GABRIELA LAILA DE OLIVEIRA

Processo de tratamento biológico e físico-químico combinados visando o reúso de esgoto sanitário.

São Carlos – SP

2012

Processo de tratamento biológico e físico-químico combinados visando o reúso de esgoto sanitário.

Gabriela Laila de Oliveira

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

ORIENTADOR: Prof. Dr. Luiz Antônio Daniel

São Carlos

2012

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

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Atendimento ao Usuário do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

O48p

Oliveira, Gabriela Laila de
Processo de tratamento biológico e físico-químico combinados visando o reúso de esgoto sanitário / Gabriela Laila de Oliveira ; orientador Luiz Antônio Daniel. São Carlos, 2012.

Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação e Área de Concentração em Engenharia Hidráulica e Saneamento)-- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2012.

FOLHA DE JULGAMENTO

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

Título da dissertação: "Processo de tratamento biológico e físico-químico combinados visando o reuso de esgoto sanitário".

Data da defesa: 01/06/2012

Comissão Julgadora:	**Resultado:**
Prof. Dr. **Luiz Antonio Daniel (Orientador)** (Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)	APROVADA
Prof. Dr. **Marco Antonio Penalva Reali** (Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)	APROVADA
Prof. Dr. **Carlos Magno de Souza Vidal** (Universidade Estadual do Centro-Oeste/UNICENTRO)	APROVADA

Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:
Prof. Titular **Edson Cezar Wendland**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Paulo Cesar Lima Segantine**

Dedicatória

Aos meus pais, Cláudio e Rosa, incentivadores, que me ensinaram que o maior tesouro que se pode acumular na vida é o saber. Aos meus irmãos, Gustavo, Guilherme e Giuliana, pelo carinho e alegria.

AGRADECIMENTOS

À Deus, por TUDO...

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

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

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

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

Às secretarias: Sá e Pavi, pelas informações durante o mestrado;

Ao Alcino, pela ajuda com a ETE – USP São Carlos;

Aos técnicos Paulo, Júlio e Natália e ao Laboratório de Saneamento, pela ajuda em análises que não puderam ser realizadas no LATAR;

Aos meus colegas de trabalho Marcos Shaaf, Teresa Sasaki e, principalmente, ao Raphael Medeiros, pela cumplicidade e ajuda no decorrer de todo este trabalho;

À todos meus colegas do LATAR pela companhia durante todas as análises realizadas no laboratório, sem eles o trabalho não seria tão divertido;

À minha turma do mestrado pelo carinho e companhia durante as aulas e demais encontros;

Aos meus amigos do mestrado e do LATAR– Bruno Pessotto, Edilincon Albuquerque, Gabriel Sachi, Luciano do Valle Monteiro e Natália Pellinson, pelo grande apoio, carinho, atenção e amizade, com toda minha gratidão;

Às minhas amigas de longa data, Amanda Rodriguês, Patrícia Rocha, Mariana Hause e Vanessa Calixto à grande amizade;

À todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho;

À todos que me incentivaram, de uma maneira ou de outra, a concluir mais esta etapa da minha vida;

E agradeço especialmente a minha família pelo apoio incondicional.

RESUMO

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

Este trabalho teve por objetivo avaliar a combinação de processos de tratamento de esgoto e a partir dos efluentes produzidos com diferentes padrões de qualidade elencar as possibilidades para reúso de acordo com legislação internacional. Foi feito o monitoramento da estação piloto de tratamento de esgoto constituído reator UASB seguido de lodo ativado cujos efluentes foram utilizados neste estudo, não somente para análises físico-químicas e microbiológicas, mas também para posterior tratamento físico-químico em laboratório com equipamento jarteste utilizando dois coagulantes - cloreto férrico e sulfato de alumínio. Após os tratamentos combinados seis amostras diferentes foram analisadas, sendo elas: efluente do UASB, efluente do lodo ativado, tratamentos UASB-$Al_2(SO_4)_3$, UASB-$FeCl_3$, lodo ativado-$Al_2(SO_4)_3$ e lodo ativado-$FeCl_3$. Os ensaios realizados com cloreto férrico foram os que melhor promoveram remoção dos microrganismos indicadores e de (oo)cistos, de DQO e SST. Porém, mesmo após o tratamento físico-químico não será possível reutilização agrícola, urbana e/ou industrial dos efluentes, conforme legislação internacional e diretrizes da OMS, uma vez que a concentração de microrganismos indicadores ainda é muito elevada. Os valores médios de *E. coli*, coliformes totais e *Giardia* spp., mesmo após o tratamento que forneceu melhor remoção microbiológica (lodo ativado – $FeCl_3$) foram de $4{,}31 \times 10^2$, $7{,}68 \times 10^3$ e $2{,}17 \times 10^2$, respectivamente.

Palavras-chave: Coagulação de esgoto, reúso, água residuária, microrganismos indicadores, *Giardia*, *Cryptosporidium*.

ABSTRACT

OLIVEIRA, G. L. **Biological treatment process and physical-chemical combinations aiming reuse sewage.** 2012. 177 p. Master's Degree Dissertation – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2012.

The present dissertation reports to evaluate the combination of process wastewater treatment and from the effluent produced with different standards quality list the possibilities for reuse in accordance with international Law. Was monitored from the wastewater treatment plant pilot consists of a UASB reactor followed by activated sludge whose effluents were used in this study not only physical-chemical and microbiological analyzes, but also for subsequent physical-chemical treatment in the laboratory with equipment jartest using two coagulants – ferric chloride and aluminum sulfate. After the treatments combined six different samples were analyzed: UASB effluent, activated sludge effluent, treatments UASB-$Al_2(SO_4)_3$, UASB-$FeCl_3$, activated sludge-activated sludge and activated sludge-$FeCl_3$. The tests with ferric chloride were better promoted removal of the microbiological indicators and (oo) cysts, COD and TSS. However, even after physical-chemical treatment will not be possible wastewater reuse in agriculture, urban and/or industrial, according international law and the WHO guidelines, since the concentration of indicator microorganisms is still very high. The average values of *E. coli* and total coliform and *Giardia* spp., even after the treatment which promoted better microbiological removal, were $4{,}31 \times 10^2$, $7{,}68 \times 10^3$ e $2{,}17 \times 10^2$, respectively.

Keywords: Wastewater coagulation, reuse, wastewater, indicator microorganisms, *Giardia*, *Cryptosporidium*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 – Distribuição de águas na terra (Adaptado de Shiklomanov, 1998).....5
Figura 3.2 – Distribuição da água doce superficial no mundo e no continente americano (Adaptado de MMA/ANA, 2007). 7
Figura 3.3 – Participação relativa do consumo total de água no Brasil (Adaptado de BORGHETTI et al., 2004). 11
Figura 4.1 - Fluxograma geral dos processos de tratamento proposto. 43
Figura 4.2 - Equipamento de Jarteste utilizado nos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação. 46
Figura 4.3. Distância do nível da água até o ponto de coleta da amostra no jarro de Jarteste. 50
Figura 4.4 – Amostras do afluente (esgoto bruto) e efluentes após seus respectivos tratamentos. 56
Figura 4.5 – A: membranas com 5 mL da solução de eluição; B: alças plásticas para raspagem; C: tubos cônicos com líquido resultante do procedimento. 59
Figura 4.6 – Lâmina com 2 poços preenchidos com sedimento final. 60
Figura 4.7 – Placa contaminada com coliformes totais e E. coli referente a amostra de esgoto bruto.....63
Figura 5.1 – Temperaturas registradas durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.....68
Figura 5.2 – Valores de pH registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.....69
Figura 5.3 – Valores de condutividade elétrica registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.....70
Figura 5.4 – Valores de oxigênio dissolvido no sistema de lodo ativado registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto. 71
Figura 5.5 – Valores de alcalinidade total registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto. 72
Figura 5.6 – Valores de alcalinidade parcial registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto. 72
Figura 5.7 - Valores de DQO das amostras não filtradas registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto. 74

Figura 5.8 - Valores de DQO das amostras filtradas registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto. 74
Figura 5.9 - Valores de turbidez das amostras registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto..... 76
Figura 5.10 - Valores de cor das amostras registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto..... 76
Figura 5.11 - Valores de dureza das amostras registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto..... 78
Figura 5.12 - Valores de sólidos totais em termos de SDT e SST do afluente das amostras registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto. 78
Figura 5.13 - Valores de sólidos totais em termos de SDV, SDF, SSV e SSF dos efluentes do reator UASB e do tanque de aeração das amostras registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto. 79
Figura 5.14 – Curvas de sedimentação referentes ao tratamento do efluente do reator UASB utilizando sulfato de alumínio como coagulante..... 86
Figura 5.15 – 2º Batelada do 1º ensaio preliminar variando a dosagem de sulfato de alumínio. Turbidez inicial 109 NTU. 86
Figura 5.16 – 3º Batelada do 1º ensaio preliminar variando a dosagem de sulfato de alumínio. Turbidez inicial 109 NTU. 87
Figura 5.17 – 4º Batelada do 1º ensaio preliminar com dosagem de 170 mg/l de sulfato de alumínio e variando o pH. Turbidez inicial 109 NTU. 87
Figura 5.18 – 5º Batelada do 1º ensaio preliminar com dosagem de 190 mg/L de sulfato de alumínio e variando o pH. Turbidez inicial 109 NTU. 88
Figura 5.19 – Curva de sedimentação referentes ao tratamento do efluente do reator UASB utilizando cloreto férrico como coagulante..... 89
Figura 5.20 - 2º batelada do 2º ensaio preliminar variando a dosagem de cloreto férrico. Turbidez inicial 92,1 NTU. 90
Figura 5.21 - 3º batelada do 2º ensaio preliminar variando o pH de coagulação.Turbidez inicial de 92,1 NTU..... 90
Figura 5.22 – Curva de sedimentação para amostra de esgoto do Lodo Ativado utilizando sulfato de alumínio como coagulante..... 91
Figura 5.23 - 2º batelada do 3º ensaio variando a dosagem de sulfato de alumínio. Turbidez inicial de 92,1 NTU..... 92

Figura 5.24 - 3º batelada do 3º ensaio preliminar fixando a dosagem de sulfato de alumínio em 20 mg/l e variando o pH de coagulação. Turbidez inicial 92,1 NTU. 93
Figura 5.25 – 4º batelada do 3º ensaio preliminar com dosagem de sulfato de alumínio fixa de 30 mg/l e variação do pH de coagulação. Turbidez inicial 92,1 NTU. 93
Figura 5.26 - 5º batelada do 3º ensaio preliminar com dosagem fixa de sulfato de alumínio em 30 mg/l e pH de coagulação variado. Turbidez inicial 92,1 NTU. 94
Figura 5.27 – Curvas de sedimentação referente ao tratamento do efluente do lodo ativado utilizando cloreto férrico como coagulante. 95
Figura 5.28 - Turbidez e pH de coagulação da 2º batelada do 4º ensaio preliminar variando a dosagem de coagulante sem ajuste de pH. Turbidez inicial 11,9 NTU. 96
Figura 5.29 – Cor aparente e pH de coagulação da 2º batelada do 4º ensaio preliminar variando a dosagem de coagulante sem ajuste de pH. Cor aparente inicial 169 uC. 96
Figura 5.30 – Turbidez e pH de coagulação da 3º batelada do 4º ensaio preliminar variando o pH de coagulação para dosagem de cloreto férrico de 80mg/L de cloreto férrico. Turbidez inicial 11,9 NTU.....97
Figura 5.31 – Cor aparente e pH de coagulação da 3º batelada do 4º ensaio preliminar variando o pH de coagulação para dosagem de cloreto férrico de 80mg/L. Cor aparente inicial 169 uC. 97
Figura 5.32 - Turbidez e pH de coagulação da 4º batelada do 4º ensaio preliminar variando o pH de coagulação para dosagem de cloreto férrico de 80mg/L. Turbidez inicial 11,9 NTU. 98
Figura 5.33 – Cor aparente e pH de coagulação da 4º batelada do 4º ensaio preliminar variando o pH de coagulação para dosagem de cloreto férrico de 80mg/L. Cor aparente inicial 169 uC. 98
Figura 5.34 – Temperaturas registradas no sistema de tratamento de esgoto. 101
Figura 5.35 – Condutividade elétrica registrada no sistema de tratamento de esgoto.....101
Figura 5.36 – Oxigênio dissolvido registrado no sistema de lodo ativado durante os cinco ensaios. 103
Figura 5.37 – Valores registrados de pH durante os ensaios de tratamento combinado. 103
Figura 5.38– A alcalinidade total durante os ensaios de tratamento combinado. 104
Figura 5.39 – A alcalinidade parcial durante os ensaios de tratamento combinado.....104
Figura 5.40 – Valores registrados de DQO total durante os ensaios de tratamento combinado. 107

Figura 5.41 – Valores registrados de DQO das amostras filtradas durante os ensaios de tratamento combinado. 107
Figura 5.42 - Valores registrados de COD durante os ensaios de tratamento combinado..... 112
Figura 5.43 - Valores registrados de turbidez durante os ensaios de tratamento combinado 114
Figura 5.44 - Valores registrados de cor verdadeira durante os ensaios de tratamento combinado. 116
Figura 5.45 - Valores registrados de cor aparente durante os ensaios de tratamento combinado. 117
Figura 5.46 - Valores registrados de sólidos suspensos totais durante os ensaios de tratamento combinado. 121
Figura 5.47 - Valores registrados de dureza durante os ensaios de tratamento combinado. . 122
Figura 5.48 - Valores registrados de fósforo durante os ensaios de tratamento combinado.. 125
Figura 5.49 - Valores registrados de NTK durante os ensaios de tratamento combinado..... 128
Figura 5.50 - Valores registrados de N-amoniacal durante os ensaios de tratamento combinado. 128

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Disponibilidade e consumo de água do planeta. 6
Tabela 3.2 – Relação entre a disponibilidade de água e a população, em porcentagem. 8
Tabelas 3.3 – Comparação de disponibilidades hídricas por países. 9
Tabela 3.4 – Distribuição dos recursos hídricos e da população, em % do total do pais. 9
Tabela 3.5 – Usos múltiplos da água por região do planeta (km^3). 10
Tabela 3.6 – Estimativa de águas irrigadas e de demandas para irrigação em 2010. 12
Tabela 3.7 – Consumo médio em indústrias. 13
Tabela 3.8 – Índices de cobertura de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos no Brasil. 15
Tabela 3.9 – Associação entre os usos da água e os requisitos de qualidade. 17
Tabela 3.10 – Inconvenientes nos corpos d'água, causados pelo lançamento de esgotos nao tratados. 18
Tabela 3.11 – Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios. 20
Tabela 3.12 – Principais vantagens, desvantagens e similaridades do sistema UASB – lodos ativados com relação à concepção tradicional do lodos ativados convencional. 24
Tabela 3.13 – Tipos de reúso por ordem crescente de volume utilizado. 31
Tabela 3.14 – Classificação de águas residuárias tratadas conforme o uso segundo a Organização Mundial de Saúde. 36
Tabela 3.15 – Recomendações microbiológicas para uso agrícola de águas residuária tratada em agricultura [(a)]. 37
Tabela 3.16 – Diretrizes da USEPA para usos urbanos de esgotos sanitários. 38
Tabela 3.17 - Resumo das Diretrizes de reúso de Água e normas obrigatórias no mundo. 39
Tabela 3.18 - Dispositivos legais estaduais e municipais referentes ao reuso de água. 40
Tabela 4.1 - Valores de mistura rápida e mistura lenta utilizados nos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação. 47
Tabela 4.2 – Dosagens iniciais para ensaio preliminar de velocidade de sedimentação. 49
Tabela 4.3 - Combinações de tratamento anaeróbio, aeróbio e físico-químico. 54
Tabela 4.4 – Dosagens de coagulante e pH de coagulação definidos nos ensaios preliminares para tratamento físico-químico com jarteste das amostras de UASB e lodo ativado com dois coagulantes. 55

Tabela 4.5 - Parâmetros, metodologias e freqüências amostrais que foram utilizadas para determinação das amostras de esgoto. 57
Tabela 5.1 – Resumo estatístico dos dados obtidos na etapa de monitoramento periódico do reator UASB. 66
Tabela 5.2 – Resumo estatístico dos dados obtidos na etapa de monitoramento periódico do sistema aeróbio de lodo ativado (tanque de aeração + decantador). 67
Tabela 5.3 – Coliformes totais e *E. coli* nas amostra do afluente, efluente do reator UASB e efluente do sistema de lodo ativado registrados durante o tempo de monitoramento. 81
Tabela 5.4 – Eficiência de remoção de Coliformes totais e *E. coli*. 81
Tabela 5.5 – *Cryptosporidium* spp. registrados nas amostras do afluente, efluente do reator UASB e efluente do sistema de lodo ativado. 83
Tabela 5.6 – *Giardia* spp. das amostras do afluente, efluente do reator UASB e efluente do sistema de lodo ativado registrados durante o tempo de monitoramento. 84
Tabela 5.7 – Eficiência de remoção de cistos de *Giardia* ssp. 84
Tabela 5.8 – Resumo estatístico dos dados de temperatura, CE e OD registrado durante os cinco ensaios de avaliação do sistema de tratamento. 100
Tabela 5.9 – Resumo estatístico dos dados obtidos de pH, alcalinidade parcial e alcalinidade total durante os cincos ensaios. 102
Tabela 5.10 - Resumo estatístico dos dados obtidos de DQOT, DQOF e COD durante os cinco ensaios. 106
Tabela 5.11 – Desempenho do reator UASB em escala plena e de laboratório tratando esgoto sanitário. 109
Tabela 5.12 - Eficiência global de remoção de DQOt (%) dos tratamentos. 111
Tabela 5.13 - Eficiência global de remoção de DQOf(%) dos tratamentos. 111
Tabela 5.14 – Eficiência global de remoção de COD (%) nos tratamentos. 113
Tabela 5.15 – Resumo estatístico dos dados obtidos de turbidez, cor aparente e verdadeira durante os cinco ensaios de tratamento combinado. 115
Tabela 5.16 - Eficiência global de remoção (%) dos tratamentos para o parâmetro turbidez. 116
Tabela 5.17 - Eficiência global de remoção (%) dos tratamentos para cor verdadeira..... 117
Tabela 5.18 - Eficiência global de remoção (%) dos tratamentos para cor aparente. 118
Tabela 5.19 – Resumo estatístico dos dados obtidos de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis durante os cinco ensaios de tratamento combinado. 120
Tabela 5.20 - Eficiência global de remoção de sólidos suspensos (%) nos tratamentos. 121

Tabela 5.21 – Resumo estatístico dos dados obtidos de dureza durante os cinco ensaios de tratamento combinado. 123
Tabela 5.22 – Resumo estatístico dos dados obtidos de fósforo, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal na etapa de ensaios de tratamento físico-químico.....126
Tabela 5.23 - Concentração de nitrito (mg/l) registrados nas amostras durante os cinco ensaios. 129
Tabela 5.24 – Concentração de nitrato (mg/l) registrados nas amostras durante os cinco ensaios. 129
Tabela 5. 25 - Valores de micro e macronutrientes (mg/L) registrados no 1° ensaio. 130
Tabela 5.26 - Valores de micro e macronutrientes (mg/L) registrados no 5° ensaio. 131
Tabela 5.27 – Valores de *E. coli* registrados durante os cinco ensaios. 132
Tabela 5.28 – Eficiência de remoção de E.coli durante os cinco ensaios. 133
Tabela 5.29 – Valores de coliformes totais registrados durante os cinco ensaios.....135
Tabela 5.30 – Eficiência de remoção de coliformes totais durante os cinco ensaios. 136
Tabela 5.31 – Valores de Cryptosporidium spp. registrados durante os ensaios de tratamento combinado. 137
Tabela 5.32 – Valores de Giardia spp. registrados durante os ensaios de tratamento combinado. 139
Tabela 5.33 – Eficiências de remoção de Giardia spp.....139
Tabela 5.34 – Resumo dos valores médios de cada variável analisada.....141
Tabela 5.35 – Regulamentos de alguns estados dos EUA para reúso urbano irrestrito. 143
Tabela 5.36 – Regulamentos de alguns estados dos EUA para reúso agrícola em culturas não alimentares 144
Tabela 5.37 – Regulamentos de alguns estados dos EUA para reúso recreativo restrito.....146
Tabela 5.38 – Recomendações microbiológicas para uso agrícola de águas residuária tratada em agricultura [(a)]. 150

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA: Agência Nacional de Água

AP: Alcalinidade parcial

AT: Alcalinidade total

CE: Condutividade elétrica

CF: Coliformes Fecais

COD: Carbono Orgânico Dissolvido

CTer: Coliforme Tolerantes

CTR: Cloro Residual Total

CT: Coliformes Totais

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

DCF: Dosagem de cloreto férrico

DI: Dados inconsistentes

DQO: Demanda Química de Oxigênio

DQOf: DQO da amostra filtrada

DQOt: Demanda Química de Oxigênio Total

DSA: Dosagem de sulfato de alumínio

EESC: Escola de Engenharia de São Carlos

ETE: Estação de Tratamento de Esgoto

LA: Lodo Ativado

LATAR: Laboratório de Tratamento Avançado e Reúso de Águas

MMA: Ministério do Meio Ambiente

N: Nitrogênio

N-amoniacal: Nitrogênio Amoniacal

ND: Não Detectado

NE: Não Especificado

NI: Nematóides Intestinais

NQ: Não Quantificado

NR: Não Realizado

NTK: Nitrogênio Total Kjeldahl

NTU: Unidade Nefelométrica de Turbidez

OD: Oxigênio Dissolvido

OMS: Organização Mundial de Saúde

P: Fósforo

PI: Iodeto de Propídio

RID: Reação de Imunofluorescência Direta

SDF: Sólidos Dissolvidos Fixos

SDT: Sólidos Dissolvidos Totais

SDV: Sólidos Dissolvidos Voláteis

SHS: Setor de Hidráulica e Saneamento

SNIS: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SS: Sólidos Sedimentáveis

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

TA: Tanque de Aeração

THD:Tempo de detenção hidráulica

TR: Tratamento Recomendado

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

VS: Velocidade de Sedimentação

WHO: World Health Organization

SÍMBOLOS

%: porcentagem

n°: 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. OBJETIVOS 4

2.1. Objetivo Geral 4

2.2. Objetivos Específicos 4

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA 5

3.1. Disponibilidade de água 5

3.2. Consumo de Água 10

3.2.1. Consumo agrícola 11

3.2.2. Consumo industrial 12

3.2.3. Consumo doméstico 14

3.3. Qualidade da água 15

3.4. Poluição dos corpos d'águas 18

3.5. Tratamento de efluentes 19

3.5.1. Tratamento biológico 20

3.5.1.1. Reator UASB 21

3.5.1.2. Lodo ativados para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios 23

3.5.2. Tratamento físico-químico 25

3.5.2.1. Coagulação e floculação 26

3.5.2.2. Tratamento físico-químico de esgoto 26

3.6. Aspectos Relacionados à Saúde Pública 27

3.7. Necessidade de réuso de efluentes tratados 28

3.7.1. Possibilidades de reúso 29

3.7.2. Aplicações de reúso 31

3.7.3. Vantagens e Desvantagens do reúso 33

3.7.4. Legislação para réuso 34

4. MATERIAL E MÉTODOS 41

4.1. Implantação do lodo ativado na estação de tratamento de esgoto (ETE) 41

4.2. Monitoramento e estabilização do sistema 44

4.3. Ensaios de coagulação-floculação-sedimentação (Jarteste) 45

4.3.1. Ensaios Preliminares 47

4.3.1.1. 1º Etapa - Velocidade de sedimentação 49
4.3.1.2. 2º Etapa - Dosagens mais satisfatórias 51
4.3.1.3. 3º Etapa – pH de coagulação mais satisfatórios 52
4.3.1.4. Considerações sobre a coleta e armazenamento da água residuária de estudo nos ensaios preliminares 53
4.3.2. Tratamento biológico e físico-químico combinados 54
4.3.2.1. Parâmetros avaliados 56
4.4. Exames microbiológicos 58
4.4.1. Giardia spp. e Cryptosporidium spp. 58
4.4.1.1. Técnica de centrífugo-concentração 58
4.4.1.2. Técnica de filtração em membrana 58
4.4.2. Visualização e enumeração por reação de imunofluorescência direta (RID) e teste confirmatório da morfologia dos protozoários com corante iodeto de propídio (PI). 60
4.4.3. Experimentos-controle da metodologia de detecção 62
4.4.3.1. Experimentos-controle da metodologia de detecção 62
4.4.3.2. Experimentos controle-positivos 62
4.4.4. Escherichia coli e Coliformes Totais 63

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO 64

5.1. Monitoramento e estabilização do sistema de tratamento de esgoto 64
5.1.1. Monitoramento periódico 64
5.2. Tratamento físico-químico 85
5.2.1. Ensaios Preliminares 85
5.3. Tratamentos combinados: Ensaios físico-químicos com os efluentes do reator UASB e lodo ativado e avaliação da eficiência de cada unidade de tratamento combinado de esgoto. 99
5.4. Possibilidade de reúso do efluente gerado após cada unidade de tratamento 140

6. CONCLUSÕES 153

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 155

1. INTRODUÇÃO

O conjunto de atividades humanas, cada vez mais diversificado, juntamente com o crescimento demográfico, resulta em maior demanda de recursos hídricos, os quais têm disponibilidade limitada, exigindo maior atenção às necessidades de uso de água para as mais diversas finalidades e, principalmente, melhor planejamento desses usos, considerando diferentes alternativas, como a implantação do reúso de água.

Fatores como a distribuição desigual dos recursos hídricos, a poluição dos corpos de água e secas sazonais que afetam determinadas regiões do globo estão sendo motivos de estímulo para pesquisas que buscam alternativas para complementar a demanda por água, face à escassez hídrica e novas formas de recuperação desse recurso natural.

No Brasil, nas regiões áridas e semi-áridas, a água se tornou um fator limitante para o desenvolvimento urbano, industrial e agrícola. No entanto, mesmo em regiões com disponibilidade hídrica abundante, ocorrem conflitos de usos e restrições de consumo, devido à insuficiência de água para satisfazer demandas excessivamente elevadas, e com isso, afetando o desenvolvimento econômico e a qualidade de vida (HESPANHOL, 2003).

Nessas condições, deve-se considerar, sempre que possível, o reúso de efluentes tratados, particularmente de origem doméstica, como a alternativa mais satisfatória para suprir as demandas menos restritivas, utilizando a água de melhor qualidade para usos mais nobres (por exemplo: o abastecimento público), de modo a reduzir a demanda sobre os mananciais de água devido à substituição da água potável por uma de qualidade inferior (HENRIQUE, 2005). Neste sentido, o desenvolvimento de tecnologias apropriadas para a adequação de qualidade para o uso pretendido dessas fontes alternativas exerce papel fundamental no planejamento e na gestão dos recursos hídricos, trazendo benefícios tanto para o meio ambiente como para a economia (MANCUSO, 2003).

As técnicas de tratamento de águas residuárias tem como objetivo remover sólidos (sedimentáveis, em suspensão e dissolvidos), matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos presentes nesses efluentes líquidos e com isso atingir padrões de qualidade de água residuária necessários tanto para o ambiente aquático e saúde pública como para reúso de água. Neste sentido, técnicas de tratamento convencionais e avançadas baseiam-se na combinação de processos físicos, físico-químicos e biológicos para remover poluentes, de modo que a escolha desse processo é definida conforme o uso que será destinado a esta água (HENRIQUE, 2005).

A resolução CONAMA n° 430/2011 (BRASIL, 2005) estabelece padrões mínimos para descarte de efluentes. No entanto, apesar de os processos de tratamento de esgoto serem eficazes na remoção de matéria orgânica e nutrientes, estes, muitas vezes, apresentam-se em concentrações significativas mesmo após o tratamento, sendo inviável o descarte em corpos d'água. A disposição de efluentes com concentrações elevadas de nutrientes (principalmente N e P) em corpos d'água pode dar origem ao processo de eutrofização, causando danos ao meio ambiente.

Neste contexto, a reutilização de efluentes tratados pode ser uma alternativa para minimizar a disposição destes em corpos d'água. Com isso, dependendo do seu grau de deterioração, esta água poderá ser reutilizada de forma benéfica em diversas atividades, substituindo total ou parcialmente a água potável.

As categorias de reúso de água mais significativas são o reúso agrícola, industrial, urbano, em atividades recreativas e usos ambientais, incluindo recarga de aqüíferos (BIXIO *et al.*, 2006). A qualidade da água para reúso é um fator extremamente importante, independente do tipo de reúso, de modo que a escolha do sistema de tratamento de esgoto contribui, significativamente, para a sua qualidade, podendo capacitar o reúso.

Sobretudo, no Brasil, ainda não existem normas específicas para reúso de efluentes tratados e, por isso, são adotados, em geral, padrões internacionais de reúso ou orientações técnicas estabelecidas por instituições privadas. Entretanto, essa falta de legislação específica dificulta a aplicação desta atividade no país e com isso, faz-se necessária a realização de estudos para questões técnicas tão específicas como o caso do reúso de água, de modo a elaborar legislação adequada que aborde parâmetros de qualidade da água reutilizada e discriminem destinações de reutilização.

O presente trabalho busca avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica, nutrientes (N e P) e microrganismos de três sistemas de tratamento de esgoto doméstico, sendo eles o reator UASB, lodo ativado e tratamento físico-químico por coagulação, floculação e sedimentação (utilizando sais de ferro e alumínio), bem como suas combinações, e através de uma avaliação dos respectivos efluentes poder elencar possibilidades de reúso destes, caso seja possível, após cada um dos tratamentos com base em legislação internacional. Com isso, serão discutidos as possíveis eficiências de remoção, principalmente de microrganismos, após cada tratamento, assim como a eficiência global de todo o sistema.
Dessa forma, será verificado também, se é necessário exatamente todos estes tratamentos (considerando cada uma das combinações) para adquirir efluente satisfatório para reutilização

ou, por outro lado, se há necessidade de outras unidades de tratamento mais avançado para atingir melhor qualidade do efluente.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Avaliar a combinação de processos de tratamento de esgoto e a partir dos efluentes produzidos com diferentes padrões de qualidade elencar as possibilidades para reúso.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar a eficiência do reator UASB na remoção de matéria orgânica e retenção de (oo)cistos de protozoários;
- Avaliar a eficiência do sistema de lodo ativado em relação à remoção de matéria orgânica, nitrificação e a remoção de (oo)cistos de protozoários;
- Avaliar a eficiência do sistema de tratamento físico-químico utilizando sulfato de alumínio e cloreto férrico como coagulantes, visando a remoção de fósforo e de (oo)cistos de protozoários;
- Caracterizar os efluentes nas diferentes etapas de tratamento de esgoto, conforme sua qualidade e padrões de reúso e discernir diversos tipos de reutilização desses efluentes.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Disponibilidade de água

A água é o recurso natural mais importante e fundamental para a manutenção da vida humana, de modo que deve ser utilizada de maneira que não comprometa a sua disponibilidade para as gerações futuras. Atualmente, fala-se muito sobre uma crise de escassez de água. Como isso é possível? A disponibilidade de água já é limitada não apenas em relação a quantidade, mas também pela qualidade, razão pela qual é imprescindível que os novos projetos para atender a demanda (cada vez maior) sejam concebidos considerando uma perspectiva de sustentabilidade econômica, social e ambiental. O atendimento simultâneo dessas três condições irá exigir tanto a exploração cuidadosa de novas fontes quanto medidas para estimular o uso mais eficiente da água como, por exemplo, a sua reutilização. Dessa forma, um dos maiores desafios atuais é minimizar os efeitos da escassez e poluição da água.

Atualmente, considera-se que a quantidade de água na Terra seja de 1386 milhões de km^3, em que 97,5% do volume total formam os oceanos e os mares e apenas 2,5% correspondem à água doce. A Figura 3.1 apresenta a distribuição de água no planeta.

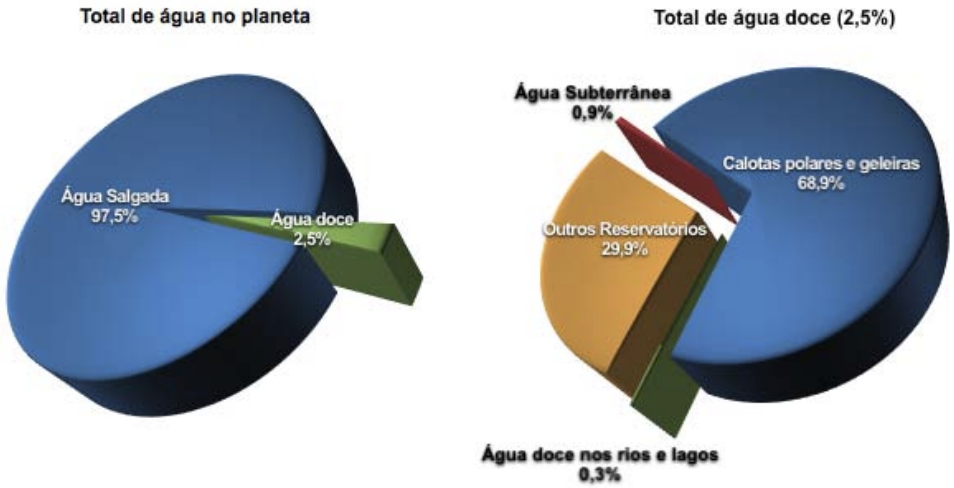


Figura 3.1 – Distribuição de águas na terra (Adaptado de Shiklomanov, 1998).

Observa-se que desta pequena fração de água doce disponível (apenas 2,5%), somente 31,1% vêm dos rios, lagos, fontes subterrâneas e outros reservatórios. Portanto, embora a Terra tenha sua área predominantemente ocupada por recursos hídricos, uma parcela mínima desse volume é água doce disponível para abastecimento.

Além das reservas de água doce representarem uma pequena fração, elas estão distribuídas de maneira irregular no mundo. Na America Latina e nos Estados Unidos a disponibilidade hídrica *per capita* é bem maior do que na Ásia, África e Europa. Conforme AYIBOTELE (1992) *apud* DI BERNARDO E PAZ, (2008), apesar da Europa possuir menor disponibilidade hídrica, observou-se nesta região menores reduções no declínio do valor *per capita* de água de qualidade satisfatória entre os anos 1950 e 2000. Isto ocorre porque regiões mais desenvolvidas do planeta, como a Europa e a América do Norte, estão vinculadas à maior conscientização ambiental do uso de recursos hídricos (DI BERNARDO E PAZ, 2008). Na tabela 3.1 esta apresentada a disponibilidade de água para uso antrópico no planeta, conforme levantamento realizado por AYIBOTELE (1992).

Tabela 3.1 – Disponibilidade e consumo de água do planeta.

Região	Disponibilidade de água *per capita* (m^3/hab)		Redução (%)
	Ano 1950	Ano 2000	
África	20600	5100	75
Ásia	9600	3300	66
America Latina	105000	28300	73
Europa	5900	4100	31
América do Norte	37200	17500	53
Total	178300	58300	67

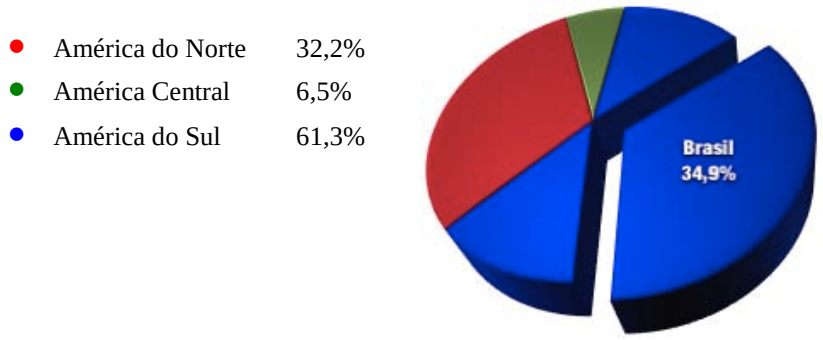
Fonte: adaptado de Ayibotele, 1992 *apud* Di Bernado e Paz, 2008.

Há também um ampla variabilidade de disponibilidade hídrica entre os países. Por exemplo, o Canadá apresenta 120 mil m^3/habitante ao ano de fontes de águas renováveis. O Quênia dispões de 600 m^3/habitante e a Jordânia de 300 m^3/habitante. Essa variabilidade pode ser observada também em uma mesma região, como a Índia, que no país como um todo estão disponíveis cerca de 2500 m^3/habitante, no entanto, o estado do Rajasthan tem acesso somente a 550 m^3/habitante ao ano (CUTOLO, 2009).

Em escala global, a água doce é suficiente para todos, porém sua distribuição é bastante irregular. Enquanto que em torno de 60% de água doce de fácil acesso encontra-se em apenas nove países (Brasil, Rússia, China, Canadá, Indonésia, EUA, Índia, Colômbia e a República Democrática do Congo), por outro lado, oitenta países precisam enfrentar níveis variados de escassez (MARINOSKI, 2007; SILVESTRE, 2003). Estima-se que em termos

percentuais, a distribuição relativa dos recursos hídricos no Planeta está definida conforme apresentado na Figura 3.2.

Distribuição da Água Doce Superficial no Continente Americano



Distribuição da Água Doce Superficial no Mundo

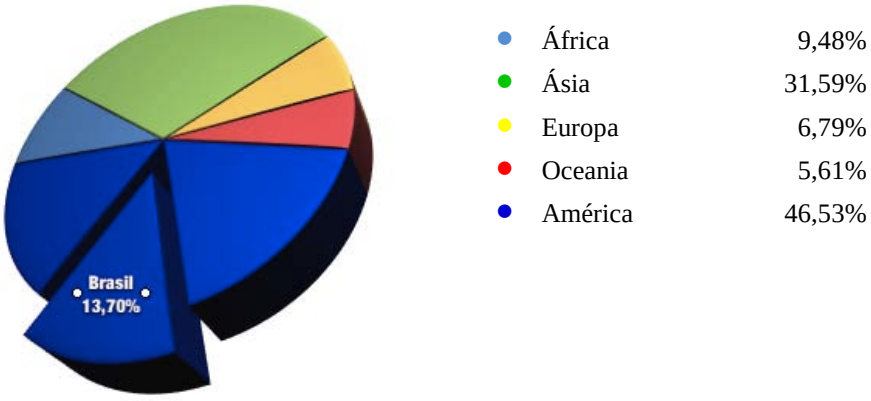


Figura 3.2 – Distribuição da água doce superficial no mundo e no continente americano (Adaptado de MMA/ANA, 2007).

O continente sul americano, devido, principalmente, as condições naturais é o que dispõe de maior quantidade de água, seguido pela Ásia. No entanto, este último, apresenta uma baixa disponibilidade hídrica *per capita*, isto devido à grande concentração populacional. Kuwait, Israel, Jordânia, Arábia Saudita e Iraque, são exemplos de países Asiáticos com problemas de escassez de água (BORGHETTI *et al.*, 2004; FRANCISCO E CARVALHO, 2004; REBOUÇAS, 2003). A Tabela 3.2, mostra a disponibilidade de água nos continentes em relação ao percentual populacional.

Tabela 3.2 – Relação entre a disponibilidade de água e a população, em porcentagem.

Continentes	Água (%)	População (%)
América do Norte e Central	15	8
America do Sul	26	6
Europa	8	13
África	11	13
Ásia	36	60
Austrália e Oceania	5	1

Fonte: Adaptado de UNESCO, 2004.

Ao contrário, a Oceania apresenta uma alta disponibilidade hídrica per capita, em função da pequena população e não por condições naturais. Na África, no entanto, a baixa disponibilidade existe devido ambos fatores, naturais e populacionais. Líbia, Argélia, Etiópia e Cabo Verde são exemplos de países na África que enfrentam situações de escassez hídrica. Por fim, nos países industrializados europeus (Hungria, França, Espanha e Bélgica) e norte-americanos (México e Estados Unidos), o fator limitante é a escassez de água provocada pelas atividades antrópicas, principalmente agrícola e industrial (BORGHETTI *et al.*, 2004; FRANCISCO E CARVALHO, 2004; REBOUÇAS, 2003).

O Brasil, Rússia, China e Canadá são países com grande potencial hídrico. Atualmente existem vinte e seis países com escassez de água e pelo menos quatro países em território palestino (Kuwait, União dos Emirados Árabes, Ilha Bahamas e Faixa de Gaza) com extrema escassez (TUNDISI, 2003). Na Tabela 3.3, estão relacionados países com maiores e menores disponibilidade hídrica.

O Brasil é um grande reservatório de água pois tem a maior reserva hidrológica do planeta - 13,7% da água doce disponível no mundo estão no país e 34,9% do total presente no Continente Americano, conforme mostra a Figura 3.2. Entretanto, apesar de o Brasil possuir disponibilidade hídrica privilegiada, também precisa de cuidados, porque sua reserva hídrica não esta distribuída de maneira uniforme no território nacional. Enquanto 74% dessa água concentra-se na região da Amazônia, onde vivem apenas 5% da população, 95% dos brasileiros são abastecidos com os 26% de água restante (ANA, 2007; CUTOLO, 2009; DI BERNARDO E PAZ, 2008). Na Tabela 3.4, está apresentada a distribuição hídrica nas regiões brasileiras.

Tabelas 3.3 – Comparação de disponibilidades hídricas por países.

Países com maior disponibilidade de água	Quantidade (m^3/habitante/ano)
1° Guiana Francesa	812.121
2° Islândia	609.319
3° Suriname	292.566
4° Congo	275.679
25° Brasil	48.314
Países com menor disponibilidade de água	**Quantidade (m^3/habitante)**
1° Kuwait	10
2° Faixa de Gaza (território Palestino)	52
3° União dos Emirados Árabes	58
4° Ilhas Bahamas	66

Fonte: Macedo, 2004.

Tabela 3.4 – Distribuição dos recursos hídricos e da população, em % do total do pais.

Região	Recursos hídricos	População
Norte	68, 50	6,98
Centro-Oeste	15,7	6,41
Sul	6,5	15,05
Sudeste	6	42,65
Nordeste	3,3	28,91
Total	100	100

Fonte: Adaptado de Uniágua, 2006 *apud* Costa, 2010

Apesar de o país ser considerado rico em termos de vazão média por habitante, aproximadamente 33 milhões de litros ao ano (MMA/ANA, 2007), segundo foi verificado por Borghetti *et al*. (2004), existe algumas regiões com escassez de água (<2500 m^3/hab.ano) e outras em situação crítica (<1500 m^3/hab.ano).

Segundo MMA/ANA (2007), a região hidrográfica Atlântico Nordeste Ocidental é a que possui a situação mais crítica, com média inferior a 1200 m^3/hab.ano, sendo que algumas unidades hidrográficas dessa região registram valores menores de 500 m^3/hab.ano. Destacam-

se, ainda, outras regiões com pouca disponibilidade hídrica, algumas bacias do Atlântico Leste, Parnaíba e São Francisco.

3.2. Consumo de Água

O consumo médio de água é extremamente variável entre regiões do planeta. Enquanto na Etiópia é entre 40 m^3/hab.ano, nos EUA esse valor corresponde a 2000 m^3/hab.ano. Entre os usos múltiplos da água, a irrigação, o uso industrial e o doméstico são os principais. Do consumo de água anual do planeta, aproximadamente 69% é destinado ao setor agrícola, 21% ao industrial e apenas 10% ao doméstico (BORGHETTI *et al*., 2004).

Verifica-se que os valores para irrigação são elevados mesmo nas regiões mais desenvolvidas. De acordo com RAVEN *et al*., (1998), o consumo de água para irrigação predomina praticamente em todos os continentes, seguido pelo uso industrial e por fim, uso doméstico. Na Tabela 3.5 estão apresentados os usos múltiplos da água por região do planeta.

Tabela 3.5 – Usos múltiplos da água por região do planeta (km^3).

Região	Irrigação	Indústria	Doméstico/ Municipal
África	127,7	7,3	10,2
Ásia	1388,8	147,0	98,0
Austrália – Oceania	5,7	0,3	10,7
Europa	141,1	250,4	63,7
Américas do Norte e Central	248,1	235,5	54,8
América do Sul	62,7	24,4	19,1
Total Mundial	2024,1	684,9	256,5
Porcentagem do total mundial	68,3	23,1	8,6

Fonte: Raven *et al.*, 1998.

Estes usos diferem em cada país de acordo com a economia local e englobam uma ampla gama de serviços (TUNDISI, 2006). No Brasil, de acordo com os dados do Banco Mundial (2007), a agricultura é responsável pelo consumo de 61%, a indústria por 18% e o uso doméstico por 21% da água doce utilizada no país. A região Sudeste é a que mais

consume água, devido, principalmente, as intensas atividades agroindustriais e aos costumes dessa população. Na Figura 3.3 está apresentado o consumo total de água nas diferentes regiões do Brasil.

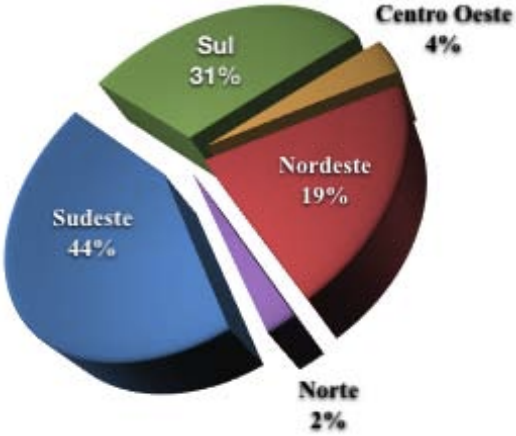


Figura 3.3 – Participação relativa do consumo total de água no Brasil (Adaptado de BORGHETTI et al., 2004).

3.2.1. Consumo agrícola

A água é um recurso natural indispensável para o metabolismo das plantas, sendo que para resultar em produção é necessário uma grande quantidade desse recurso, que geralmente é disponibilizado pela chuva ou pela irrigação. Para produzir uma única tonelada de trigo e milho, as plantas exigem 1000 toneladas de água, já para produzir de uma tonelada de soja e arroz são necessários 2000 toneladas de água. (PIRES *et al.*, 2008).

Sem dúvida, o setor agrícola é o que mais demanda água. Por esse motivo, em algumas regiões brasileiras existe um conflito natural entre o uso de água para a agricultura e o abastecimento humano, principalmente quando a demanda é grande (TUCCI *et al.*, 2003).

