decolourization of the reconstituted textile effluent by different process treatments: Enzymatic catalysis, coagulation/flocculation and nanofiltration processes. **Desalination**, 268, p.27-37, 2011.
- KISTEMANN, T.; RIND, E.; RECHENBURG, A.; KOCH, C.; CLABEN, 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, n. 5, p. 534–45, 2008.
- 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.
- KOIVUNEN, J.; SIITONEN, A.; TANSKI, H.H. Elimination of enteric bacteria in biological-chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. **Water Research**, 37, p. 690-698, 2003.
- KOTHAVADE, R. J. Potencial molecular tools for assessing the public health risk associated with waterborne *Cryptosporidium* oocysts. *Journal of Medical Microbiology*, v.61, n.8, p.1039 – 51, 2012.
- KUHN, R. C.; ROCK, C. M.; OSHIMA, K. H. Effects of pH and magnetic material on immunomagnetic separation of *Cryptosporidium* oocysts from concentrated water samples. **Applied and Environmental Microbiology** v. 68, n. 4, p. 2066–2070 , 2002.
- LACOVSKY, R. B.; BARARDI, C. R. M.; SIMÕES, C. M. O. Detection and enumeration of *Cryptosporidium* spp. oocysts in sewage sludge samples from the city of Florianópolis (Brazil) by using immunomagnetic separation combined with indirect immunofluorescence assay. *Waste Manage. Research*. v. 22, p. 171 – 176, 2004.
- 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.
- LEBWOHL, B.; DECKELBAUM, R. J.; GREEN, P. H. R. Giardiasis. **Gastrointestinal Endoscopy**, v. 57, n. 7, p. 906–13, 2003.
- LETTINGA, G. Towards feasible and sustainable environmental protection for all. **Aquat Ecosyst Health Manage**, v. 11, n. 1, p. 116–24, 2008.

LETTINGA, G.; ROERSMA, R.; GRIN, P. DE Z. W.; HULSHOF, P. L., van VELSEN, L. et al. Anaerobic treatment of sewage and low strength waste waters. In: Proceedings of the second international symposium on anaerobic digestion. p. 271–91, 1981.

LI, X.; PEREIRA, M. G. C.; LARSEN, R.; XIAO, C.; PHILLIPS, R.; STRIBY, K.; McCOWAN, B.; ATWILL, E. R. *Cryptosporidium rubeyi* n. sp. (Apicomplexa: Cryptosporidiidae) in Multiple *Spermophilus* ground squirrel species. **International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife**, v.4, p. 343 – 350, 2015.

LIM, Y. A. L.; HAFIZ, W.; NISSAPATORN, V. Reduction of *Cryptosporidium* and *Giardia* by sewage. **Tropical Biomedicine**, v. 24, n. 1, p. 95–104 , 2007.

LIMA, E. C.; STAMFORD, T. L. M. *Cryptosporidium* spp. no ambiente aquático: aspectos relevantes da disseminação e diagnóstico. **Ciências e Saúde Coletiva**, v. 8, n. 3, p. 791-800, 2003.

LIU, T.; HE, Z.; HU, H.; NI, Y. Treatment of APMP pulping effluent based on anaerobic fermentation with *Aspergillus niger* and post-coagulation/flocculation. **Bioresource Technology**, 102, p.4712-4717, 2011.

LONIGRO, A; POLLICE, A; SPINELLI, R.; BERRILLI, F; CAVE, D.; D'ORAZI, C.; CAVALLO, P.; BRANDONISIO, O. *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in membrane-filtered municipal wastewater used for irrigation. **Applied and environmental microbiology**, v. 72, n. 12, p. 7916–8 , 2006.

LOURENÇÃO, J. Avaliação da resistência de microrganismos patogênicos à desinfecção sequencial com Ozônio-radiação ultravioleta e Cloro-radiação ultravioleta. 140p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2009.

MACKENZIE, W. R.; NEIL, J. H.; PROCTOR, M. E.; GRADUS, M. S.; BLAIR, K. A.; PATERSON, D. E.; KAZMIERCZACK, J. J.; ADDISS, P. 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.

MARTÍN, M. A.; GONZÁLEZ, I.; BERRIOS, M.; SILES, J. A.; MARTÍN, A. Optimization of coagulation-flocculation process for wastewater derived from sauce manufacturing using factorial design of experiments. **Chemical Engineering Journal**, 172, p.771-782, 2011.

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

MEDEIROS, R. C. (2010). 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. 210p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

MEDEIROS, R. C. (2013). Avaliação do comportamento dos protozoários – *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. – e de microrganismos indicadores frente ao tratamento de esgoto sanitário. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Carlos, São Carlos.