No entanto, essa elevada demanda de água exigida na agricultura irrigada é um processo intrínseco da planta. Mesmo com a tecnologia mais racional e eficiente para irrigação, o metabolismo desempenhado pelas plantas, principalmente o processo de transpiração, necessita de grande quantidade de água, de modo que, se não houver água suficiente no solo ocorre o estresse hídrico, afetando diretamente no crescimento e produção da planta (PIRES *et al.*, 2008).

Segundo Telles (2002), a demanda de água a ser irrigada depende basicamente do seguinte: (a) das características morfológicas e pedológicas do solo; (b) da evaporação

potencial; (c) do tipo de cultura e do seu estágio de desenvolvimento; (d) da chuva efetiva; e (e) do método de irrigação e sua eficiência.

De acordo com o mesmo autor, a irrigação no Brasil pode ser dividida em três grupos: (1) irrigação obrigatória no Nordeste, onde há escassez de recursos hídricos; (2) irrigação facilitada no Rio Grande do Sul, onde existem extensas áreas planas com recursos hídricos abundantes; e (3) irrigação profissional nas regiões Sudeste, Centro-Oeste e parte do Sul, onde há investimento para a aplicação de tecnologia moderna.

Observa-se, pela Tabela 3.6, que no ano de 2010, estima-se que houve uma demanda de 928, 3 m^3/s de água para atender à irrigação no Brasil.

Tabela 3.6 – Estimativa de águas irrigadas e de demandas para irrigação em 2010.

Região	Área irrigada (1000 ha)	Demanda específica (L/s.ha)	Vazão demandada m^3/s	% demanda total
Sul	1150	0,226	259,9	28
Sudeste	900	0,297	267,3	28,8
Nordeste	450	0,472	212,4	22,88
Centro-Oeste	400	0,38	152	16,37
Norte	100	0,367	36,7	3,95

Fonte: Adaptado de Telles, 1999

De qualquer maneira, é imprescindível um planejamento dessas atividades para evitar o desperdício de água na irrigação. A vazão menor ou maior de água aplicada dependerá de cada cultura e a implantação de um projeto adequado garantirá uma boa produtividade agrícola, sem excesso de água. Contudo, a precária manutenção dos sistemas já implantados, bem como o descaso e a falta de conscientização dos profissionais da área, contribuem para o desperdício de água na irrigação (COSTA, 2010).

3.2.2. Consumo industrial

A indústria é muito diversificada, heterogênea e caracterizada por alto consumo de água devido diferentes tipos de processos e unidades operacionais nos quais a água é envolvida (SÁNCHEZ *et al*., 2011; VALH *et al*., 2011). Como já mencionado anteriormente,

no Brasil, cerca de 18% do volume total captado de recursos hídricos para os usos consuntivos são destinados para fins industriais e agroindústrias. Dessa forma, depois da agricultura, a indústria é o segundo maior usuário de água, de modo que, esse volume utilizado vária muito de um tipo de indústria para o outro.

Visto que a água é amplamente utilizada nos processos industriais, é necessário ressaltar que seu consumo nem sempre é feito de forma racional. Geralmente, a indústria utiliza a água na produção de vapor, geração de força motriz, principalmente para refrigeração no processo de geração de energia térmica, bem como em vários processos produtivos ou reações químicas (ANA, 2006). Na Tabela 3.7, estão apresentados os consumos médios de água em diversas indústrias.

Tabela 3.7 – Consumo médio em indústrias.

Indústria	Unidade de produção	Consumo/ unidade de produção (Litros/unid.)
Açúcar, usinas	kg	100
Aciarias	kg	250 a 450
Álcool, destilarias	Litro	20 a 30
Cerveja	Litro	15 a 25
Conservas	kg	10 a 50
Curtumes	kg	50 a 60
Laticínios	kg	15 a 20
Papel fino	kg	1500 a 3000
Papel de imprensa	kg	400 a 600
Polpa de papel	kg	300 a 800
Têxteis, alvejamento	kg	275 a 365
Têxteis, tinturaria	kg	35 a 70

Fonte: Tomaz, 2000.

Especialmente nos setores farmacêuticos, de alimentos e de bebidas a água é ingrediente dos produtos finais consumidos pelo homem, como laticínios, sopas, bebidas e medicamentos líquidos (CASANI *et al.*, 2005; FILLAUDEAU *et al*., 2006; MCCORMICK, 2002). Em outras situações, a água pode ser utilizada como meio de esgotamento de resíduos - muitas empresas descarregam águas residuais em sistemas naturais de água doce

(CARNEIRO *et al*., 2010). Entretanto, vale ressaltar que, apesar de rios e lagos possuírem a capacidade de assimilar pequenas quantidades de resíduos (fenômeno de autodepuração), quando o volume de despejos excede os limites naturais a qualidade da água decai gradativamente até o ponto em que não pode mais ser consumida sem um tratamento adequado e, geralmente, oneroso.

Nos últimos anos, os efeitos ambientais das atividades industriais têm aumentado consideravelmente e as perspectivas atuais indicam que a tendência para este problema é piorar (INGARAMO *et al*., 2009). De acordo com KLEMES E HUISINGH (2005), os sistemas produtivos consideram, de um modo geral, apenas o consumo de matérias-primas, a energia e economia do processo global. No entanto, deveriam contemplar também uma política ativa de contaminação e preservação do meio ambiente.

O consumo racional de água na indústria, a sua quantidade e qualidade precisam ser consideradas. Neste sentido, a reutilização e reciclagem da água em diversas atividades industriais podem contribuir para redução significativa na demanda de mananciais, além de diminuir consideravelmente a geração de efluentes (FILLAUDEAU *et al*., 2006; HSIEH *et al*., 1995; VOURCH *et al*., 2008).

3.2.3. Consumo doméstico

Água potável é um requisito fundamental para o bem estar humano e atividades econômicas. Tratamento e abastecimento de água para beber e para uso doméstico são processos que custam caro, devido, principalmente, a limitações na disponibilidade de recursos hídricos (KESHAVARZI *et al*., 2006).

O contínuo desenvolvimento de vários setores da economia acentuam a importância do consumo racional da água. Já existem áreas, por exemplo, na Jordânia, que medidas para reduzir o consumo de água são tão importantes como encontrar fontes adicionais de recursos hídricos, já que a utilização eficaz da água disponível pode economizar uma quantidade significativa desse recurso natural (HAMDAN *et al*., 1992).

De acordo com os dados que fazem parte do relatório da UNESCO (Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura - órgão responsável pelo Programa Mundial de Avaliação Hídrica, como preparação para o 3° Fórum Mundial da Água, que aconteceu em Kyoto, Japão, em março de 2003), mais de 1,1 bilhão de pessoas em todo o mundo ainda não têm acesso ao abastecimento de água potável e a situação piora quando se fala em saneamento

básico, que não faz parte da vida de 2,4 bilhões de pessoas (PORTNOV E MEIR, 2008). Enquanto isso, 3900 crianças morrem diariamente por consumo de água insalubre ou por falta de higiene e 1,8 milhões de pessoas morrem todo ano de doenças diarréicas (ANA, 2006; COSTA, 2010).

Na Tabela 3.8 está apresenta a evolução histórica dos índices de cobertura de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos, segundo resultados do SNIS (2004-2009).

Observa-se que os índices urbanos de abastecimento de água são significativos, porém, esses valores baseiam-se somente na existência de rede de água e, portanto, não necessariamente implica na garantia de oferta hídrica. Por outro lado, os índices de coleta e tratamento de esgotos domésticos urbanos apresentam valores ainda ineficientes, o que contribui para a degradação dos recursos hídricos agravando os problemas relacionados a doenças de veiculação hídrica (ANA, 2010).

Tabela 3.8 – Índices de cobertura de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos no Brasil.

Tema	**Índices de cobertura ao longo dos anos**					
	Atendimento (%)					
	2004	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**
Abastecimento urbano de água	95,4	96,3	93,1	94,2	94,7	95,2
Coleta de esgotos domésticos urbanos	50,3	47,9	48,3	49,1	50,6	52
Tratamento de esgotos domésticos urbanos	31,3	31,7	32,2	32,5	34,6	37,9

Fonte: Adaptado de ANA, 2010

3.3. Qualidade da água

Considerando que os recursos hídricos acessíveis ao consumo humano direto constituem uma fração mínima do total disponível, verifica-se, em escala mundial, que a água limpa é um recurso cada vez mais escasso e a água potável está cada vez mais cara. Esta situação resulta da forma como a água disponível vem sendo utilizada, ou seja, com desperdício e sem muitos cuidados com a qualidade (BERNARDI, 2003).

Problemas relacionados à quantidade e qualidade dos recursos hídricos que venham a comprometer a até mesmo a sobrevivência humana é uma realidade cada vez mais próxima. A urbanização, industrialização e atividades agrícolas (que são processos pouco estruturados com relação a preservação ambiental) estão causando progressiva perda na qualidade da água.

No meio urbano, de modo geral, esta depreciação está relacionada diretamente ao crescimento da demanda, ao desperdício e à urbanização descontrolada (CASALI, 2008; MANCINI *et al*., 2005).

Na zona rural, além dos recursos hídricos serem explorados frequentemente de maneira irregular, como quando são retiradas água dos mananciais em excesso, a qualidade da água é prejudicada, principalmente, por atividades agrícolas que podem proporcionar diferentes tipos de impactos, de acordo com a tecnologia adotada (CASALI, 2008).

Contudo, a qualidade de uma água está diretamente relacionada ao seu uso. Neste sentido, cada uso específico está associado a requisitos mínimos para uma determinada qualidade requerida e esta relação qualidade/aplicação deve conter conceitos de sustentabilidade. Na Tabela 3.9, von SPERLING (2005) destaca essas associações.

Os padrões de qualidade da água devem ter embasamento legal independente das diversas finalidades, por meio das seguintes legislações: (1) A resolução CONAMA n. 430, de 13 de maio de 2011, apresenta padrões de qualidade dos corpos receptores; e padrões para lançamento de efluentes nos corpos d‘água; (2) A resolução CONAMA 257 de 30 de junho de 1999, apresenta padrões de balneabilidade; todos com objetivo de preservação dos corpos d’água; (3) O Ministério da Saúde, através da portaria n. 2914 de 12 de dezembro de 2011, define os padrões de potabilidade, características estas associada à qualidade da água fornecida no sistema de abastecimento urbano; e (4) A Política Nacional de Recursos Hídricos, dentro dos fundamentos da Lei das Águas (Lei Federal n. 9.433/97), declara, entre outras coisas, que a gestão de recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas (COSTA, 2010).

Tabela 3.9 – Associação entre os usos da água e os requisitos de qualidade.

Uso geral	Uso específico	Qualidade requerida
Abastecimento de água doméstico	-	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde - Isenta de organismos prejudiciais à saúde - Adequada para serviços domésticos - Baixa agressividade e dureza - Esteticamente agradável (baixa turbidez e cor, sabor e odor; ausência de microrganismos)
Abastecimento industrial	Água é incorporada ao produto (ex: alimento, bebidas, remédios)	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde - Isenta de organismos prejudiciais à saúde - Esteticamente agradável (baixa turbidez, cor, sabor e odor não perceptíveis)
	Água entra em contato com o produto	- Variável com o produto
	Água entra em contato com o produto (ex: refrigerante, caldeiras)	- Baixa dureza - Baixa agressividade
Irrigação	Hortaliças, produtos ingeridos crus ou com casca	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde - Isenta de organismos prejudiciais à saúde - Salinidade não excessiva
	Demais plantações	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais ao solo e às plantações - Salinidade não excessiva
Dessedentação de animais	-	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde dos animais - Isenta de organismo prejudiciais à saúde dos animais
Preservação da flora e da fauna	-	- Variável com os requisitos ambientais da flora e da fauna que se deseja preservar
Aquicultura	Criação de animais	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde dos animais e dos consumidores - Isenta de organismos prejudiciais à saúde dos animais e dos consumidores - Disponibilidade de nutrientes
	Criação de vegetais	- Isenta de substâncias químicas tóxicas aos vegetais e aos consumidores - Disponibilidade de nutrientes
Recreação e lazer	Contato primário (contato direto com o meio líquido; ex: natação, esqui, surfe)	- Isenta de substâncias químicas prejudiciais à saúde - Isenta de organismos prejudiciais à saúde - Baixos teores de sólidos em suspensão e óleos e graxas
	Contato secundário (não há contato direto com o meio líquido; ex: navegação de lazer, pesca, lazer contemplativo)	- Aparência agradável
Geração de energia	Usinas hidrelétricas	- Baixa agressividade
	Usinas nucleares ou termelétricas (ex: torres de resfriamento)	- Baixa dureza
Transporte	-	- Baixa presença de material grosseiro que possa por em risco as embarcações
Diluição de despejos	-	-

Fonte: von Sperling, 2005.

3.4. Poluição dos corpos d'águas

Segundo von Sperling (2005): "Entende-se por poluição da água a adição de substâncias ou de formas de energia que, direta ou indiretamente, alterem a natureza do corpo d'água de uma maneira tal que prejudique os legítimos usos que dele são feitos".

O lançamento indiscriminado dos esgotos sem tratamento, ou parcialmente tratados, é um dos principais motivos de poluição da água e pode causar vários efeitos degradantes, interferindo diretamente na qualidade do corpo receptor e nos usos benéficos. Na Tabela 3.10, estão apresentados alguns inconvenientes nos corpos d'água que o lançamento indiscriminado de esgoto pode causar.

Tabela 3.10 – Inconvenientes nos corpos d'água, causados pelo lançamento de esgotos nao tratados.

1 – Matérias orgânicas solúveis: causam a depleção do oxigênio contido nos rios e estuários. O despejo deve estar na proporção da capacidade de assimilação do curso d'água em relação a um efluente normal.

2 – Matérias orgânicas solúveis produzindo gostos e odores às fontes de abastecimento de água. Exemplo: fenóis.

3 – Matérias tóxicas e íons de metais pesados. Ex. cianetos, Cu, Zn, Hg, etc. Geralmente o despejo desses materiais é sujeito a uma regulamentação estadual e federal; apresentam problemas de toxidez e de acumulação através da cadeia alimentar.

4 – Cor e turbidez, indesejáveis do ponto de vista estético. Exigem trabalhos maiores às estações de tratamento d'água.

5 – Elementos nutritivos (nitrogênios e fósforo) aumentam a eutrofização dos lagos e dos pântanos. Inaceitáveis nas áreas de lazer e recreação.

6 – Materiais refratários: Ex. ABS. Formam espumas nos rios; não são removidos nos tratamentos convencionais.

7 – Óleo e matérias flutuantes: os regulamentos exigem geralmente sua completa eliminação - indesejáveis esteticamente: interferem com a decomposição biológica.

8 – Ácidos e álcalis: neutralização exigida pela maioria dos regulamentos; interferem com a decomposição biológica e com a vida aquática.

9 – Substâncias que produzem odores na atmosfera: principalmente com a produção de sulfetos e gás sulfídrico.

10 – Matérias em suspensão: formam bancos de lama nos rios e nas canalizações de esgotos.

11 – Temperatura: poluição térmica conduzindo ao esgotamento do oxigênio dissolvido (abaixamento do valor de saturação).

Fonte: MARA E FEACHEM, 1980 *apud* JORDÃO E PESSÔA, 2009

Contudo, o lançamento de esgotos domésticos não constitui necessariamente a única fonte poluidora de corpos d'água. Outras fontes principais podem ser relacionadas à poluição da água, sendo elas: (a) fontes naturais; (b) águas de áreas agrícolas; (c) águas servidas ou esgotos (esgotos domésticos, industriais, pluviais e lodo das estações de tratamento de água); e (d) fontes diversas (AZIZULLAH *et al.*, 2011; LAMB, 1970 *apud* JORDÃO E PESSÔA, 2009; PEREIRA, 2004).

3.5. Tratamento de efluentes

A composição e a concentração das substâncias contidas no esgoto sanitário de uma comunidade dependem de seus hábitos alimentares, do clima, das condições sócio-econômicas da população, e principalmente da qualidade e da quantidade de água consumida. Segundo von SPERLING (2005), as águas residuárias contêm aproximadamente 99,9% de água, sendo a fração restante (0,1%) altamente heterogênea, constituída de sólidos orgânicos (proteínas, carboidratos e gorduras) e inorgânicos (detritos minerais pesados, sais e metais), em solução e em suspensão.

Atualmente, há grande preocupação com o grau do tratamento de esgoto sanitário, seu destino final e, sobretudo, com os danos que este pode causar ao meio ambiente, à qualidade das águas e os efeitos adversos aos usos benéficos dessa água, tornando esse recurso natural cada vez mais escasso (JORDÃO & PESSÔA, 2009). No Brasil, a coleta de esgoto sanitário apresenta índices ineficientes (conforme apresentado na Tabela 3.8) e a situação é ainda pior quando a questão são os índices de tratamento de esgoto.

O tratamento de esgoto é uma das ações mitigadoras mais importantes para a falta de qualidade da água, sendo que, de um modo geral os processos de tratamento buscam a remoção eficiente dos poluentes contidos nas águas residuárias (SANTOS, 2001). O tratamento de esgoto sanitário pode ocorrer através de processos biológicos aeróbios ou anaeróbios, químicos, operações físicas e da combinação destes, em que geralmente é desejável a remoção de quatro tipos de contaminantes principais, sendo eles: (1) matéria orgânica, (2) sólidos suspensos, (3) nutrientes (nitrogênio e fósforo) e (4) organismos patogênicos (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

3.5.1. Tratamento biológico

Os processos de tratamento anaeróbio de esgoto sanitário representam uma tecnologia largamente utilizada em regiões de clima quente (TAWFIK *et al.*, 2006; SEGHEZZO *et al.*, 1998; MAHMOUD *et al*., 2004). No Brasil, praticamente todas as análises de alternativas de tratamento incluem os reatores anaeróbios como uma das principais opções (PROSAB, 2006). Em especial, o Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo (UASB) tem se destacado pela sua capacidade de suprir algumas desvantagens dos sistemas aeróbios mecanizados, particularmente no que diz respeito ao consumo energético e à menor geração de lodo (CHERNICHARO, 1997; LIU *et al.*, 2003). As vantagens e desvantagens do processos anaeróbios estão apresentados na Tabela 3.11.

Tabela 3.11 – Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

Vantagens	Desvantagens
- baixa produção de sólidos cerca de 2 a 8 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios; - baixo consumo de energia; - baixa demanda de área; - baixos custos operacionais e de implantação; - produção de biogás, do qual pode ser aproveitado o potencial energético do metano; - tolerância a elevadas cargas orgânicas; - aplicabilidade em pequena e grande escala - baixo consumo de nutrientes.	- alguma forma de pós-tratamento é usualmente necessária; - a bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas; - possibilidade de geração de maus odores e problemas de corrosão, porém controláveis; - remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória.

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO, 2007.

Porém, a qualidade dos efluentes tratados ou o nível do tratamento são definidos conforme a concentração de vários constituintes (DBO, DQO, nutrientes, sólidos, microrganismos patogênicos, entre outros). Entretanto, os efluentes tratados por processos anaeróbios, apresentam-se, muitas vezes, com capacidade limitada de remoção desses constituintes, portanto, com eficiência de remoção insuficiente do ponto de vista legal e ambiental, demandando, em geral, pós-tratamento, seja para o lançamento em corpos receptores, seja para reúso (CHERNICHARO, 1997; HARUVY, 1997; STEEN *et al.*, 1999).

Praticamente todos os processos de tratamento de esgotos podem ser usados como pós-tratamento dos efluentes do reator UASB, entre outros: lodo ativado (von SPERLING *et al.*, 2001), reatores aeróbios com biofilme (GONÇALVES *et al*., 1999), wetlands (AYAZ, 2008)

e lagoas de polimento (MASCARENHAS *et al.*, 2004). Contudo, o processo de lodo ativado é uma alternativa bastante promissora para regiões de clima quente e amplamente utilizada, em âmbito mundial, para o tratamento de águas residuárias, em situações em que uma elevada qualidade do efluente é requerida. A opção de utilização do sistema de lodo ativado como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios passou a ser pesquisada e utilizada, em função de inúmeras vantagens, principalmente associadas ao menor consumo de energia elétrica e à menor produção de lodo (von SPERLING, 1997).

3.5.1.1. Reator UASB

Diversos trabalhos discutem a aplicabilidade do reator UASB como processo para tratamento de águas residuárias, entre eles: LETTINGA *et al*., 1993; LETTINGA, 2008; SEGHEZZO *et al*., 2002; von SPERLING & CHERNICHARO, 2005. 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, 2011a,b).

Estudos realizados em escala piloto e em escala de sistemas têm demonstrado que o reator UASB é uma tecnologia sustentável e simples para tratamento de esgoto doméstico (CHERNICHARO, 2006; FORESTI, 2001; LETTINGA *et al*., 1993; KHAN *et al*., 2011a, b; SOUSA & FORESTI, 1996; TANDUKAR *et al*.; 2006a,b; VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). Portanto, esta tecnologia poderia ser aplicada no tratamento de águas residuárias e sistemas de reutilização em regiões áridas e semi-áridas dos países em desenvolvimento (STEEN *et al*., 1999).

LATIF *et al*. (2011) apresentam algumas vantagens do reator UASB, tais como: (a) boa eficiência de remoção de carga orgânica; (b) a construção e operação desses reatores é relativamente simples; (c) o tratamento anaeróbio pode ser aplicado em grande e pequena escala; (d) a área necessária para o reator é relativamente pequena; (e) menor consumo de energia; (f) menor produção de lodo comparado ao processo aeróbio; (g) pH adequado e estável pode ser mantido sem adição de produtos químicos; (h) macronutrientes (N e P) e micronutrientes também estão presentes no esgoto, entre outros.

No entanto, apesar das vantagens bem comprovadas, o efluente do reator UASB também apresenta algumas desvantagens. LATIF *et al*. (2011), citam as principais desvantagens dos reatores UASB, tais como: (a) baixa remoção de patogênicos, exceto ovos

de helmintos, que são efetivamente capturados no leito de lodo. Remoção de nutrientes também é incompleta; (b) sulfeto de hidrogênio é produzido durante o processo anaeróbio, especialmente quando há alta concentração de sulfato no afluente. Sendo assim, o tratamento adequado do biogás é necessário para evitar mau odor e corrosão; (c) pós-tratamento do efluente anaeróbio é, geralmente, necessário para alcançar padrões adequados de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos; (d) controle de temperatura adequada (15 a 35 °C) é necessário para climas mais frios.

Sendo assim, este efluente não está de acordo com as normas de descarga ou reúso de efluentes estabelecidas por várias agências ambientais (CHERNICHARO, 2006; KHAN *et al*., 2011a, b; MUNGRAY & PATEL, 2011; TANDUKAR *et al*., 2006 a, b). Com isso, para que este efluente tratado seja reutilizado é necessário atender certos padrões de controle, tais como concentrações de microrganismos patogênicos, conforme a qualidade exigida pela Organização Mundial da Saúde (WHO, 1989).

Dessa forma, conclui-se que o reator UASB, como único processo de tratamento de águas residuárias, produz efluente inadequado para descarga em corpos d'água e muito limitado para reúso de esgoto tratado para fins mais restritivos, como a irrigação, e por isso devem ser submetidos ao pós-tratamento (KHAN *et al*., 2011a,b; TAWFIK *et al*., 2008).

- *Remoção de nutrientes por processos anaeróbios (N e P)*

Pouca ou nenhuma remoção de nutrientes pode ser esperada em um sistema de tratamento de esgoto sanitário anaeróbio, conforme relatado por diversos autores (FORESTI *et al*., 2006; MOAWAD *et al*., 2009; LATIF *et al*., 2011). Segundo FORESTI *et al*. (2006), durante o processo anaeróbio o nitrogênio orgânico e o fósforo são hidrolisados a amônia e fosfato, não sendo removidos do sistema e, em conseqüência, há aumento de suas concentrações na fase líquida, justificando a baixa remoção de nutrientes em sistemas anaeróbios de tratamento de esgoto. De acordo com o mesmo autor, a concentração de nitrogênio amoniacal e fósforo no tratamento anaeróbio de águas sanitárias têm sido relatados na faixa de 30 a 50 e 10 a 17 mg/L, respectivamente.

- *Remoção de microrganismos patogênicos por processos anaeróbios*

Embora os reatores UASB não sejam projetados para a remoção de patogênicos, a redução de coliformes fecais, por exemplo, é cerca de uma ordem de grandeza

(CHERNICHARO *et al*., 2001; CHERNICHARO, 2006; von SPERLING *et al*., 2002; von SPERLING & MASCARENHAS, 2005).

TAWFIK *et al*. (2008), relataram remoção de 91,6% de coliformes totais e 87,5% de coliformes fecais em tratamento com reator UASB. Segundo TAWFIK *et al*. (2004) e 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.

De acordo com CHERNICHARO (1997), os reatores UASB são cada vez mais utilizados como alternativas de tratamento de águas residuárias no Brasil. Contudo, CHERNICHARO *et al*., (2001) relatam que são poucos os trabalhos que abordam a remoção ou inativação de microrganismos patogênicos, entre eles, *Giárdia* spp. e *Cryptosporidium* spp., por reatores anaeróbios tipo UASB.

Portanto, para que o processo seja sustentável e com alta eficiência de tratamento os sistemas anaeróbios, especialmente os reatores UASB, devem ser combinados com sistemas de pós-tratamento, como já mencionado anteriormente.

3.5.1.2. Lodo ativados para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios

Embora o processo de lodo ativado convencional seja considerado bastante eficiente quanto à remoção de carga orgânica e bacteriológica, comparado aos processos anaeróbios, tipo reator UASB, ele ainda apresenta algumas limitações (MUNGRAY & PATEL, 2011).

Porém, o sistema de lodo ativado como pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios tipo UASB é uma alternativa bastante promissora e é foco de diversas pesquisas (SOUSA & FORESTI, 1996; MUNGRAY & PATEL, 2011; TAWFIK *et al*., 2008; ZEEMAN *et al.*, 1997).

Von SPERLING (1997) apresenta as vantagens, desvantagens e similaridades do sistema reator UASB – lodo ativado com relação à concepção tradicional do lodos ativados convencional conforme apresentado na Tabela 3.12.

Tabela 3.12 – Principais vantagens, desvantagens e similaridades do sistema UASB – lodos ativados com relação à concepção tradicional do lodos ativados convencional.

Aspecto	Item
Vantagens	- Redução da produção de lodo; - Redução do consumo de energia; - Redução no consumo de produtos químicos para desidratação do lodo; - Menor número de unidades diferentes a serem implementadas; - Menor necessidade de equipamentos; - Maior simplicidade operacional.
Desvantagens	- Menor capacitação para remoção biológica de nutrientes (N e P).
Similaridades	- Eficiência similar à concepção tradicional de lodos ativados convencional; - Volume total das unidades similar ao volume total das unidades do lodos ativados convencional.

Fonte: Adaptado de von Sperling (1997).

- Remoção de microrganismos patogênicos por processo de lodo ativado e processo combinado UASB – lodo ativado.

KAZMI *et al*. (2008) estudaram dezenove ETE com sistema de lodo ativado em duas cidades indianas e segundo os autores, as remoções médias globais de coliformes totais e coliformes fecais pelo sistema foram de 99,4% e 99,6%, respectivamente. De acordo com METCALF & EDDY (2003), a redução de bactérias em lodo ativado é de 90 a 98%. Conforme estudos realizados por KOIVUNEN *et al*. (2003), os resultados são semelhantes, e têm mostrado ser normalmente em torno de 90 a 99% de remoção de bacteriana entérica.

Em estudo realizado por SYKORA *et al*. (1991), em onze ETE com sistema de lodos ativados, a remoção de cistos de *Giardia* spp. foi de 90 a 100%. CANTUSIO NETO *et al*. (2006), relataram remoção de 98,9% de cistos de *Giardia* spp. e de 99,7% de oocistos de *Cryptosporidium* spp. também em sistema de tratamento por lodo ativado.

WEN *et al*. (2009) encontraram remoção de 2,41 log para *Cryptosporidium* spp. e 2,49

log para *Giardia* spp. em tratamento por lodo ativado em escala de bancada. Conforme os mesmo autores, essa remoção é atingida devido ao fato dos protozoários aderirem ao lodo ativado em suspensão sendo removidos posteriormente por sedimentação no decantador.

TAWFIK *et al*. (2004) concluíram que a taxa de remoção de *E. coli* sob condições aeróbias é significativamente maior do que sob condições anaeróbicas. SAQQAR & PESCOD (1992) *apud* TAWFIK *et al*. (2004), descobriram que a taxa de mortandade do coliforme termotolerantes aumenta conforme aumenta o pH, a temperatura e a taxa de remoção de carga orgânica.

Os autores MUNGRAY & PATEL (2011) estudaram o sistema combinado reator UASB – lodo ativado em duas ETE e relataram valores de remoção de 99,9% tanto de coliformes totais quanto fecais em ambas as estações.

A remoção de cistos de *Giárdia* spp por tratamento de esgoto pode ser estimada a ser de 60 a 90% em estações de tratamento que incorporam processo primário e secundário e pode variar de menos de 10% a mais de 90% para oocistos de *Cryptosporidium* spp (ROBERTSON *et al*., 2000). Os autores ainda relatam que essa remoção varia de acordo com as propriedades dos parasitas, o tipo de tratamento e as interações entre o parasita e o tratamento.

Contudo, devido as deficiências dos processos de tratamento de esgoto anaeróbio e aeróbio quando trabalham separadamente, atualmente é muito comum estudos com várias associações de processos de tratamento, entre eles: anaeróbio-aeróbio, anaeróbio-físico-químico e aeróbio-físico-químico (SANTOS, 2001).

3.5.2. Tratamento físico-químico

Segundo VERMA *et al*. (2012), uma grande quantidade de métodos físico-químicos, tais como: adsorção (FU & VIRARAGHAVAN, 2001; HAI *et al*., 2007), filtração por membrana (BARREDO *et al.*, 2006), ozonização (GOGATE & PANDI, 2004), coagulação/floculação (CIABATTI *et al.*, 2010; LIU *et al.*, 2011; 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.

Contudo, a coagulação-floculação é um processo utilizado em grande escala em instalações de tratamento de água (SANTO *et al.*, 2011; ZHENG *et al*., 2011). Devido sua eficiência e simplicidade operacional tem sido preferíveis também para o tratamento de águas residuárias (KHOUNI *et al.*, 2011; MARTÍN *et al.*, 2011; ZHENG *et al*., 2011).

3.5.2.1. Coagulação e floculação

Os sólidos suspensos e dissolvidos presentes nas águas residuárias, em geral, são carregados negativamente. No entanto, quando as partículas são igualmente carregadas, as forças resultantes tendem a ser repulsivas evitando a aglomeração de partículas (SEMERJIAN & AYOUB, 2003; TCHOBANOGLOUS & BURTON, 1991). Neste sentido, a coagulação é um processo complexo e que envolve diversos mecanismos de desestabilização, permitindo a aglomeração de partículas e aumentando a subseqüente remoção destas. Normalmente, a coagulação é realizada com a adição de produtos químicos com posterior mistura destes no efluente (SEMERJIAN & AYOUB, 2003; MARTÍN *et al.*, 2011; SANTO *et al*., 2011; TORRES *et al.*, 2010; VERMA *et al*., 2012).

Já a floculação é um processo físico, no qual, geralmente é realizada a mistura lenta do efluente já com as partículas desestabilizadas proporcionando maior contato entre elas para possibilitar a formação de grandes aglomerados de partículas em suspensão chamados de flocos e que podem ser mais facilmente removidos nos subseqüentes processos de sedimentação, flotação ou filtração (MARTÍN *et al.*, 2011; SEMERJIAN & AYOUB, 2003; TORRES *et a.l*, 2010; TRINH & KANG, 2011). A floculação é quase sempre utilizada em conjunto ou antecedido pela coagulação (SEMERJIAN & AYOUB, 2003).

3.5.2.2. Tratamento físico-químico de esgoto

Os coagulantes mais comumente utilizados no tratamento de águas residuárias são: (1) os sais trivalentes de ferro [$FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$] (GINOS *et al*., 2006; KIM *et al.*, 2003) e alumínio [$Al(SO_4)_3$)] (EL-GOHARY & TAWFIK, 2009; SANTO *et al.*, 2011; ZHOU *et al*., 2008); (2) sulfato ferroso [$FeSO_4$] (GEORGIOU *et al*., 2003; MISHRA *et al.*, 2002; SANTO *et al.*, 2011) e (3) hidróxido de cálcio [$Ca(OH)_2$] (GEORGIOU *et al*., 2003; KARTHIK *et al*., 2008; MISHRA *et al.*, 2002). Esses coagulantes são usados para diferentes propósitos dependendo de suas características químicas (BATHIA *et al*., 2007).

Diversos fatores podem influenciar na eficiência deste tratamento, tais como: (a) o tipo e dosagem de coagulantes e/ou auxiliares de floculação; (b) gradiente de velocidade e tempo de mistura; (c) pH e (d) temperatura (HAYDAR & AZIZ, 2009; ZHENG *et al.*, 2011; WANG *et al.,* 2007). A otimização desses fatores pode fazer diferença e melhorar significativamente a eficiência do tratamento (MARTÍN *et al.,* 2011). De acordo com

SANTO *et al.* (2011), a natureza e concentração da matéria orgânica, sólidos totais dissolvidos, tamanho e distribuição das partículas coloidais em suspensão também são fatores importantes e que influenciam na eficiência.

Alguns autores relatam que a coagulação/floculação/sedimentação é largamente utilizada como pré-tratamento para aumentar o grau de remoção de turbidez, cor, matéria orgânica e microrganismos das águas residuárias (PIA *et al.,* 2005; ZHENG *et al.*, 2011).

BUZZINI *et al.* (2007) cometam que o pós-tratamento de águas residuárias por coagulação/floculação/sedimentação com sulfato de alumínio e cloreto férrico precedendo a sedimentação, flotação ou filtração pode diminuir a DQO e a cor em até 90% e 98%, respectivamente. LIU *et al*. (2011), concluíram que o processo proposto por duas fases, biológica/físico-química (coagulação/floculação), para tratar efluente industrial, foi eficaz na remoção de poluentes, atingido eficiência de remoção de cor, DQO e turbidez de 93%, 92% e 99%, respectivamente após sedimentação. Portanto, a coagulação/floculação também apresenta remoção satisfatória de poluentes quando usada como pós-tratamento de efluentes. Apesar das vantagens, a elevada produção de lodo pode ser a principal limitação nesse processo (TORRES *et al.,* 2010; VERMA *et al.,* 2012). Porém, conforme VERMA *et al*. (2012), a produção de lodo pode ser minimizada por meio de otimização dos parâmetros do processo e adequada seleção de coagulantes e/ou auxiliares de floculação.

3.6. Aspectos Relacionados à Saúde Pública

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 tratadas, pode-se concluir que estas águas quando reutilizadas de maneira inapropriada podem comprometer a saúde pública mesmo quando a concentração de microrganismos presente nela 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, podem causar infecções com conseqüências graves (EXNER *et al*., 2003; PERCIVAL *et al*., 2004).

Banhos, esportes aquáticos e o consumo de alimentos crus (contaminação via água de irrigação) têm sido descritos como meio de transmissão de infecções comuns associadas a água, tais como giardiase e criptosporidiose (ROBERTSON & GJERDE, 2001).

Em países menos desenvolvidos, onde a infra-estrutura para fornecimento de água potável é fragmentada ou ausente, há altos níveis endêmicos de doenças veiculadas pela água. E mesmo em países mais desenvolvidos em que a infra-estrutura é, geralmente, mais eficaz, uma má gestão das bacias hidrográficas, por exemplo, pode, muitas vezes, resultar em surtos de infecção veiculadas pela água (CASTRO-HERMIDA *et al*., 2010; SMITH & NICHOLS, 2010).

Está bem documentado que os protozoários *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp. são, muitas vezes, os principais responsáveis pela morbidade e doenças em seres humanos, de modo que a giardiase e criptosporidiose são uma preocupação de saúde pública (CASTRO-HERMIDA *et al*., 2010). Ambos são transmitidos por via fecal-oral, sendo que o consumo de água contaminada e o contato com os cursos de águas utilizadas para atividades recreativas são vias significativas para aquisição de infecção em países desenvolvidos (COUPE *et al*., 2006; MASON *et al*., 2010; GRACZYK *et al.*, 2010).

Além disso, os estádios transmissíveis (cisto e oocistos) são ambientalmente resistentes e podem ser encontrados em lodos, água residuárias tratadas, áreas de atividades recreativas, entre outros. Com isso, existe, consequentemente, o risco de águas superficiais, águas residuárias tratadas e/ou biossólidos aplicados em terras agrícolas também conter esses agentes patogênicos (CASTRO-HERMIDA *et al*., 2010; CHALMERS *et al*., 2010; GRACZYK *et al*, 2010).

MEDEMA *et al*. (1997) mencionaram que os cistos de *Giardia* spp. são capazes de sobreviver em condições ambientais desfavoráveis. De modo que, a persistência no ambiente aquático, resistência à desinfecção com cloro e infecciosidade são características da *Giardia* spp., as quais fazem dela um patogênico de alto risco para a saúde pública (MEDEMA & SCHIJVEN, 2001; SAGAYAR, 1997).

É extremamente importante que sejam realizadas avaliações eficientes de remoção e/ou inativação das fases de transmissão desses parasitas por processos de tratamento de esgotos em uso comum. Dados sobre o número e viabilidade de cistos e oocistos presentes em águas sanitárias também é apropriado (ROBERTSON *et al*., 1999).

3.7. Necessidade de réuso de efluentes tratados

O crescimento populacional acelerado associado aos processos de degradação da qualidade da água vem acarretando sérios problemas de escassez desse recurso natural.

Segundo BDOUR *et al.* (2009), a escassez de água potável poderá alcançar 2,0 bilhões de pessoas em 2015. Esta situação nos força a buscar por usos mais eficientes dos recursos hídricos, incluindo a aceitação mais generalizada do uso de fontes não convencionais de água (BIXIO *et al.*; 2006).

Atualmente, a conservação da água e aproveitamento de águas residuárias tratadas estão sendo consideradas como soluções estratégicas em diversas países áridos e semi-áridos (AL-JASSER, 2011). Neste sentido, o reúso de águas residuárias tratadas é uma tendência cada vez mais forte, a tornar-se prática internacional, principalmente quando se trata de reúso urbano e agrícola (KALAVROUZIOTIS e APOSTOLOPOULOS, 2007).

Dessa forma, a substituição de água potável por esgoto tratado surgiu como uma alternativa viável que desempenha duas funções principais: (1) aumentar a oferta de água e (2) reduzir a poluição devido a menor descarga de águas residuárias no meio ambiente (AL-JASSER, 2011; BOUWER, 1994; HOCHSTRAT *et al.*, 2007; LEVERENZ & ASANO, 2011; SENANTE *et al.*, 2011).

Diversos estudos mostram que as águas residuárias tratadas, se controladas adequadamente, são consideradas como a principal fonte de recursos de água (BDOUR *et al.*, 2009). A aplicação de efluentes tratados foi recomendada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA, 2004) como um método de reciclagem de nutrientes e matéria orgânica, de modo a proteger fontes de água potável. Neste sentido, efluentes tratados podem ser aplicados em áreas de atividades agrícolas, florestas, pastagem, áreas degradadas, áreas de recreação, incluindo parques e campos de golfe, entre outros (SAUCEDO *et al.*, 2005).

3.7.1. Possibilidades de reúso

O reúso de águas residuárias tratadas pode ser indicado para fins potáveis e não potáveis. No entanto, apesar do uso potável de efluentes ser possível, esta prática requer custos elevados de tratamento e razões de aceitação pública, de maneira que os projetos de reúso de água residuária são, em sua grande maioria, para fins não potáveis, uma vez que este envolve menores riscos e não requerem padrões de qualidade semelhantes aos de água potável (BOUWER, 1994; MENESES *et al.*, 2010).

Considerando o reúso urbano não potável, as águas residuárias tratadas podem ser a fonte disponível mais viável para uma grande variedade de aplicações, entre outras: irrigação

de parques e jardins públicos, centros esportivos, campos de futebol, quadras de golfe, jardins de escolas e universidades, gramados, árvores e arbustos decorativos ao longo de avenidas e rodovias, irrigação de áreas ajardinadas ao redor de edifícios públicos, residenciais e industriais, reserva de proteção contra incêndios, controle de poeira em movimentos de terra, sistemas decorativos aquáticos, descargas sanitárias em banheiros públicos e lavagem de trens e ônibus públicos (HESPANHOL, 2003).

Na indústria, o reúso pode ser uma ferramenta de gestão fundamental para a sustentabilidade da produção industrial (CASANI *et al.*, 2005). Essa prática pode ser aplicada em torres de resfriamento, caldeiras, construção civil, irrigação de áreas verdes de instalações industriais e até mesmo em usos menos restritivos como lavagem de pisos e alguns tipos de peças e como água de processo de indústrias mecânicas e metalúrgicas (HESPANHOL, 2003).

Há também a possibilidade de recarga artificial de aqüíferos com efluentes tratados, o qual pode ser empregado para diversas finalidades, sendo as principais: (1) fornecer uma fonte adicional de baixo custo da água, (2) sistemas planejados corretamente podem reduzir os riscos relacionados com saúde e o ambiente, e (3) recarga de água subterrânea alimentando aqüíferos. Esta prática pode ser relevante na gestão de recursos hídricos em municípios abastecidos por água subterrânea, onde a recarga natural de aqüíferos vem sendo reduzida pelo aumento de áreas impermeabilizadas (BOURI *et al.*, 2007).

As diversas possibilidades de reúso de águas residuárias dependerão, evidentemente, de características, condições e fatores locais, de modo que devem ser realizadas de maneira segura, confiável e sustentável (BDOUR *et al.*, 2009). As principais categorias de reúso de água originadas de estações de tratamento de esgoto estão apresentados na Tabela 3.13, em ordem decrescente de volume por uso.

De maneira geral, o reúso de água residuária pode ocorrer das seguintes formas: (i) reúso indireto, ocorre quando a água usada uma ou mais vezes é descarregada nas águas superficiais ou subterrânea e utilizadas novamente à jusante, de forma diluída; (ii) reúso direto, é o uso planejado de esgotos tratados para determinadas finalidades como irrigação, uso industrial e recarga de aqüífero e (iii) reciclagem interna, é o reúso da água internamente a instalações industriais, tendo como objetivo a economia de água e o controle da poluição (WHO, 1973 *apud* BERNARDI, 2003).

Tabela 3.13 – Tipos de reúso por ordem crescente de volume utilizado.

Categorias de Reuso	Aplicações
Irrigação agrícola	Irrigação de culturas
	Viveiros comerciais
Irrigação de paisagens	Parques
	Pátios escolares
	Estradas e rodovias
	Campos de golfe
	Cemitérios
	Cinturões-verdes
	Residências
Industrial	Água de resfriamento
	Água de alimentação de caldeira
	Água de processo
	Construção pesada
Recarga de aqüíferos	Reposição de águas subterrâneas
	Barreira contra a intrusão de água salgada ou salobra
	Controle de subsidência do solo
Recreação/ambiente	Lagos e lagoas
	Aprimoramento de pântanos
	Aumento de vazões
	Pesca
Usos urbanos não potáveis	Proteção contra incêndios
	Descarga em banheiros
	Mistura em reservatórios de abastecimento de água
Uso potável indireto	Mistura em aqüíferos público (águas de superfície ou subterrâneas)
	Conexão direta com a tubulação de abastecimento

Fonte: Adaptado de METCALF & EDDY, 2007.

3.7.2. Aplicações de reúso

Diversos países situados em regiões áridas e semi-áridas consideram águas residuárias e águas de baixa qualidade, como parte dos recursos hídricos nacionais, utilizando práticas de reúso de esgoto de forma extensiva, principalmente no setor agrícola. O estado da Califórnia nos Estados Unidos reutiliza esgoto na agricultura desde 1890. Em 1910, 35 comunidades já utilizavam águas residuárias na irrigação agrícola. Vários países da Europa, sobretudo

Portugal, Espanha, as províncias do sul da França e Itália, Chipre e Grécia tem sido os pioneiros na reutilização de águas residuárias tratadas (METCALF & EDDY, 2007).

O México, por exemplo, possui uma das maiores áreas agrícolas irrigadas com esgotos do mundo, cerca de 250.000 hectares, estendendo-se por seis Estados (AL-SHAMMARI & SHANALAM, 2006; CNA, 1993). No Paquistão, águas residuárias domésticas tem sido utilizadas na irrigação por muito anos. Um estudo realizado no Paquistão, confirma que a irrigação de águas residuárias oferece benefícios substanciais aos agricultores que cultivam culturas de alto valor, tais como frutas e vegetais (AL-SHAMMARI & SHANALAM, 2006).

Na Espanha, existem regiões em que uma parcela da água residuária tratada é reutilizada, principalmente, em atividades de irrigação, para refrigeração e aplicações industriais, significando uma economia de até 87% de água potável (MENESES *et al.*, 2010). Na Catalunha, por exemplo, a quantidade de água de reúso dobrou durante o período de 2005 a 2008, cerca de 7,3% do esgoto total tratado pelas ETEs. De acordo com dados de 2008, 79% desta água residuária é utilizada principalmente em aplicações ambientais (tais como reabastecimento de aqüífero), o restante é reutilizada na irrigação (9%), atividades recreativas (11%) e usos municipais (1%) (GENGAT, 2009).

Países industrializados da Ásia, entre eles, o Japão, utilizam efluentes secundários para diversas finalidades, tais como descarga de toaletes em edifícios residenciais, irrigação de árvores em áreas urbanas, para lavagem de gases, e alguns usos industriais, tais como resfriamento e desodorização (SANO e MIURA, 1990).

Nas atuais condições de escassez de água doce, em muitos países árabes como a Arábia Saudita e a Jordânia a reutilização de águas residuárias tratadas está sendo considerado como solução estratégica. AL-JASSER (2011), estudou a qualidade dos efluentes das seis maiores estações de tratamento de esgoto em Riyadh na Arábia Saudita para reutilização agrícola, de acordo com padrões emitidos pelo Ministério da Água e Energia Elétrica e Ministério dos Assuntos Municipais e Desenvolvimento Rural. Após a análise dos resultados, todas as estações estudadas produziram efluente com qualidade aceitável, violando apenas algumas condições necessárias para irrigação agrícola restrita conforme as normas utilizadas.

Segundo AL-SHAMMARI & SHANALAM (2006), no Kuwait, em 2001, o consumo médio doméstico de água foi de 415 milhões de m^3, sendo que cerca de 60 a 70% desse valor poderia ser substituído por água de reúso, ou seja, efluente tratado. A reutilização de águas residuárias no Kuwait implicaria ainda em um menor custo nas atividades de dessanilização e menor depressão na taxa de água subterrâneas, que atualmente são as duas principais fontes de água doce do país.

No Brasil, a cidade de São Paulo começou a desenvolver o programa “Água de Reuso”, que visa amenizar o impacto de racionamento, através de uma melhor gestão dos recursos hídricos, incentivando a reutilização da água de menor qualidade para fins menos nobres. Neste sentido, um dos maiores empreendimentos para a produção de água de reúso é o Projeto Aquapolo, o qual nasceu da união entre as empresas Foz do Brasil (companhia de engenharia ambiental da Organização Odebrecht) e Sabesp (companhia de saneamento básico do Estado de São Paulo), formando assim a Aquapolo Ambiental. O objetivo é abastecer o Pólo Petroquímico do Grande ABC com água de reúso para fins industriais. O empreendimento visa produzir mil litros por segundo de água de reúso, que abastecerá o Pólo Petroquímico da região, podendo fornecer esse recurso para os municípios e empresas próximas aos 17 km de sua adutora. (AMPEI, 2010; REVISTA PROJETO AQUAPOLO, 2011). Outras experiências nacionais têm destaque na prática de reúso, como aplicação de efluentes tratados na agricultura, para fins sanitários, limpeza de ruas, irrigação de jardins, entre outras (SILVEIRA *et al.,* 2009).

3.7.3. Vantagens e Desvantagens do reúso

Sistemas de reúso planejados de forma adequada trazem benefícios associados a aspectos econômicos, ambientais e de saúde pública (HESPANHOL, 2003). Entre os maiores benefícios estão: (1) evita a descarga de esgoto em corpos de água; (2) promove o uso sustentável dos recursos hídricos; (3) aumenta a produtividade; (4) aumenta a produção de alimentos; (5) possibilita a economia com fertilizantes e material orgânico e (6) permite maximizar a infra-estrutura de abastecimento de água e tratamento de esgoto pela utilização múltipla da água (BOUWER, 1994; GODFREY *et al.,* 2009; LANGERGRABER e MUELLEGGER, 2005) .

Na irrigação agrícola a reutilização de águas residuárias pode ser benéfica por diversas razões, mas especialmente devido: (i) aos benefícios econômicos atribuídos principalmente a quantidade de nutrientes presentes nas águas residuárias, o que implica diretamente na redução de despesas com fertilizantes; (ii) problemas com a escassez de água pode ser aliviada pela quantidade de esgoto que está disponível durante todo o ano; e (iii) redução significativa na quantidade de esgoto despejado em corpos d’água (AKPONIKPÈ *et al.,* 2011; CANDELA *et al.,* 2007; LUBELLO *et al.,* 2004; KASSINOS *et al.,* 2011).

Por outro lado, alguns fatores de riscos podem ocorrer em associação com o reúso de

esgoto, uma vez que estão presentes nas águas residuárias concentração elevada de microrganismo, dentre eles, bactérias (TOZE, 1999), vírus (TOZE, 1997), protozoários (GENNACCARO *et al.*, 2003) e helmintos (TOZE, 1997) que apesar de serem removidos em sistemas de tratamento, podem permanecer em concentrações significativas no esgoto, sendo responsáveis, muitas vezes, por diversas doenças. Além desses contaminantes, outros poluentes podem estar presentes no esgoto, dependendo da sua origem e do grau de tratamento, tais como metais pesados (principalmente, em efluentes industriais), produtos químicos, perturbadores endócrinos, compostos farmacêuticos ativos, compostos orgânicos e inorgânicos, subprodutos da desinfecção, dentre outros, que possivelmente podem ser maléficos a saúde pública e ao meio ambiente (TOZE, 2006).

De acordo com FEIGIN *et al.*,1991, os seguintes efeitos negativos podem estar relacionados com práticas de reúso: (a) risco à saúde pública como transmissão de vírus e bactérias patogênicas para o homem e animais, contaminação do lençol freático por produtos químicos perigosos e propagação de insetos vetores de doenças; (b) efeito negativo nas propriedades físicas e químicas do solo ao longo do tempo; (c) escassez de disponibilidade de terra; (d) aceite público de produtos cultivados em solos irrigados com efluente de estações de tratamento de esgoto; (e) viabilidade econômica.

Portanto, apesar da viabilidade do reúso de águas residuárias tratadas, é crucial que os sistemas de tratamento de esgoto proporcionem níveis elevados de eficiência, sobretudo atingindo-se os padrões higiênicos, de modo a impedir a propagação de doenças e diversos outros riscos (BDOUR *et al.*, 2009).

3.7.4. Legislação para réuso

O regulamento de águas residuárias em todo o mundo sobre a reutilização é um tema complexo, uma vez que existem países com regulamentação legal e outros com apenas algumas recomendações (DENIZ *et al.*, 2010).

Normas e orientação adequadas para reúso de águas residuárias são um requisito importante. Efluentes devem ser reutilizados ou despejados em corpos d’água de acordo com legislação adequada. No entanto, as diretrizes, tais como as estabelecidas pela a Organização Mundial de Saúde (OMS), não são obrigatórias (AL-JASSER, 2011).

Os critérios para a qualidade da água de reúso são estabelecidos de acordo com os usos específicos levando em consideração aspectos estéticos, ambientais e de saúde pública

(REZENDE, 2010). Com isso, as normas e diretrizes variam com o país e até mesmo de estado para estado. Nos Estados Unidos, cada estado é responsável por definir seus padrões. A Califórnia, por exemplo, tem alguns dos padrões mais rígidos de reúso (BLUMENTHAL *et al*, 2000; AL-JASSER, 2011).

Com a crescente preocupação com o meio ambiente e a saúde pública, normas cada vez mais rigorosas estão sendo postas em práticas. As Tabelas 3.14 e 3.15 ilustram os principais aspectos considerados pela OMS para o reúso de água residuária tratado na agricultura: relação entre tipo de irrigação e cultura, grupos de risco (agricultores, consumidores e público em geral), níveis de tolerância de nematóides e coliformes fecais, e o processo de tratamento utilizado.

São consideradas pela USEPA duas categorias de reúso urbano, sendo elas: (1) usos urbanos restritos e (2) usos urbanos irrestritos (USEPA, 2004). Sobretudo, o que define as duas categorias são o grau de exposição ao público e, evidentemente, as exigências de tratamento e o padrão de qualidade de efluente (PROSAB, 2006), como já mencionado anteriormente. Na Tabela 3.16 estão apresentadas as diretrizes para reúso urbano de água residuárias, referindo-se apenas à irrigação de parques e jardins.

Para usos industriais a USEPA recomenda particularmente os mesmo critérios de qualidade dos usos urbanos restritos (Tabela 3.16). Entretanto, para usos específicos estes podem requerer tratamento terciário adicional para a prevenção de corrosão ou de incrustação, formação de biofilmes e formação de espumas (PROSAB, 2006).

As questões de saúde pública vinculadas com a segurança no reúso de água levaram ao surgimento de normas e restrições para os diferentes tipos de reúso. Essas normas podem variar de estado para estado ou de país para país, como exemplifica a Tabela 3.17.

Sobretudo, no Brasil, ainda não existem normas específicas para reúso de efluentes tratados, apenas algumas iniciativas estaduais e municipais, por isso, são adotados, em geral, padrões internacionais de reúso ou orientações técnicas estabelecidas por instituições privadas. Entretanto, essa falta de legislação específica dificulta a aplicação desta atividade no país e com isso, faz-se necessária a realização de estudos para questões técnicas tão específicas como o caso do reúso de água residuária tratada, de modo a elaborar legislação adequada que aborde parâmetros de qualidade da água reutilizada e discriminem destinações de reutilização. A Tabela 3.18, apresenta dispositivos legais estaduais e municipais referentes ao reúso de água no Brasil.

Tabela 3.14 – Classificação de águas residuárias tratadas conforme o uso segundo a Organização Mundial de Saúde.

Categoria	Condição de uso
A	Em culturas não aptas para o consumo humano; em culturas cujos produtos são processados a altas temperaturas, verduras e frutas cultivadas exclusivamente para enlatados e ou que utilizam outros processamentos que eliminam microrganismos patogênicos; cultivo de forrageiras para fornecimento a seco aos animais; e em áreas cercadas e sem acesso público.
B	Em pastagens e forrageiras consumidas verdes, cultivos cujo produto de consumo humano não tenha contato direto com a água residuária e/ou ingeridos cozidos e/ou consumidos após serem descascados, e cultivos irrigados por aspersão.
C	Irrigação localizada sem exposição de trabalhadores e público em áreas com acesso ao público, e para todo produto que seja ingerido cru e cultivado em contato com efluentes de estação de tratamento de águas residuárias.

Fonte: WHO (1989).

Tabela 3.15 – Recomendações microbiológicas para uso agrícola de águas residuária tratada em agricultura [(a)].

Categorias	Condições de reúso	Grupo de risco	NI[(b)] (ovos/L [(c)])	CF[(d)] (UFC/100mL)	TR
A	Irrigação Irrestrita				
	A1 para culturas vegetais e salada consumidos crus, campos esportivos, parques públicos [(e)].	Trabalhadores , consumidores, público	$\leq 0,1$[(f)]	$\leq 10^3$	Lagoas de estabiliazação em série ou tratamento equivalente
B	Irrigação Restrita				
	Culturas de cereais, culturas, industriais, culturas forrageiras, pastagens e árvores[(g)].	B1 Trabalhadores (mas não crianças menores de 15 anos, as comunidades vizinhas).	≤ 1	$\leq 10^5$	Lagoa de estabilização em série incluindo uma lagoa de maturação ou um tratamento equivalente.
		B2 como B1	≤ 1	$\leq 10^3$	Como para a categoria A
		B3 Trabalhadores incluindo crianças <15 anos, comunidades vizinhas.	≤ 1	$\leq 10^3$	Como para a categoria A
C	Irrigação localizada de culturas em categoria B, se a exposição dos trabalhadores e do público não ocorrer	Nenhum	Não aplicável	Não aplicável	O pré-tratamento como exigido pela tecnologia de irrigação, mas não inferior a sedimentação primária

Nota: (a) em casos específicos, fatores ambientais, socioculturais e epidemiológicos locais devem ser considerados e as diretrizes modificadas de acordo com as características do local; (b) nematóides intestinais; as diretrizes também são destinadas para proteger contra risco de infecção por protozoários parasitas; (c)Durante o período de irrigação (se a água residuária for tratada em lagoas de estabilização os quais são designados para fornecer esses números de ovos, então a rotina de monitoramento de qualidade do efluente não é requerida); (d) coliformes fecais; durante o período de irrigação (contagens de coliformes fecais deve ser, de preferência, semanalmente, mas pelo menos mensal); (e) o limite mais rigoroso da diretriz ($\leq$200 coliformes fecais / 100 mL) é apropriado para gramados públicos, tais como gramado de hotéis, com o qual o público pode ter contato direto; (f) este limite de orientação pode ser aumentada para $\leq$ 1 ovo/L se (i) condições de tempo quente e seco e irrigação por superfície não é utilizada ou (ii) se o tratamento de águas residuárias são complementados com as campanhas de medicação com anti-helmínticos em áreas de águas residuárias reutilizadas; (g) em casos de árvores frutíferas, a irrigação deve parar duas semana antes do fruto ser colhido, irrigação por aspersão não deve ser utilizada.
Fonte: WHO, 1989.

Tabela 3.16 – Diretrizes da USEPA para usos urbanos de esgotos sanitários.

Tipo de irrigação e cultura	Processo de tratamento	Qualidade do efluente
Usos urbanos irrestritos: irrigação (campos de esporte, parques, jardins e cemitérios, etc.) e usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso irrestritos ao público, descarga de toaletes, combates a incêndios, lavagem de veículo, limpeza de ruas e outros usos com exposição similar.	Secundário + Filtração + Desinfecção (1) (2) (3)	pH 6 a 9 DBO ≤ 10 mg L^{-1} Turbidez ≤ 2 uT (4) CRT ≥ 1 mg L^{-1} (5)(6)(7) CTer ND (8)(9) Organismos Patogênicos ND
Usos urbanos restritos: irrigação (parques, canteiros de rodoviárias, etc.) e usos ornamentais e paisagísticos em áreas com acesso controlado ou restrito ao público, abatimento de poeira em estradas vicinais, usos na construção (compactação do solo, abatimento de poeira, preparação de argamassa e concentro, etc.)	Secundário + Desinfecção(1)	pH 6 a 9 DBO ≤ 30 mg L^{-1} SST ≤ 30 mg L^{-1} CRT ≥ 1 mg L^{-1} (5) CTer ≤200 100 mL^{-1} (10)(11)

ND: Não detectável; CTer: Coliforme tolerantes; CTR: cloro residual total.
(1) Tratamento secundário é considerado capaz de produzir efluentes com DBO e SST ≤ 30 mg L^{-1}.
(2) A coagulação química pré-filtração pode ser necessária para o atendimento da qualidade do efluente recomendada.
(3)O efluente tratado deve apresentar aparência e odores não objetáveis.
(4)Turbidez pré-desinfecção, média diária; nenhuma amostra > 5 uT (ou 5 mgL SST L^{-1}.
(5) Cloro residual total apos tempo de contato mínimo de trinta minutos.
(6) Residuais ou tempo de contato mais elevados podem ser necessários para a garantia de inativação de vírus e parasitas.
(7) Em sistemas de distribuição CTRT ≥ 0,5 mg L^{-1} para prevenir o desprendimento de odores e a formação de biofilmes.
(8) Media móvel de sete dias; nenhuma amostra > 14 CTer 100 mL^{-1}.
(9) Em situações de maior controle da exposição admite-se tratamento secundário + desinfecção e CTer <14 100 mL^{-1}.
(10) Media móvel de sete dias; nenhuma amostra > 800 CTer 100 mL^{-1}; lagoas de estabilização podem alcançar o critério de qualidade sem a necessidade de desinfecção.
(11) Desinfecção mais rigorosa (< 14 CTer 100 mL^{-1}) em situações de menor controle da exposição.
Fonte: Adaptada da USEPA (2004).

Tabela 3.17 - Resumo das Diretrizes de reúso de Água e normas obrigatórias no mundo.

País/região	Coliformes Fecais (CFU/100mL)	Coliformes Totais (CFU/100ml)	Ovos de Helmintos (nº/L)	DBO (mg/L)	Turbidez (UNT)	SST (mg/L)	OD (% de Sat)	pH	Cloro residual (mg/L)
Austrália	<1	<2	--	>20	<2	--	--	--	--
Arizona	<1	--	--	--	1	--	--	4.5 a 9	--
Califórnia	--	2.2	--	--	2	--	--	--	--
Chipre	50	--	--	10	--	10	--	--	--
França	<1000	--	<1	--	--	--	--	--	--
Florida (m)	25	--	--	20	--	5	--	--	1
Alemanha (g)	100(g)	500 (g)	--	20(g)	1 a 2(m)	30	80-120	6 a 9	--
Japão (m)	10	10	--	10	5	--	--	6 a 9	--
Israel	--	2.2 (50%) 12 (80%)	--	15	--	15	0.5	--	0.5
Itália	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Kuwait[1]	--	10,000	--	10	--	10	--	--	1
Kuwait[2]		100		10		10			1
Oman 11A	<200	--	--	15	-	15	--	6 a 9	--
Oman 11B	<1000			20		30		6 a 9	
África do sul	0 (g)	--	--	--	--	--	--	--	-
Espanha	--	2.2	--	10	2	3	--	6.5 a 8.4	1
Texas (m)	75(m)	--	--	5	3	--	--	--	--
Tunísia	--	--	<1	30		30	7	6.5 a 8.5	--
EAU[3]	--	<100	--	<10	--	<10	--	--	--
Reino Unido	100 (g) 2000 (m)	500(g) 10000(m)	--	--	2(g) 1(m)	--	80-120	6 a 9	--
US EPA[4](g)	14	--	--	10	2	--	--	6 a 9	1
OMS[5] (irrigação de terras)	200(g) 1000 (m)	--	--	--	--	--	--	--	--

Nota: (g) significa que a norma é uma diretriz e (m) significa que a norma é uma fonte de regulamentação obrigatória, 1.culturas não consumidas crua, 2. culturas consumidas crua , 3. EAU - Emirados Árabes Unidos, 4. USEPA – Agencia de proteção ambiental dos Estados Unidos, 5. Organização Mundial da Saúde. **Fonte:** Adaptado de Cranfield University, 2000. Urban Water Recycling Information Pack, UK.

Tabela 3.18 - Dispositivos legais estaduais e municipais referentes ao reuso de água.

Local	Dispositivo Legal	Caput
São Paulo - SP	Lei n° 13309/2002	Dispõe sobre reúso de água não potável e dá outras providências.
São Paulo - SP	Decreto n° 44128/2003	Regulamenta a utilização, pela prefeitura do município de São Paulo, de água de reúso, não potável, a que se refere a lei n°13.309, de 31 de janeiro de 2002.
Maringá - PR	Projeto de Lei n° 6.076	Dispõe sobre o reúso de água não potável e dá outras providências.
Maringá - PR	Lei n° 6345/2003	Institui o programa de reaproveitamento de águas de Maringá.
Vitória - ES	Lei n° 6259/2004	Dispõe sobre o reúso de água não potável e dá outras providências.

Fonte: REZENDE, 2010.

4. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado na Área 1, Campus da USP – São Carlos, na estação de tratamento de esgoto (ETE) que atende a esse campus. A pesquisa foi realizada no período de março a dezembro de 2011 e foi dividida em 3 partes principais, sendo elas:

4.1- Implantação do Lodo Ativado na estação de tratamento de esgoto (ETE);

4.2- Monitoramento e estabilização do sistema;

4.3- Ensaios de coagulação, floculação e sedimentação (Jarteste).

4.3.1- Ensaios preliminares;

4.3.2- Tratamentos combinados: Ensaios físico-químicos com os efluentes do reator UASB e lodo ativado.

4.1. Implantação do lodo ativado na estação de tratamento de esgoto (ETE)

Na ETE em estudo, o esgoto bruto que chega à estação é submetido a tratamento preliminar composto por gradeamento e caixa de remoção de areia e gordura. Após o tratamento preliminar, o esgoto é bombeado para um tanque de equalização e em seguida é distribuído para o reator UASB, o qual possui base quadrada de 2.0 m de largura e 4,7 m de altura útil, com volume total de 18,8 m^3. O tempo de detenção hidráulica (TDH) foi fixado em 12 horas, mediante ajuste de vazão afluente de 1,5 m^3/h.

O presente trabalho propôs a construção de uma unidade de pós-tratamento para o efluente gerado no reator UASB, sendo este um sistema de lodos ativados seguido de tratamento físico-químico em escala de bancada, conforme o fluxograma geral dos processos de tratamento apresentado na Figura 4.1. Com isso, após passar pelo reator UASB o esgoto é bombeado para o sistema de pós-tratamento proposto e em seguida, em laboratório, as amostras de efluente do reator UASB e de lodo ativado foram submetidas a tratamento físico-químico (coagulação, floculação e sedimentação) utilizando jarteste. Porém, nesse item será discutido apenas a implantação do sistema de lodo ativado.

O lodo ativado é constituído por um reator aeróbio seguido de um decantador secundário, sendo que nesse caso o decantador primário freqüentemente localizado anteriormente a unidade de lodos ativados convencional foi substituído pelo reator anaeróbio (UASB).

O tanque de aeração possui as seguintes dimensões: largura e comprimento de 0,90 m, altura útil de 1,60 m e volume de 1, 26 m^3. O tempo de detenção hidráulica e a idade do lodo foram fixados em 18 h (vazão afluente de 70 litros/hora) e 20 dias, respectivamente. O controle da idade do lodo foi feito a partir do tanque de aeração e a recirculação do lodo aeróbio foi feita a partir do fundo do decantador secundário para a entrada do reator aeróbio (tanque de aeração). A operação do reator foi em escoamento contínuo.

O decantador secundário foi confeccionado com dimensões de 0,20 x 0,40 m de lado e altura útil de 1,2 m. Para o decantador utilizou-se TDH de 2 horas, taxa de aplicação hidráulica de 20 m^3/ m^2.dia e vazão de recirculação de 25 L/h. A Figura 4.2 mostra o sistema de lodo ativado (tanque de aeração + decantador) que foi implantado na ETE em estudo.

O dimensionamento e implantação desta unidade, assim como as demais etapas descritas nesta pesquisa, contou com a colaboração dos demais alunos do SHS-EESC-USP que trabalharam com o mesmo sistema de tratamento, sendo estes os doutorandos Raphael Corrêa Medeiros e Marcos Schaaf Teixeira da Silva.

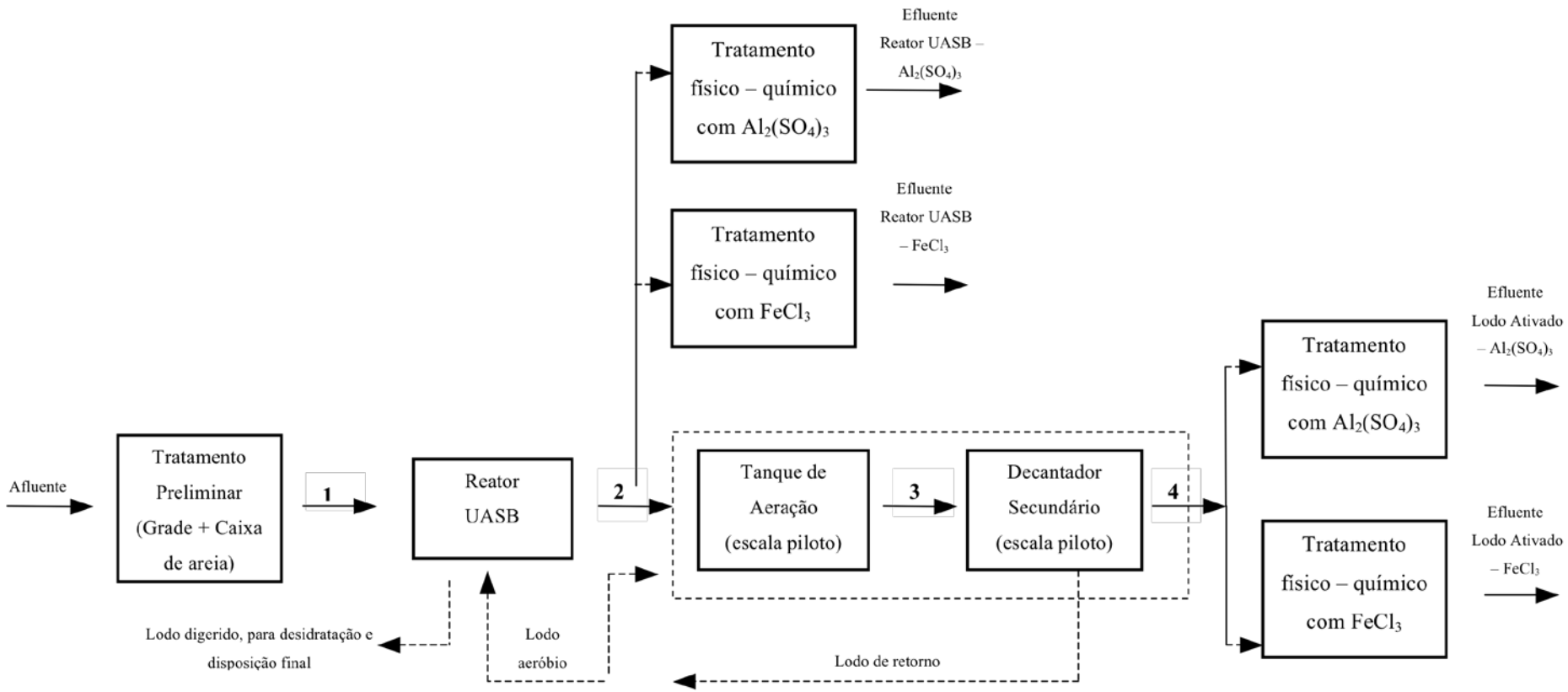


Figura 4.1 - Fluxograma geral dos processos de tratamento proposto.

Notas: 1, 2, 3 e 4: pontos de coleta de amostra na ETE; 2: Efluente do reator UASB o qual seguiu para o pós-tratamento por sistema de lodo ativado (tratamento aeróbio) e também recebeu, em laboratório, tratamento físico-químico $Al_2(SO_4)_3$ e $FeCl_3$; 3: efluente do tanque de aeração, coletado apenas para monitoramento do sistema de lodo ativado, através de análises de oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, temperatura e sólidos totais; 4: Efluente final do sistema de lodo ativado (efluente que sai do decantador), o qual recebeu também, em laboratório, tratamento físico-químico com sais de alumínio e ferro

4.2 - Sistema de lodo ativado (tanque de aeração + decantador) implantado na ETE em estudo.

4.2. Monitoramento e estabilização do sistema

Durante a fase preliminar foram realizados ensaios de rotina a fim de monitorar e detectar a estabilização das unidades de tratamento, principalmente do sistema de lodo ativado. Para auxiliar na estabilização do tanque de aeração adicionou-se 200 litros de efluente do sistema de lodos ativados da estação de tratamento de esgoto da empresa Faber - Castell localizada em São Carlos.

O monitoramento do sistema consistia na coleta de amostras dos pontos apresentados no fluxograma de tratamento (Figura 4.1) diariamente sempre no período da manhã. Os parâmetros analisados e monitorados nesta etapa de estabilização foram os seguintes: pH, oxigênio dissolvido (OD), temperatura e condutividade elétrica. Principalmente na segunda metade do período experimental esses parâmetros foram analisados diariamente. Parâmetros, tais como: demanda química de oxigênio (DQO), turbidez, dureza, cor verdadeira, alcalinidade, sólidos totais e sólidos suspensos totais foram analisados semanalmente.

A coleta de amostras, as análises laboratoriais e a operação da estação experimental contou com a ajuda de uma equipe de alunos que tinham a ETE como objetivo de estudo, esses alunos foram os seguintes: os doutorandos Raphael Corrêa Medeiros e Marcos Schaaf Teixeira da Silva e a aluna iniciação cientifica Tereza Sasaki, mais o autor deste trabalho.

Com o reator UASB e o sistema de lodo ativado estabilizados foi iniciada a fase de tratamento físico-químico em escala de bancada, utilizando equipamento denominado de Jarteste, com posterior análise das amostras conforme apresentado e discutido nos próximos itens.

4.3. Ensaios de coagulação-floculação-sedimentação (Jarteste)

Após o período de monitoramento, iniciaram-se os ensaios de coagulação- floculação-sedimentação com amostras do efluente do reator UASB e do lodo ativado, de modo que, para cada amostra foram testados dois coagulantes, o sulfato de alumínio ($Al_2(SO_4)_3$) e o cloreto férrico ($FeCl_3$), através de ensaios com o Jarteste (Figura 4.3). Portanto, com os ensaios de coagulação-floculação-sedimentação foram obtidos mais quatro amostras de tratamentos diferentes, descritas a seguir: (1) efluente do UASB tratado com $Al_2(SO_4)_3$; (2) efluente do UASB tratado com $FeCl_3$; (3) efluente do lodo ativado tratado com $Al_2(SO_4)_3$ e (4) efluente do lodo ativado tratado com $FeCl_3$.

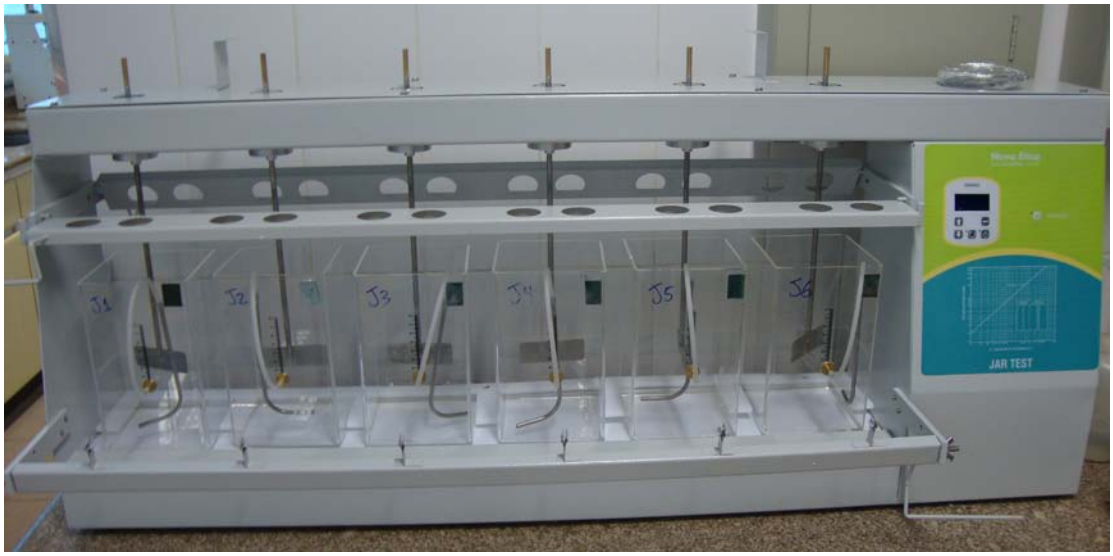


Figura 4.3 - Equipamento de Jarteste utilizado nos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação.

Primeiramente, foram realizados ensaios preliminares com objetivo de elaborar curvas de sedimentação para os quatro tratamento citados anteriormente. Elaborada as curvas de sedimentação, passou-se a investigar as dosagens dos coagulantes e pH mais satisfatório (Figura 4.4), tanto do ponto de vista econômico quanto de eficiência.

Em todos os ensaios físico-químicos foram fixadas as condições de mistura rápida (G_{MR} e T_{MR}) e floculação (G_F e T_F), de modo que não foram realizados ensaios visando a otimização destas condições uma vez que este não era o foco da pesquisa. Os parâmetros de mistura rápida e floculação utilizados em todos os ensaios de tratamento físico-químico estão apresentados na Tabela 4.1.

Para demonstrar o procedimento de um ensaio típico de mistura rápida, floculação e sedimentação, utilizando equipamento de Jarteste, seria necessário ensaios preliminares para descobrir os *valores ótimos* de dosagem e pH de coagulação. No entanto, a pesquisa visou o tratamento de duas amostras diferentes de esgoto – UASB e lodo ativado – além da proposta de tratamento com dois coagulantes diferentes. Neste sentido, chegar em *valores ótimos* de dosagem de coagulante e pH de coagulação seria praticamente impossível, uma vez que o presente trabalho estuda amostras de esgoto, o qual varia muito de uma dia para o outro ou até mesmo durante um período do dia devido a quantidade de poluentes e interferentes nele presente.

Tabela 4.1 - Valores de mistura rápida e mistura lenta utilizados nos ensaios de coagulação, floculação e sedimentação.

Mistura rápida		**Mistura Lenta**	
G_{MR} (s^{-1})	800	G_{ML} (s^{-1})	40
Rotação (rpm)	365	Rotação (rpm)	65
t_{MR} (s)	30	t_{ML} (min)	25

Por isso, os ensaios preliminares buscaram estudar valores mais próximos possíveis do satisfatório e não *valores ótimos*, buscando otimizar os demais procedimentos da pesquisa e ainda melhor qualidade do efluente final para possíveis aplicações de reúso. Dessa forma, as dosagens dos coagulantes e os pH de coagulação que demonstraram ser mais satisfatórios durante os ensaios preliminares foram utilizados no decorrer da pesquisa, independente da variação na característica da amostra do esgoto estudado.

4.3.1. Ensaios Preliminares

Os ensaios preliminares visaram obter o valor da velocidade de sedimentação (Vs), dosagens de produtos químicos e pH de coagulação mais satisfatórios para cada um dos quatro tratamentos, de maneira que os valores obtidos foram posteriormente fixados nos demais ensaios de tratamento físico-químico quando combinados com tratamento biológico (item 4.3.2). A Figura 4.4 mostra o fluxograma dos ensaios preliminares de coagulação, floculação e sedimentação.

Dessa forma, foi elaborada uma curva de sedimentação para cada tratamento proposto (ou seja, quatro curvas de sedimentação), as quais foram realizadas em dias distintos (devido cada ensaio demandar um longo período de tempo, não sendo possível realizar os quatro ensaios no mesmo dia). Em todos os quatro ensaios preliminares, após a primeira batelada, onde era definida a velocidade de sedimentação – através da curva de sedimentação – (1º Etapa), iniciava-se imediatamente as demais bateladas afim de verificar as dosagens (2º Etapa) e pH satisfatórios (3º Etapa) da mesma amostra. Portanto, ao fim de cada um dos quatro ensaio preliminares era definido os valores de Vs, dosagem do coagulante utilizado e pH de coagulação que seriam utilizados nos tratamentos combinados posteriormente (ver Tabela 4.3), sendo eles UASB – $Al_2(SO_4)_3$, Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$, UASB – $FeCl_3$, Lodo Ativado - $FeCl_3$.

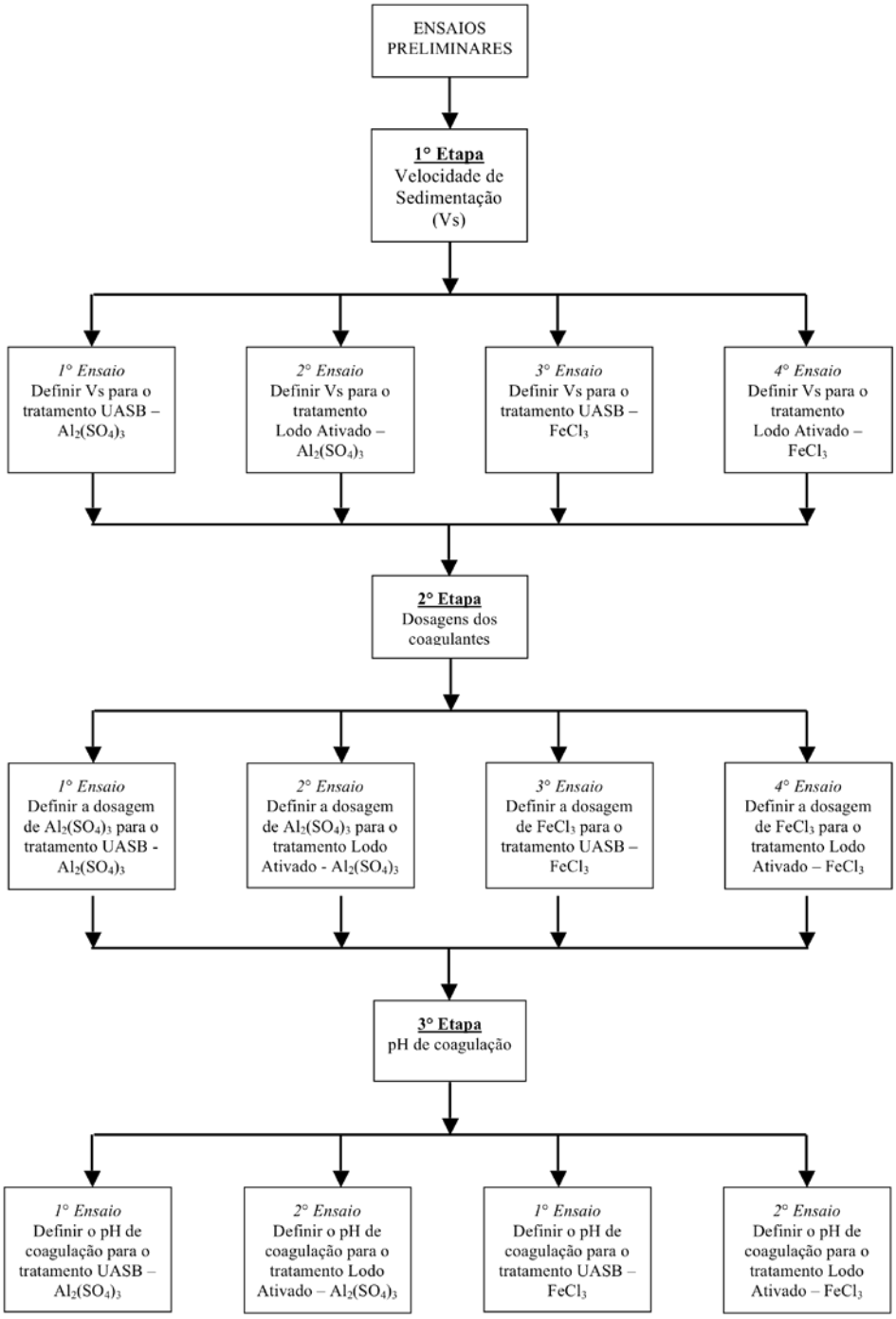


Figura 4.4 - Fluxograma dos ensaios preliminares.

Nota: Foram realizados quatro ensaios, sendo cada um deles composto por três etapas; os ensaio foram realizados em dias diferentes; os valores das dosagens (2º etapa) e dos pH de coagulação (3º etapa) não foram encontrados necessariamente com somente uma única batelada cada, dependo do tratamento combinado foram necessários mais de duas bateladas em cada uma dessas etapas (2º e 3º); na 1º Etapa a velocidade de sedimentação foi verificada e definida a partir das curvas de sedimentação construída para cada tratamento (ver Figuras 5.14; 5.19; 5.22 e 5.27); na 2º etapa fixou-se o valor de velocidade de sedimentação já definido na 1º etapa, sendo que após a construção e estudo das curvas de sedimentação coincidiu de a Vs ser a mesma para todos os tratamentos (Vs = 1cm/min); na 3º etapa, além da Vs, fixou-se também os valores das dosagens dos coagulantes definidos na etapa anterior (as dosagens podem ser verificadas na Tabela 4.4);

Os procedimentos utilizados para a realização do tratamento físico-químico tanto nos ensaios preliminares quanto nos demais ensaios com tratamentos combinados foram procedimentos semelhantes a um ensaio típico de mistura rápida, floculação e sedimentação, utilizando equipamento de Jarteste.

4.3.1.1. 1º Etapa - Velocidade de sedimentação

Na 1º etapa, o procedimento utilizado na primeira batelada de cada ensaio preliminar visou obter a Vs e foi elaborado da seguinte forma:

1. Colocou-se 2 litros da amostra (UASB ou Lodo ativado) a ser analisada em cada jarro;
2. Conectou-se o suporte com os copos dosadores e adicionou-se o produto químico (coagulante) desejado na dosagem prevista, sendo que cada jarro foi dosado com o mesmo coagulante, porém com dosagens diferentes conforme apresentado na Tabela 4.2;

Tabela 4.2 – Dosagens iniciais para ensaio preliminar de velocidade de sedimentação.

Jarros	Dosagem (mg/L)	Volume (mL)
J1	20	2
J2	50	5
J3	100	10
J4	150	15
J5	200	20
J6	250	25

Nota: A concentração da solução mãe foi de 20g/L, para os dois coagulantes.

3. Ajustou-se a rotação desejada para mistura rápida;
4. Ligou-se o motor (com rotação previamente ajustada);
5. Despejou-se o conteúdo dos corpos dosadores nos jarros ao mesmo tempo que acionou-se o cronômetro;
6. Esperou-se o tempo desejado para mistura rápida;
7. Após a mistura rápida a rotação foi ajustada novamente para a rotação desejada de floculação ao mesmo tempo que o pH de coagulação foi medido em cada jarro;

8. Esperou-se o tempo desejado de floculação;
9. Foi desligado o motor, levantaram-se as pás e zerou-se o cronômetro de modo a obter o tempo de sedimentação desejado, ou seja, o tempo de sedimentação desejado depende da velocidade de sedimentação requerida;
10. Com isso, a cada minuto eram coletados as amostras de todos os seis jarros simultaneamente e medido a distância do nível da água até o ponto de coleta da amostra, conforme está apresentado na Figura 4.5. Por exemplo: após 1 minuto de sedimentação o jarro estava com altura da lâmina d'água de 7 cm acima do ponto de coleta, portanto, a Vs é igual a 7 cm/min e nestas condições foi feita a primeira coleta para análise de turbidez desta amostra; após 2 minutos a altura era de 6,5 cm, ou seja, Vs igual a 3,25 cm/min e foi feita a segunda coleta, e assim sucessivamente;

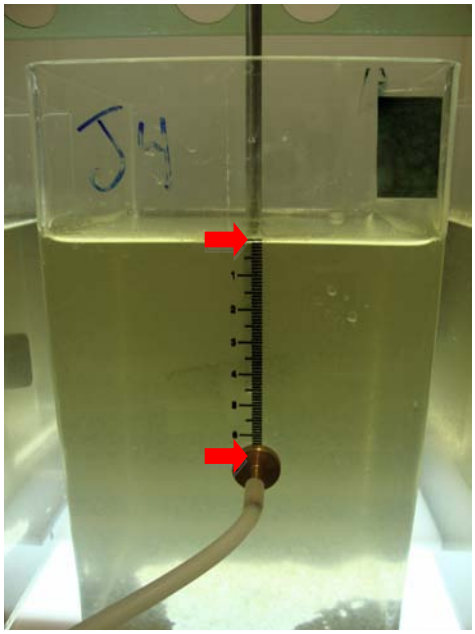


Figura 4.5. Distância do nível da água até o ponto de coleta da amostra no jarro de Jarteste.

11. Foram coletadas amostras até o tempo de 7 minutos de sedimentação, portanto, foram coletadas 42 amostras ao todo, sendo 6 (uma de cada jarro) em cada minuto de sedimentação;
12. Foi medida a turbidez (variável de controle) de cada uma as 42 amostras coletadas, de maneira que foi possível verificar a fração não removida de turbidez (T/To), uma vez que anteriormente a este ensaio foi realizada a caracterização físico-química da amostra em estudo. A turbidez foi utilizada como variável de controle devido a

grande quantidade de amostras obtidas, no entanto para os tratamentos com amostra do lodo ativado o parâmetro cor aparente também foi avaliado;

13. E finalmente, foram construídas as curvas de sedimentação (gráfico) de acordo com os dados disponíveis, sendo eles: T/To e/ou C/Co, Vs e dosagens de coagulante em cada jarro. Ou seja, um gráfico com diversas curvas, sendo elas de T/To (ou C/Co) *versus* Vs para cada dosagem de coagulante, e assim foi verificada a Vs mais adequada para o tratamento estudado conforme a eficiência de remoção de turbidez e cor aparente.

Com a Vs já definida iniciou-se a 2º etapa, onde foram feitas uma série de bateladas para definir a dosagem de produto químico (coagulante) mais satisfatória para o tratamento. Novamente lembrando que, assim com a etapa anterior, esta 2º etapa é semelhante em todos os quatro ensaios, conforme descrito no item 4.3.1.2 e mostrado na Figura 4.4.

4.3.1.2. 2º Etapa - Dosagens mais satisfatórias

Como mencionado anteriormente, foram utilizadas dosagens variadas entre 20 a 250 mg/L de coagulante na 1º etapa dos ensaios preliminares, conforme apresentada na Tabela 4.2. Contudo, as dosagens foram escolhidas visando investigar o comportamento do tratamento físico-químico com dosagens extremas, variando da mínima possível a uma dosagem alta. Com isso foi possível verificar as Vs mais eficientes e também entre esses extremos de valores, a dosagem que obteve menor fração não removida das variáveis de controle. Dessa forma, para a 2º etapa foi escolhido o valor mais eficiente na 1º etapa, em termos de remoção de turbidez e cor aparente, e este foi variado novamente em seis valores de dosagens diferentes (uma para cada jarro), porém em intervalos menores aos anteriores, de maneira a ir convergindo essa dosagem nas próximas bateladas desta mesma etapa (quando necessárias) até chegar em um único valor que favorecesse maior eficiência de remoção de turbidez ou cor.

O procedimento realizado para cada ensaio preliminar visando obter a dosagem de coagulante mais satisfatória em cada tratamento foi semelhante ao procedimento anterior, porém com algumas diferenças. As etapas são descritas a seguir.

1. Utilizando a mesma amostra da batelada anterior na 1º etapa, colocou-se 2 litros em cada jarro;
2. Conectou-se o suporte com os copos dosadores e adicionou-se o produto químico (coagulante) desejado na dosagem prevista, sendo que cada jarro foi dosado com o mesmo coagulante, porém com dosagens diferentes. Neste caso, foi escolhido a dosagem mais eficiente da batelada anterior (conforme a curva de sedimentação) e a partir dela foram variadas as dosagens em valores com intervalos menores entre uma dosagem e outra. Por exemplo: se na primeira batelada as dosagens de 50 e 100 mg/L de coagulante foram a mais eficientes, nessa segunda etapa as dosagens utilizadas na batelada poderiam ser as seguintes: 60, 70, 80, 90, 100 e 110 mg/L. Ou seja, seriam escolhidos valores que demonstrassem o comportamento desse tratamento com dosagens que variassem para mais e para menos daquela que demonstrou ser mais eficiente na batelada anterior, sendo que essa variação foi muito especifica de um caso para o outro.

A partir dai, os passos foram exatamente iguais ao procedimento anterior na 1º etapa, porém somente até o item 9. Nesse caso, a Vs já foi definida não sendo mais necessário os próximos passos. Após concluído o tempo de sedimentação foram coletadas as amostras de todos os jarros e medidos os valores de turbidez e cor aparente (no caso dos tratamentos com efluente do sistema de lodo ativado que estava bastante clarificado, de modo que a cor aparente poderia funcionar melhor como variável de controle do que a turbidez).

Foram realizadas uma, duas ou até três bateladas semelhantes a esta (convergindo e variando a dosagem) na 2º etapa, dependendo do tratamento, de modo que, ao final dessas bateladas foi escolhido apenas uma única dosagem satisfatória de coagulante para o tratamento.

4.3.1.3. 3º Etapa – pH de coagulação mais satisfatórios

Após definida a dosagem de coagulante para o tratamento passou-se a investigar o pH de coagulação mais satisfatório. Ainda com a mesma amostra utilizada nas duas etapas anteriores, as próximas bateladas nessa 3º etapa foram exatamente iguais ao ensaio típico de coagulação, floculação e sedimentação já descrito nas bateladas anteriores. Só que neste caso, além de fixados os valores de mistura rápida, floculação e sedimentação também foi fixado a dosagem do coagulante escolhida na 2º etapa. No entanto (a fim de variar o valor de pH de

coagulação) antes de iniciar a mistura rápida foram variados os valores do pH inicial da amostra com a adição de alcalinizante ou acidificante.