MEDEIROS, R. C.; DANIEL, L. A. Comparison of selected methods for recovery of *Giardia* spp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts in wastewater. **Journal of Water and Health**, in Press, DOI: 10.2166/wh.2015.228, 2015.

MEDEMA, G. J.; SCHETS, F. M.; TEUNIS, P. F. M.; HAVELAAR, A. H. Sedimentation of free and attached *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in water. **Applied Environmental Microbiology**, v. 64, n. 11, 4460-4466, 1998.

METCALF & EDDY. Inc. Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse. 4. Ed. New York, McGraw – Hill Book, 1815p. 2003.

MOAWAD A, MAHMOUD UF, EL-KHATEEB MA, EL-MOLLA E. Coupling of sequencing batch reactor

and UASB reactor for domestic wastewater treatment. **Desalination**, 242, p.325–35, 2009.

MONROY, O.; NOYOLA, A.; RAMIREZ, F.; GUYOT, J. P. Anaerobic digestion and water hyacinth as a highly efficient treatment process for developing countries. In: Proceedings of the fifth international symposium on anaerobic digestion, p. 747–51, 1988.

NASSER, A. M.; VAIZEL – OHAYON, D.; AHARONI, A.; REVHUN, M. Prevalence and fate of *Giardia* cysts in wastewater treatment plants. *Journal of Applied Microbiology*, v.113, p. 477 – 484, 2012.

NOBRE, C. A.; GUIMARÃES, M. O. Experimentos em digestão anaeróbia de esgotos urbanos. **Revista DAE**, v.47, p.75–85, 1987.

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

OKHUYSEN, P. C.; CHAPPELL, C. L.; CRABB, J. H.; STERLING, C. R.; DUPONT, H. L. Virulence of three distinct *Cryptosporidium parvum* isolates for healthy adults. **J. Infect. Dis.**, v. 180, p. 1275–1281, 1999.

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.

OLIVEIRA, G. L. (2012) **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.

ONGERTH, J. E. The concentration of *Cryptosporidium* and *Giardia* in water--the role and importance of recovery efficiency. **Water research** v. 47, n. 7, p. 2479–88 , 2013.

ORTEGA-PIERRES, G. et al. New tools provide further insights into *Giardia* and *Cryptosporidium* biology. **Trends in Parasitology**, v.25, n.9, p. 410 – 416, 2009.

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

PAYMENT, P.; PLANTE, R.; 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. 47, n. 3, p. 188–193 , 2001.

PELEGRINO, E. C. F. (2001). Emprego de coagulante à base de tanino em sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB por flotação. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

PERCIVAL, S.; CHALMERS, R.; EMBREY, M.; HUNTER, P. R.; SELLWOOD, J.; WYNJONES, P. Microbiology of waterborne diseases. Amsterdam, Boston, Heidelberg, 2004.

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*, v. 10, n. 2, p. 13 – 25, 2009.

PLUTZER, J., ONGERTH, J.; KARANIS, P. *Giardia* taxonomy, phylogeny and epidemiology: Facts and open questions. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 213, 2010.

REALI, M. A. P. (1991). Concepção e Avaliação de um sistema compacto para tratamento de águas de abastecimento utilizando o processo de flotação por ar dissolvido e filtração com taxa declinante. Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos.

REDDER, A. DURR, M.; DAESCHLEIN, G.; BAEDER-BEDERSKI, O.; KOCH, C.; MULLER, RO.; EXNER, M.; BORNEFF-LIPP, M.; Constructed wetlands--Are they safe in reducing protozoan parasites? **International journal of hygiene and environmental health**, v. 213, n. 1, p. 72–77, 2010.

REINOSO, R.; BECARES, E.; SMITH, H V. Effect of various environmental factors on the viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts. **Journal of Applied Microbiology**, v. 104, n. 4, p. 980–986, 2008.

REINOSO, R.; BLANCO, S.; TORRES-VILLAMIZAR; L. A.; BECARES, E. Mechanisms for parasites removal in a waste stabilisation pond. **Microbial ecology**, v. 61, n. 3, p. 684–92, abr. 2011.

RIMHANEN-FINNE, R.; VUORINEN, A.; MARMO, S.; MALMBERG, S.; HÄNNINEN M. L. Comparative analysis of *Cryptosporidium*, *Giardia* and indicator bacteria during sewage sludge hygienization in various composting processes. **Letters in Applied Microbiology**, v. 38, p. 301–305, 2004.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Water Pollution Control Federation**, v. 58, n. 5, p. 406–411, 1986.

ROBERTSON, L J; HERMANSEN, L; GJERDE, B K. Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in sewage in Norway. **Applied and environmental microbiology**, v. 72, n. 8, p. 5297–5303, 2006.

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 treatment works in Scotland, UK. **Water Research**, v.34, n.8, p.2310 – 2322, 2000.

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, n. 2, p. 85-96, 1999.

ROSE, J. B.; DICKSON, L. J.; FARRAH, S. R.; CARNAHAN; R. P. Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. **Water Research**, v. 30, n. 11, p. 2785-2797, 1996.

RYAN, U.; CACCIÒ, S. M. Zoonotic potential of *Giardia*. **International Journal for Parasitology**, v.43, n.12-13, p. 943-56, 2013.

RYAN, U.; XIAO, L. Taxonomy and molecular taxonomy in: CACCIÒ, S. M.; WIDMER, G. (editors). *Cryptosporidium: Parasite and Disease*. Springer, 2014.

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

SANTOS, E. K. (2015a). Remoção de cistos de *Giardia* spp. e de *Cryptosporidium* spp. em sistema de tratamento de esgoto sanitário: quantificação em fases líquida e sólida. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

SANTOS, H. R. **Aplicação de coagulantes no afluente de reator anaeróbio de leito expandido alimentado com esgoto sanitário**. 166p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001.

SANTOS, L. U. Ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. em uma estação de tratamento de esgoto: avaliação das eficiências do processo de lodo ativado na remoção e de desinfecção por luz ultravioleta na inativação desses patógenos. 132p. Tese (Doutorado). Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP. 2007.

SANTOS, L. U.; BONATTI, T. R.; CANTUSIO NETO, R. FRANCO, R. M. B. Occurrence of *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* oocysts in activated sludge. **Rev. Int. Med. Trop. S. Paulo**, v. 46, n. 6, p. 309–313, 2004.

SANTOS, L. U.; CANTUSIO NETO, R.; FRANCO, R. M. B.; GUIMARÃES, J. R. Detecção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. em amostras de esgoto bruto ou tratado: avaliação crítica dos métodos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.16, n.2, p. 115 – 120, 2011.

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

SANTOS, P. R.; DANIEL, L. A. Occurrence and removal of *Giardia* spp. cysts and *Cryptosporidium* spp. oocysts from a municipal wastewater treatment plant in Brazil. *Environmental Technology*, p. 1-21, 2016.

SARTORI, L. (2007) Relatório de Pesquisa de Pós-Doutorado. **Avaliação da presença de microrganismos patogênicos no rio Monjolin (SP) e a resistência aos desinfetantes combinados ozônio-irradiação ultravioleta, ácido peracético-irradiação ultravioleta e cloro- irradiação ultravioleta.** p. 71.

SCHELLINKHOUT, A.; JAKMA, F. F. G. M.; FORERO, G. E. Sewage treatment: the anaerobic way is advancing in Colombia. In: Proceedings of the fifth international symposium on anaerobic digestion, p. 767–70, 1988.

SEARCY, K. E.; PACKMAN, A. I.; ATWILL, E. R.; HARTE, T. Association of *Cryptosporidium parvum* with Suspended Particles : Impact on Oocyst Sedimentation. **Applied and Environmental Microbiology**, 71, n. 2, p. 1072-1078 , 2005.

SEGHEZZO, L.; GUERRA, R. G.; GONZA'LEZ, S. M.; TRUPIANO, A. P.; FIGUEROA, M. E.; CUEVAS, C. M. Removal efficiency and methanogenic activity profiles in a pilot-scale UASB reactor treating settled sewage at moderate temperatures. **Water Sci Technol**, v.45, n.10, p. 243–8, 2002.

SIDHU, J. P. S.; TOZE, S. G. Human pathogens and their indicators in biosolids: a literature review. **Environment International**, v. 35, n. 1, p. 187-201, 2009.

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.

SMITH, H. V.; CACCIÒ, S. M.; TAIT, A.; McLAUCHLIN, J.; THOMPSON, R. C. A. Tools for investigating the environmental transmission of *Cryptosporidium* and *Giardia* infections in the humans. *Trends in Parasitology*, v.22, n.4, p. 160 – 167, 2006.

SMITH, H. V.; GRIMASON, A. M. *Giardia* and *Cryptosporidium* in water and wastewater. In: MARA, d.; HORAN, N. (Ed.). *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. London: Elsevier, 2003. Cap. 40. p. 695 – 756.

SMITH, H. V.; NICHOLS, R. A. *Cryptosporidium*: detection in water and food. *Exp. Parasitol*, v.124, p.61 – 79, 2010.