Inicialmente, em um dos jarro foi mantido o pH da amostra, geralmente pH neutro (em torno de 7) e nos demais foi adicionado produtos químicos para acidificar (ácido sulfúrico) ou alcalinizar (cal hidratada) o meio, variando em valores extremos, portanto, bem ácidos e bem básicos. Logo após a variação do pH inicial foi dado inicio ao procedimento de mistura rápida, floculação e sedimentação. Ao final das bateladas foi feita a medição da variável de controle, turbidez e cor aparente (nas amostras dos tratamento com lodo ativado). Dessa forma, foi possível investigar o comportamento do tratamento físico-químico em pH de coagulação diferentes e verificar o caráter (ácido, básico ou neutro) mais satisfatório. O raciocínio utilizado para variar os valores de pH de coagulação foi semelhante ao utilizado para variar as dosagens de coagulante nas bateladas anteriores e foi muito especifico de um tratamento para o outro, sendo que em alguns casos foi necessário mais de uma batelada para uma maior variação de pH inicial, conseqüentemente, melhor investigação do valor mais satisfatório de pH de coagulação.

4.3.1.4. Considerações sobre a coleta e armazenamento da água residuária de estudo nos ensaios preliminares

O esgoto de estudo foi coletado uma única vez e armazenado durante o período de execução dos ensaios preliminares. Portanto, para cada um dos quatro ensaios preliminares foi coletado volume suficiente para serem realizadas todas as bateladas do ensaio previsto.

Após a coleta, foi realizada a caracterização físico-química da água residuária em estudo. As variáveis utilizadas na caracterização foram as seguintes: pH, condutividade, temperatura, turbidez e cor aparente (quando utilizada como variável de controle). Durante o período de armazenamento da amostra em estudo alguns desses parâmetros foram verificados mais de uma vez. Isto porque alterações significativas indicariam mudança na qualidade do esgoto, o que iria comprometer a interpretação dos resultados dos ensaios.

A cada batelada, a amostra de água residuária em estudo era homogeneizada para evitar que sólidos ficassem depositados no fundo do recipiente de armazenamento. Para a homogeneização foi utilizado um dispositivo reservado exclusivamente para este fim, evitando assim contaminação. Este dispositivo pode ser um pedaço de cano ou madeira qualquer que auxilie na homogeneização manual.

4.3.2. Tratamento biológico e físico-químico combinados

Esta parte da pesquisa foi desenvolvida no decorrer de cinco semanas entre os meses de novembro e dezembro de 2011, em que foi adicionado um tratamento físico-químico a jusante das unidades de tratamento de esgoto (UASB e lodo ativado) da ETE em estudo. As amostras do esgoto sanitário correspondente aos pontos indicados no fluxograma de tratamento (Figura 4.1) foram coletadas e levadas para laboratório para posterior análise de parâmetros diversos (Tabela 4.5), além daqueles já analisados durante a fase de monitoramento do sistema.

Além da caracterização dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, as amostras do efluente do reator UASB e do sistema de lodo ativado também foram submetidas a tratamento físico-químico (coagulação, floculação e sedimentação). Portanto, dando origem as quatro amostras citadas no ensaio anterior (item 4.3.1), uma vez que para cada tratamento combinado com o físico-químico foram testados dois coagulantes (sulfato de alumínio e cloreto férrico). Dessa forma, a combinação de tratamento anaeróbio-aeróbio, anaeróbio-físico-químico e anaeróbio-aeróbio-físico-químico deu origem a seis amostras diferentes, as quais foram analisadas e avaliadas afim de verificar possibilidades de reúso. A Tabela 4.3 apresenta as combinações de tratamento proposto na pesquisa.

Tabela 4.3 - Combinações de tratamento anaeróbio, aeróbio e físico-químico.

Tratamento	Combinações
Anaeróbio	UASB
Anaeróbio – Aeróbio	UASB + Lodo Ativado
Anaeróbio – Físico-químico	UASB + Coagulação, floculação e sedimentação com Al
Anaeróbio – Físico-químico	UASB + Coagulação, floculação e sedimentação com Fe
Anaeróbio – Aeróbio – Físico-químico	UASB + Lodo Ativado + Coagulação, floculação e sedimentação com Al
Anaeróbio – Aeróbio – Físico-químico	UASB + Lodo Ativado + Coagulação, floculação e sedimentação com Fe

Os ensaios físico-químicos foram feitos em batelada, sendo que em cada ensaio consistiu de duas bateladas, uma para cada amostra – UASB e lodo ativado, de modo que, foram feitos 5 ensaios ao todo e com intervalo de uma semana entre um e outro.

As bateladas de tratamento físico-químico foram feitas exatamente igual a um ensaio típico de coagulação, floculação e sedimentação já mencionado anteriormente. No entanto, para otimização do tempo de análise, após a mistura rápida, três jarros do jarteste foram dosados com sulfato de alumínio e os outros três com cloreto ferro, assim a mesma amostra (efluente do UASB ou do lodo ativado) era tratada ao mesmo tempo em uma única batelada pelos dois coagulante em estudo, isso porque não foi necessário um grande volume de efluente tratado para as demais análises. Os parâmetros de mistura rápida e floculação foram os mesmos utilizados nos ensaios preliminares, de acordo com Tabela 4.1. A velocidade de sedimentação adotada foi de 1 cm/min em todas as bateladas independente do tratamento, conforme verificado nos ensaios preliminares. A dosagem de coagulante e pH de coagulação foram variados de acordo o tratamento combinado, conforme está apresentado na Tabela 4.4.

Após os ensaios de coagulação, floculação e sedimentação as amostras de cada jarro foram coletadas até o ponto máximo de coleta e as amostras submetidas ao mesmo tratamento foram homogeneizadas em um único recipiente para posterior caracterização assim como as demais amostras inclusive a do esgoto bruto. Na Figura 4.5 estão apresentadas as seis amostras de efluente após seus respectivos tratamentos, inclusive a amostra afluente (esgoto bruto).

Tabela 4.4 – Dosagens de coagulante e pH de coagulação definidos nos ensaios preliminares para tratamento físico-químico com jarteste das amostras de UASB e lodo ativado com dois coagulantes.

Amostra	Coagulante	Dosagem (mg/L)	pH de coagulação
UASB	Sulfato de alumínio	170	6,8 a 7,0
UASB	Cloreto férrico	170	6,0 a 6,5
Lodo Ativado	Sulfato de alumínio	20	7,0 a 7,5
Lodo Ativado	Cloreto férrico	80	6,0 a 6,5

Nota: Para a amostra de UASB as dosagens definidas nos ensaios preliminares foram as mesma para os dois coagulantes, coincidentemente; apesar da dosagem de sulfate de alumínio no tratamento combinado com lodo ativado ser de 20 mg/L (dado esse definido com os ensaios preliminares) observou-se no decorrer dos cinco ensaios desse tratamento combinado (lodo ativado – $Al_2(SO_4)_3$) que essa dosagem poderia ter sido maior para melhor desempenho do tratamento.

Figura 4.5 – Amostras do afluente (esgoto bruto) e efluentes após seus respectivos tratamentos.

4.3.2.1. Parâmetros avaliados

Em todas as etapas da pesquisa, as coletas dos efluentes do reator UASB e do sistema de lodo ativado sempre ocorriam no período da manhã e as análises de caracterização físico-química e microbiológica, quando não feitas no mesmo dia, eram realizadas durante a semana, no entanto, sempre respeitando os métodos e prazos máximos de preservação conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 1998). Além disso, a freqüência de amostragem e o número de amostras foram definidos conforme cada parâmetro analisado.

Em laboratório, as amostras foram submetidas à análises físicas, químicas e microbiológicas (além daqueles que já eram analisados na fase de monitoramento) conforme apresentado na Tabela 4.5, tendo por base o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 1998), exceto para os parâmetros Cistos de *Giárdia spp e* Oocistos de *Cryptosporidium spp* adaptados FRANCO *et al*., (2001), ROBERTSON *et al*., (2000) e SANTOS (2007).

Após a unidade de tratamento físico-químico será instalado um sistema de filtração composto por filtro de areia seguido de filtro com carvão ativado. Em seguida, será instalado um sistema de desinfecção por cloro. No entanto, o presente trabalho irá abordar estudos somente até a unidade de tratamento físico-químico, uma vez que as demais unidades do processo de tratamento será objeto de pesquisa de doutorado realizado pelo acadêmico Marcos Schaaf Teixeira da Silva.

Tabela 4.5 - Parâmetros, metodologias e freqüências amostrais que foram utilizadas para determinação das amostras de esgoto.

Parâmetros	Metodologia	Freqüência de análise	Local de análise
pH	4500 B	Diariamente	LATAR
Temperatura	2550 B	Diariamente	LATAR
Cor aparente	2120 C	Semanalmente	LATAR
Cor verdadeira	2120 C	Semanalmente	LATAR
Alcalinidade	2320 B	Semanalmente	LATAR
Turbidez	2130 B	Semanalmente	LATAR
Dureza	2340 C	Semanalmente	LATAR
CE[1]	2510 B	Diariamente	LATAR
OD[2]	4500-O G	Diariamente	LATAR
DBO[3]	5210 B	Semanalmente	LATAR
DQO[4]	5220 D	Semanalmente	LATAR
Coliformes totais	Item 4.4.2	Semanalmente	LATAR
E. Coli	Item 4.4.2	Semanalmente	LATAR
Cistos de *Giárdia spp*	Item 4.4.1	Semanalmente	LATAR
Oocistos de *Cryptosporidium spp*	Item 4.4.1	Semanalmente	LATAR
ST[5]	2540 B	Semanalmente	LATAR
STV[6]	2540 E	Semanalmente	LATAR
STF[7]	2540 B	Semanalmente	LATAR
SST[8]	2540 B	Semanalmente	LATAR
SSV[9]	2540 E	Semanalmente	LATAR
SSF[10]	2540 B	Semanalmente	LATAR
Nitrogênio total	4500-NH_3 C	Semanalmente	Laboratório de Saneamento
Nitrogênio amoniacal	4500 – NH_3 B	Semanalmente	Laboratório de Saneamento
Nitrato	4500 - NH_3 H	Semanalmente	LATAR
Nitrito	4500 - NH_3 H	Semanalmente	LATAR
Fósforo total	4500-P E e F	Semanalmente	LATAR
COD[11]	5310 B	Semanalmente	Laboratório de Saneamento
B, Al, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb	3120 B	Mensalmente	Laboratório de Saneamento
Na e K	3500-Na B e 3500-K B	Mensalmente	Laboratório de Saneamento

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

4.4. Exames microbiológicos

4.4.1. Giardia spp. e Cryptosporidium spp.

4.4.1.1. Técnica de centrífugo-concentração

As amostras do esgoto bruto e do reator UASB foram concentradas e purificadas de acordo com protocolo modificado de Robertson *et al.* (2000).

4.4.1.2. Técnica de filtração em membrana

Para a análise dos efluentes do sistema de lodo ativado e tratamento físico-químico (jarteste), as amostras foram concentradas de acordo com protocolo modificado de Franco *et al.* (2001) e Santos (2007), como descrito a seguir.

As amostras foram filtradas em membranas de ésteres mistos de celulose com 47 mm de diâmetro e porosidade nominal de 3 µm (marca Milipore®), em sistema de filtração constituído de bomba de vácuo e porta filtro.

Antes de iniciar cada etapa do procedimento, os diversos equipamentos utilizados eram lavados com solução de eluição (Tween 80, 0,1%), tais como: provetas, kit de filtração, membranas, alças plásticas, ponteiras, tubos cônicos, tubos de microcentrifugação, demais recipientes, entre outros. Este procedimento é necessário para evitar aderência dos protozoários nos materiais usados.

Após lavagem do erlenmeyer, do porta filtro, inclusive das membranas utilizadas, com solução de eluição, foi filtrado o volume máximo possível de cada amostra, sendo que esse volume variou de 150 a 250 mL, dependendo da turbidez. Após a filtração, as membranas foram cuidadosamente retiradas e colocadas em placas plásticas estéreis para realizar a etapa de recuperação de cistos e oocistos eventualmente presentes nas amostras. De uma amostra para outra lavou-se todo o material usado na filtração, somente com água desionizada, de 5 a 6 vezes, não sendo necessário lavar novamente os materiais com a solução de eluição.

As membranas, transferidas para as placas plásticas, foram lavadas com 5 ml Tween 80 (0,1%) e em seguida suas superfícies foram raspadas, durante mais ou menos 3 minutos, com alças plásticas macias, de modo que o líquido resultante era transferido para tubos cônicos. Este procedimento foi repetido 3 vezes totalizando um período de 10 minutos, sendo que ao

final havia nos tubos cônicos correspondentes a cada membrana 15 ml do líquido resultante do procedimento que posteriormente foram concentrados por centrifugação (1.050 x *g*; 10 minutos). O sobrenadante foi aspirado e o sedimento resultante foi lavado com água desionizada até completar 15 ml e novamente foi submetido à centrifugação, nas mesmas condições (Figura 4.5).

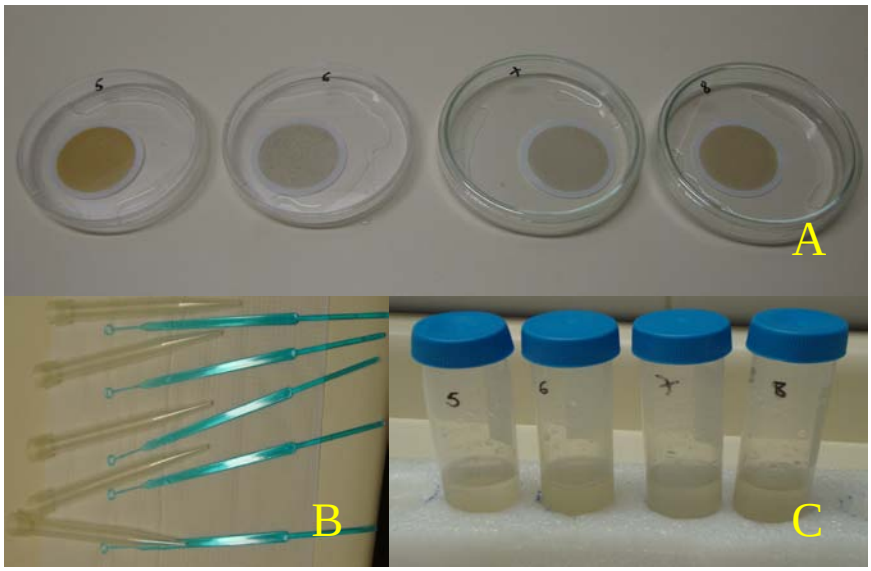


Figura 4.5 – A: membranas com 5 mL da solução de eluição; B: alças plásticas para raspagem; C: tubos cônicos com líquido resultante do procedimento.

Após a centrifugação, o sobrenadante foi retirado mais uma vez e o sedimento (± em 0,5 mL), ainda no tubo cônico, foi misturado em vórtex e depois transferido para tubos de microcentrifugação. Após a transferência, lavou-se o tubo cônico com 0,5 mL de água e misturou-se novamente em vórtex. Este volume de 0,5 mL de água também foi transferido para o tubo de microcentrifugação, completando assim o volume de 1 mL Em seguida, o conteúdo deste último tubo foi também misturado em vórtex. Após esta etapa os tubos de microcentrifugação foram mantidos sob refrigeração de uma dia para o outro a 4°C.

Os diversos sedimentos (dos efluentes do lodo ativado e do tratamento físico-químico) foram posteriormente avaliados empregando o teste de reação de imunofluorescência direta (RID).

4.4.2. Visualização e enumeração por reação de imunofluorescência direta (RID) e teste confirmatório da morfologia dos protozoários com corante iodeto de propídio (PI).

Com a finalidade de retirar alíquotas dos sedimentos para a realização da RID, as diversas amostras foram submetidas ao protocolo de homogeneização segundo Redlinger *et al.* (2002) e Santos (2007), conforme descrito a seguir.

Os tubos de microcentrifugação contendo as amostras concentradas foram misturados um a um em vórtex, por 2 minutos e a seguir invertidos 3 vezes com o propósito de tornar a distribuição de cistos e oocistos, eventualmente presentes, homogênea, sendo feita imediatamente a transferência de cada alíquota para o poço da lâmina de RID.

Para as duas metodologias (itens 4.4.1.1 e 4.4.1.2), uma alíquotas de 50 µl do sedimento final foi cuidadosamente espalhada no poço das lâminas para realização da RID (Figura 4.6). Após secagem em temperatura ambiente, foi adicionado 10µl de metanol em cada poço para fixar, por 10 a 15 minutos. A seguir, acrescentou-se uma gota do reagente contendo os anticorpos monoclonais presente no kit Merifluor, e as lâminas foram incubadas à 37°C por 30 minutos em câmara úmida e protegidas da luz.

Figura 4.6 – Lâmina com 2 poços preenchidos com sedimento final.

Foi realizada uma lavagem utilizando-se 100 µl de água desionizada para retirar o excesso de anticorpo. Este procedimento foi realizado com a lâmina inclinada em 45° e sem tocar nos poços contendo as amostras. A remoção do excesso de água foi realizada com papel absorvente. Em seguida, o corante iodeto de propídio (PI) foi aplicado e mantido sobre proteção da luz por 15 minutos e após este período foi realizada mais uma lavagem com água desionizada.

Após a lavagem, as lâminas receberam uma gota de meio de montagem e foram cobertas

com lamínulas. As lâminas, colocadas dentro de placas de Petri e revestidas com papel alumínio para não receber luz, foram armazenadas em geladeira por até uma semana.

O microscópio de epifluorescência (Olympus BX51) utilizado para a visualização da RID possui filtro de excitação 450 a 490 nm e filtro de barreira de 520 nm.

O kit para reação de imunofluorescência direta utilizado neste trabalho foi o de marca comercial Merifluor® (Meridian Bioscience, Cincinnatti, Ohio) e o iodeto de propídio da Sigma Aldrich, ambos validados pela Environmental Protection Agency (EPA), dos Estados Unidos da América.

Os critérios de positividade considerados para as amostras foram os seguintes: o tamanho e o formato similares aos cistos (8 a 14 µm) e oocistos (4 a 6 µm) presentes na amostra controle, a parede do (oo)cisto devia mostrar fluorescência verde-maçã brilhante, fluorescência sem difusão quando focada no microscópio e visualização de caracteres morfológicos como axonemas, corpos medianos e núcleos para cistos e número e presença de sutura nos oocistos. Para ambos os organismos, foram observados a ausência de poros ou deformidades nas extremidades.

Para o teste com PI, os (oo)cistos identificados por RID eram diferenciados em:

→ PI-: não penetração do reagente iodeto de propídio no (oo)cisto – viável.

→ PI+: penetração do reagente no (oo)cisto – não viável.

Após a enumeração dos eventuais cistos e oocistos presentes nas amostras, o cálculo da estimativa do número de cistos e oocistos /L para cada amostra foi feito com base na fórmula:

$$X = \frac{n°(oo)cistos \times 10^6}{vol.sed(\mu L)poço} \times \frac{vol.sed(mL)obtido}{vol.amostra(mL)} \qquad (a)$$

Sendo:

X = concentração de (oo)cistos /L

Vol.sed: volume de sedimento

10^6: fator de conversão de unidades

4.4.3. Experimentos-controle da metodologia de detecção

4.4.3.1. Experimentos-controle da metodologia de detecção

Os experimentos controle-negativo foram realizados para detectar possíveis contaminações durante o protocolo de filtração em membrana. Para isto, 150 mL de água deionizada foram filtrados empregando-se o mesmo procedimento usado para as amostras de efluente como descrito no item 4.4.1.2. Este experimento controle foi realizado 3 vezes e imediatamente após o experimento controle-positivo, descrito a seguir.

4.4.3.2. Experimentos controle-positivos

Um experimento controle-positivo foi realizado para avaliar a sensibilidade de recuperação de (oo)cistos das duas metodologias usadas. Para isso, 150 mL de amostra de esgoto foram contaminadas artificialmente com uma suspensão contendo um número conhecido de cistos e oocistos provenientes do "controle positivo" do kit Merifluor, e processadas conforme as duas metodologias de centrífugo-concentração (item 4.4.1.1) e filtração em membrana (item 4.4.1.2), de acordo com a amostra.

Previamente, houve contagem de cistos e oocistos presentes em 5 µl do "controle positivo" em 3 poços de lâmina de imunofluorescência. A partir dessas contagens, um número médio de 99±2,2 oocistos e 99±1,4 cistos foram adicionados nas amostras de afluente e efluentes.

Também foram quantificados cistos e oocistos já presentes nas amostras de esgoto utilizadas para os ensaios de recuperação. Esses (oo)cistos presentes nas amostras foram posteriormente subtraídos do montante encontrado nas amostras inoculadas.

Após a enumeração de cistos e oocistos nas amostras, a eficiência de recuperação de ambas metodologias pôde ser calculada pela equação (b), de acordo com SANTOS, 2007:

$$Y = \frac{R}{1} \times 100 \qquad \text{(b)}$$

Sendo:

Y: eficiência de recuperação

R: número de cistos e oocistos recuperados

i: número de cistos e oocistos inoculados.

4.4.4. Escherichia coli e Coliformes Totais

Para a quantificação de *E. coli* e coliformes totais foi utilizado a técnica de *"pour plate"*. Colocou-se 1 mL de amostra (a partir de diluições decimais) em placa de Petri estéril. Logo a seguir, acrescentavam-se 9 mL do meio Chromocult® Coliform Agar (Merk Cat.No.1.10426) ainda líquido na temperatura de 50 a 55°C. As placas eram, então incubadas a 36 ± 1°C por 24 ± 1 hora.

Por esta técnica, as colônias que apresentam coloração azul-escuro/violeta são identificadas como *E. coli*, e as que apresentam coloração salmão/vermelha, somadas às colônias de *E. coli*, são identificadas como coliformes totais (Figura – 4.9). O resultado foi lido como Unidade Formadora de Colônia (UFC) por mL.

Esta metodologia foi empregada seguindo sugestões de Lorenção (2009) *apud* Medeiros (2010).

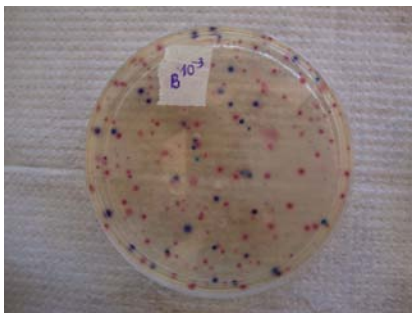


Figura 4.7 – Placa contaminada com coliformes totais e E. coli referente a amostra de esgoto bruto.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos durante o período experimental são apresentados, neste capítulo, por etapa de estudo, sendo estas:

5.1 - Monitoramento e estabilização do sistema de tratamento de esgoto;

5.2 – Tratamento físico-químico.

5.2.1 - Ensaios preliminares;

5.3 – Tratamentos combinados: Ensaios físico-químicos com os efluentes do reator UASB e lodo ativado e avaliação da eficiência de cada unidade de tratamento combinado de esgoto.

5.4 - Possibilidades de reuso do efluente após cada unidade de tratamento.

5.1. Monitoramento e estabilização do sistema de tratamento de esgoto

Nos subitens seguintes são apresentados e discutidos os dados referentes à etapa de monitoramento que foi feita em conjunto com os demais alunos que também estudavam o reator UASB e o sistema de lodo ativado (doutorandos Raphael Corrêa Medeiros e Marcos Schaaf Teixeira da Silva).

Os dados experimentais referentes ao tratamento anaeróbio - reator UASB - e da unidade de tratamento aeróbio – sistema de lodo ativado - serviram, principalmente, como parâmetros de monitoramento do sistema, avaliação e comparação dos resultados obtidos no decorrer do experimento, inclusive para a realização da etapa de tratamento subseqüente (tratamento físico-químico).

5.1.1. Monitoramento periódico

O monitoramento consistiu da coleta e análise diárias e semanais das amostras do esgoto bruto (afluente), efluente do reator UASB (efluente anaeróbio) e efluente do sistema de lodo ativado (efluente aeróbio). As variáveis de monitoramento diários foram as seguintes: oxigênio dissolvido (OD), temperatura, condutividade elétrica (CE) e pH. As variáveis analisadas semanalmente foram: alcalinidade, turbidez, dureza, sólidos totais (ST), sólidos

suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), cor verdadeira, carbono orgânico dissolvido (COD), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO) além dos microrganismos, tais como *Escherichia coli*, coliformes totais e protozoários (*Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp.). As Tabelas 5.1 e 5.2 contêm o resumo estatístico dos dados referentes ao monitoramento periódico, nos quais são apresentados o número de amostras, o desvio padrão, os valores médios, máximos e mínimos e eficiência média de remoção de cada unidade de tratamento referente às diversas variáveis analisadas nas amostras de esgoto bruto, efluente do reator UASB e efluente do sistema de lodo ativado. Os valores de eficiência global do sistema também serão apresentados e discutidos de acordo com cada parâmetro no decorrer dos próximos subitens.

Tabela 5.1 – Resumo estatístico dos dados obtidos na etapa de monitoramento periódico do reator UASB.

Variável	Afluente					Efluente UASB					Eficiência média de remoção (%)
	N° de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo	N° de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo	
pH	61	6,5	0,29	5,67	7,3	61	6,68	0,17	6,39	7,42	
T(1) (°C)	56	23,3	1,56	18,6	27,8	57	23,1	1,46	18,2	27,4	
CE(2) (µS/cm)	59	631	150,5	356	967	59	802	165	452	1132	
Alc. Parcial (mg $CaCO_3$/l)	18	81	29	34	139	18	196	33	120	251	
Alc. Total (mg CaCO3/l)	18	92	48	130	315	18	300	65	191	501	
Turbidez (NTU)	15	306	380	105	1472	17	251	291	94	1112	
Cor Verd. (uC)	9	106	37,9	78	202	9	105	13,23	85	129	
Dureza (mg$CaCO_3$/l)	13	60	15,4	36	84	13	52	9,94	34	66	11%
COD(3)(mg/l)	3	95	8	86	101	3	50,8	33,5	15	81,3	48%
DQOt(4)(mg/l)	11	1606	1495	473	4628	11	435	210	178	903	48%
DQOf(5)(mg/l)	9	336	142	90	497	9	128	56	57	205	57%
ST(6)(mg/l)	12	1185	1583	374	4368	6	668	381	420	1231	
STF(7)(mg/l)	12	289	274	126	839	6	259	88,5	198	391	
STV(8)(mg/l)	12	897	1310	220	3529	6	408	299	188	840,5	
SST(9)(mg/l)	18	396	552	76	1562	19	183	223	43	728	
SSF(10)(mg/l)	18	54	91	5,5	248	19	27	44	1	135	
SSV(11)(mg/l)	18	342	461	69	1314	19	156	179	42	594	
SDT(12)(mg/l)	12	331	69	277	450	12	402	78	337	501	
SDF(13)(mg/l)	12	154	29	119	185	12	216	33	177	256	
SDV(14)(mg/l)	12	177	59	115	265	12	186,4	70,4	118	247,3	

Notas: (1) temperatura; (2) condutividade elétrica; (3) carbono orgânico dissolvido; (4) demanda química de oxigênio total; (5) demanda química de oxigênio filtrado; (6) sólidos totais; (7) sólidos totais fixo; (8) sólidos totais voláteis; (9) sólidos suspensos totais (10) sólidos suspensos fixos; (11) sólidos suspensos voláteis; (12) sólidos dissolvidos totais; (13) sólidos dissolvidos fixos; (14) sólidos dissolvidos voláteis.

Tabela 5.2 – Resumo estatístico dos dados obtidos na etapa de monitoramento periódico do sistema aeróbio de lodo ativado (tanque de aeração + decantador).

Variável	Tanque de Aeração					Efluente Decantador					Eficiência média de remoção (%)	Eficiência global média de remoção – UASB + lodo ativado (%)
	Nº de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Máximo	Nº de Amostras	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Máximo		
pH	68	6,99	0,46	5,76	8,2	62	7,1	0,45	5,94	7,93		
T[(1)](°C)	57	22,8	1,56	15,8	27,2	58	22,8	1,56	15,8	27,1		
OD[(2)](mg/l)	57	10,5	2	15	4,58	53	3,6	1,67	0,3	9		
CE[(3)] (µS/cm)	NR	NR	NR	NR	NR	59	626	114,3	407	894		
Alc. Parcial (mg $CaCO_3$/l)	17	87	65	5	251	18	78	62	8	220		
Alc. Total (mg CaCO3/l)	17	118	78	20	317	18	104	73	18	276		
Turbidez (NTU)	NR	NR	NR	NR	NR	15	37	30	11	120	83%	
Cor Verd. (uC)	NR	NR	NR	NR	NR	9	66	10,68	48	79	36%	
Dureza (mg$CaCO_3$/l)	NR	NR	NR	NR	NR	13	58	8,83	38	72		
COD[(4)](mg/l)	NR	NR	NR	NR	NR	3	16,5	6,75	8,8	21,5	60%	83%
DQOt[(5)](mg/l)	NR	NR	NR	NR	NR	11	157	76	59	295	58%	80%
DQOf [(6)](mg/l)	NR	NR	NR	NR	NR	9	60	44	20	137	54%	82%
ST[(7)](mg/l)	14	668	188	453	987	11	DI	DI	DI	DI		
STF[(8)](mg/l)	14	284	134,6	170	573	11	DI	DI	DI	DI		
STV[(9)](mg/l)	14	384	174	214	733	11	DI	DI	DI	DI		
SST[(10)](mg/l)	19	351	161	86	613	15	DI	DI	DI	DI		
SSF[(11)](mg/l)	19	49	22	13,5	80,2	15	DI	DI	DI	DI		
SSV[(12)](mg/l)	19	302	143,4	72	542	11	DI	DI	DI	DI		
SDT [(13)]mg/l)	14	337	55	258	414	11	DI	DI	DI	DI		
SDF[(14)](mg/l)	14	236	117	144	493	11	DI	DI	DI	DI		
SDV[(15)](mg/l)	14	130	56,3	51,5	197	11	DI	DI	DI	DI		

Notas: (1) temperatura; (2) oxigênio dissolvido; (3) condutividade elétrica; (4) carbono orgânico dissolvido; (5) demanda química de oxigênio total; (6) demanda química de oxigênio filtrado; (7) sólidos totais; (8) sólidos totais fixo; (9) sólidos totais voláteis; (10) sólidos suspensos totais (11) sólidos suspensos fixos; (12) sólidos suspensos voláteis; (13) sólidos dissolvidos totais; (14) sólidos dissolvidos fixos; (15) sólidos dissolvidos voláteis.; NR: não realizado; DI: dados inconsistentes.

Variáveis de avaliação de estabilidade do sistema de tratamento de esgoto

As variações de temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (OD) do sistema de lodo ativado, bem como a produção e consumo de alcalinidade, foram as principais variáveis usadas na avaliação do desempenho do sistema (reator UASB seguido de tratamento com lodo ativado). Sendo assim, nas Figuras 5.1 a 5.6 são apresentados os gráficos com as variações dessas variáveis ao longo do experimento.

De acordo com as Tabelas 5.1 e 5.2, as temperaturas médias observadas durante a coleta de amostras foram de 23,3 °C no afluente , 21,3 °C no efluente do reator UASB e 22,8 °C tanto no tanque de aeração quanto no decantador (efluente do sistema de lodo ativado). Segundo BATSTONE *et al*. (2002), a temperatura *ótima*, na qual o crescimento microbiano é máximo em reatores anaeróbios é entre 20 e aproximadamente 40°C.

No período compreendido entre o 1° e 10° dia de monitoramento (ver Figura 5.1), que ocorreu durante uma estação mais fria (o inverno), as temperaturas do afluente e dos efluentes permaneceram abaixo de 23°C. No entanto, observa-se que houve variação de temperatura ao longo do ano; no afluente a variação foi de 18,6°C a 27,8°C; no efluente do reator UASB foi de 18,2°C a 27,4°C e no efluente do lodo ativado foi de 15,8°C a 27,2°C.

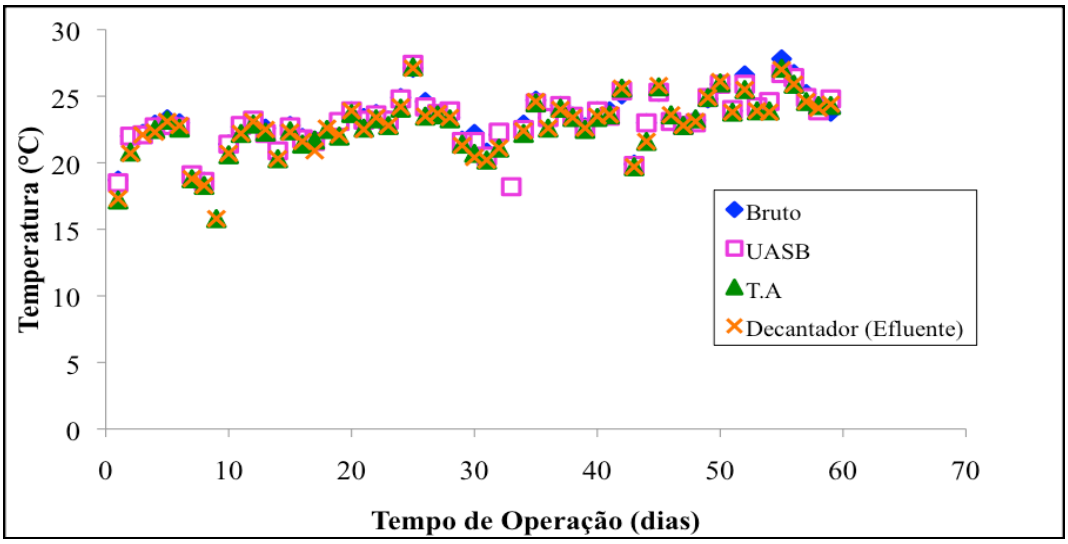


Figura 5.1 – Temperaturas registradas durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

Os valores de pH das amostras do afluente e efluente do reator UASB variaram em faixas relativamente estreitas durante todo o período de monitoramento, não apresentando quase nenhuma variação brusca nestes valores, conforme visualiza-se na Figura 5.2,

mantendo-se entre 5,6 e 7,3 no afluente e 6,39 e 7,42 no efluente do reator UASB, sem que se tenha adicionado produtos para suplementação de alcalinidade.

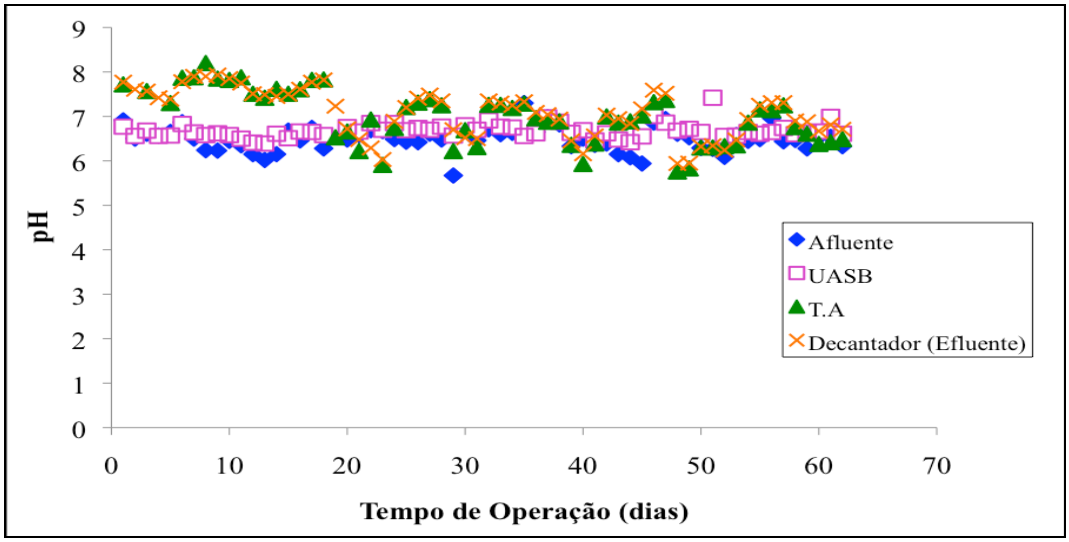


Figura 5.2 – Valores de pH registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

O controle do pH no reator anaeróbio é importante, uma vez que objetiva principalmente a eliminação do risco de inibição dos microrganismos metanogênicos, os quais, segundo Chernicharo (1997), têm crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4. Dessa forma, verifica-se que durante o período de monitoramento o reator UASB trabalhou em faixas de pH adequadas.

No sistema de lodo ativado, tanto no tanque de aeração quanto no decantador, a variação de pH foi maior, havendo maior oscilação desses valores durante todo o tempo de monitoramento, registrando valores máximos de 8,2 e 7,93 e valores mínimo de 5,76 e 5,94, respectivamente. Isto se deve provavelmente à variação de alcalinidade registrada no sistema, devido, principalmente ao processo de nitrificação.

Os valores de condutividade elétrica são apresentados na Figura 5.3. Observa-se que a condutividade elétrica foi extremamente variante durante todo o período de monitoramento. De acordo com as Tabelas 5.1 e 5.2, a condutividade elétrica no afluente variou de 356 a 967 µS/cm, resultando em média de 631 µS/cm; no efluente do reato r UASB houve uma variação de 452 a 1132 µS/cm e no efluente do lodo ativado, por sua vez, a variação foi de 407 a 894 µS/cm. A condutividade elétrica média nos efluentes do reator UASB e do sistema de lodo ativado (decantador) foram de, respectivamente, 802 µS/cm e 626 µS/cm.

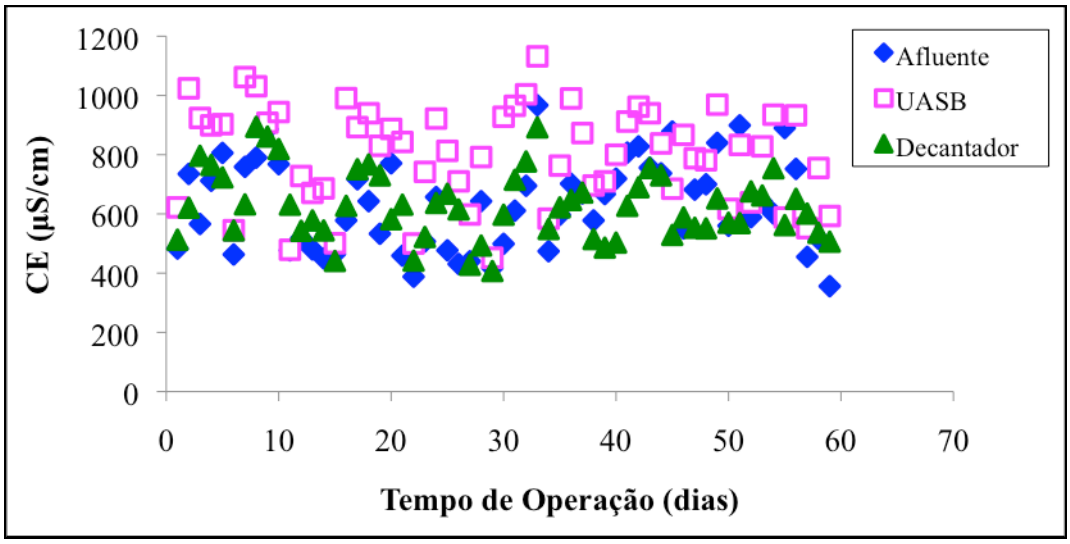


Figura 5.3 – Valores de condutividade elétrica registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

Não foi encontrado qualquer relação entre os sólidos dissolvidos totais e a CE no afluente e nos efluentes do reator UASB e sistema de lodo ativado. SAMPAIO *et al*. (2007) relataram que não encontraram qualquer relação entre a série de sólidos (ST, SF, SV, SS, SD) e a condutividade elétrica. Por outro lado, Niremberg & Ferreira (2005), relataram, em estudo com águas sanitária de indústria de laticínios, correlação entre CE e SDT, tanto em efluentes brutos como nos tratados de água sanitária e explicam que isto se deve ao fato de a CE esta relacionada com a presença de íons dissolvidos na água, que são partículas carregadas eletricamente.

A CE está relacionada, basicamente, com os sais presentes na água e indica a quantidade de íons mono e multivalentes contidos no líquido (SAMPAIO *et al*., 2007). Esta variável é, geralmente, a mais empregada para se avaliar o nível de salinidade ou a concentração de sais solúveis nas águas de irrigação e no solo. Esta medida cresce proporcionalmente à medida em que a concentração de sais aumenta (RIBEIRO *et al*., 2005).

Segundo FREIRE *et al*. (2003) é muito importante o controle criterioso da água residuária usada na irrigação, especialmente quando são apresentados baixos valores de condutividade elétrica.

A concentração de OD no sistema de lodo ativado, tanto no tanque de aeração quanto no decantador variou bastante durante o tempo de monitoramento do sistema, conforme apresenta a Figura 5.4. No tanque de aeração a concentração de OD variou entre 4,58 mg/L a 15 mg/L, resultando em uma média de 10,5 mg/L, conforme apresenta a Tabela 5.2. Contudo o OD foi medido com uma sonda que foi introduzida diretamente no tanque de aeração para

medição, com isso a sonda estava em contato direto com a aeração no tanque, o que poderia explicar esses valores elevados de OD. Em sistemas de lodos ativados, a concentração de OD mantida no reator usualmente situa-se na faixa de 1 a 2 mg/L, porém, neste caso, foi mantido concentração mais elevada com o objetivo de proporcionar maior mistura no tanque de aeração.

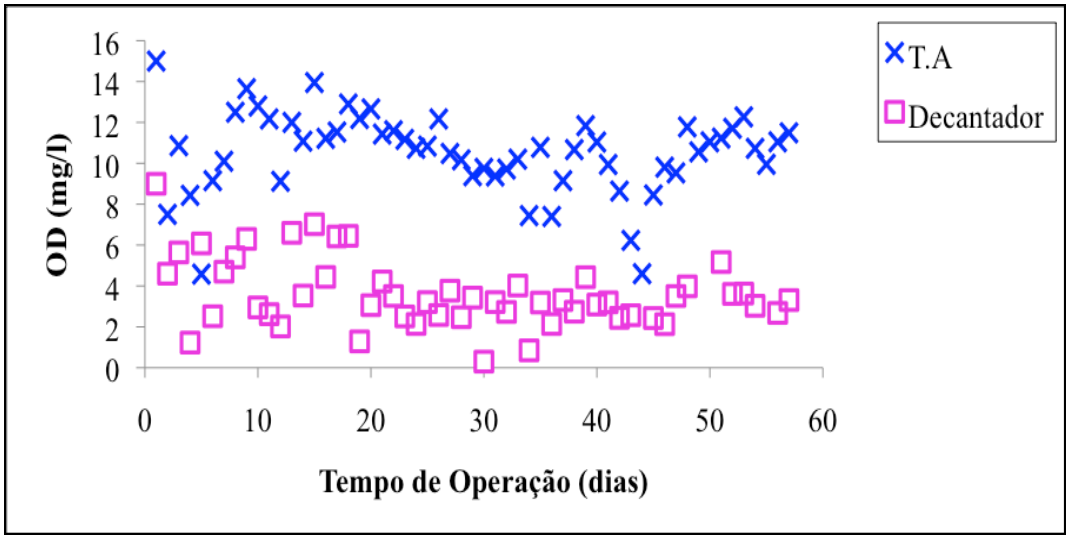


Figura 5.4 – Valores de oxigênio dissolvido no sistema de lodo ativado (tanque de aeração e decantador) registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

No decantador, por sua vez, a concentração de OD variou de 0,3 a 9 mg/L. Em situações em que a concentração de OD foi muito baixa, observou-se acúmulo de sólidos na superfície do decantador, provavelmente, devido a formação de zonas anaeróbias ou anóxicas que possibilitaram a desnitrificação. No entanto, apesar de o OD ter atingido valores próximos a zero algumas vezes, observa-se pela Figura 5.4, que durante todo o tempo de monitoramento a concentração de OD permaneceu acima de 0,3, resultando em uma média de concentração 3,6 mg/L de OD.

A alcalinidade total média no afluente foi de 192 mg de $CaCO_3$/L e a alcalinidade parcial média foi 81 mg de $CaCO_3$/L. No efluente do reator UASB, a alcalinidade total variou entre 191 e 501 mg de $CaCO_3$/L, resultando numa média de 300 mg de CaCO3/L e a alcalinidade parcial variou de 120 a 251 mg de CaCO3/L, resultando em uma média de 196 mg de CaCO3/L, indicando que houve produção de alcalinidade a bicarbonato pela biomassa do reator durante todo o período de monitoramento, fato este que se pode verificar também nas Figuras 5.5 e 5.6. O sistema de lodo ativado, por sua vez, apresentou valores médios de

alcalinidade total de 118 e 104 mg de $CaCO_3$/L, no tanque de aeração e no decantador, respectivamente. A alcalinidade parcial média foi de 87 mg de $CaCO_3$/L no tanque de aeração e 78 mg de $CaCO_3$/L no efluente do decantador.

Observa-se pelos resultados que houve consumo de alcalinidade no sistema de lodo ativado, provavelmente, devido ao processo de nitrificação que consome o oxigênio livre (demanda nitrogenada) e que também pode liberar H^+. No entanto, não foi analisada concentração de nitrogênio nesta etapa de monitoramento.