SMITH, V.; GRIMASON, A. M. *Giardia* and *Cryptosporidium* in water and wastewater. In: MARA, D.; HORAN, N. J. *The handbook of water and wastewater microbiology*. Academic Press, 2003. 819p.

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**, v. 29, n. 9, 1994.

SPEECE, R.E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment**. Ed. Archae Press, Nashville, 394p. 1996.

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

STOTT, R. Fate and behaviour of parasites in wastewater treatment systems. In: MARA, D.; HORAN, N. Handbook of Water and Wastewater Microbiology, Academic Press, London, 2003, p. 491 – 521.

TANDUKAR, M.; OHASHI, A.; HARADA, H. Performance comparison of a pilot-scale UASB and DHS system and activated sludge process for the treatment of municipal wastewater. **Water Research**, v.41, n.4, p.2697–705, 2007.

TANDUKAR, M.; UEMURA, S.; OHASHI, A.; HARADA, H. A low-cost municipal sewage treatment system with a combination of UASB and the “Fourth Generation” down-flow hanging sponge (DHS) reactors. **Water Science Technology**, v.52, n.1–2, p.323–9, 2005.

TAWFIK, A.; KLAPWIJK, B.; BUUREN, J. V.; EL-GOHARY, F.; LETTINGA, G. Physico-chemical factors affecting the *E-coli* removal in a rotating biological contactor (RBC) treating UASB effluent. **Water Research**, 38, p.1081-1088, 2004.

TAWFIK, A.; SOBHEY, M.; BADAWEY, M. Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system). **Desalination**, v. 227, p. 167-177, 2008.

THOMPSON, R. C. A; MONIS, P. *Giardia* – from genome to proteome. *Adv. Parasitol*, v.78, p.57 – 95, 2012.

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

TONANI, K. A. A.; PADULA, J. A.; FREGONESI, B. M.; ALVES R. I. S.; SAMPAIO, C. F.; BEDA, C. F.; HACHICH, E. M.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Persistence of *Giardia*, *Cryptosporidium*, Rotavirus, and Adenovirus in treated sewage in São Paulo state, Brazil. **The Journal of parasitology**, v. 99, n. 6, p. 1144–7, 2013.

TZIPORI, S.; WARD, H. Cryptosporidiosis: biology, pathogenesis and disease. *Microbes and Infection*, v.4, n.10, p.1047 – 1058, 2002.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Method 1623. 1: *Cryptosporidium* and *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.

VALDEZ, F. Q. (2016) Ocorrência e remoção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. em Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) operado com esgoto sanitário e águas negras simuladas. 157p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

VENDITTI, R.A. A simple flotation deinking experiment for the recycling of paper. *Journal of Chemical Education*, v.81, n.5, 2004.

VERMA, A. K.; DASH, R. R.; BHUNIA, P. A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewater. **Journal of Environmental Management**, 93, p.154-168, 2012.

VIEIRA, S. M. M. Anaerobic treatment of domestic sewage in Brazil—research results and full scale experience. In: Proceedings of the fifth international symposium on anaerobic digestion, p. 185–196, 1988.

VIEIRA, S. M. M.; SOUZA, M. E. Development of technology for the use of the UASB reactor in domestic sewage treatment. In: Proceedings of the IAWPRC international seminar on anaerobic treatment in tropical countries; 1983.

WANG, X. J.; XIA, S. Q.; CHEN, L.; ZHAO, J. F.; RENAULT, N. J.; CHOVELON, J. M. Nutrients removal from municipal wastewater by chemical precipitation in a moving bed biofilm reactor. **Process Biochemistry**, v.41, p. 824 – 828, 2006.

WEN, Q.; TUTUKA, C.; KEEGAN, A.; JIN, B. Fate of pathogenic microorganisms and indicators in secondary activated sludge wastewater plants. *Journal of Environmental Management*, v.90, p. 1442 – 1447, 2009.

YAKUB, G. P.; STADTERMAN-KNAUER, K. L. Evaluation of immunomagnetic separation for recovery of *Cryptosporidium parvum* and *Giardia duodenalis* from high-iron matrices. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, n. 8, p. 3628-3631, 2000.

ZHENG, H.; ZHU, G.; JIANG, S.; TSHUKUDU, T.; XIANG, X.; ZHANG, P.; HE, Q. Investigation of coagulation-flocculation process by performance optimization model prediction and fractal structure of flocs. **Desalination**, 269, p.148-156, 2011.

ZHU, G.; ZHENG, H.; ZHANG, Z.; TSHUKUDU, T.; ZHANG, P.; XIANG, X. Characterization and coagulation – flocculation behavior of polymeric aluminum ferric sulfate (PAFS). **Chemical Engineering Journal**, v.178, p.50 – 59, 2011.