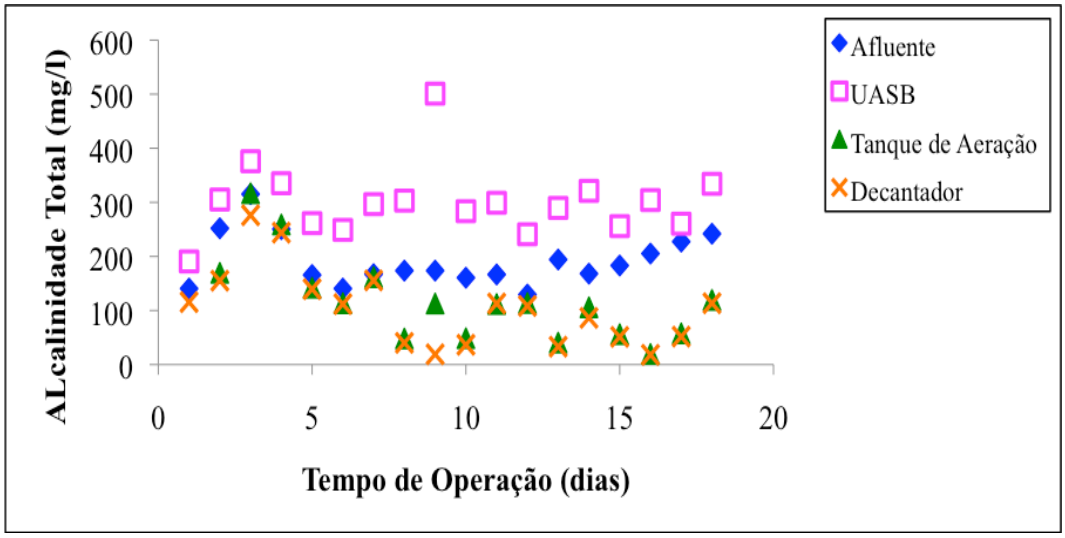


Figura 5.5 – Valores de alcalinidade total registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

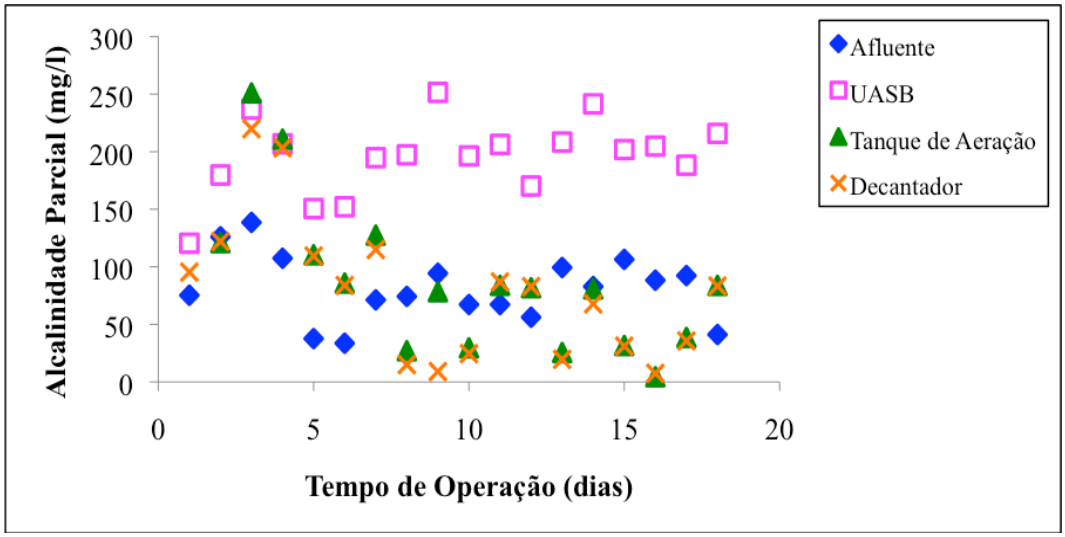


Figura 5.6 – Valores de alcalinidade parcial registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

Variáveis de avaliação da eficiência do sistema de tratamento

É importante salientar que o objetivo do trabalho é elencar possibilidades de reúso do efluente gerado após cada unidade de tratamento proposto no presente trabalho. Dessa forma, os resultados serão apresentados e discutidos de acordo com cada tratamento tanto nessa etapa de monitoramento quanto na subseqüente – tratamento físico-químico. Sendo assim, a discussão possibilitará entendimento sobre a eficiência obtida em cada tratamento, de maneira individual. Por exemplo, a eficiência de remoção da matéria carbonácea do sistema de lodo ativado foi contabilizada utilizando a carga orgânica que entrou no sistema, ou seja, o efluente do reator UASB e não a carga orgânica do afluente, como geralmente é apresentado na literatura. Contudo, as eficiências globais do sistema de tratamento também serão apresentadas e discutidas.

- *Remoção da matéria orgânica*

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Nas Figuras 5.7 e 5.8 são apresentados os valores de DQO no afluente e nos efluentes do reator UASB e do sistema de lodo ativado para as amostras não filtradas (DQOt) e filtradas (DQOf) durante o período de monitoramento periódico. Ao longo desse período, a DQO no afluente foi extremamente variável, de modo que a DQOt variou de 473 a 4628 mg/L e a DQOf variou de 90 a 497 mg/L. Essa variação é devido, provavelmente, a fatores externos ao sistema (por exemplo, períodos de chuva e diferença no número de população contribuinte). O afluente apresentou valores médios de 1606 e 336 mg/L de DQOt e DQOf, respectivamente, conforme é apresentado na Tabela 5.1.

A DQO no efluente se apresentou com variação bem menor, tanto do reator UASB quanto do sistema de lodo ativado. Verifica-se que na unidade de tratamento anaeróbio (reator UASB), a DQOt variou de 178 a 903 mg/L e a DQOf variou de 57 a 205 mg/L, resultando em valores médios de 435 e 128 mg/L, respectivamente. A eficiência de remoção média do reator foi de aproximadamente 48% para DQOt e de 57% para DQOf.

Entretanto, essa eficiência não condiz com as eficiências de remoção de DQO em reatores UASB relatados na literatura. Segundo Jordão e Pêssoa (2009), estes sistemas têm sido projetados com tempos de permanência da ordem de cinco a seis horas, com eficiências de remoção de DQO da ordem de 70% no tratamento de esgotos sanitários.

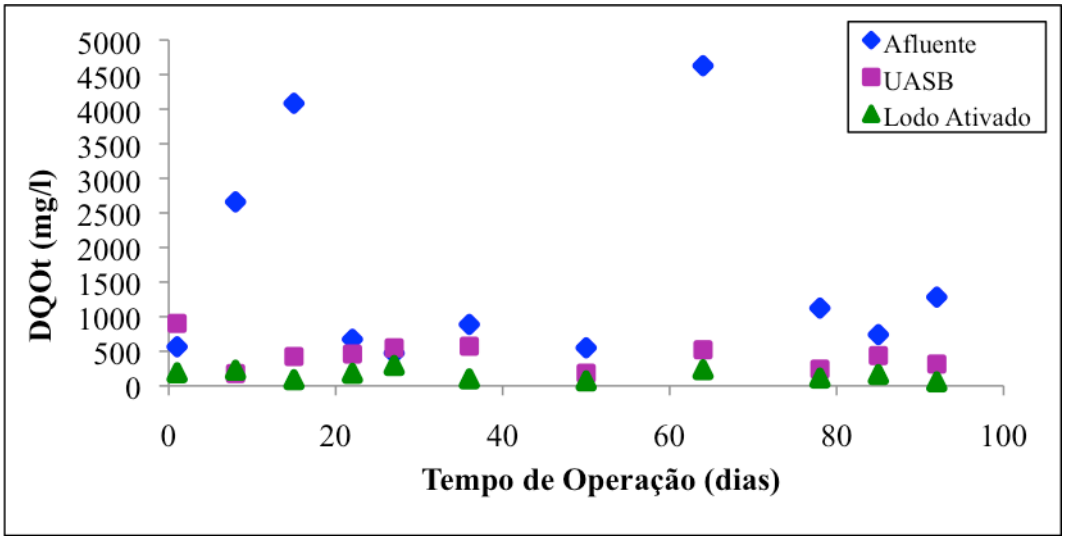


Figura 5.7 - Valores de DQO das amostras não filtradas registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

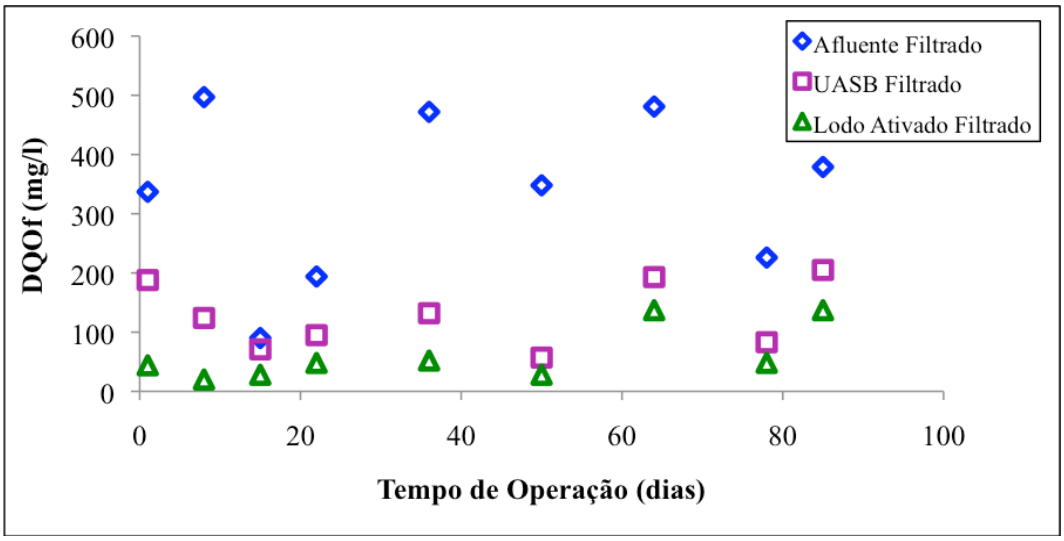


Figura 5.8 - Valores de DQO das amostras filtradas registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

AISSE *et al.*, (2000) relatou remoção de 70% de DQO em efluente sanitários. COLLARES (2004) estudou a eficiência do reator UASB tratando efluente sanitário em uma ETE em Porto Alegre e verificou remoção de DQO total de 72% nos meses de temperaturas mais elevadas e de 65% nos meses mais frios.

O efluente do sistema de lodo ativado, por sua vez, atingiu valores médios de 157 mg/L de DQOt e 60 mg/L de DQOf. A unidade de tratamento aeróbio apresentou eficiências de remoção média de aproximadamente 58% e 54% de DQOt e DQOf, respectivamente. A eficiência global do sistema foi de aproximadamente 82% de DQOt e 80% de DQOf.

Contudo, essas porcentagens de eficiências de remoção de DQO foram, aproximadamente, semelhantes as porcentagens relatadas por outros autores. COLETTI *et al*., (1997) verificaram remoção de 87% de DQO total e 80% de DQO filtrada em pós-tratamento por lodos ativados de efluentes provenientes de processos anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário.

FREIRE *et al*., (2003) estudaram um sistema combinado UASB – lodo ativado no tratamento de efluentes sanitários e verificaram boa remoção de DQO total, variando de 68 a 85% para reator UASB, 23 a 51% para sistema de lodos ativados e de 85 a 93% para o sistema conjugado.

GASPAR (2004), relatou variação de eficiências médias de remoção de matéria orgânica, em termos de DQO total, de 73 a 87%, e DQO filtrada, de 85 a 92% durante as etapas de operação.

- *Remoção de turbidez*

Durante todo o período de monitoramento, a turbidez no afluente foi extremamente variável (105 a 1472 NTU), assim como a turbidez nos efluentes do reator UASB (94 a 1112 NTU) e do sistema de lodo ativado (11 a 120 NTU). Além disso, a turbidez no efluente do reator UASB, foi muitas vezes, maior do que a turbidez no afluente, conforme pode-se observar a Figura 5.9, não havendo eficiência de remoção de turbidez significativa no tratamento anaeróbio neste período.

Isto, se deve, provavelmente a perda de sólidos suspensos totais (descarregados junto com o efluente), consequentemente, diminuindo a qualidade do efluente do reator anaeróbio. A turbidez média observada no afluente foi de 306,5 NTU e no efluente do reator UASB foi de 251,1 NTU.

O sistema de lodo ativado, por sua vez, apesar da variação durante o tempo de monitoramento, apresentou turbidez média de 36,7 NTU e a eficiência média de remoção nesta unidade de tratamento foi de aproximadamente 83% . A eficiência global do sistema foi de aproximadamente 77%.

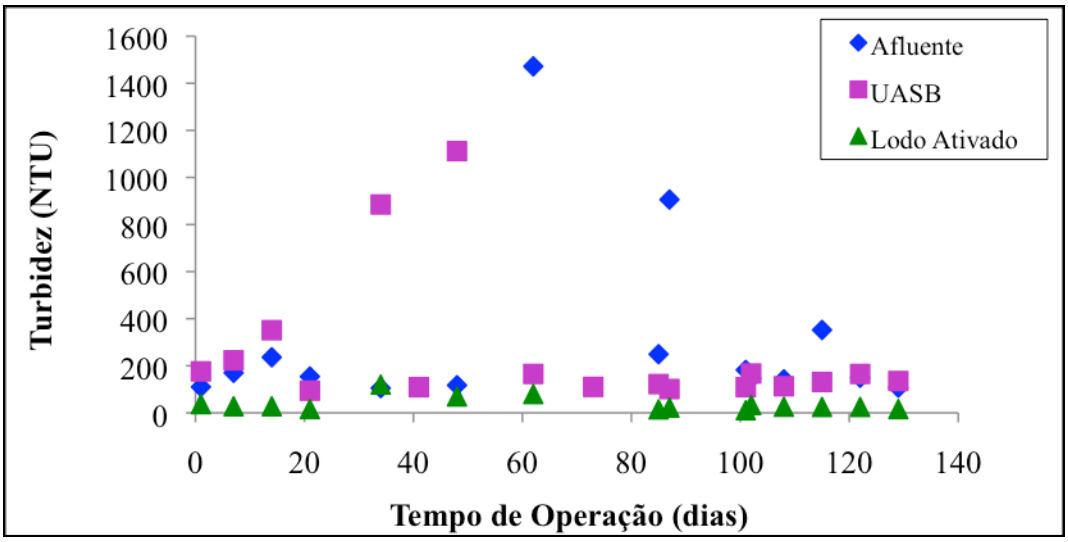


Figura 5.9 - Valores de turbidez das amostras registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

- *Remoção de cor*

De acordo com a Figura 5.10, observa-se que houve uma leve variação de cor verdadeira no afluente (78 a 202 uC) e nos efluentes do reator UASB (85 a 129 uC) e do lodo ativado (48 a 79 uC) durante o tempo de monitoramento.

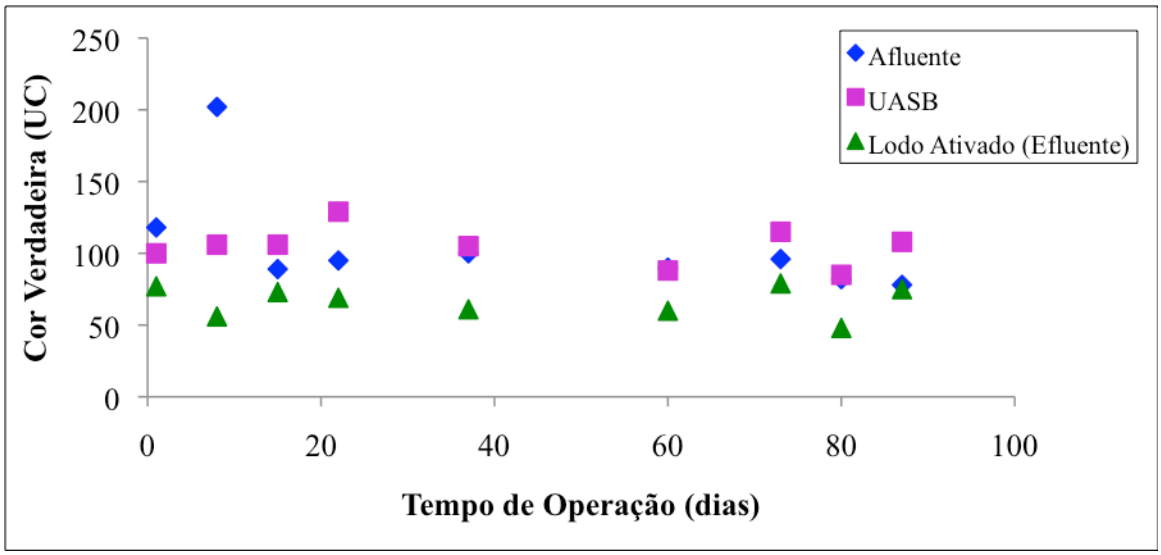


Figura 5.10 - Valores de cor das amostras registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

Nota-se que o reator UASB contribui para a geração de cor verdadeira, o que indica que o efluente anaeróbio apresentava mais sólidos dissolvidos que o afluente, provavelmente

devido à decomposição de matéria orgânica. Dessa forma, não houve eficiência de remoção de cor verdadeira nesta unidade de tratamento. A cor verdadeira média no reator UASB foi de 106 uC.

Ao contrário do reator UASB, o efluente do tratamento por lodo ativado apresentou eficiência de remoção positiva, apesar de valores não tão significativos. A cor verdadeira média no efluente do lodo ativado foi de 66 uC e a eficiência de remoção média, dessa unidade de tratamento de esgoto, foi de aproximadamente 36%. A eficiência global do sistema de tratamento foi menor, aproximadamente 32%. Portanto, mesmo após o tratamento o efluente final apresentou altos valores de cor, o que mostra a necessidade de um tratamento físico-químico subseqüente para melhor remoção dessa variável.

- *Remoção de Dureza*

A dureza foi bem variável em todas as amostras durante o tempo de monitoramento. Observa-se pela Figura 5.11, que a dureza, expressa como mg $CaCO_3$/L, esteve maior no efluente final (decantador) do que no afluente durante boa parte do tempo de operação. Nota-se que no 6° dia a dureza dos dois efluentes (UASB e lodo ativado) estavam maiores que a dureza registrada no afluente. Situações semelhantes a esta foram registradas outras vezes no decorrer do tempo de operação. No entanto, pode-se relacionar esses maiores valores de dureza no efluente do reator UASB com os, também, elevados valores de alcalinidade total, já discutidos anteriormente, de modo que, houve produção de alcalinidade a bicarbonato pela biomassa do reator durante todo o período de monitoramento.

A dureza no afluente variou de 36 a 84 mg $CaCO_3$/L, resultando em uma média de 60 mg $CaCO_3$/L. A dureza no efluente anaeróbio do reator UASB variou de 34 a 66 mg $CaCO_3$/L, com dureza média de 52 mg $CaCO_3$/L. Por sua vez, a dureza observada no efluente do sistema de lodo ativado variou de 38 a 72 mg $CaCO_3$/L e resultou em uma média de 58 mg $CaCO_3$/L.

Interpretando os resultados, verifica-se que a maior dureza registrada foi de 84 mg $CaCO_3$/L em uma amostra afluente, demonstrando que trata-se de uma dureza moderada (dureza entre 50 e 150 mg/l $CaCO_3$). Com isso, não houve problemas de água dura no sistema de tratamento de esgoto estudado durante o período de monitoramento.

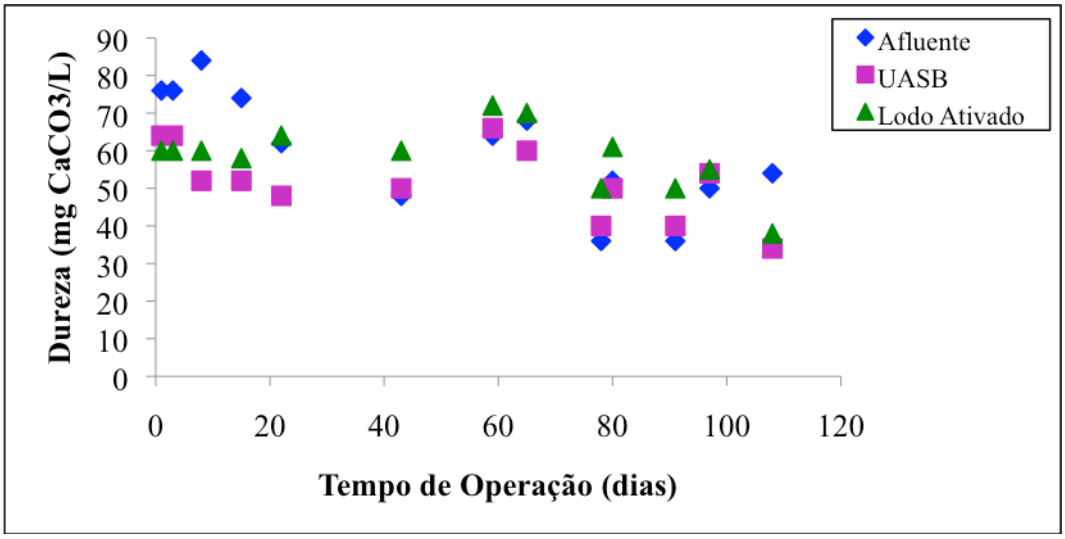


Figura 5.11 - Valores de dureza das amostras registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

- *Remoção de sólidos*

As Tabelas 5.1 e 5.2 apresentam o resumo estatístico dos dados de sólidos totais. Os sólidos dissolvidos totais foram calculados a partir da diferença entre os sólidos totais e os sólidos suspensos totais. Os valores de eficiência média de remoção de sólidos não foram apresentados, uma vez que foram obtidos valores negativos de eficiência de remoção, expressando valores maiores no efluente com relação ao afluente do sistema.

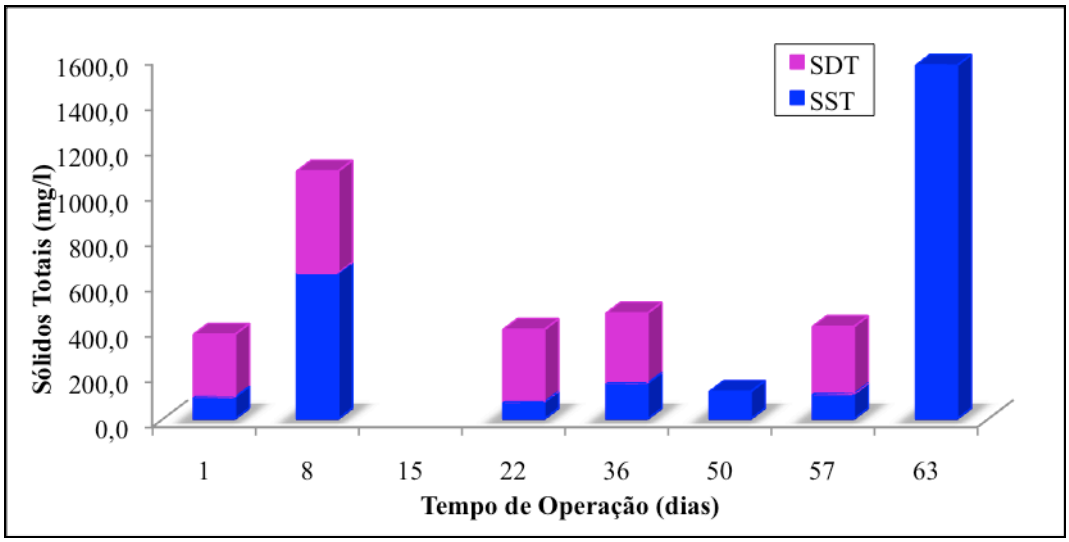


Figura 5.12 - Valores de sólidos totais em termos de SDT e SST do afluente das amostras registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

É importante destacar que, por terem sido descartados alguns resultados que se mostram incoerentes, nem sempre as somas das médias das frações componentes dos sólidos resultará igual ao valor médio, por exemplo, a soma das médias de SST e SDT não resultará igual à média de ST, porque o número de amostras computadas foi diferente.

Na Figura 5.12 são apresentadas as composições das sólidos totais no afluente durante o monitoramento periódico em termos de SDT e SST. Segundo se observa na Tabela 5.1, as concentrações médias de SDT e SST no afluente foram de, respectivamente, 331 e 395,7 mg/L. As concentrações de sólidos totais no afluente variaram de 374 e 4368 mg/L resultando em concentração média de 1185 mg/L.

Na Figura 5.13, estão representados o valores de sólidos totais nos efluentes do reator UASB e tanque de aeração durante o monitoramento periódico em termos de SDV, SDF, SSV e SSF. Os valores de SDV, SDF, SSV e SSF no efluente do reator UASB foram de, respectivamente, 186,4, 215,5, 156 e 27,2 mg/L, resultando em uma concentração média de sólidos totais de 667,6 mg/L (Tabela 5.1).

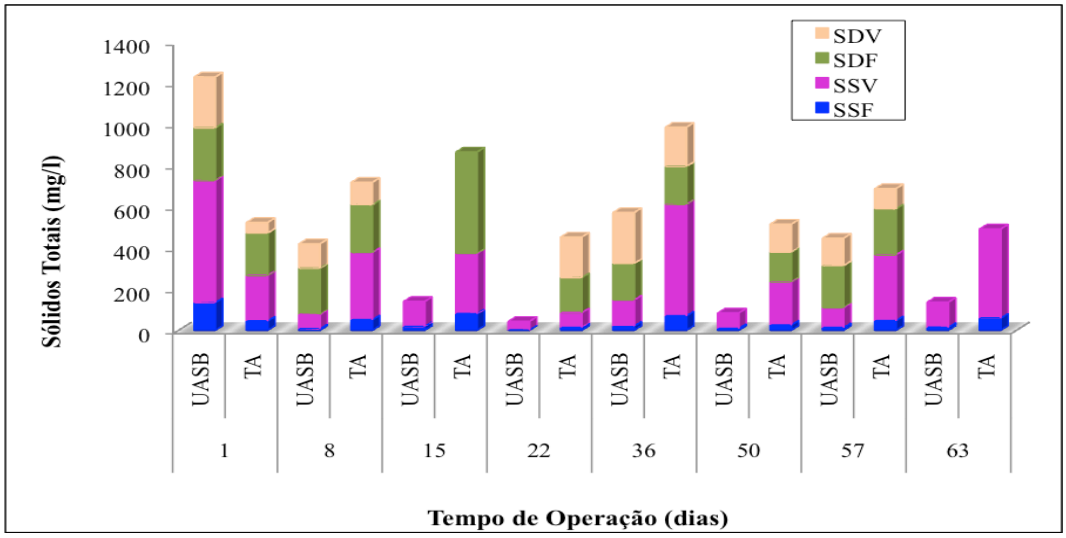


Figura 5.13 - Valores de sólidos totais em termos de SDV, SDF, SSV e SSF dos efluentes do reator UASB e do tanque de aeração das amostras registrados durante o monitoramento periódico do sistema de tratamento de esgoto.

De acordo com a Tabela 5.2, no tanque de aeração as concentrações média de SDV, SDF, SSV e SSF foram de 130, 236, 302 e 48,9 mg/L, respectivamente. Nota-se que a variação de SSV foi de 72 a 542 mg/L, não atingindo concentrações muito altas. Segundo von SPERLING (1997), em um sistema de lodo ativado convencional valores típicos de SSV estão entre 1500 a 3500 mg SSV/l. No sistema em operação não foi possível manter essa

concentração devido à perda de sólidos no decantador, talvez fosse possível com melhor controle da idade do lodo. O efluente do decantador, por sua vez, apresentou valores inconsistentes de sólidos totais, demonstrando que o sistema ainda não estava estabilizado.

- *Remoção de microrganismos*

Na Tabela 5.3 estão apresentados os valores de coliformes totais e *E. coli* registrados nas amostras de afluente, efluente do reator UASB e efluente do sistema de lodo ativado durante o período de monitoramento. No afluente os coliformes totais variaram de $4{,}0x10^5$ a $5{,}7x10^6$ UFC/mL, resultando em uma média de $1{,}79x10^6$ UFC/mL. A *E. coli* variou de $3x10^3$ a $1{,}1x10^6$ UFC/mL no afluente, atingindo média de $6{,}18x10^4$ UFC/mL. Depois do tratamento anaeróbio com reator UASB essas concentrações diminuíram para uma média de $3.05x10^5$ UFC/ml de coliformes totais e $1{,}63X10^4$ UFC/ml de *E. coli*. Conforme consta na Tabela 5.4, a eficiência média de remoção no reator UASB foi de 82,14% e 69,19% para coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Apesar de essa porcentagem de remoção ser, aparentemente, significativa, a concentração de coliformes totais e *E. coli* ainda está elevada. Porém, está muito bem documentado na literatura que o tratamento anaeróbio de águas residuárias não atinge eficiência de remoção adequada de acordo com as normas de descarga de efluentes (WHO, 1989; CPCB, 2001), principalmente para remoção de DBO, DQO, SS e microrganismos patogênicos (CHERNICHARO, 1997; MUNGRAY & PATEL, 2011). Por isso, o pós-tratamento, geralmente aeróbio, é sempre recomendado para efluente de reator anaeróbios, tipo UASB (CHERNICHARO 2006; MUNGRAY & KUMAR, 2008).

No efluente do sistema de lodo ativado foi constatodo uma variação de $5x10^3$ a $5{,}1x10^5$ UFC/ml de coliformes totais e de $6x10^1$ a $6x10^3$ UFC/ml de *E. coli* (ver tabela 5.3). As médias registradas durante o tempo de monitoramento no efluente final foram de $7{,}5x10^4$ e $1{,}6x10^3$ de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Portanto, conforme é apresentado na tabela 5.4, a eficiência de remoção do sistema de lodo ativado foi de 79,34% para coliformes totais e 94,44% para *E. coli*, lembrando que essa remoção foi em relação à concentração desses microrganismos que entrou neste sistema de tratamento, ou seja, coliformes presentes no efluente do reator UASB. A eficiência média global do sistema de tratamento (considerando a concentração de coliformes no afluente e a concentração de coliformes no efluente final) foi de 97,3% para coliformes totais e 94,49% para *E. coli*. Embora a eficiência de remoção tenha sido acima de 90%, considerando eficiência global do sistema, a quantidade de microrganismos restante ainda é considerável.

Tabela 5.3 – Coliformes totais e *E. coli* nas amostra do afluente, efluente do reator UASB e efluente do sistema de lodo ativado registrados durante o tempo de monitoramento.

Tempo de Operação (dias)	**Coliformes Totais (UFC/mL)**			***E. coli* (UFC/ mL)**		
	Afluente	**UASB**	**UASB+LA**	**Afluente**	**UASB**	**LA**
19	$5,4x10^5$	$1,0x10^5$	$3,1x10^4$	$9,0x10^3$	$2,0x10^3$	$4,0x10^3$
30	$4,0x10^5$	$1,5x10^5$	$6,7x10^3$	$3,0x10^3$	$2,2x10^3$	$9,0x10^1$
86	$1,9x10^6$	$3,1x10^5$	$1,3x10^4$	$9,0x10^4$	$1,3x10^4$	$3,0x10^2$
93	$1,9x10^6$	$9,0x10^4$	$7,0x10^4$	$7,0x10^4$	$7,0x10^3$	$1,1x10^2$
99	$2,6x10^6$	$8,0x10^4$	$1,4x10^4$	$5,5x10^4$	$7,0x10^3$	$5,0x10^2$
107	$1,2x10^6$	$3,1x10^5$	$1,7x10^4$	$1,0x10^5$	$3,0x10^4$	$4,0x10^3$
121	$9,0x10^5$	$1,5x10^5$	$9,0x10^3$	$7,0x10^4$	$2,6x10^4$	$6,0x10^1$
135	$1,0x10^6$	$1,3x10^5$	$5,0x10^3$	$5,0x10^4$	$2,1x10^4$	$9,0x10^1$
149	$5,7x10^6$	$1,43x10^6$	$5,1x10^5$	$1,1x10^5$	$3,9x10^4$	$6,0x10^3$
média	$1,79x10^6$	$3,05x10^5$	$7,5x10^4$	$6,18x10^4$	$1,63x10^4$	$1,68x10^3$

Tabela 5.4 – Eficiência de remoção de Coliformes totais e *E. coli.*

Tempo de Operação (dias)	**Coliformes Totais (UFC/mL)**			***E. coli* (UFC/ mL)**		
	Eficiência (%)			**Eficiência (%)**		
	UASB	**UASB+LA**	**Global**	**UASB**	**LA**	**Global**
19	81,48	69,00	94,26	77,78	-	55,56
30	62,50	95,53	98,33	26,67	95,91	97,00
86	83,68	95,81	99,32	85,56	97,69	99,67
93	95,26	22,22	96,32	90,00	98,43	99,84
99	96,92	82,50	99,46	87,27	92,86	99,09
107	74,17	94,52	98,58	70,00	86,67	96,00
121	83,33	94,00	99,00	62,86	99,77	99,91
135	87,00	96,15	99,50	58,00	99,57	99,82
149	74,91	64,34	91,05	64,55	84,62	94,55
Eficiência média de remoção %	82,14%	79,34%	97,31%	69,19%	94,44%	93,49%

TANDUKAR *et al*., (2007) relataram remoção de apenas uma ordem de grandeza de coliformes em tratamento de esgoto doméstico com reator UASB, porém para tratamento do mesmo esgoto em lodo ativado a eficiência de remoção de coliformes totais e coliformes fecais foram de, respectivamente, 3,9 e 3,4 log.

O sistema de lodo ativado convencional é considerado um sistema eficiente para redução de carga orgânica e bacteriológica em comparação ao reator UASB, mas também possui algumas limitações. De acordo com METCALF & EDDY (2003), a remoção de bactérias em lodo ativado é de 90 a 98%. KAZMI *et al*. (2008) estudaram dezenoves ETE com sistema de lodo ativado em duas cidades na Índia e a eficiência global média de remoção de coliformes totais e coliformes fecais foram de 99,4% e 99,6%, respectivamente.

MUNGRAY e PATEL (2011) relataram que estudos sobre o desempenho do sistema de lodo ativado como pós-tratamento de reator UASB para remoção de coliformes em esgoto doméstico é muito limitado. Com isso, os mesmos autores, estudaram o desempenho de duas ETE com UASB seguido de lodo ativado. Nas duas ETE o sistema combinado (UASB + Lodo Ativado) apresentou eficiência de 99,9% de remoção tanto de coliformes totais quanto de coliformes fecais.

Na tabela 5.5 são apresentados os valores de *Cryptosporidium* spp. registrados durante o tempo de monitoramento nas amostras do afluente, efluente do reator UASB e efluente do lodo ativado. Observa-se que durante todo o tempo de monitoramento somente em quatro amostras foram detectados oocistos, sendo duas delas amostra de esgoto bruto (afluente) na primeira e segunda análise, uma amostra do efluente do reator UASB, também na segunda análise e outra no efluente final do lodo ativado, na primeira análise. Nas demais situações não foram detectados oocistos.

Contudo, alguns fatores podem ter contribuído para essa baixa ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. nas amostras de esgoto em estudo. CANTUSIO NETO *et al*., (2006) relatam que há algumas dificuldades para a detecção desses protozoários em amostras de esgoto, devido à grande variedade de microrganismos, a sua complexa composição orgânica e inorgânica e, principalmente, a falta de uma metodologia padrão para a concentração de cistos e oocistos em amostras de águas residuárias. Além disso, de acordo com HACHICH *et al*. (2004), nota-se ainda que os oocistos de *Cryptosporidium* spp. possuem grande tendência de aderir em material particulado, geralmente presente em esgoto.

As maiores concentrações de *Giardia* spp. foram encontradas nas amostras do afluente, conforme é apresentado na tabela 5.6. As concentrações de cistos de *Giardia* spp. variaram de $9{,}8x10^3$ a $1{,}62x10^4$ cistos/L. A média de cistos encontrados no afluente durante o tempo de monitoramento foi de $1{,}424x10^4$ cistos/L, com viabilidade média de aproximadamente 83%. Após o tratamento anaeróbio, a remoção de cistos foi em torno de apenas 1log, sendo assim a média de cistos registrada no efluente do reator UASB foi de $5{,}32x10^3$ cistos/L e a eficiência média de remoção de cistos foi de 64,83% (ver tabela 5.7). Contudo, há poucas referências bibliográficas que abordam a remoção ou eliminação de protozoários em reatores anaeróbios, inclusive do tipo UASB.

O efluente do sistema de lodo ativado, por sua vez, também apresentou concentrações elevadas de cistos de *Giardia* spp. Foram detectados cistos em todas as amostras do efluente final. Houve uma variação de $2{,}0x10^2$ a $4{,}33x10^3$ de cistos/L, resultando em uma média de $1{,}893x10^3$ cistos/L. A eficiência média de remoção foi de aproximadamente 66% quando

comparada a amostras do reator UASB, conforme é apresentado na tabela 5.7. Contudo, a eficiência global do sistema de tratamento foi, no máximo, de 2 log, registrado na terceira análise de *Giardia* spp. . Em termos de porcentagem, a eficiência média de remoção global foi de aproximadamente 87%.

Tabela 5.5 – *Cryptosporidium* spp. registrados nas amostras do afluente, efluente do reator UASB e efluente do sistema de lodo ativado.

Tempo de Operação (dias)	***Cryptosporidium* spp. (cistos/L)**		
	Afluente	**UASB**	**Lodo Ativado**
19	200	ND	200
30	200	200	ND
86	ND	ND	ND
99	ND	ND	ND
107	ND	ND	ND
121	ND	ND	ND

Nota: ND - Não detectado.

Embora a remoção de coliformes tenha sido acima de 90%, o mesmo não ocorreu com relação ao protozoário *Giardia* spp.. A diferença significativa entre as amostras do afluente e efluentes para *Giardia* spp. verificadas, não, necessariamente, indicam a sua remoção, mas sim que as médias obtidas nestas amostras foram estatisticamente diferentes, de modo que, pode ter ocorrido a sua inativação. Contudo, CARDOSO *et al*., (2003) relatam que a remoção de cistos e oocistos pode ocorrer através da adsorção destes em sólidos sedimentáveis sendo provavelmente o principal mecanismo de remoção destes protozoários em sistemas de tratamento de esgoto. Os mesmos autores ainda acrescentam que a remoção de cistos de *Giardia* spp. através do tratamento de esgoto pode ser estimada a ser de 60 a 90% em ETE com processos primários e secundários (o que condisse com os valores adquiridos no presente estudo), e pode variar de <10% até 90% para oocistos de *Cryptosporidium* spp.

Na literatura foram verificados valores diversos de eficiência de remoção de protozoários. CANTUSIO NETO *et al*., (2006) relataram remoção de cistos de *Giárdia* spp. em lodo ativado de 98,9% e de oocistos de *Cryptosporidium* spp. de 99,7%. PAYMENT *et al*. (2001) registraram remoção de cistos de *Giardia* spp. de 74%. ROBERTSON *et al*. (2000) verificaram eficiência de remoção de cistos de *Giárdia* spp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. de, no máximo, 66% e 34%, respectivamente, em sistema de lodo ativado.

Tabela 5.6 – *Giardia* spp. das amostras do afluente, efluente do reator UASB e efluente do sistema de lodo ativado registrados durante o tempo de monitoramento.

Tempo de Operação (dias)	*Giardia* spp. (cistos/L)					
	Afluente	**Viab.(1) (%)**	**UASB**	**Viab. (%)**	**Lodo Ativado**	**Viab. (%)**
19	$9,8x10^3$	87,8	$2,0x10^2$	100	$4,0x10^2$	50
30	$1,56x10^4$	87,2	$8,2x10^3$	92,7	$2,4x10^3$	100
86	$1,62x10^4$	85,2	$3,0x10^3$	60	$2,0x10^2$	0
99	$1,48x10^4$	70,3	$5,2x10^3$	100	$4,33x10^3$	90,8
121	$1,48x10^4$	83,8	$1,0x10^4$	90	$2,13x10^3$	90,6
Média	$1,424x10^4$	82,86%	$5,32x10^3$	88,54%	$1,893x10^3$	66,28%

Nota: (1) Viabilidade.

Tabela 5.7 – Eficiência de remoção de cistos de *Giardia* ssp.

Tempo de Operação (dias)	*Giardia* spp (cistos/L) Eficiência %		
	UASB	**Lodo Ativado**	**Global**
19	97,96	ND	95,92
30	47,44	70,73	84,62
86	81,48	93,33	98,77
99	64,86	16,67	70,72
121	32,43	78,67	85,59
Média	64,83%	65,85%	87,12%

Nota: ND - Não detectado

PAYMENT *et al*., (2001) comenta que os protozoários não são facilmente removidos; eles são mais leves e requerem períodos mais longos de tratamento para melhor sedimentação. ROBERTSON *et al*., (2000) relatam que pode haver correlação entre as variáveis SS, DBO e estes microrganismos, no entanto, sugerem que outros fatores não identificados podem também ser significantes.

Neste sentido, estudos sobre a viabilidade de cistos e oocistos se tornam cada vez mais importantes. Apesar de os cistos não viáveis não serem significativos em termos de saúde pública, no entanto, se estes são encontrados com freqüência em efluentes, pode significar que cistos viáveis que, provavelmente, estavam presentes no afluente também não foram removidos pelo processo de tratamento (CARDOSO *et al*., 2003).

Contudo, a viabilidade dos cistos para as três amostras, afluente e efluentes do reator UASB e lodo ativado, foram de, respectivamente, 82,86%, 88,54% e 66,28%.

5.2. Tratamento físico-químico

Após o período de monitoramento, iniciaram-se os ensaios de coagulação, floculação e sedimentação com amostras do efluente do reator UASB e do sistema de lodo ativado. Foram realizados ensaios preliminares com objetivo de obter a velocidade de sedimentação a ser usada nos ensaios subseqüentes. Elaboradas as curvas de sedimentação, passou-se a investigar as dosagens dos coagulantes e pH mais satisfatório, tanto do ponto de vista econômico quanto de eficiência. Não foi objetivo otimizar a eficiência de tratamento, pois as características físicas e químicas do esgoto é variável.

5.2.1. Ensaios Preliminares

Em todos os ensaios preliminares foram utilizados os mesmos parâmetros de mistura rápida (Gm; Tm), floculação (Gf; Tf) e velocidade de sedimentação (Vs), em temperatura de 25±1ºC.

Primeiro Ensaio Preliminar

- *Efluente do reator UASB tratado com Sulfato de Alumínio*

O primeiro ensaio preliminar foi com a amostra do efluente do reator UASB utilizando-se as seguintes dosagens do coagulante sulfato de alumínio: 20; 50; 100; 150; 200 e 250 mg/L. A amostra apresentou pH inicial de 6,88 e turbidez inicial de 109 NTU. As curvas de sedimentação elaboradas nesse ensaio estão representadas na Figura 5.14.

Por meio da Figura 5.14 pode-se notar que a velocidade de sedimentação de 0,71 cm/min foi a que forneceu menor fração de turbidez remanescente, ou seja, maior eficiência de remoção de turbidez. No entanto, considerando parâmetros de projeto em escala plena, a menor velocidade de sedimentação (Vs) recomendada seria 15 m/d (varia entre 15 a 30 m/d), portanto, 1cm/min. Com isso, adotou-se Vs de 1cm/min para as demais bateladas referentes a este tratamento.

Após adotar-se a Vs, foram comparadas as dosagens aplicada nesse mesmo ensaio. Dessa forma, foi observado que de acordo com essa Vs adotada as dosagens mais satisfatórias foram entre 100 e 250 mg/L. Contudo, foram realizadas mais duas bateladas para esse tratamento nesse mesmo ensaio preliminar, porém, agora com intervalos menores entre as

dosagens de sulfato de alumínio, com o intuito de verificar a dosagem mais satisfatória ou próxima a ela. Nas Figuras 5.15 e 5.16 estão representados os seguintes resultados correspondentes a segunda e terceira bateladas desse ensaio preliminar.

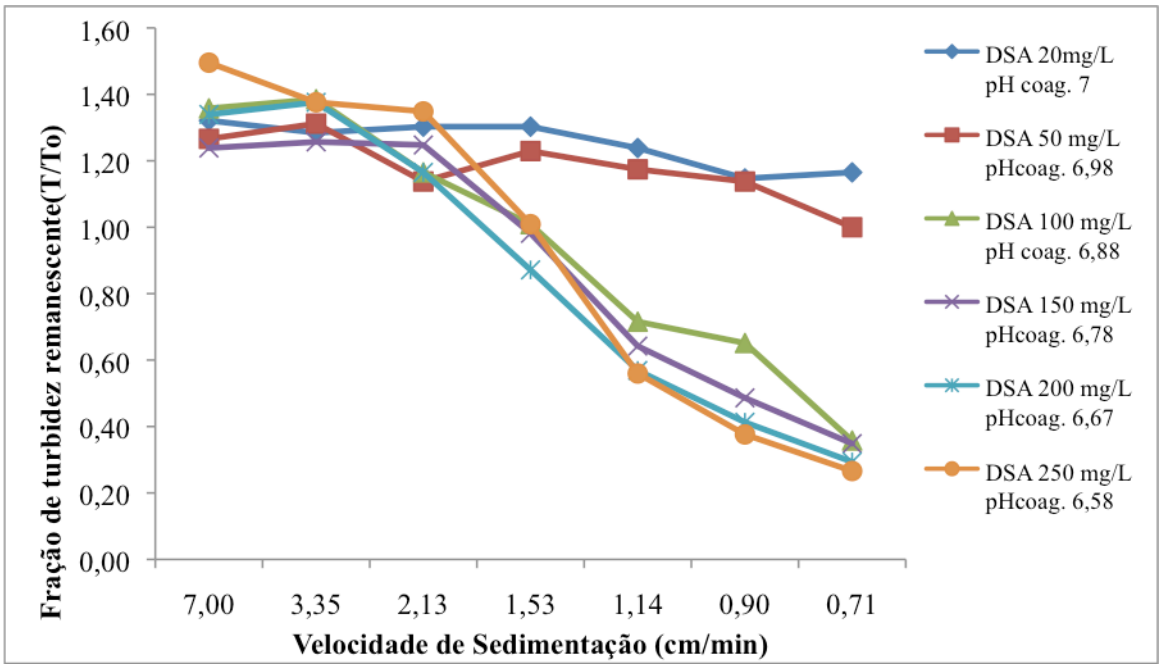


Figura 5.14 – Curvas de sedimentação referentes ao tratamento do efluente do reator UASB utilizando sulfato de alumínio como coagulante.

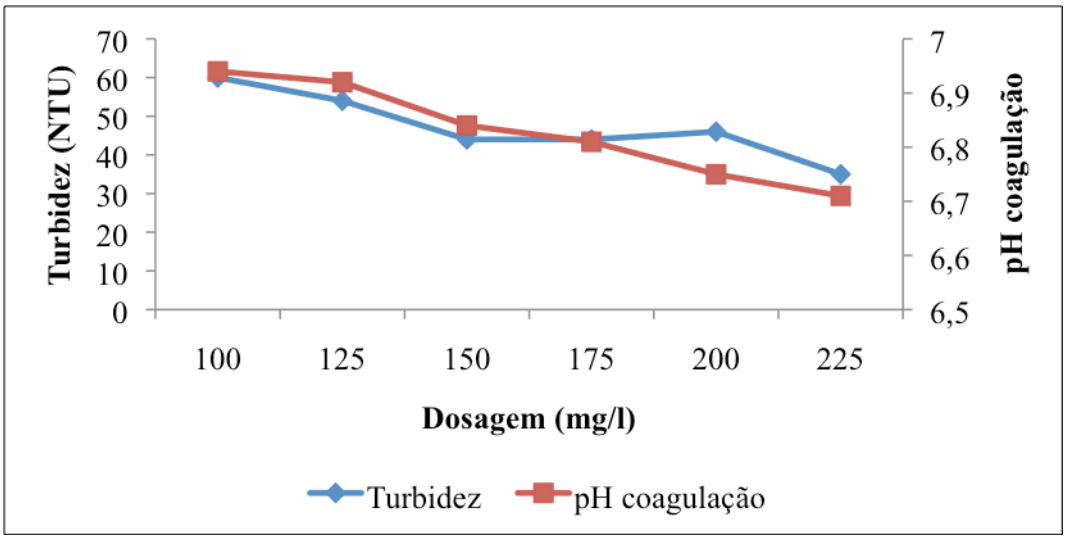


Figura 5.15 – 2º Batelada do 1º ensaio preliminar variando a dosagem de sulfato de alumínio. Turbidez inicial 109 NTU.

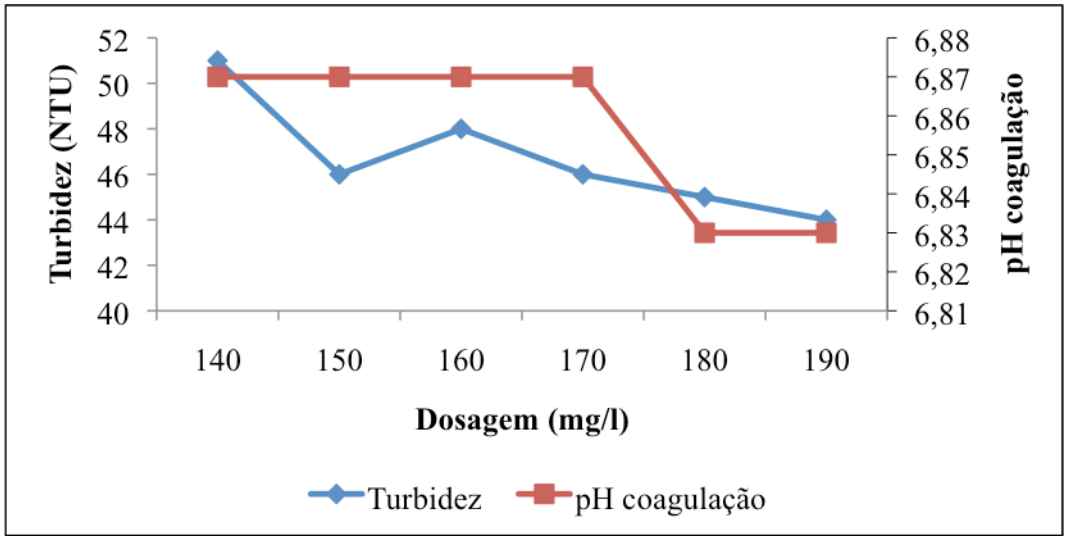


Figura 5.16 – 3º Batelada do 1º ensaio preliminar variando a dosagem de sulfato de alumínio. Turbidez inicial 109 NTU.

Com os gráficos é possível verificar que as dosagens entre 150 e 200 mg/L não apresentam uma variação tão representativa com relação a remoção do parâmetro de controle turbidez, uma vez que esta varia de 44 a 46 NTU entre estas dosagens, conforme apresentado nas figuras 5.17 e 5.18. Com base nesses resultados, na 4º e 5º batelada, foram fixados duas dosagens intermediarias, 170 e 190 mg/L de sulfato de alumínio, respectivamente, porém, variando o pH que foi ajustado em aproximadamente 5,5; 6; 6,5; 7; 7,5 e 8,0, afim de verificar o pH de coagulação mais satisfatório para essas condições. Nas figuras 5.17 e 5.18 estão apresentados os resultados correspondentes à 4º e 5º bateladas.

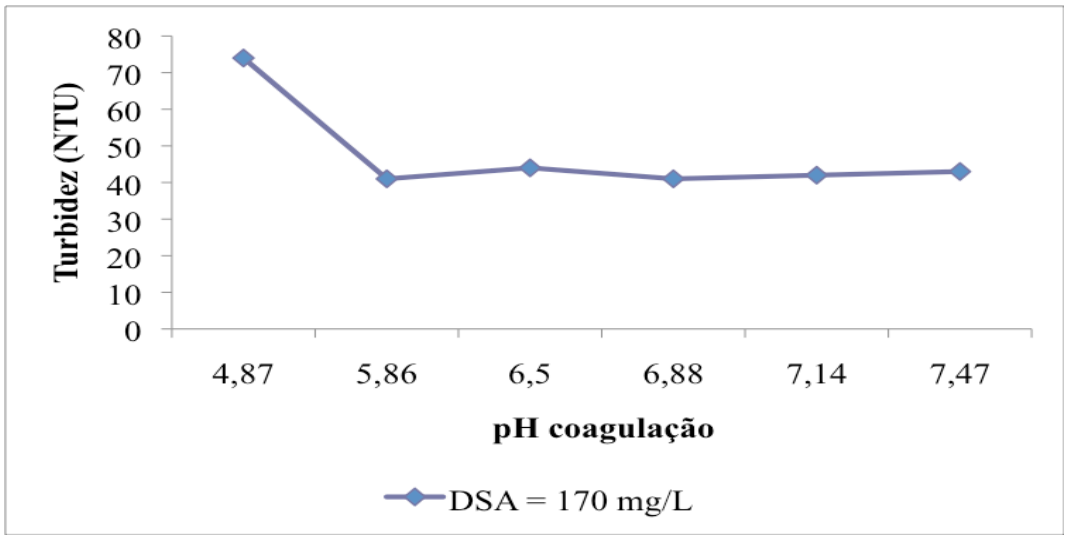


Figura 5.17 – 4º Batelada do 1º ensaio preliminar com dosagem de 170 mg/l de sulfato de alumínio e variando o pH. Turbidez inicial 109 NTU.

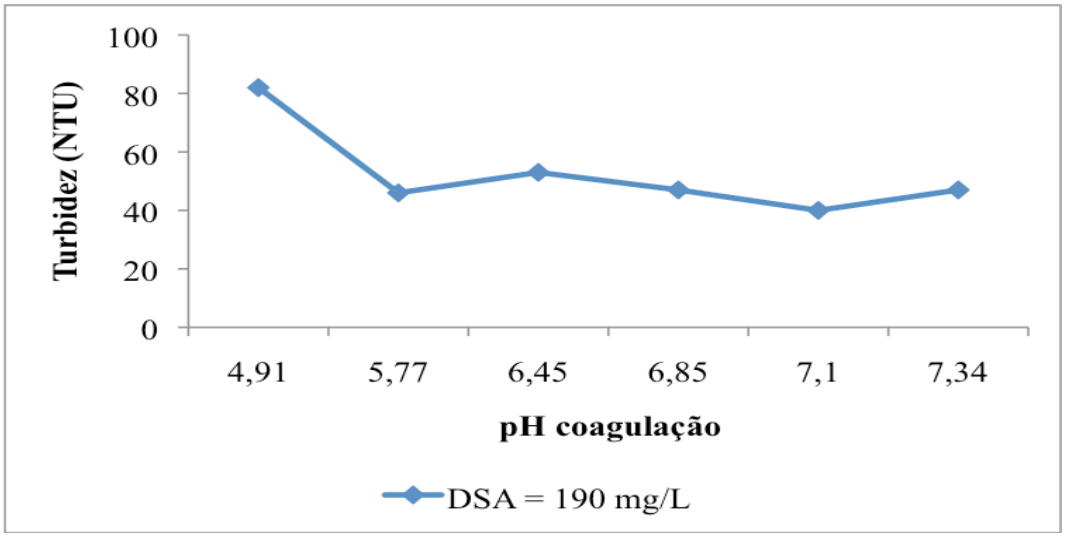


Figura 5.18 – 5º Batelada do 1º ensaio preliminar com dosagem de 190 mg/L de sulfato de alumínio e variando o pH. Turbidez inicial 109 NTU.

Conforme consta nas figuras 5.17 e 5.18, pode-se observar que o pH de coagulação em torno de 7, ou seja, pH neutro, é o mais adequado para essas condições de tratamento, independente da concentração de coagulante utilizada (170 mg/L ou 190 mg/L).

Apesar da variação das características do esgoto, de acordo com o 1º ensaio preliminar foi escolhido um único valor de dosagem de coagulante e de pH de coagulação para os demais ensaios realizados com esse tratamento. Para a escolha desses valores foram levados em consideração a menor dosagem que forneceu a maior remoção de turbidez.

Dessa forma, ao final desse 1º ensaio preliminar, optou-se pela dosagem de sulfato de alumínio de 170 mg/L, uma vez que, comparada à dosagem de 190 mg/L, forneceu o menor valor de turbidez - 40 NTU. O pH de coagulação adotado foi de aproximadamente 7.

Segundo Ensaio Preliminar

- Efluente do reator UASB tratado com Cloreto Férrico.

O 2º ensaio preliminar também foi com a amostra de efluente do reator UASB, porém com outro coagulante, o cloreto férrico. Como esse ensaio não foi realizado no mesmo dia do ensaio anterior, a amostra apresentava características iniciais diferentes, sendo pH inicial de 6,62 e turbidez inicial de 92,1 NTU. Apesar de a amostra não ser a mesma, as condições do ensaio foram semelhantes. Dessa forma, foram utilizados as mesmas seis dosagens iniciais do

ensaio anterior, porém agora de cloreto férrico. As curvas de sedimentação elaboradas nesse ensaio estão apresentadas na Figura 5.19.

Conforme pode ser observado na Figura 5.19, verifica-se que, exceto para as dosagens de cloreto férrico de 20 e 50 mg/L, a Vs entre 1,14 e 0,71 cm/min foram as que forneceram menor fração de turbidez remanescente. No entanto, assim como no ensaio anterior, a Vs considerada para esse tratamento também foi de 1 cm/min.

Após adotar-se a Vs, foi feita análises das dosagens para definir qual a mais satisfatória. Dessa forma, foi observado que em torno da Vs adotada as dosagens mais satisfatórias foram 150, 200 e 250 mg/L. Com isso, foi feita uma 2º batelada desse tratamento com intervalos menores entre as dosagens de cloreto férrico com o intuito de verificar a dosagem mais satisfatória entre estas que se apresentaram mais eficientes nessa 1º batelada. Os resultados correspondentes a 2° batelada desse 2° ensaio preliminar estão representados na Figura 5.20. De acordo com a Figura 5.20, a dosagem de cloreto férrico mais satisfatória para este tratamento foi a de 170 mg/L, de modo que, esta atingiu menor valor de turbidez, 9 NTU.

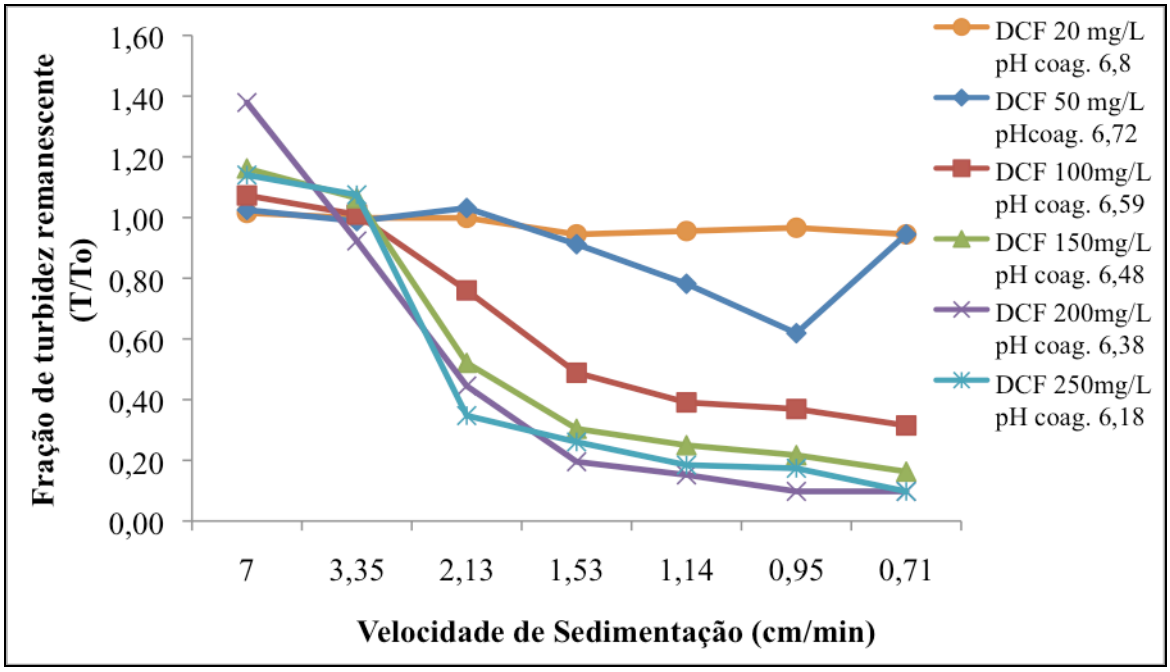


Figura 5.19 – Curva de sedimentação referentes ao tratamento do efluente do reator UASB utilizando cloreto férrico como coagulante.

Com a dosagem mais satisfatória já definida, foi feita a 3º batelada desse 2º ensaio preliminar, porém, agora com a dosagem fixada em 170 mg/L e ajustando o pH inicial para seis valores diferentes, sendo eles, aproximadamente: 5; 6; 6,5; 7; 8; 8,5, afim de avaliar o pH

de coagulação mais satisfatório para essa dosagem de coagulante. Os resultados correspondentes à 3º batelada estão apresentados na figura 5.21.

De acordo com a Figura 5.21, observa-se que para dosagem de cloreto férrico 170 mg/L o pH de coagulação mais satisfatório foi de, aproximadamente, 6,5.

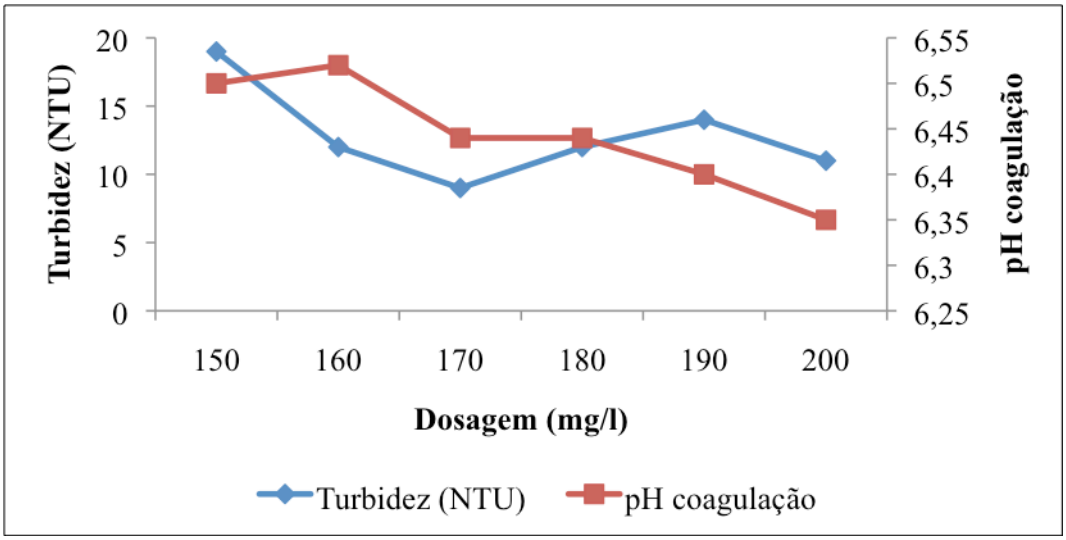


Figura 5.20 - 2º batelada do 2º ensaio preliminar variando a dosagem de cloreto férrico. Turbidez inicial 92,1 NTU.

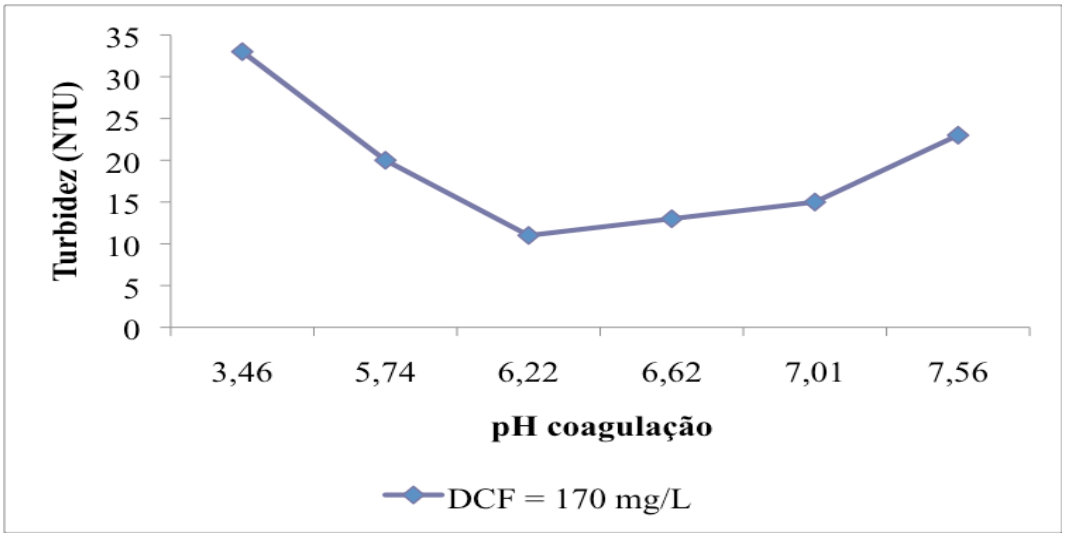


Figura 5.21 - 3º batelada do 2º ensaio preliminar variando o pH de coagulação.Turbidez inicial de 92,1 NTU.

Terceiro Ensaio Preliminar

- Efluente do Lodo Ativado tratado com Sulfato de Alumínio.

O 3º ensaio preliminar foi com a amostra de efluente do lodo ativado utilizando-se sulfato de alumínio como coagulante. As seguintes dosagens foram avaliadas: 20; 50; 100; 150; 200 e 250 mg/L. A amostra apresentou pH inicial de 6,28 e turbidez inicial de 15 NTU. As curvas de sedimentação elaboradas nesse ensaio estão representadas na Figura 5.22.

De acordo com a Figura 5.22, para todas as dosagens, exceto para a de 200 mg/L, a Vs mais satisfatória foi 0,71 cm/min. Porém a dosagem de sulfato de alumínio que forneceu menor fração de turbidez remanescente foi a de 20 mg/L. Conforme justificado anteriormente optou-se por uma Vs de 1 cm/min, uma vez que para a dosagem mais satisfatória as melhores Vs foram entre 1,14 e 0, 71 cm/min. Além disso, os demais ensaios a Vs adotada foi de 1 cm/mim, com isso por questão de praticidade nos ensaios e também de comparação, o ideal seria adotar o mesmo valor para este ensaio.

Após a elaboração da curva de sedimentação e definição da Vs, foi realizada a 2º batelada desse tratamento variando a dosagem de sulfato de alumínio em intervalos menores, em torno daquela que apresentou melhor eficiência, ou seja, a de 20 mg/L de sulfato de alumínio. Com isso, obteve-se a Figura 5.23.

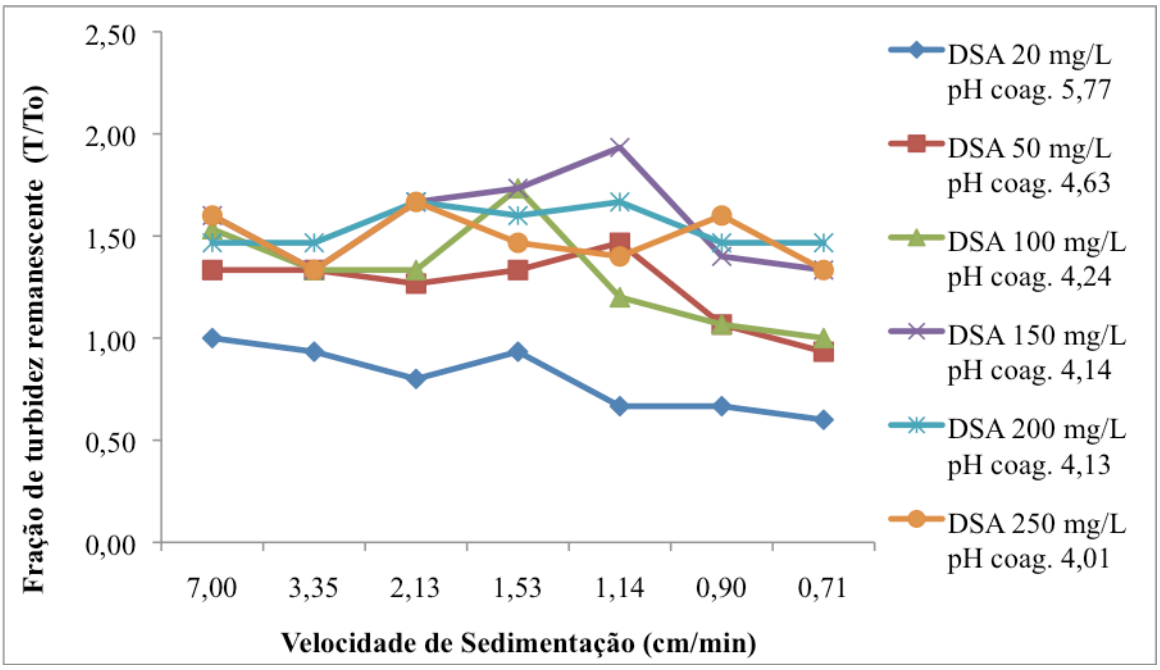


Figura 5.22 – Curva de sedimentação para amostra de esgoto do Lodo Ativado utilizando sulfato de alumínio como coagulante.

A dosagem de sulfato de alumínio foi variada em intervalos de 5 mg/L a partir da dosagem de 10 até a de 35 mg/L. Com isso, verificou-se que a turbidez final variou de 9 a 19 NTU, sendo representativo a remoção desse parâmetro de uma dosagem para outra. Dessa forma, optou-se por realizar mais três bateladas desse tratamento fixando as dosagens em 10, 20 e 30 mg/L, respectivamente, e variando em todas estas bateladas somente o pH de coagulação, buscando avaliar o melhor rendimento dessas dosagens, principalmente, com relação a variação do pH. Os pH ajustados nesses casos foram de aproximadamente: 6,5; 7; 7,5; 8; 8,5 e 9. Deu-se preferência por pH ajustados em torno de neutro para básico, uma vez que, na batelada anterior foi observado uma menor eficiência com pH de coagulação tendendo a meio ácido. Os resultados referentes a 3º batelada desse tratamento, fixando a dosagem de sulfato de alumínio em 20 mg/L, estão representados na figura 5.24.

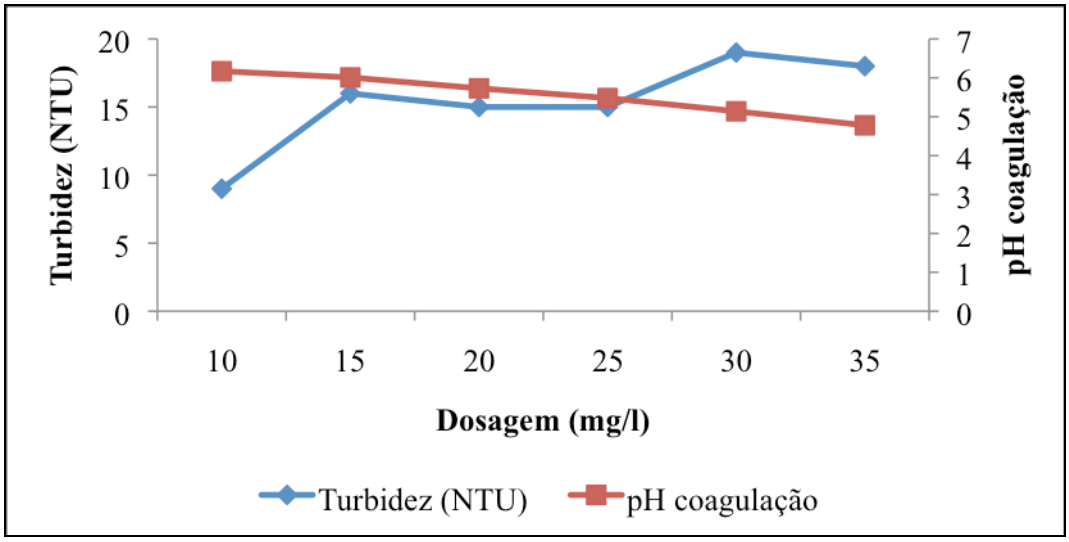


Figura 5.23 - 2º batelada do 3º ensaio variando a dosagem de sulfato de alumínio. Turbidez inicial de 92,1 NTU.

Conforme consta na Figura 5.24, observa-se que para a dosagem de sulfato de alumínio de 20 mg/L o pH de coagulação que apresentou menor turbidez final (10 NTU) foi o pH em torno de 7,4. Com isso, foi realizada a 4º batelada do 3º ensaio preliminar, porém, com dosagem fixa de sulfato de alumínio de 10 mg/L , conforme consta na Figura 5.25.

De acordo com a Figura 5.25, verifica-se que para dosagem de sulfato de alumínio de 10 mg/L o pH de coagulação mais satisfatório, levando em consideração o parâmetro turbidez, ficou entre 6,5 e 7. Por fim, foi realizado a 5º e última batelada do 3º ensaio preliminar, porém, com dosagem fixa de sulfato de alumínio de 30 mg/L, conforme representado na Figura 5.26.

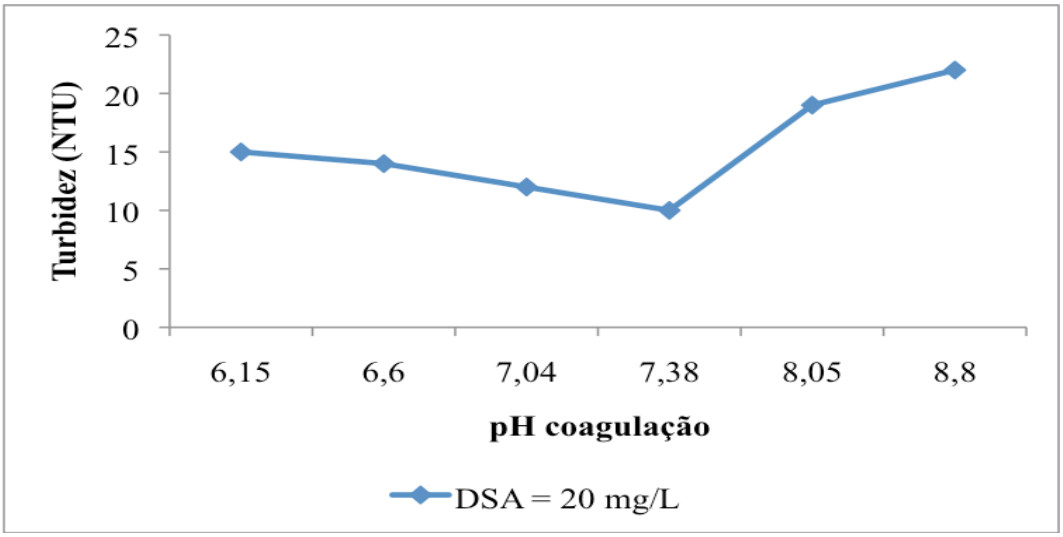


Figura 5.24 - 3º batelada do 3º ensaio preliminar fixando a dosagem de sulfato de alumínio em 20 mg/l e variando o pH de coagulação. Turbidez inicial 92,1 NTU.

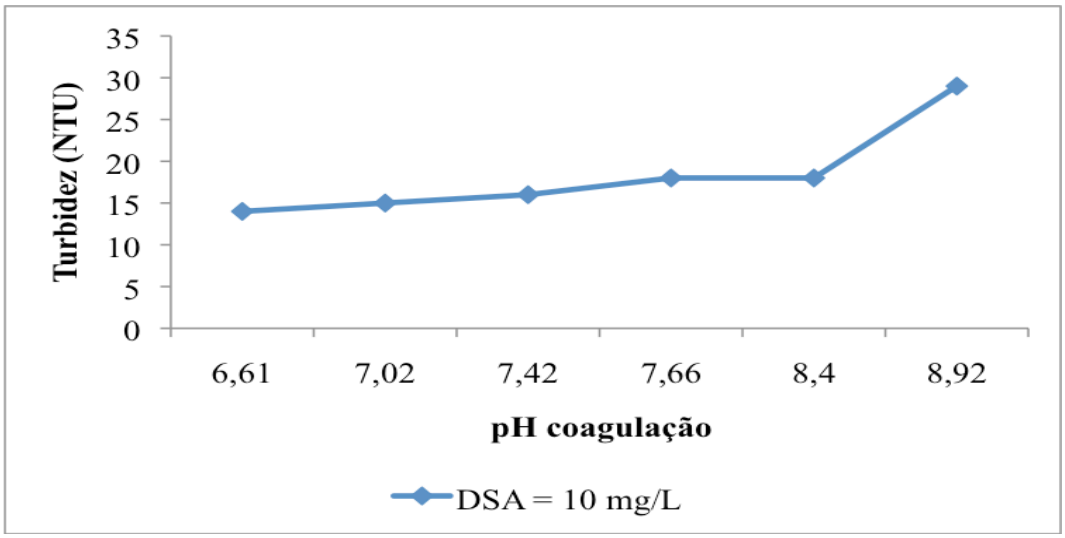


Figura 5.25 – 4º batelada do 3º ensaio preliminar com dosagem de sulfato de alumínio fixa de 30 mg/l e variação do pH de coagulação. Turbidez inicial 92,1 NTU.

Com a dosagem de coagulante fixa em 30 mg/L, pode-se observar, conforme a Figura 5.26, que o pH de coagulação próximo a 5 foi o mais satisfatório, utilizando a variável turbidez como variável de controle. Contudo, comparando-se todas as figuras elaboradas pode-se concluir que a dosagem de 20 mg/L de sulfato de alumínio para tratar a amostra de lodo ativado seria a mais eficaz tanto do ponto de vista econômico quanto de eficiência, para o critério adotado. Apesar dos resultados serem semelhantes em relação à variável de controle, observa-se que com a dosagem intermediária de 20 mg/L foi obtida turbidez inferior comparada às demais dosagens (10 e 30 mg/L), apesar de ser necessário o ajuste de pH

utilizando alcalinizante (cal hidratada), uma vez que o pH inicial era de 6,28 e foi ajustado para aproximadamente 8. Entretanto, para as demais dosagens também seria necessário o ajuste do pH inicial. Além disso, para a dosagem de 30 mg/L, a quantidade de coagulante seria maior. Com isso, optou-se pela dosagem de 20 mg/L e pH de coagulação em torno de 7 para esse tratamento.

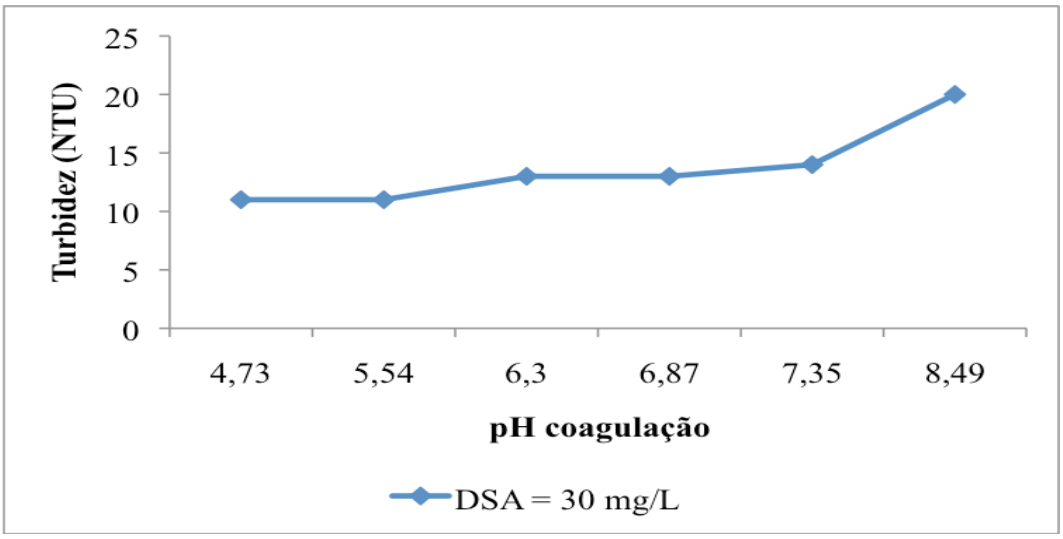


Figura 5.26 - 5º batelada do 3º ensaio preliminar com dosagem fixa de sulfato de alumínio em 30 mg/l e pH de coagulação variado. Turbidez inicial 92,1 NTU.

Quarto Ensaio Preliminar

- Efluente do Lodo Ativado tratado com Cloreto Férrico.

O 4º ensaio preliminar também foi feito com a amostra de efluente do lodo ativado, porém, com cloreto férrico como coagulante. Como o ensaio não foi realizado no mesmo dia que o ensaio anterior, a amostra apresentava características iniciais diferentes, sendo pH inicial de 6,95 e turbidez inicial de 11,9 NTU. Foram utilizadas as seguintes dosagens iniciais de cloreto férrico: 20; 50; 100; 150; 200 e 250 mg/L. As curvas de sedimentação elaboradas nesse ensaio estão representadas na Figura 5.27.

Conforme consta na Figura 5.27, observa-se que a Vs para a qual foi obtida a maior remoção de turbidez variou muito conforme a dosagem de coagulante. Com isso, passou-se a investigar a Vs de acordo com as dosagens mais satisfatórias das curvas de sedimentação. Para a dosagem de 100 mg/L, que apresentou melhor desempenho em relação a fração de

turbidez remanescente, observa-se que a Vs mais satisfatória foi de 1,14 cm/mim. Conforme justificativa apresentada anteriormente, adotou-se Vs de 1 cm/mim para este tratamento.

Após elaborar as curvas de sedimentação e definir a Vs, foi realizada a 2º batelada desse tratamento variando as dosagens em intervalos menores com valores próximos daquele que apresentou melhor eficiência na batelada anterior, ou seja, 100 mg/L de cloreto férrico. Contudo, durante este ensaio preliminar verificou-se que a amostra de lodo ativado não apresentava muitos sólidos, com isso, a cor aparente era mais representativa do que a turbidez como variável de controle. Por isso, a cor aparente foi incluída como mais uma variável de controle para as bateladas desse ensaio, além da turbidez. Nas Figuras 5.28 e 5.29 estão apresentadas os resultados referentes a turbidez e cor aparente, respectivamente, da amostra nesta 2º batelada.

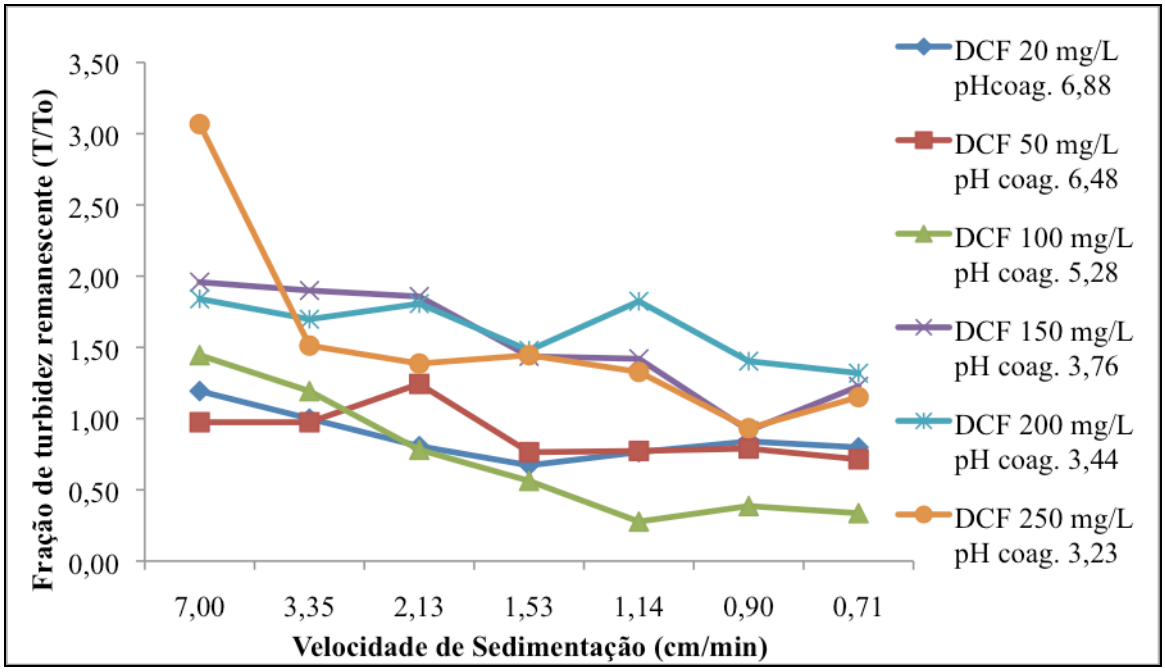


Figura 5.27 – Curvas de sedimentação referente ao tratamento do efluente do lodo ativado utilizando cloreto férrico como coagulante.

Conforme consta nas Figura 5.28 e 5.29, pode-se observar que com a dosagem de cloreto férrico de 80 mg/L foi obtido o menor valor de turbidez (3,63 NTU) e de cor aparente (67 uC), sendo estes valores iniciais de 11,9 NTU e 169 uC, respectivamente, em pH de coagulação próximo a 6. Após adotar a dosagem de 80 mg/L como sendo a mais satisfatória, optou-se por avaliar o pH de coagulação que fornecesse maior remoção para essa dosagem adotada. Com isso, foram feitas mais duas bateladas, com o intuito de avaliar o efeito do pH que foi ajustado em 5; 6; 6,5; 7; 8 e 9. Na 4º batelada variou-se o pH inicial em

aproximadamente: 7,5; 8; 9; 10; 11 e 12. Nas Figuras 5.30 e 5.31 estão representados os resultados referentes à 3º batelada.

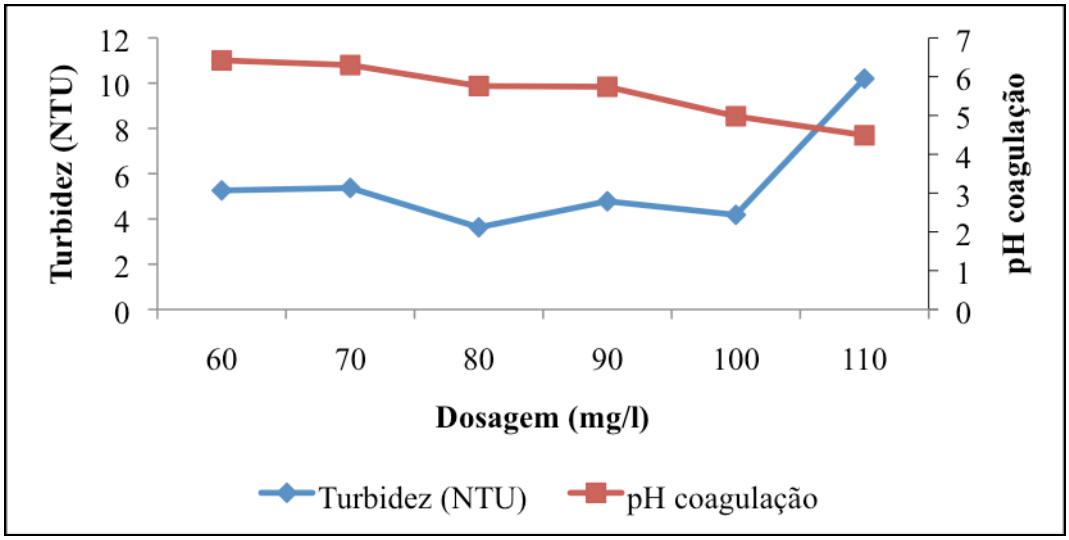


Figura 5.28 - Turbidez e pH de coagulação da 2º batelada do 4º ensaio preliminar variando a dosagem de coagulante sem ajuste de pH. Turbidez inicial 11,9 NTU.

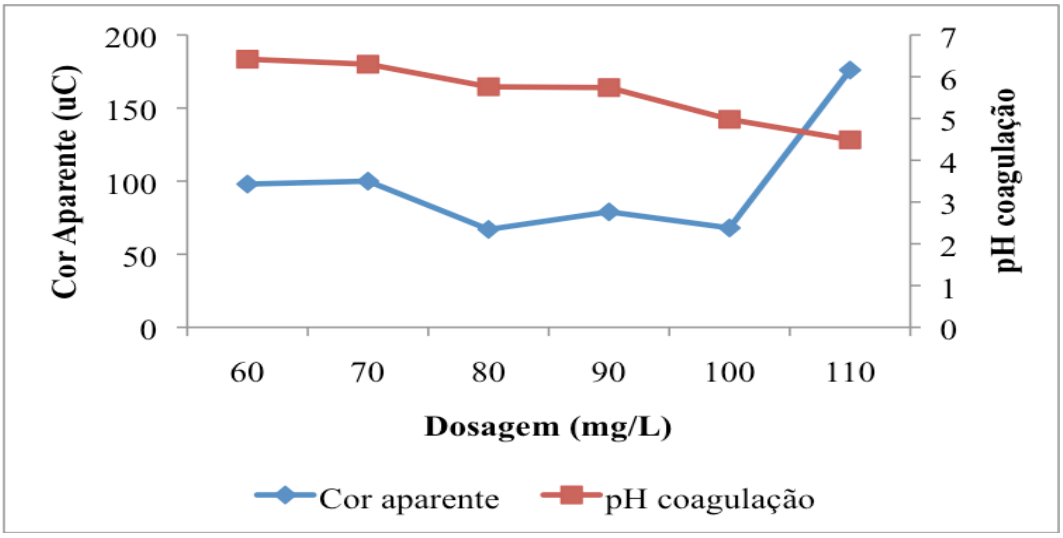


Figura 5.29 – Cor aparente e pH de coagulação da 2º batelada do 4º ensaio preliminar variando a dosagem de coagulante sem ajuste de pH. Cor aparente inicial 169 uC.

Pode-se observar nas Figuras 5.30 e 5.31, que o pH de coagulação próximo a 6,5 foi o mais satisfatório para a remoção tanto da turbidez quanto da cor aparente. Afim de verificar o comportamento dessas duas variáveis com essa dosagem, porém em pH de coagulação em meio básico, prosseguiu-se para a 4º batelada desse ensaio. Nas Figuras 5.32 e 5.33 estão apresentados os resultados referentes a 4º batelada do 4º ensaio preliminar.

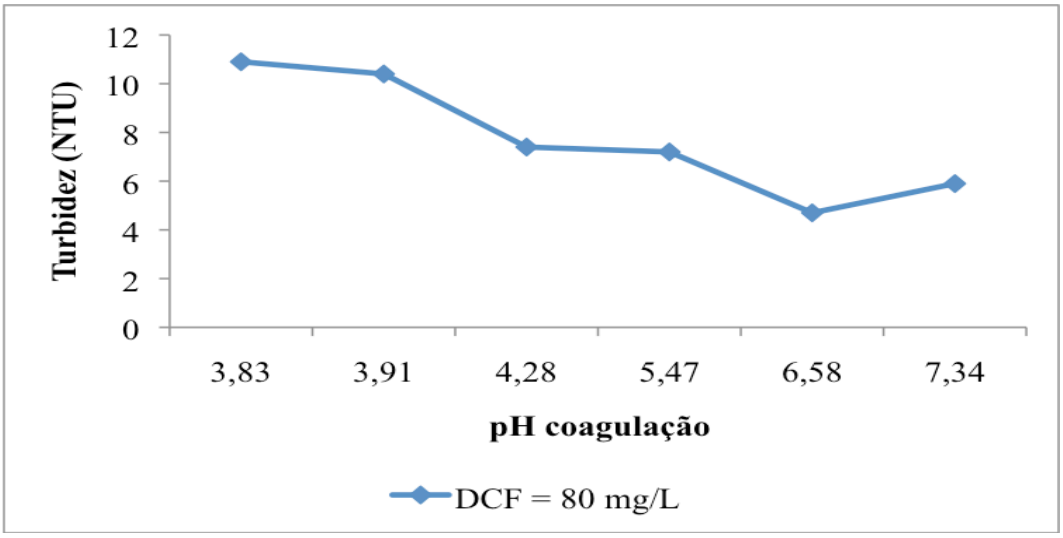


Figura 5.30 – Turbidez e pH de coagulação da 3º batelada do 4º ensaio preliminar variando o pH de coagulação para dosagem de cloreto férrico de 80mg/L de cloreto férrico. Turbidez inicial 11,9 NTU.

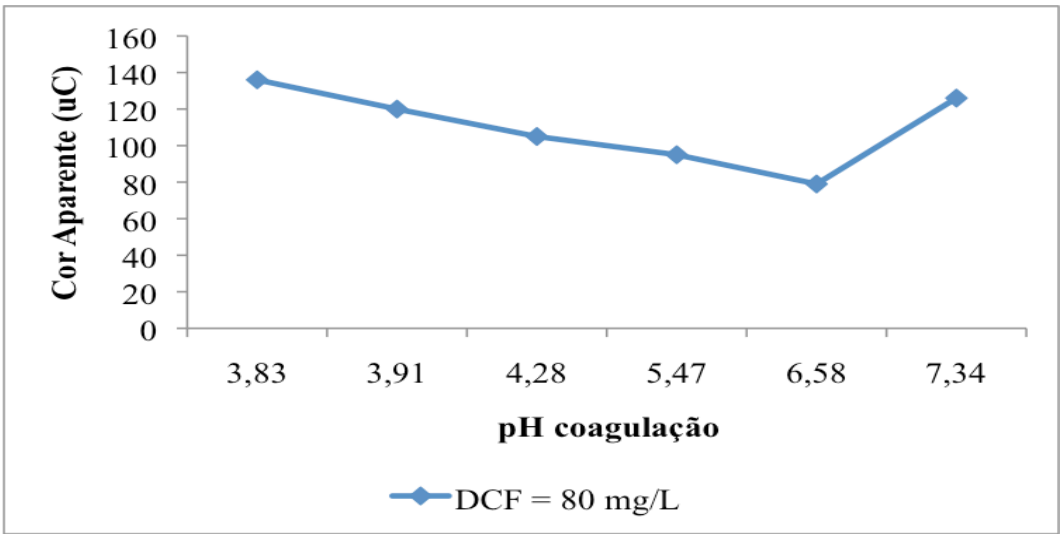


Figura 5.31 – Cor aparente e pH de coagulação da 3º batelada do 4º ensaio preliminar variando o pH de coagulação para dosagem de cloreto férrico de 80mg/L. Cor aparente inicial 169 uC.

Conforme pode ser observado na Figura 5.32, o aumento do pH de coagulação diminuiu a eficiência de remoção de turbidez, ou seja, a melhor eficiência de remoção de turbidez foi em pH 6,5. O pH de 6,2 foi o mais satisfatório em relação a remoção de cor aparente (Figura 5.33). No entanto, em pH de aproximadamente 11,8 a eficiência de remoção de cor aparente foi semelhante ao resultado obtido com pH próximo de 6. Apesar disso, para esse tratamento, levando em consideração condições econômicas, optou-se por utilizar pH de coagulação próximo de 6,5, uma vez que, neste pH tanto a remoção de turbidez quanto a cor

aparente foi a mais eficiente, além da dosagem de outros produtos químicos, como alcalinizante, ser menor em relação ao pH 12.

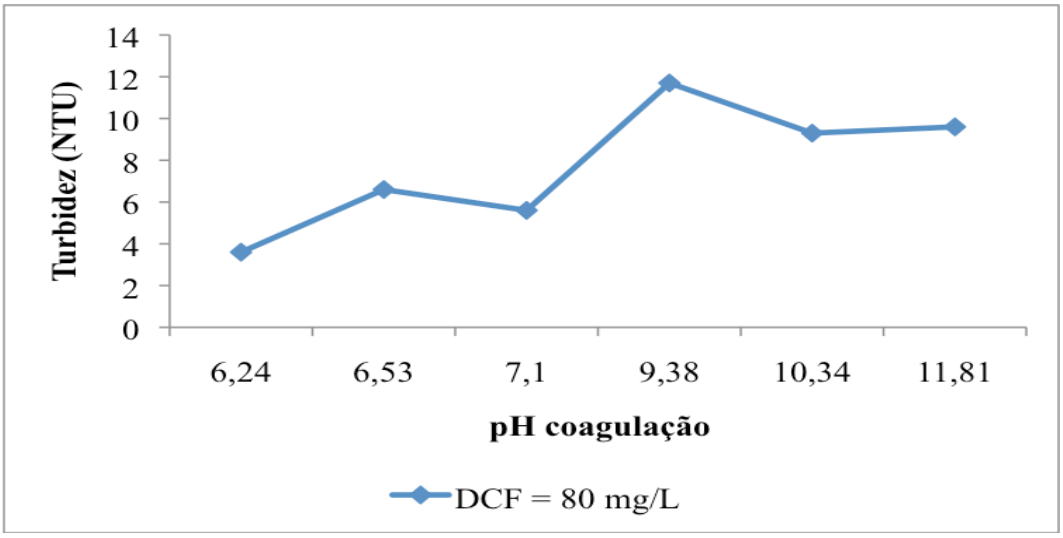


Figura 5.32 - Turbidez e pH de coagulação da 4º batelada do 4º ensaio preliminar variando o pH de coagulação para dosagem de cloreto férrico de 80mg/L. Turbidez inicial 11,9 NTU.

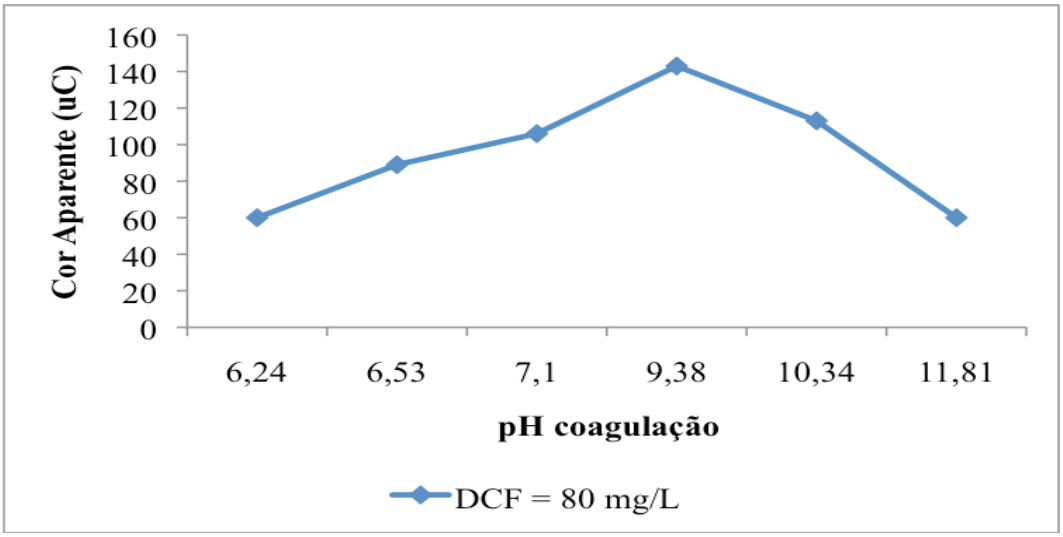


Figura 5.33 – Cor aparente e pH de coagulação da 4º batelada do 4º ensaio preliminar variando o pH de coagulação para dosagem de cloreto férrico de 80mg/L. Cor aparente inicial 169 uC.

5.3. Tratamentos combinados: Ensaios físico-químicos com os efluentes do reator UASB e lodo ativado e avaliação da eficiência de cada unidade de tratamento combinado de esgoto.

Após definidos os valores de todas as variantes do tratamento físico-químico, foram realizados cinco ensaios de tratamento físico-químico (jarteste) com efluentes do reator UASB e do sistema de lodo ativado, com o intuito de avaliar e comparar a eficiência de cada tratamento combinado proposto, conforme já foi mencionado anteriormente, no item 4.

Parâmetros de avaliação do desempenho do sistema

As variações de temperatura do esgoto, pH, oxigênio dissolvido (no sistema de lodo ativado), condutividade elétrica (CE), bem como a produção e consumo de alcalinidade foram os principais parâmetros usados na avaliação da estabilidade do sistema de tratamento de esgoto durante as cinco semanas nas quais foram verificadas a eficiência de cada sistema de tratamento combinado proposto.

Na tabela 5.8 está apresentado o resumo estatístico dos dados de temperatura, condutividade elétrica e oxigênio dissolvido do afluente, efluente do reator UASB e efluente do sistema de lodo ativado (tanque de aeração + decantador) registrados nos cinco ensaios de avaliação do sistema de tratamento de esgoto proposto .

Conforme pode-se verificar na Figura 5.34, as temperaturas registradas no sistema de tratamento de esgoto variaram pouco entre os cinco ensaios. Observa-se que no segundo ensaio foram registradas temperaturas mais baixas comparado aos demais, em torno de 20 °C, provavelmente, devido à menor temperatura observada neste dia. De acordo com a Tabela 5.8, as temperaturas médias observadas durante a coleta de amostras para os ensaios físico-químicos, foram de 23 °C no afluente, 22,9 °C no reator UASB, 23 °C e 22,9 °C no tanque de aeração e decantador (sistema de lodo ativado), respectivamente.

De acordo com a Figura 5.35, verifica-se que a CE variou de um ensaio para o outro nas três amostras. Observar-se ainda que nos cincos ensaios o efluente do reator UASB apresentou maior CE comparada à amostra do afluente e do efluente do sistema de lodo ativado. Segundo a tabela 5.8, a CE média registrada no afluente foi de 684 µS/cm, no efluente do reator UASB foi de 843 µS/cm e no efluente do sistema de lodo ativado foi de 626 µS/cm.

Tabela 5.8 – Resumo estatístico dos dados de temperatura, CE e OD registrado durante os cinco ensaios de avaliação do sistema de tratamento.

	Parâmetros	Temperatura °C	CE[(1)] (μS/cm)	OD[(2)] (mg/l)
Afluente	N° de Amostras	5	5	NR
	Média	23,0	684	NR
	Desvio Padrão	1,8	113	NR
	Valor Mínimo	19,9	516	NR
	Valor Máximo	24,1	807	NR
UASB	N° de Amostras	5	5	NR
	Média	22,9	843	NR
	Desvio Padrão	1,8	81	NR
	Valor Mínimo	19,8	755	NR
	Valor Máximo	24,2	940	NR
Tanque de Aeração	N° de Amostras	5	NR	5
	Média	23,0	NR	10,3
	Desvio Padrão	1,9	NR	1,3
	Valor Mínimo	19,7	NR	8,6
	Valor Máximo	24,3	NR	11,7
Decantador	N° de Amostras	5	5	5
	Média	22,9	626	3,2
	Desvio Padrão	1,8	89	0,5
	Valor Mínimo	19,7	536	2,4
	Valor Máximo	24,1	755	3,6

Nota: (1) – Condutividade Elétrica; (2) – Oxigênio Dissolvido; NR – não realizado.

A concentração de OD variou de 8,6 a 11,7 mg/L no tanque de aeração, resultando em uma média de 10,3 mg/L. Esses valores estão bem acima do que é recomendado na literatura, em torno de 1 a 2 mg/L, no entanto foram mantidas concentrações altas de aeração com o objetivo de manter uma maior mistura dentro do tanque. No decantador a concentração de OD variou de 2,4 a 3,6 mg/L, resultando em uma média de 3,2 mg/L, portanto não houve ocorrência de anaerobiose no decantador durante os cinco ensaios, conforme pode-se observar na Figura 5.36.

Na Tabela 5.9 está apresentada o resumo estatístico dos dados de pH, alcalinidade parcial e alcalinidade total das setes amostras avaliadas durante os cinco ensaios, sendo elas:

(1) afluente, (2) efluente UASB, (3) efluente do lodo ativado, (4) UASB - $Al_2(SO_4)_3$, (5) UASB - $FeCl_3$, (6) Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$, (7) Lodo Ativado - $FeCl_3$.

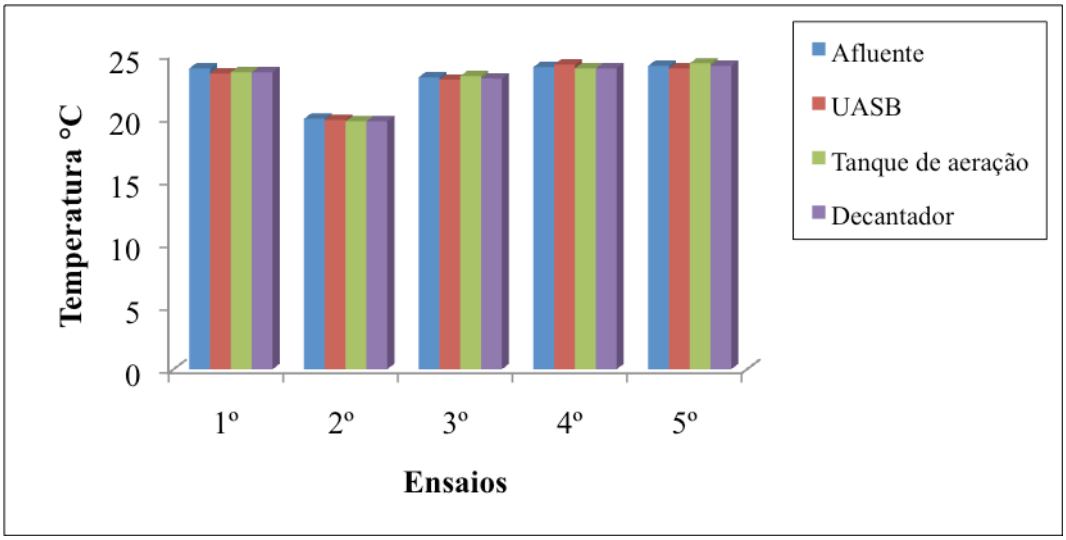


Figura 5.34 – Temperaturas registradas no sistema de tratamento de esgoto.

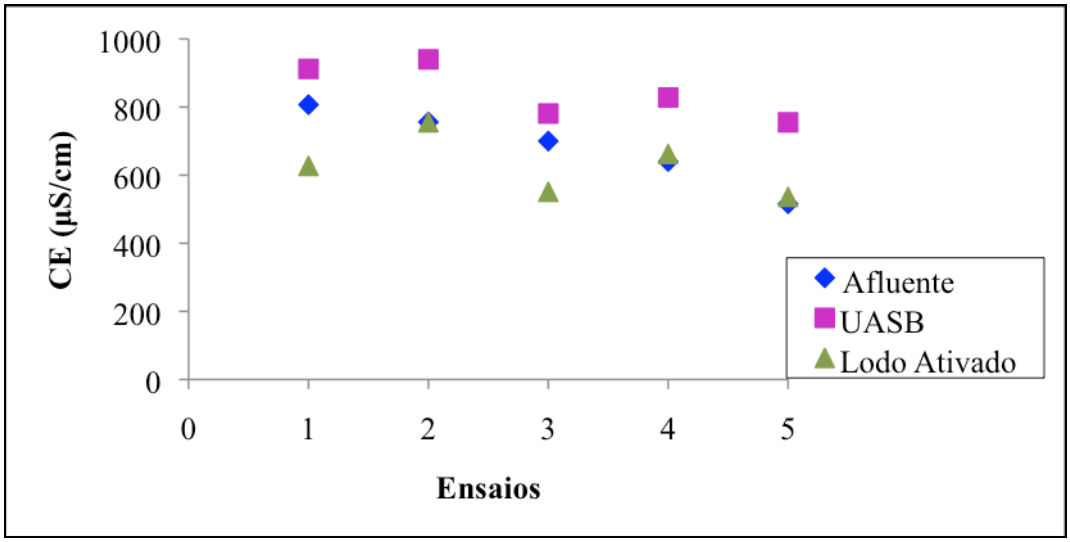


Figura 5.35 – Condutividade elétrica registrada no sistema de tratamento de esgoto.

Os valores de pH das amostras do afluente e dos efluentes, inclusive dos tratamentos combinados, variaram em faixas relativamente estreitas durante os ensaios, como se visualiza na Figura 5.39. Os valores de pH nas amostras de esgoto bruto (afluente) permaneceram entre 6,1 e 7,1, conforme pode ser observado na Tabela 5.9, mantendo-se uma faixa aceitável apesar da variabilidade temporal e sem que se tenha adicionado alcalinidade de maneira externa ao sistema.

Tabela 5.9 – Resumo estatístico dos dados obtidos de pH, alcalinidade parcial e alcalinidade total durante os cincos ensaios.

Parâmetros		pH	Alc. Parcial (mg $CaCO_3$/l)	Alc. Total (mg $CaCO_3$/l)
Afluente	N° de Amostras	5	5	5
	Média	6,6	100	187
	Desvio Padrão	0,4	22	60
	Valor Mínimo	6,1	67	96
	Valor Máximo	7,1	121	235
UASB	N° de Amostras	5	5	5
	Média	7,1	221	263
	Desvio Padrão	0,2	31	90
	Valor Mínimo	6,9	188	115
	Valor Máximo	7,4	266	352
Lodo Ativado	N° de Amostras	5	5	5
	Média	7,0	58	59
	Desvio Padrão	0,5	57	31
	Valor Mínimo	6,3	8	28
	Valor Máximo	7,5	150	101
UASB - $Al_2(SO_4)_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	7,1	187	201
	Desvio Padrão	0,3	26	94
	Valor Mínimo	6,8	142	39
	Valor Máximo	7,4	209	271
UASB - $FeCl_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	7,0	179	187
	Desvio Padrão	0,2	33	85
	Valor Mínimo	6,7	132	40
	Valor Máximo	7,2	212	251
Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	7,2	61	52
	Desvio Padrão	0,4	65	32
	Valor Mínimo	6,7	13	25
	Valor Máximo	7,8	167	104
Lodo Ativado - $FeCl_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	6,3	46	39
	Desvio Padrão	1,4	54	34
	Valor Mínimo	4,3	0	0
	Valor Máximo	7,6	132	80

O pH no reator UASB variou de 6,9 a 7,4, valores considerados adequados para a estabilidade na formação de metano, que, segundo CHERNICHARO (1997), seria numa faixa ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. Além disso, não houve nenhuma mudança brusca de pH

(choques de pH) durante os cinco ensaios, com isso o pH não afetou, de forma negativa, o sistema de tratamento anaeróbio.

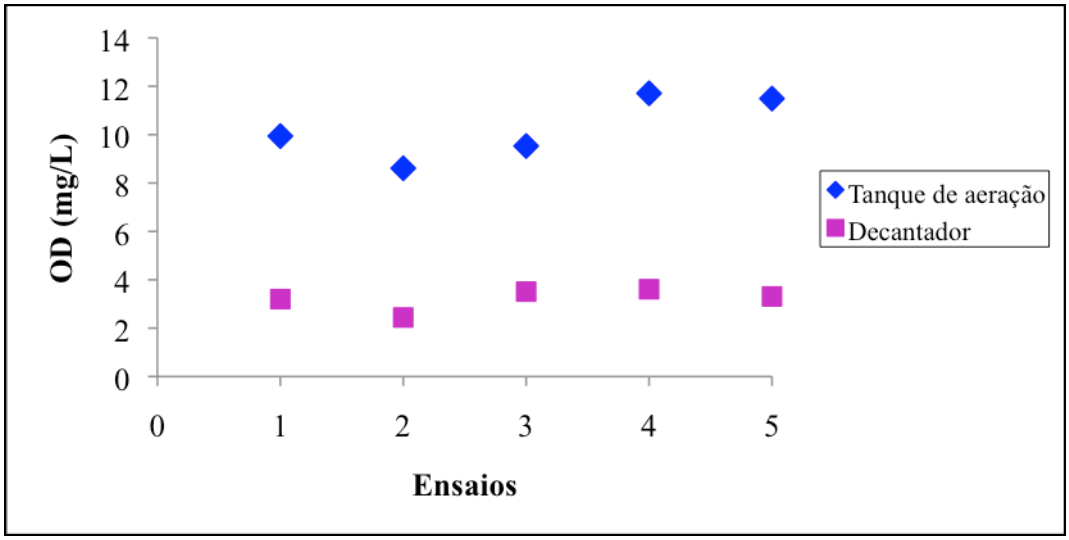


Figura 5.36 – Oxigênio dissolvido registrado no sistema de lodo ativado durante os cinco ensaios.

Os valores médios de pH nos efluentes do reator UASB e lodo ativado foram de, respectivamente, 7,1 e 7,0. No efluente do lodo ativado a variação de pH foi de 6,3 a 7,5 (Tabela 5.9). Entretanto, observa-se uma variação brusca de pH no 3° e 5° ensaio para o tratamento combinado Lodo Ativado-$FeCl_3$, nos quais o pH foi 4,3 e 5,3, respectivamente. Porém, de acordo com a Figura 5.38, pode se observar que a alcalinidade total no efluente do sistema de lodo ativado nestes mesmos ensaios (3° e 5°) foi de 17 e 35 mg $CaCO_3$/L, respectivamente, o que pode justificar o consumo de alcalinidade pelo coagulante ($FeCl_3$), diminuindo o valor de pH.

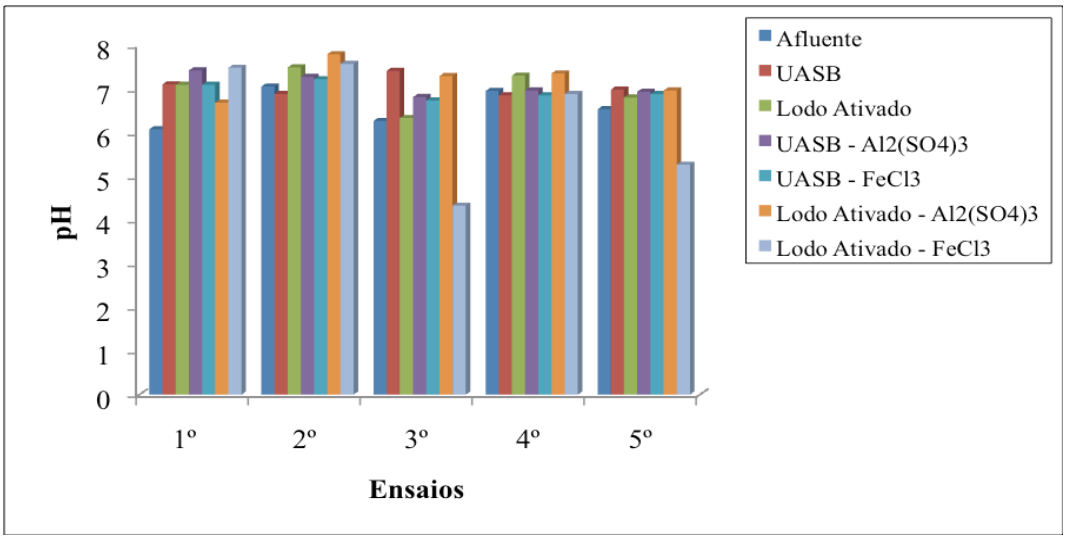


Figura 5.37 – Valores registrados de pH durante os ensaios de tratamento combinado.

Verifica-se por meio das Figuras 5.38 e 5.39 que a alcalinidade gerada no reator UASB manteve-se em níveis mais ou menos constantes e em concentrações elevadas durante os cinco ensaios. A alcalinidade gerada no reator anaeróbio, muito provavelmente devido, à decomposição de compostos orgânicos presentes no afluente foi extremamente significante, contribuiu para a estabilidade do pH.

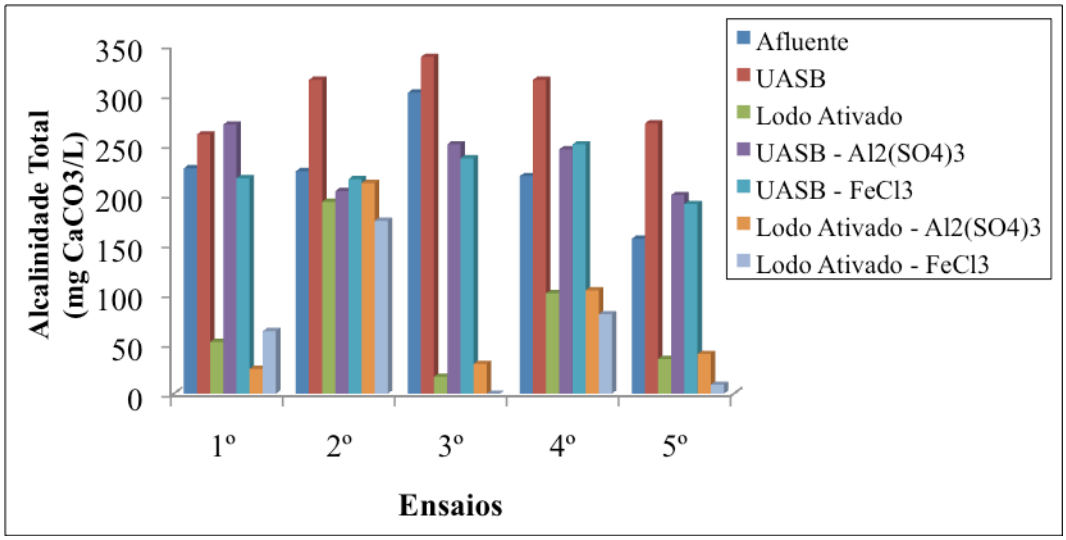


Figura 5.38– A alcalinidade total durante os ensaios de tratamento combinado.

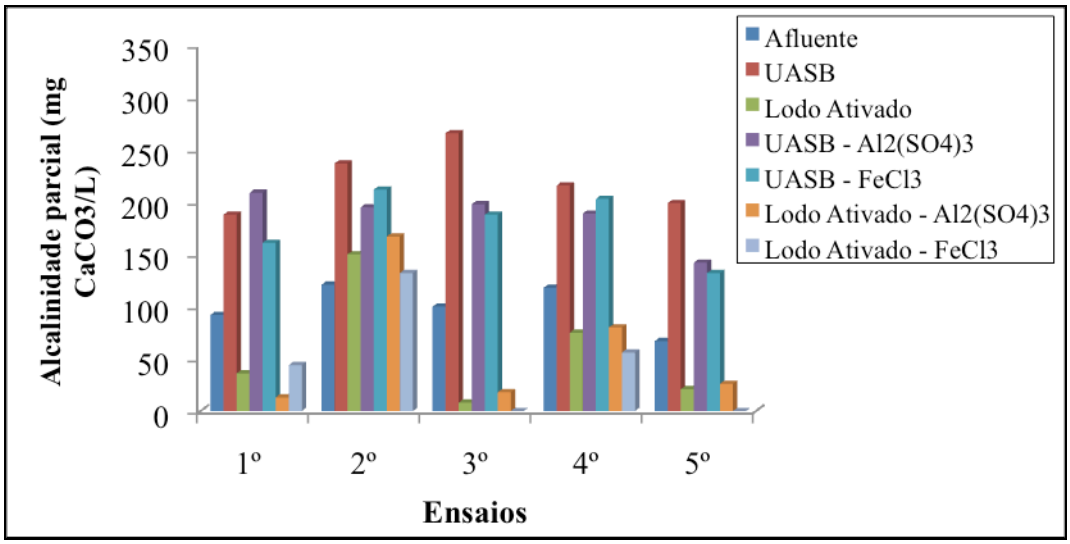


Figura 5.39 – A alcalinidade parcial durante os ensaios de tratamento combinado.

De acordo com a tabela 5.9, alcalinidade parcial no afluente variou de 67 a 121 mg de $CaCO_3$/L e a total variou de 96 a 235 mg de $CaCO_3$/L. No reator UASB a alcalinidade parcial variou de 188 a 266 mg de $CaCO_3$/L, resultando em média de 221 mg de $CaCO_3$/L.

Entretanto, no sistema de lodo ativado houve variações bruscas de alcalinidade. Observa-se, na Figura 5.38, que exceto no 2° e 4° ensaios nos quais a alcalinidade foi de, respectivamente, 193 e 101 mg/l, a alcalinidade total nos demais ensaios foram relativamente baixas. A alcalinidade parcial variou de 8 a 150 mg de $CaCO_3$/L, resultando em média de 58 mg de $CaCO_3$/L (Tabela 5.9). Esse consumo de alcalinidade no sistema de lodo ativado é devido, muito provavelmente, ao processo de nitrificação que ocorre quase que sistematicamente nas estações de lodos ativados operadas nas condições em que os ensaios foram realizados (condições de OD elevada, temperatura adequada e idade do lodo grande). Uma que vez o processo de nitrificação não resulta na remoção do nitrogênio, mas sim da conversão da amônia a nitrato, ou seja, a oxidação da amônia a nitrito e posteriormente a nitrato, há consumo de oxigênio livre (dissolvido) e também pode ser liberado H^+. Portanto, o processo de nitrificação que comumente ocorre em sistemas de lodo ativado justifica o consumo de alcalinidade no sistema.

Em relação ao tratamento físico-químico, foi observado que os tratamentos combinados com o efluente do lodo ativado foram os que apresentaram menores alcalinidade, comparado aos ensaios com amostra do efluente do reator UASB, independente do coagulante ($Al_2(SO_4)_3$ e $FeCl_3$), o que está relacionado com a baixa alcalinidade que o efluente já apresentava antes mesmo dos ensaios de coagulação e floculação. Não foi observada diferença significativa entre os coagulantes em relação ao consumo de alcalinidade.

Avaliação da eficiência dos tratamentos combinados propostos

A seguir, serão apresentados os resultados referentes as análises de DQO, COD, turbidez, cor aparente e verdadeira, sólidos suspensos totais, dureza, nutrientes (N e P), metais e exames microbiológicos, com o intuito de avaliar e comparar a eficiência de remoção dessas diversas variáveis nos diferentes tratamentos combinados de esgoto proposto neste trabalho.

Na Tabela 5.10 está apresento o resumo estatístico dos dados de DQOt, DQOf e COD das amostras em estudo registrados durante os cinco ensaios realizados. É importante salientar que os dados de eficiência média de remoção apresentados nesta tabela são referentes à diferença entre as concentrações finais no efluente de cada tratamento e o efluente do tratamento anterior. As eficiências globais do sistema (em relação ao esgoto bruto - afluente) também serão apresentadas, porém, nas tabelas 5.11 e 5.12.

Tabela 5.10 - Resumo estatístico dos dados obtidos de DQOT, DQOF e COD durante os cinco ensaios.

	Parâmetros	DQO_T (mg/l)	DQO_F (mg/l)	COD (mg/l)
Afluente	N° de Amostras	5	5	5
	Média	736	320	128
	Desvio Padrão	431	107	25
	Valor Mínimo	293	226	95
	Valor Máximo	1283	478	154
	Eficiência média de Remoção (%)	-	-	-
UASB	N° de Amostras	5	5	5
	Média	322	133	48
	Desvio Padrão	77	69	18
	Valor Mínimo	242	45	29
	Valor Máximo	431	204	68
	Eficiência média de Remoção (%)	41	54	62
Lodo Ativado	N° de Amostras	5	5	5
	Média	147	85	14
	Desvio Padrão	61	52	3
	Valor Mínimo	59	13	11
	Valor Máximo	210	135	18
	Eficiência média de Remoção (%)	53	41	68
UASB - $Al_2(SO_4)_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	149	71	44
	Desvio Padrão	38	43	11
	Valor Mínimo	103	29	26
	Valor Máximo	200	130	53
	Eficiência média de Remoção (%)	53	35	19
UASB - $FeCl_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	154	91	38
	Desvio Padrão	52	75	8,7
	Valor Mínimo	93	22	27
	Valor Máximo	220	192	49
	Eficiência média de Remoção (%)	51	31	29
Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	127	73	12
	Desvio Padrão	35	74	4
	Valor Mínimo	81	15	8
	Valor Máximo	156	181	17
	Eficiência média de Remoção (%)	6	15	12
Lodo Ativado - $FeCl_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	101	51	14
	Desvio Padrão	37	35	4
	Valor Mínimo	55	27	10
	Valor Máximo	141	103	20
	Eficiência média de Remoção (%)	28	29	11

Nota: As condições de mistura (Gr, Tr, Gf e Tf) e as dosagens de cloreto férrico e sulfato de alumínio utilizadas estão apresentadas nas tabelas 4.1 e 4.3, respectivamente.

- Remoção de DQO

Nas Figuras 5.40 e 5.41 estão representados os valores de DQO das sete amostras não filtradas (DQOt) e filtradas (DQOf), respectivamente, dos cinco ensaios realizados. As análises de DQOf das amostras do tratamento físico-químico no 2° ensaio não foram realizadas, por isso não constam na Figura 5.41.

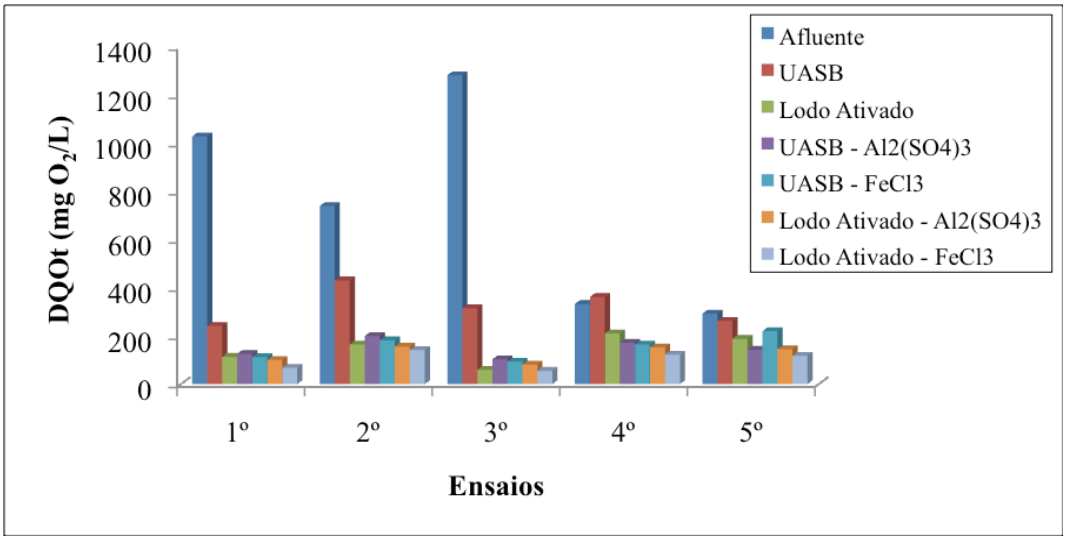


Figura 5.40 – Valores registrados de DQO total durante os ensaios de tratamento combinado.

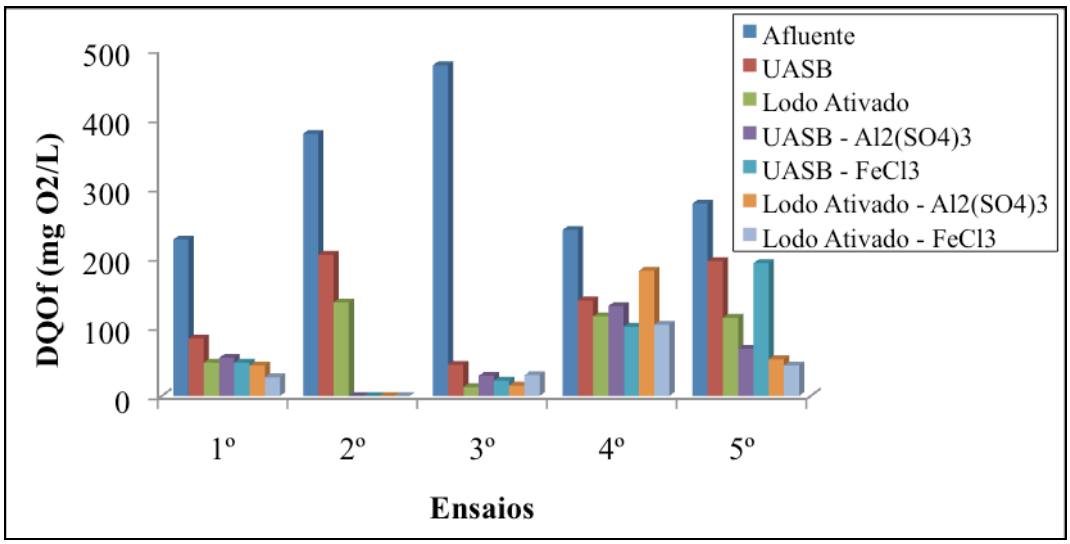


Figura 5.41 – Valores registrados de DQO das amostras filtradas durante os ensaios de tratamento combinado.

É possível constatar, pelos resultados, a tendência de diminuição dos valores de DQO do afluente para o efluente final do sistema de tratamento de esgoto. Entre as amostras do

tratamento físico-químico observou-se uma oscilação nos valores de DQO de acordo com o coagulante usado, de modo que houve resultados distintos entre os tratamentos. Tanto para o efluente do reator UASB quanto para o efluente do sistema de lodo ativado, na maioria dos ensaios, os melhores resultados de remoção de DQOt e DQOf foram obtidos em tratamento físico-químico com o coagulante cloreto férrico ($FeCl_3$), com exceção do último ensaio, no qual o tratamento combinado UASB – $Al_2(SO_4)_3$ forneceu menor valor de DQO do que o UASB – $FeCl_3$.

Também foi observada oscilação dos valores de DQO afluente ao longo do período de análises. A variação na DQO afluente, principalmente no 4° e 5° ensaios nos quais os valores foram os menores (333 e 293 mg/L, respectivamente) comparados aos demais, é devido, provavelmente, a fatores externos ao tratamento, como a oscilação da população contribuinte, uma vez que esses ensaios coincidiram com o início do período de férias no campus da USP/ São Carlos e também com o início da estação chuvosa, que altera a diluição do esgoto da ETE do campus, além de problemas relacionados ao tratamento preliminar.

De acordo com a tabela 5.10, a DQOt afluente variou de 293 a 1283 mg/L, resultando em uma média de 736 mg/L. Após o tratamento anaeróbio por reator UASB, DQOt variou de 242 a 431 mg/L e a DQOf variou de 45 a 204 mg/L, resultando em uma média de 322 e 133 mg/L, respectivamente. Observa-se que a eficiência de remoção de DQOt e DQOf no reator UASB foi de, respectivamente, 41% e 54%. Na Tabela 5.11 estão apresentados os valores de eficiência de remoção de DQO em tratamento de esgoto com reator UASB relatados em alguns trabalhos encontrados na literatura. Verifica-se que as eficiências obtidas neste estudo com reator UASB da estação de tratamento de esgoto no campus da USP/São Carlos foram menores do que relatado por vários autores. No entanto, essa baixa eficiência de remoção de matéria orgânica vem sendo relatada por alguns autores que estudaram anteriormente o reator UASB em questão. MEDEIROS (2010) também relatou remoção média de DQO de 41%, em estudo neste mesmo reator UASB porém no ano anterior. Com isso, fica clara a necessidade de um pós tratamento, uma vez que a eficiência de remoção de DQO pelo reator foi inferior a 50%.

Um dos aspectos específicos do pós-tratamento do efluente do reator UASB seria a remoção de microrganismos patogênicos para a proteção à saúde pública e a maior remoção de matéria orgânica. O sistema de lodo ativado, por sua vez, apresentou DQO no efluente que variou de 59 a 210 mg/L para DQOt e 13 a 135 mg/L para DQOf, resultando em médias de 147 mg/L e 85 mg/L, respectivamente, para DQOt e DQOf. Contudo, o sistema de lodo ativado apresentou eficiência de remoção de 53% de DQOt e 41% de DQOf (comparado ao

efluente UASB). A eficiência global do sistema (comparados ao afluente), foi pouco superior às discutidas anteriormente, de modo que foi atingida eficiência média global de 70% de remoção de DQOf. Assim como o tratamento anaeróbio (reator UASB), o sistema de lodo ativado não forneceu eficiências médias de remoção muito maiores de DQO, porém apresentou valores de remoção relativamente significantes, uma vez que atingiu valores bem baixos de DQO finais, por exemplo, no 3° ensaio a DQOf foi de 13 mg/L. Na literatura são apresentados valores maiores de eficiência média em sistema de reator UASB seguido de lodo ativado. Por exemplo, von SPERLING *et al.* (2001), relataram eficiência de 85 a 93% de DQO. MUNGRAY & PATEL (2011) analisaram a eficiência de remoção de DQOt e DQOf em duas ETEs com reator UASB seguido de lodo ativado e segundo os autores as eficiências de remoção foram de 86% de DQOt e 87% de DQOf em uma das ETE e na outra as eficiências de DQOt e DQOf foram de, respectivamente, 82% e 81%.

Tabela 5.11 – 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 (%)	
Japão	-	6	600	222	63	Tandukar *et al.*(2007)
Japão	-	6	532	197	63	Tandukar *et al.*(2005)
Índia	25	10	590	201	66	Draaijier *et al.* (1992)
-	-	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	8-20	12	500	225	60 a 90	Lettinga *et al.* (1983)
Holanda	20	18	550	165	70	Lettinga *et al.* (1981)

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

No tratamento combinado UASB – $Al_2(SO_4)_3$ a DQOt variou de 103 a 200 mg/L, resultando em uma média de 149 mg/L. No efluente do tratamento combinado UASB – $FeCl_3$ a DQOt variou de 93 a 220 mg/L, resultando em média 154 mg/L. A DQOf no efluente desses tratamentos, UASB – $Al_2(SO_4)_3$ e UASB – $FeCl_3$, foram de, respectivamente, 71 e 91 mg/L. Com isso, observar-se que as eficiências médias globais de remoção de DQOt foram de 70% e 67% e de DQOf foram de 73% e 66% para os tratamentos UASB – $Al_2(SO_4)_3$ e UASB – $FeCl_3$, respectivamente, comparado ao afluente. A diferença expressiva entre os valores de DQO total e a DQO filtrada após o tratamento físico-químico denota que boa parte da DQO estava na forma particulada, portanto a sedimentação não foi eficiente.

Contudo, verifica-se que para o tratamento físico-químico combinado com UASB o sulfato de alumínio demonstrou-se ser mais eficiente. No entanto, essas eficiências não condizem com os valores relatados na literatura, uma vez que estão abaixo do que relatam alguns autores.

PRAKASH *et al*. (2007) relataram eficiência de remoção de DQO de 87% em tratamento de esgoto com UASB seguido de coagulação/floculação. ZAYAS *et al*. (2007), estudaram o tratamento biológico com reator UASB de efluente de vinhaça seguido de tratamento físico-químico por coagulação e floculação e relataram remoção de 84% de DQO com adição de cloreto férrico de 20g/L.

Dentre os tratamentos físico-químicos, o tratamento combinado lodo ativado – $FeCl_3$ foi o que forneceu melhores resultados, ou seja, o efluente deste tratamento atingiu as menores DQO no decorrer dos cinco ensaios. A DQOt variou de 55 a 141 mg/L e a DQOf variou de 27 a 103 mg/L, resultando em médias de DQOt de 101 mg/L e de DQOf de 51 mg/L. Este tratamento chegou a atingir até 96% de eficiência global de remoção DQOt, correspondente ao 3° ensaio, no entanto sua eficiência global média foi de 79% para DQOt (Tabela 5.12).

Conforme pode ser observado nas tabelas 5.12 e 5.13, apesar de em alguns ensaios as unidades de tratamento terem atingindo eficiência global maior que 90% (por exemplo, o sistema de lodo ativado atingiu 97% de eficiência global de remoção de DQOf no 3° ensaio) ainda assim as eficiência globais médias foram de, no máximo, 81%, valor este registrado para o tratamento Lodo Ativado - $FeCl_3$ para remoção de DQOf.

Contudo, verifica-se que as remoções de DQOt e DQOf foram crescentes ao longo do tratamento, inclusive após o tratamento físico-químico e apesar de o cloreto férrico ter apresentado resultados melhores, o sulfato de alumínio também contribuiu de maneira relativamente significativa na remoção de matéria orgânica. O tratamento combinado Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$ atingiu valores de eficiência global média de 74% de DQOt, lembrando que neste tratamento foi utilizada dosagem de sulfato de alumínio de 20 mg/L. MATTEI *et al.* (2007) relataram remoção de DQO > 65% em estações de tratamento de esgoto na Itália, inclusive uma delas era com sistema lodo ativado, porém ele utilizou dosagem de sulfato de alumínio de 150 mg/L a uma gama de pH de 5 a 8.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) também foi avaliada, mas devido a problemas de contaminação durante as análises os dados referentes a esse parâmetro não foram consistentes para serem apresentados. Com isso, não foi possível analisar a relação entre DBO/DQO nas amostras em estudo.

Tabela 5.12 - Eficiência global de remoção de DQOt (%) dos tratamentos.

Tratamento/Ef. Remoção	1º	2º	3º	4º	5º	Média
Ef. de remoção UASB	76	42	75	-	11	41
Ef. de remoção UASB+L.A.	89	78	95	37	36	67
Ef. de remoção UASB - $Al_2(SO_4)_3$	88	73	92	48	51	70
Ef. de remoção UASB - $FeCl_3$	89	75	93	51	25	67
Ef. de remoção L.A.- $Al_2(SO_4)_3$	90	79	94	54	51	74
Ef. de remoção L.A. - $FeCl_3$	93	81	96	63	60	79

Tabela 5.13 - Eficiência global de remoção de DQOf(%) dos tratamentos.

Tratamento/Ef. Remoção	1º	2º	3º	4º	5º	Média
Ef. de remoção UASB	63	46	91	43	30	54
Ef. de remoção UASB+L.A.	79	64	97	52	59	70
Ef. de remoção UASB - $Al_2(SO_4)_3$	76	NR	94	46	76	73
Ef. de remoção UASB - $FeCl_3$	79	NR	95	58	31	66
Ef. de remoção L.A.- $Al_2(SO_4)_3$	81	NR	97	25	81	71
Ef. de remoção L.A. - $FeCl_3$	88	NR	94	57	84	81

Nota: NR - Não realizado.

- Remoção de COD

O afluente apresentou concentrações de COD, durante os cinco ensaios, com variação de 95 a 154 mg/L que resultou em média de 128 mg/L. Após o tratamento anaeróbio o efluente apresentou concentrações de COD, variando de 29 a 68 mg/L. A eficiência média de remoção do COD no reator UASB foi de 62%, sendo que a menor eficiência registrada foi de 46% (4° ensaio) e a maior foi de 77% (3° ensaio), conforme está apresentado na tabela 5.10.

O sistema de lodo ativado também foi bastante eficiente apresentando resultados abaixo de 20 mg COD/L em todos os ensaios, conforme representado na Figura 5.42. A eficiência máxima foi de 82% (referente ao 4° ensaio), além disso obteve eficiência de remoção média levemente superior ao reator UASB - 68%. Segundo a Tabela 5.14, onde

estão apresentadas as eficiências globais de remoção de COD, a eficiência global média deste sistema (UASB + lodo ativado) foi ainda mais satisfatória, 89%.

Os efluentes do tratamento físico-químico quando comparados os tratamentos no reator UASB e no lodo ativado, não apresentarão remoção tão significativa, principalmente no tratamento físico-químico do efluente do lodo ativado, uma vez que este já apresentava baixas concentrações, porém ainda assim houve redução na concentração de COD, conforme pode ser observado na Figura 5.42. Os dois coagulantes forneceram resultados variados, sendo que a eficiência de cada um oscilou de um ensaio para o outro. Contudo, para o efluente do reator UASB o cloreto férrico mostrou-se mais eficiente e para o efluente do sistema de lodo ativado o sulfato de alumínio forneceu melhores resultados. No entanto, pode-se notar remoção significativa da concentração de COD do esgoto bruto em relação aos efluentes finais, atingindo boas eficiências globais de remoção durante os cinco ensaios, de acordo com a Tabela 5.14.

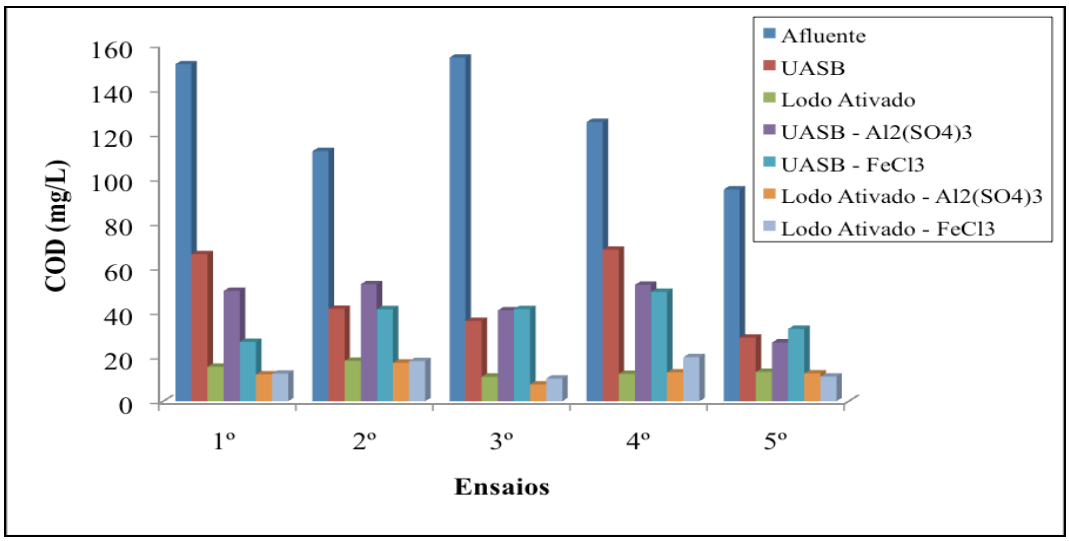


Figura 5.42 - Valores registrados de COD durante os ensaios de tratamento combinado.

Na Tabela 5.15 está apresentado o resumo estatístico dos dados de turbidez, cor aparente e cor verdadeira das amostras em estudo, observados durante os cinco ensaios realizados. Como se verifica na Figura 5.43, a turbidez no afluente foi bastante variável (de 107 a 352 NTU) de um ensaio para o outro, resultando em turbidez média de 200 NTU. Após o tratamento anaeróbio o efluente ainda apresentava valores altos de turbidez, além disso, nos dois últimos ensaios a turbidez efluente era maior que a turbidez afluente, portanto, não houve eficiência de remoção significativa pelo reator UASB.

Tabela 5.14 – Eficiência global de remoção de COD (%) nos tratamentos.

Tratamento/Ef. Remoção	1º	2º	3º	4º	5º	Média
Ef. de remoção UASB	56	63	77	46	70	62
Ef. de remoção UASB+L.A.	90	84	93	90	86	89
Ef. de remoção UASB - $Al_2(SO_4)_3$	67	53	74	58	72	65
Ef. de remoção UASB - $FeCl_3$	82	63	73	61	66	69
Ef. de remoção L.A.- $Al_2(SO_4)_3$	92	85	95	90	87	90
Ef. de remoção L.A. - $FeCl_3$	92	84	93	84	88	88

- *Remoção de turbidez*

Contudo, observa-se por meio da Figura 5.43 que apesar da variação da turbidez no afluente ao longo dos cinco ensaios, a eficiência de remoção dessa variável nos tratamentos propostos apresentou-se bastante significativa, mantendo-se alta a partir do sistema de lodo ativado, no qual a turbidez variou de 15 a 26 NTU e atingiu porcentagem média de remoção de 84%, conforme apresentado na tabela 5.15. A eficiência global média do sistema de lodo ativado foi ainda mais satisfatória, 87%, segundo a Tabela 5.16 que apresenta as eficiências globais do sistema.

O tratamento físico-químico contribuiu de maneira significativa para a remoção de turbidez. Observa-se que tanto o tratamento combinado com efluente do reator UASB como com o efluente do sistema de lodo ativado apresentaram efluentes finais com baixos valores de turbidez. O tratamento combinado Lodo Ativado-$FeCl_3$, por sua vez, foi o que apresentou efluente com menor valor de turbidez, atingindo valores de até 3 NTU em um dos ensaios (5° ensaio). As eficiências globais deste tratamento foram acima de 90% em todos os ensaios, resultando em uma eficiência global média de 96%. Os tratamentos combinados UASB – $Al_2(SO_4)_3$, UASB – $FeCL_3$ e Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$ atingiram médias de turbidez final de 25, 19 e 13 NTU e eficiências globais médias de remoção de 85, 88 e 92%, respectivamente. De qualquer maneira, independente do tratamento combinado, o coagulante $FeCl_3$ foi o que obteve melhores eficiências de remoção.

No processo de coagulação/floculação existem muitos fatores que podem afetar o 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). Porém, neste estudo o desempenho da floculação não foi examinado.

Contudo, a Resolução CONAMA n° 357 (BRASIL, 2005) admite turbidez de até 40 NTU para lançamento de efluentes em rio classe I. Portanto, pode-se concluir que, considerando a turbidez, todos os tratamentos estudados até o presente momento, exceto esgoto bruto e efluente do reator UASB, possuem condições apropriadas para o lançamento em rio classe I.

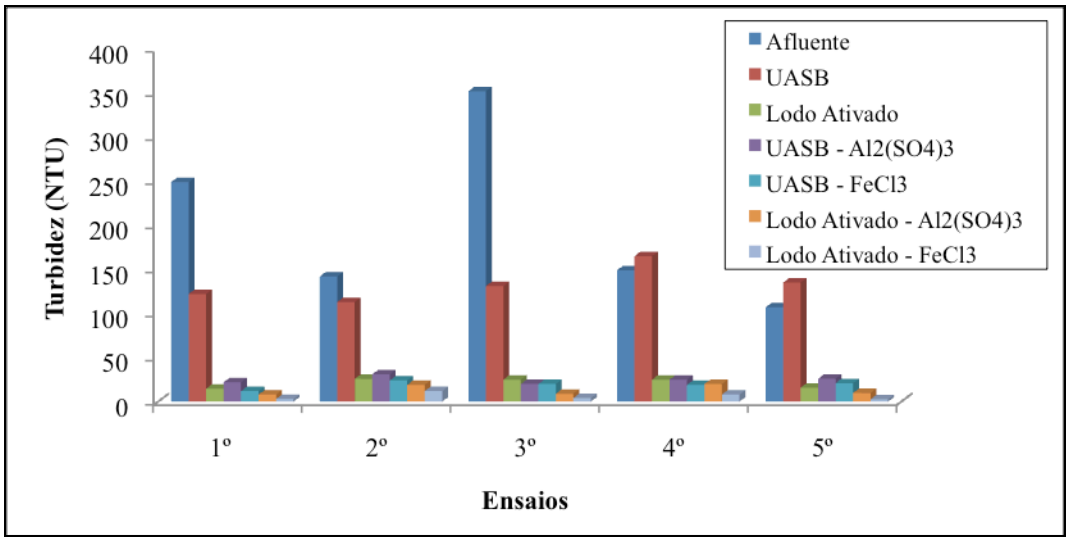


Figura 5.43 - Valores registrados de turbidez durante os ensaios de tratamento combinado

Tabela 5.15 – Resumo estatístico dos dados obtidos de turbidez, cor aparente e verdadeira durante os cinco ensaios de tratamento combinado.

	Parâmetros	Turbidez (NTU)	Cor Aparente (uC)	Cor Verdadeira (uC)
Afluente	N° de Amostras	5	5	5
	Média	200	948	97
	Desvio Padrão	100	437	25
	Valor Mínimo	107	424	78
	Valor Máximo	352	1635	139
	Eficiência média de Remoção (%)	-	-	-
UASB	N° de Amostras	5	5	5
	Média	133	739	106
	Desvio Padrão	20	32	20
	Valor Mínimo	113	702	85
	Valor Máximo	165	772	134
	Eficiência média de Remoção (%)	27	21	-
Lodo Ativado	N° de Amostras	5	5	5
	Média	21	220	70
	Desvio Padrão	5	61	16
	Valor Mínimo	15	165	48
	Valor Máximo	26	320	88
	Eficiência média de Remoção (%)	84	70	34
UASB - $Al_2(SO_4)_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	25	166	35
	Desvio Padrão	4	62	4
	Valor Mínimo	20	63	28
	Valor Máximo	31	223	39
	Eficiência média de Remoção (%)	81	78	67
UASB - $FeCl_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	19	172	34
	Desvio Padrão	4	31	7
	Valor Mínimo	12	124	27
	Valor Máximo	24	211	41
	Eficiência média de Remoção (%)	85	77	68
Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	13	173	56
	Desvio Padrão	6	34	12
	Valor Mínimo	8	144	43
	Valor Máximo	20	222	69
	Eficiência média de Remoção (%)	39	20	19
Lodo Ativado - $FeCl_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	6	99	25
	Desvio Padrão	4	48	15
	Valor Mínimo	3	64	10
	Valor Máximo	12	168	42
	Eficiência média de Remoção (%)	74	56	65

Tabela 5.16 - Eficiência global de remoção (%) dos tratamentos para o parâmetro turbidez.

Tratamento/Ef. Remoção	1º	2º	3º	4º	5º	Média
Ef. de remoção UASB	51	20	63	DI	DI	27
Ef. de remoção L.A.	94	82	93	83	85	87
Ef. de remoção UASB - $Al_2(SO_4)_3$	91	78	94	83	76	85
Ef. de remoção UASB - $FeCl_3$	95	83	94	87	80	88
Ef. de remoção L.A.- $Al_2(SO_4)_3$	97	87	97	87	91	92
Ef. de remoção L.A. - $FeCl_3$	99	92	99	95	98	96

Nota: DI - dados inconsistentes.

- *Remoção de cor aparente e cor verdadeira*

O esgoto afluente apresentou grande variação de cor aparente e cor verdadeira 424 a 1635 uC e 78 a 139 uC, respectivamente, conforme se pode verificar pelas Figuras 5.44 e 5.45 e pela Tabela 5.15. Observa-se que a cor verdadeira variou pouco no reator UASB, porém o tratamento anaeróbio contribui na geração de cor para o sistema de tratamento, provavelmente, devido a decomposição da matéria orgânica. O efluente do reator UASB apresentou cor aparente média de 739 uC e cor verdadeira média de 106 uC.

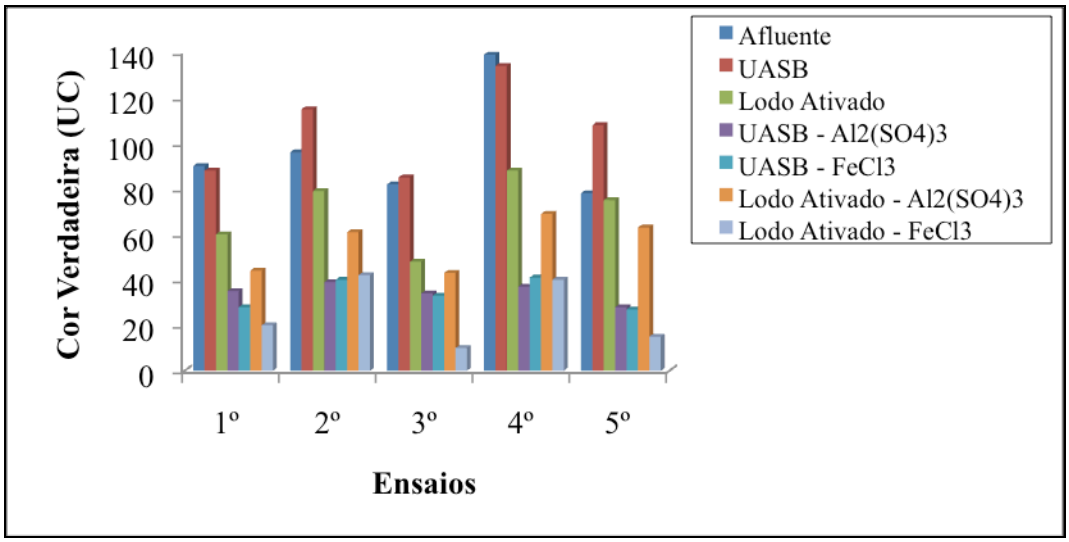


Figura 5.44 - Valores registrados de cor verdadeira durante os ensaios de tratamento combinado.

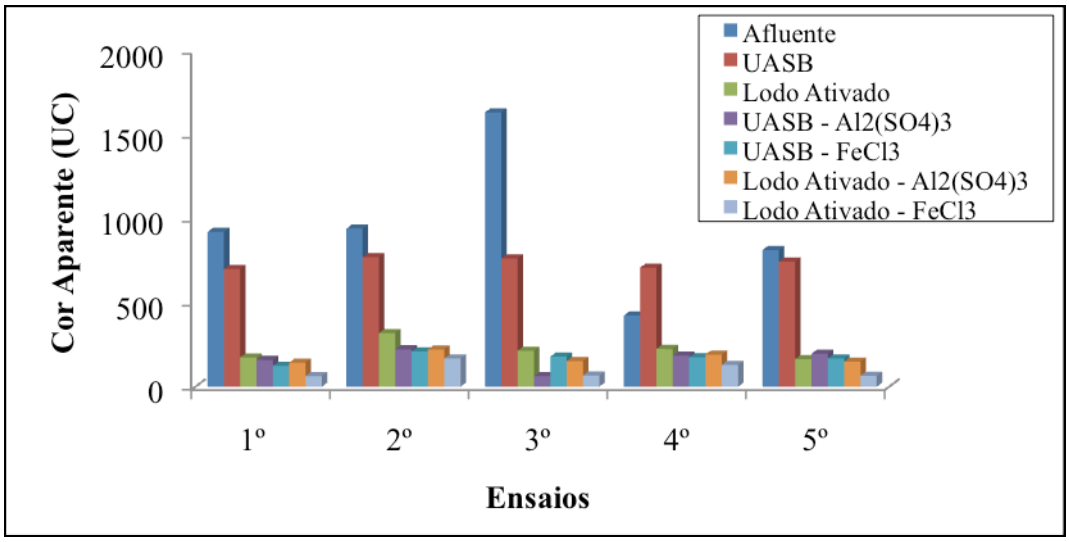


Figura 5.45 - Valores registrados de cor aparente durante os ensaios de tratamento combinado.

O sistema de lodo ativado teve papel fundamental na remoção de cor atingindo valores médios de 220 uC de cor aparente e 70 uC de cor verdadeira, resultando em eficiências médias de remoção de 70% e 34%, respectivamente, em relação ao efluente do reator UASB. Nas Tabelas 5.17 e 5.18 estão apresentadas as eficiências globais medias do sistema de lodo ativado que foram de 27% e 72% para cor verdadeira e cor aparente, respectivamente.

No tratamento físico-químico, houve diferença significativa entre os coagulantes no tratamento combinado com amostra do efluente do sistema de lodo ativado, no qual observou-se remoção média de 65% de cor verdadeira com cloreto férrico e apenas 19% de eficiência média com o sulfato de alumínio. Para a amostra do reator UASB o cloreto férrico e sulfato de alumínio tiveram desempenho semelhantes, com eficiência média de remoção de 68% e 67%, respectivamente.

Tabela 5.17 - Eficiência global de remoção (%) dos tratamentos para cor verdadeira

Tratamento/Ef. Remoção	**1º**	**2º**	**3º**	**4º**	**5º**	**Média**
Ef. de remoção UASB	2	-	-	4	-	1
Ef. de remoção L.A.	33	18	41	37	4	27
Ef. de remoção UASB - $Al_2(SO_4)_3$	61	59	59	73	64	63
Ef. de remoção UASB - $FeCl_3$	69	58	60	71	65	65
Ef. de remoção L.A.- $Al_2(SO_4)_3$	51	36	48	50	19	41
Ef. de remoção L.A. - $FeCl_3$	78	56	88	71	81	75

Tabela 5.18 - Eficiência global de remoção (%) dos tratamentos para cor aparente.

Tratamento/Ef. Remoção	1º	2º	3º	4º	5º	Média
Ef. de remoção UASB	24	18	53	NR	9	21
Ef. de remoção L.A.	81	66	87	47	80	72
Ef. de remoção UASB - $Al_2(SO_4)_3$	83	76	96	56	76	77
Ef. de remoção UASB - $FeCl_3$	87	78	89	58	79	78
Ef. de remoção L.A.- $Al_2(SO_4)_3$	84	76	91	55	82	78
Ef. de remoção L.A. - $FeCl_3$	93	82	96	69	92	86

Nota: NR - não realizado

Assim como observado nos resultados de cor verdadeira, para cor aparente o cloreto férrico também teve melhor desempenho entre os dois coagulantes para as duas amostras (UASB e lodo ativado), exceto no 3° ensaio, qual o tratamento do efluente do reator UASB apresentou melhor eficiência com o sulfato de alumínio. Contudo, os tratamentos combinados UASB - $Al_2(SO_4)_3$, UASB - $FeCl_3$, L.A.- $Al_2(SO_4)_3$ e L.A.- $Al_2(SO_4)_3$ apresentavam valores de 35 uC, 34 uC, 56 uC e 25 uC, respectivamente, de cor verdadeira.

Apesar de não apresentar risco a saúde, os valores de cor dos efluentes finais ainda estão altos e podem ser questionados quanto a sua confiabilidade, impossibilitando sua aplicabilidade para a reutilização em atividades mais restritivas. No entanto, a Resolução CONAMA n° 357 admite cor verdadeira de até 75 uC para lançamento de efluentes em rio classe II. Portanto, para cor verdadeira todos os tratamentos estudados, exceto esgoto bruto e efluente do reator UASB, possuem condições apropriadas para o lançamento em rio classe II.

- Remoção de sólidos

Neste tópico serão apresentados apenas os resultados referentes aos sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV), de modo que devido a problemas de incoerência dos resultados obtidos nas análises de sólidos totais estes não serão apresentados.

O resumo estatístico dos dados obtidos de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis durante os cinco ensaios de tratamentos combinados estão apresentados na Tabela 5.19. Na Figura 5.46 os valores de SST são expressos em forma de SSF e SSV e na Tabela 5.20 são

apresentados os dados referentes às eficiências de remoção de sólidos em cada unidade de tratamento durante os cinco ensaios, bem como sua médias de acordo com o afluente (eficiência global do sistema). É importante salientar que por terem sido descartados alguns resultados que se mostraram incoerentes, nem sempre as somas das médias das frações componentes dos sólidos resultará igual ao valor médio, ou seja, a soma das médias de SSF e SSV do efluente pode não resultar igual à média de SST, porque o número de amostras computadas foi diferente.

Conforme observa-se na Tabela 5.19 as concentrações médias no afluente de SSF e SSV foram de 20,8 mg/L e 174,3 mg/L, respectivamente. Observa-se, pelos resultados, que a maior fração de sólidos suspensos corresponde a fração orgânica (SSV), e apesar das maiores concentrações de SSV ocorrerem no tanque de aeração (TA) do sistema de lodo ativado, em todos os ensaios, a concentração de SSV ainda não foi satisfatória para atingir a máxima eficiência do sistema.

De acordo com a Tabela 5.19, verifica-se que o pós-tratamento de lodo ativado atingiu eficiência média de remoção de SST de 90%. O coagulante cloreto férrico destacou-se, mais uma vez, em relação ao sulfato de alumínio e atingiu remoção média de SST de 78% para o tratamento combinado UASB - $FeCl_3$ e 58% para Lodo Ativado - $FeCl_3$. Segundo a Tabela 5.20, as eficiências globais de remoção do sistema de tratamento foram ainda mais satisfatórias, o reator UASB e lodo ativado atingiram 36% e 64%, respectivamente, de eficiência de remoção de SSV. Dentre os tratamentos físico-químicos o tratamento combinado Lodo Ativado – $FeCl_3$ atingiu eficiência de remoção de SSV de 93%, sendo este o tratamento que teve melhor desempenho em termos de remoção de SSV.

MATTEI *et al.* (2007) relataram remoção maior que 75% de SST em estações de tratamento de esgoto municipal, utilizando 150 mg/L de sulfato de alumínio para o tratamento físico-químico de efluente de lodo ativado. MUNGRAY & PATEL (2011) estudaram a eficiência de remoção de SST em ETEs com reator UASB seguido de lodo ativado e segundo os autores as eficiências de remoção de SST foram de 60 a 64%.

Tabela 5.19 – Resumo estatístico dos dados obtidos de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis durante os cinco ensaios de tratamento combinado.

	Parâmetros	SST (mg/L)	SSF (mg/L)	SSV (mg/L)
Afluente	N° de Amostras	5	5	5
	Média	195,0	21,0	174,0
	Desvio Padrão	102,0	15,8	86,6
	Valor Mínimo	122,5	8,4	113,9
	Valor Máximo	357,8	43,9	313,9
	Eficiência média de Remoção (%)	-	-	-
UASB	N° de Amostras	5	5	5
	Média	103,0	11,0	92,0
	Desvio Padrão	45,7	7,3	38,4
	Valor Mínimo	51,9	2,5	49,4
	Valor Máximo	162,6	20,1	142,5
	Eficiência média de Remoção (%)	44%	-	-
Tanque de Aeração	N° de Amostras	5	5	5
	Média	325,0	46,0	282,0
	Desvio Padrão	148,9	27,5	118,2
	Valor Mínimo	153,9	15,2	151,0
	Valor Máximo	558,8	90,4	468,5
	Eficiência média de Remoção (%)	-	-	-
Decantador	N° de Amostras	5	5	5
	Média	33,0	2,0	31,0
	Desvio Padrão	11,5	1,8	9,7
	Valor Mínimo	19,4	0,2	19,2
	Valor Máximo	43,4	4,2	39,2
	Eficiência média de Remoção (%)	90%	-	-
UASB - $Al_2(SO_4)_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	34,0	8,0	27,0
	Desvio Padrão	7,2	1,9	7,7
	Valor Mínimo	28,0	5,9	19,2
	Valor Máximo	43,1	10,9	37,9
	Eficiência média de Remoção (%)	63%	-	-
UASB - $FeCl_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	23,0	5,0	18,0
	Desvio Padrão	6,3	2,8	4,7
	Valor Mínimo	15,0	1,0	13,0
	Valor Máximo	31,2	7,5	23,7
	Eficiência média de Remoção (%)	78%	-	-
Lodo Ativado - Al2(SO4)3	N° de Amostras	5	5	5
	Média	22,0	6,0	19,0
	Desvio Padrão	4,23	6,1	2,8
	Valor Mínimo	16,2	1,1	14,7
	Valor Máximo	26,84	16,2	22,0
	Eficiência média de Remoção (%)	34%	-	-
Lodo Ativado - FeCl3	N° de Amostras	5	5	5
	Média	15,0	6,0	10,0
	Desvio Padrão	4,8	3,1	2,8
	Valor Mínimo	10,1	2,3	7,9
	Valor Máximo	22,8	10,1	14,3
	Eficiência média de Remoção (%)	58%	-	-

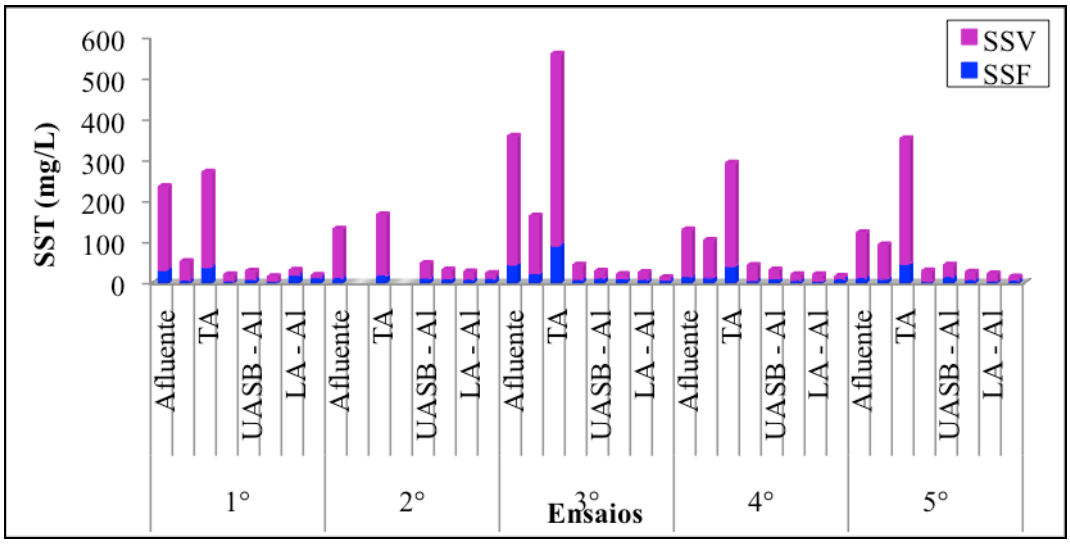


Figura 5.46 - Valores registrados de sólidos suspensos totais durante os ensaios de tratamento combinado.

PRAKASH *et al*. (2007) relataram eficiência de remoção de 82% de SST em estação de tratamento de esgoto com tratamento anaeróbio tipo UASB seguido de tratamento físico-químico por coagulação, floculação e sedimentação.

Tabela 5.20 - Eficiência global de remoção de sólidos suspensos (%) nos tratamentos.

Tratamento/Eficiência de remoção(%)	**Sólidos Suspensos Totais**					
	1º	**2º**	**3º**	**4º**	**5º**	**média**
Esgoto UASB	78	-	55	20	24	35
Esgoto lodo ativado	92	-	88	67	76	65
UASB - $Al_2(SO_4)_3$	88	69	92	76	65	78
UASB - $FeCl_3$	94	76	94	85	79	86
Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$	93	80	93	85	82	86
Lodo Ativado - $FeCl_3$	96	83	96	88	89	90
	Sólidos Suspensos Fixos					
Esgoto UASB	92	-	54	8	-	31
Esgoto lodo ativado	99	-	90	73	81	69
UASB - $Al_2(SO_4)_3$	80	-	80	41	-	40
UASB - $FeCl_3$	97	11	83	74	50	63
Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$	47	42	87	88	88	70
Lodo Ativado - $FeCl_3$	67	-	89	51	74	56
	Sólidos Suspensos Voláteis					
Esgoto UASB	76	-	55	21	26	36
Esgoto lodo ativado	91	-	88	67	76	64
UASB - $Al_2(SO_4)_3$	89	69	94	79	72	81
UASB - $FeCl_3$	93	81	96	86	81	87
Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$	93	82	94	84	82	87
Lodo Ativado - $FeCl_3$	96	88	97	92	90	93

- Remoção de dureza

Na Figura 5.47 estão apresentados as durezas registradas no sistema de tratamento de esgoto durante os cinco ensaios. O resumo estatístico dos dados registrados de dureza durante os cinco ensaios de tratamento combinado estão apresentados na Tabela 5.21.

De acordo com os resultados dos cinco ensaios, observa-se que a eficiência de remoção de dureza foi positiva somente no 5° ensaio, em relação ao afluente. Em geral, as unidades de tratamento contribuíram para o aumento da concentração de dureza carbonato, associada a CO_3^{2-}, conforme está apresentada na Figura 5.47. De acordo com MORAIS (2008) a dureza indica a concentração de cátions multivalentes em solução na água, de modo que os cátions mais frequentemente associados à dureza são os de cálcio (Ca_{2+}) e magnésio (Mg_{2+}) e em menor escala o ferro, manganês, estrôncio (Sr_{2+}) e alumínio (Al_{3+}), o que provavelmente justifica o aumento de dureza após os tratamentos, principalmente o tratamento físico-químico com sais de alumínio e ferro. Contudo, isso é válido se a precipitação dos sais de Al e Fe na forma de hidróxidos não ocorrerem satisfatoriamente.

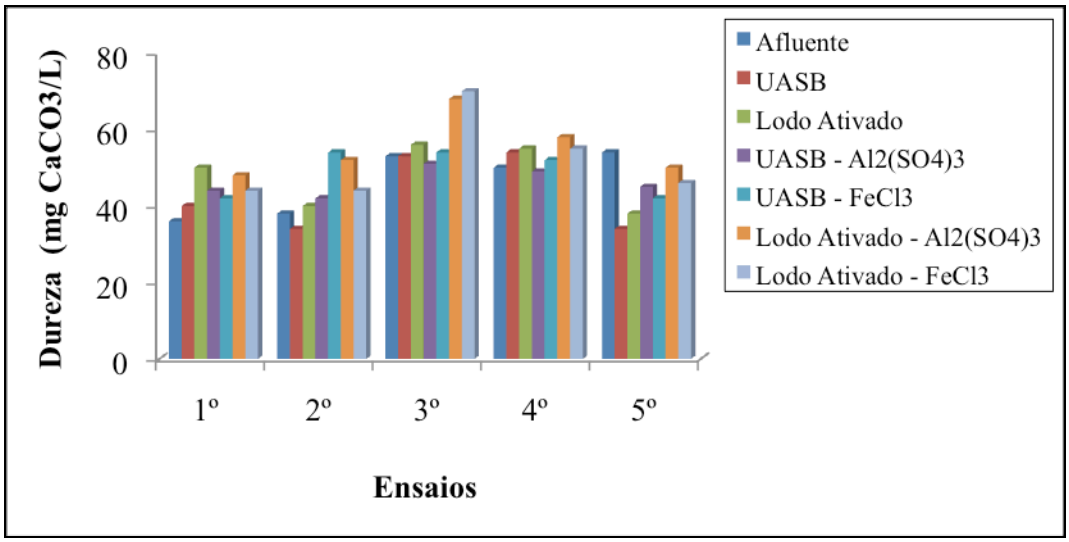


Figura 5.47 - Valores registrados de dureza durante os ensaios de tratamento combinado.

Entretanto, interpretando os resultados, em termos de tratamento os valores obtidos demonstraram estar dentro do limite para água mole (<50 mg $CaCO_3$/L) e dureza moderada (50 e 150 mg $CaCO_3$/L), principalmente para o efluente do Lodo Ativado – $Al_2(SO_4)_3$ e Lodo Ativado – $FeCL_3$ que atingiram durezas médias de tratamento de 55,2 e 51,8 mg $CaCO_3$/L, respectivamente. Nos demais tratamentos a dureza média foi inferior a 50 mg $CaCO_3$/L.

Tabela 5.21 – Resumo estatístico dos dados obtidos de dureza durante os cinco ensaios de tratamento combinado.

	Parâmetros	Dureza ($mgCaCO_3/l$)
Afluente	N° de Amostras	5
	Média	46
	Desvio Padrão	9
	Valor Mínimo	36
	Valor Máximo	54
UASB	N° de Amostras	5
	Média	43
	Desvio Padrão	10
	Valor Mínimo	34
	Valor Máximo	54
Lodo Ativado	N° de Amostras	5
	Média	48
	Desvio Padrão	8
	Valor Mínimo	38
	Valor Máximo	56
UASB - $Al_2(SO_4)_3$	N° de Amostras	5
	Média	46
	Desvio Padrão	4
	Valor Mínimo	42
	Valor Máximo	51
UASB - FeCl3	N° de Amostras	5
	Média	49
	Desvio Padrão	6
	Valor Mínimo	42
	Valor Máximo	54
Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$	N° de Amostras	5
	Média	55
	Desvio Padrão	8
	Valor Mínimo	48
	Valor Máximo	68
Lodo Ativado - $FeCl_3$	N° de Amostras	5
	Média	52
	Desvio Padrão	11
	Valor Mínimo	44
	Valor Máximo	70

É extremamente importante a interpretação desses resultados quando se refere a atividades de reúso, principalmente, reúso industrial. Não há evidências de que a dureza cause problemas sanitários, porém pode causar incrustações nas tubulações de água quente, caldeiras e aquecedores (devido à maior precipitação nas tubulações de água quente).

-Remoção de Fósforo e Nitrogênio

O acúmulo de compostos de nitrogênio e fósforo pela descarga de águas residuárias é uma das principais causas de eutrofização nos corpos d' água, como de lagos e rios. Portanto, é necessário remover do esgoto essas substâncias para minimizar os danos ao meio ambiente.

Fósforo

De acordo com von SPERLING (1997), para a remoção biológica de fósforo, é essencial a existência de zonas anaeróbias e zonas aeróbias na linha de tratamento. 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.

Na Tabela 5.22 está apresentado o resumo estatístico dos dados de fósforo, nitrogênio total e amoniacal registrados durante os cinco ensaios de tratamento combinados e na Figura 5.48 estão representados os dados de fósforo registrados durante os cinco ensaios. Observa-se que a concentração de fósforo variou de 4,0 a 9,8 mg/L no afluente, resultando em concentração média de 7,2 mg P/L. Após o tratamento anaeróbio, somente em dois ensaios, o 1° e 3°, houve remoção de fósforo, sendo que nos demais o efluente do reator UASB apresentou concentrações de fósforo maiores que no afluente, sendo mais um indicio do mal desempenho do UASB. A concentração de fósforo no efluente do reator UASB variou de 5,4 a 8,8 mg/l e a concentração média foi de 7,6 mg/L. Com isso, a eficiência de remoção no reator foi de apenas 4%.

Este resultado já era esperado, porque, embora sejam eficientes na remoção de matéria orgânica biodegradável, os sistemas anaeróbios, praticamente, apresentam nenhum a eficiência de remoção de N e P. Em geral, o efluente do reator anaeróbio apresenta relação N/DQO e P/DQO bem superiores aos valores desejados (CHERNICHARO, 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 E JORDÃO, 2001; CHERNICHARO, 1997).

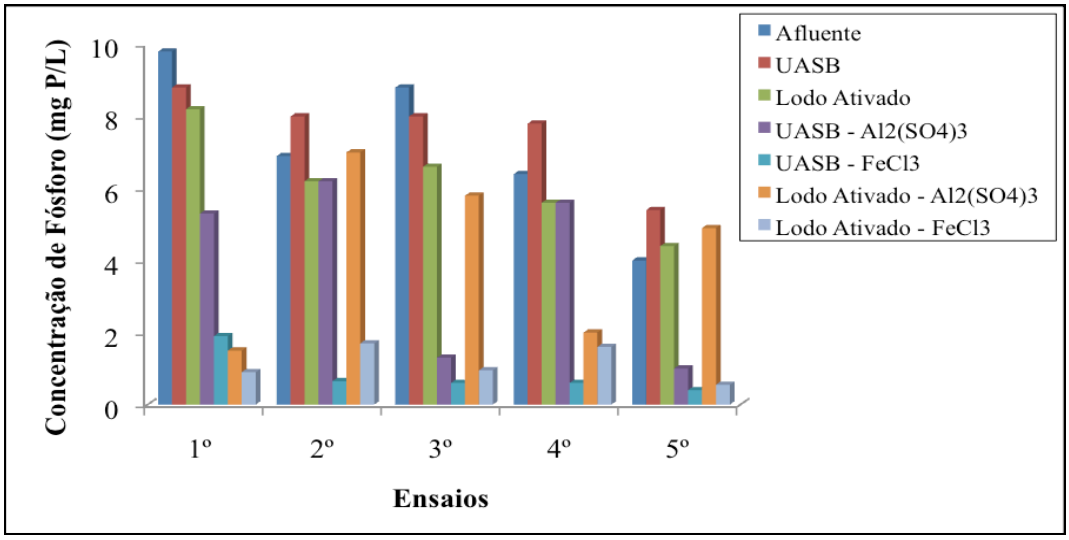


Figura 5.48 - Valores registrados de fósforo durante os ensaios de tratamento combinado.

Segundo ALEM SOBRINHO E 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, UASB – $Al_2(SO_4)_3$ e UASB – $FeCl_3$, apresentado neste trabalho, os quais apresentaram remoção de fósforo mais satisfatórias, comparadas ao tratamento anaeróbio. O tratamento UASB – $Al_2(SO_4)_3$ apresentou variação de 1,0 a 6,2 mg de P/L, resultando em concentração média de 3,9 mg de P/L em seu efluente. Por outro lado, o tratamento UASB – $FeCl_3$ foi ainda mais satisfatório, com variação de apenas 0,4 a 1,9 mg de P/L e a concentração média de 0,8 mg de P/L. A eficiência de remoção de fósforo neste dois tratamentos combinados em relação ao efluente do reator UASB, foram de 51% para UASB – $Al_2(SO_4)_3$ e 90% para o tratamento combinado UASB – $FeCl_3$. A maior eficiência de remoção de fósforo, dentre todos os tratamentos, ocorreu no tratamento UASB – $FeCl_3$ com média global de 89%, em relação ao afluente (esgoto bruto), conforme pode ser observado na Tabela 5.23.

O sistema de lodo ativado, por sua vez, também não contribuiu muito com a remoção de fósforo. A concentração de fósforo no efluente do lodo ativado variou de 4,4 a 8,2 mg/L e a concentração média foi de 6,2 mg/L. A eficiência de remoção de fósforo no sistema foi de apenas 19%, em relação ao efluente do reator UASB e 13% em relação ao afluente.

Tabela 5.22 – Resumo estatístico dos dados obtidos de fósforo, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal na etapa de ensaios de tratamento físico-químico.

	Parâmetros	Fósforo (mgP/l)	N - NTK (mg/l)	N - Amoniacal (mg/l)
Afluente	N° de Amostras	5	5	5
	Média	7,2	69,0	52,0
	Desvio Padrão	2,3	38,4	10,7
	Valor Mínimo	4,0	6,0	35,0
	Valor Máximo	9,8	107,0	59,0
	Eficiência de remoção (%)	-	-	-
UASB	N° de Amostras	5	5	5
	Média	7,6	73,0	63,4
	Desvio Padrão	1,3	9,2	5,7
	Valor Mínimo	5,4	58,0	54,0
	Valor Máximo	8,8	82,0	69,0
	Eficiência de remoção (%)	4%	10%	-
Lodo Ativado	N° de Amostras	5	5	5
	Média	6,2	33,0	28,0
	Desvio Padrão	1,4	14,9	12,0
	Valor Mínimo	4,4	12,0	17,0
	Valor Máximo	8,2	52,0	48,0
	Eficiência de remoção (%)	19%	56%	57%
UASB - $Al_2(SO_4)_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	3,9	65,0	61,0
	Desvio Padrão	2,5	7,5	6,0
	Valor Mínimo	1,0	52,0	51,0
	Valor Máximo	6,2	70,0	67,0
	Eficiência de remoção (%)	51%	10%	3%
UASB - $FeCl_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	0,8	63,0	62,0
	Desvio Padrão	0,6	3,8	6,0
	Valor Mínimo	0,4	57,0	52,0
	Valor Máximo	1,9	67,0	68,0
	Eficiência de remoção (%)	90%	12%	3%
Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	4,2	30,0	27,0
	Desvio Padrão	2,4	14,7	14,0
	Valor Mínimo	1,5	14,0	16,0
	Valor Máximo	7,0	51,0	49,0
	Eficiência de remoção (%)	32%	11%	7%
Lodo Ativado - $FeCl_3$	N° de Amostras	5	5	5
	Média	1,1	32,0	27,0
	Desvio Padrão	0,5	13,9	12,0
	Valor Mínimo	0,5	21,0	17,0
	Valor Máximo	1,7	56,0	47,0
	Eficiência de remoção (%)	81%	10%	2%

Observa-se ainda que no tratamento físico-químico com efluente do lodo ativado o cloreto férrico teve melhor desempenho que o sulfato de alumínio e atingiu eficiência de remoção de 81% em relação ao efluente do lodo ativado, enquanto que com o sulfato de alumínio a eficiência foi de apenas 32%. A eficiência média global destes tratamentos foram de 83 e 38% para Lodo Ativado – $Al_2(SO_4)_3$ e Lodo Ativado – $FeCl_3$, respectivamente. Esse resultado condiz com a realidade e, assim como já foi demonstrado em diversos trabalhos, a utilização de cloreto férrico na remoção de fósforo se mostra eficiente.

EBELING *et al*. (2003) relataram eficiência de remoção de fósforo de 89% utilizado sulfato de alumínio como coagulante e de 93% utilizando cloreto férrico, em ensaios de bancada com jarteste para tratamento de esgoto.

Nitrogênio

Nas Figuras 5.49 e 5.50 estão apresentadas as concentrações de NTK e N-amoniacal das amostras estudadas durantes os cinco ensaios de tratamentos combinados. No esgoto doméstico bruto, as formas de nitrogênio predominantes são o nitrogênio orgânico e o nitrogênio amoniacal, sendo que a soma dos dois constitui o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). Neste estudo, a concentração de NTK no afluente variou de 6,0 a 107,0 mg/L, resultando em uma concentração média de 69,2 mg/L. A concentração de N-amoniacal variou de 35,0 a 59,0 mg/L e a concentração média foi de 51,8 mg/L no afluente (ver Tabela 5.22).

O efluente do reator UASB apresentou concentrações de NTK e N-amoniacal ainda elevadas, pois os reatores anaeróbios são pouco eficientes na remoção de nitrogênio e fósforo, não sendo indicados quando o propósito maior é remoção destes. As concentrações médias de NTK e N-amoniacal neste efluente foram de 72,6 mg/l e 63,4 mg/l, respectivamente. A eficiência de remoção de NTK no reator UASB foi de 10%.

No entanto, no sistema de lodo ativado houve remoção de, aproximadamente, 56% e 57% de NTK e N-amoniacal, respectivamente. As concentrações médias de NTK no sistema foram de 32,8mg/l e de N-amoniacal foi de 27,6 mg/L. Obviamente, que essa redução na concentração de N no sistema de lodo ativado se deve, principalmente, a oxidação do N-amoniacal a nitrito e, posteriormente a nitrato pelo processo de nitrificação. Nas Tabelas 5.23 e 5.24 estão apresentadas as concentrações de nitrito e nitrato, respectivamente, registrados durante os ensaios. Observa-se que ao mesmo tempo que o N-amoniacal diminuiu no sistema de lodo ativado as concentrações de nitrito e, principalmente, nitrato aumentaram, confirmando que ocorreu a nitrificação.

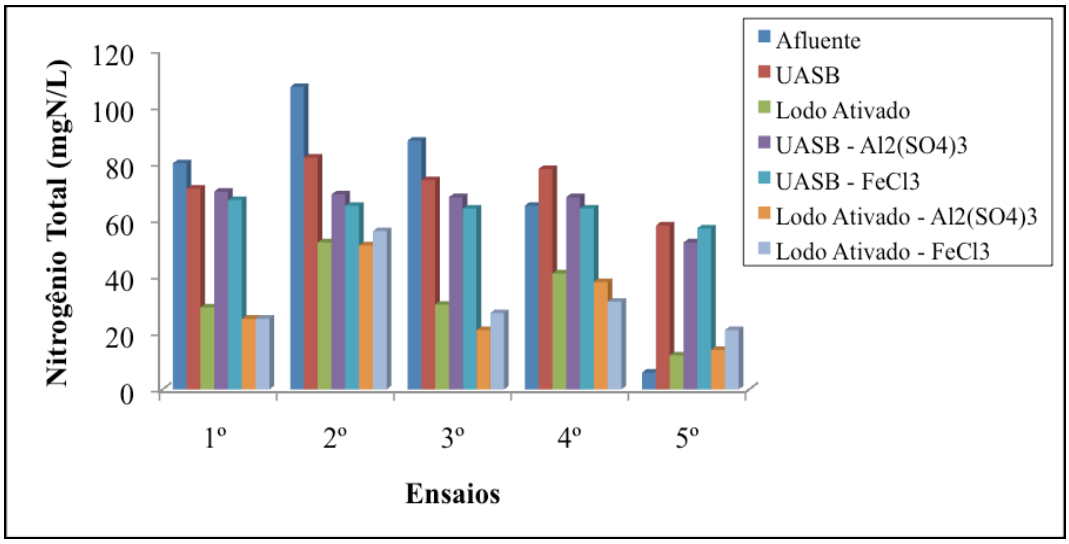


Figura 5.49 - Valores registrados de NTK durante os ensaios de tratamento combinado.

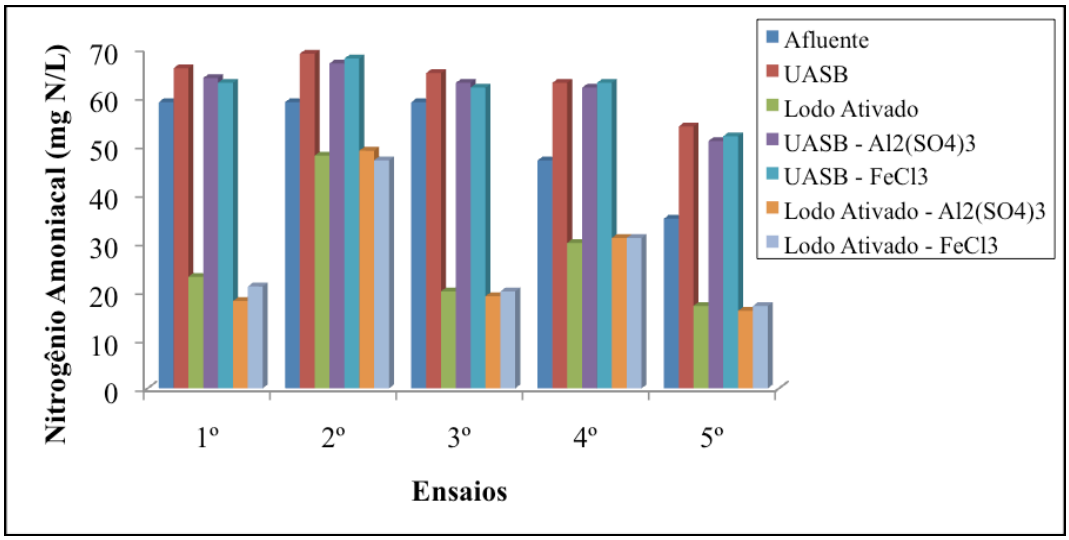


Figura 5.50 - Valores registrados de N-amoniacal durante os ensaios de tratamento combinado.

Contudo, verificado o processo de nitrificação pode-se justificar o decréscimo de alcalinidade no sistema de lodo ativado discutido anteriormente, isto porque, no processo de nitrificação ocorre o consumo de oxigênio livre pela demanda nitrogenada e também há a liberação de H^+, o que provavelmente consumiu a alcalinidade do meio e possivelmente reduziria o pH. No entanto, o reator UASB contribuiu de maneira significativa na produção de alcalinidade que manteve o pH no sistema de lodo ativado sem grandes variações. Segundo von SPERLING (2002), caso a alcalinidade não fosse suficiente e o pH diminuísse, consequentemente, o processo de nitrificação também reduziria, uma vez que este também dependo do pH.

Tabela 5.23 - Concentração de nitrito (mg/l) registrados nas amostras durante os cinco ensaios.

Amostra/Ensaios	1º	2º	3º	4º	5º
Bruto	ND	ND	ND	ND	0,114
UASB	ND	ND	ND	ND	ND
Lodo Ativado	ND	6,50	1,26	6,29	10,17
UASB - $Al_2(SO_4)_3$	0,06	ND	ND	ND	0,39
UASB - $FeCl_3$	ND	ND	ND	ND	ND
Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$	8,44	7,38	1,70	6,12	11,34
Lodo Ativado - $FeCl_3$	8,19	7,23	1,60	6,19	11,25

Nota: ND - Não detectado, abaixo do limite de detecção.

Tabela 5.24 – Concentração de nitrato (mg/l) registrados nas amostras durante os cinco ensaios.

Amostras/Ensaios	1º	2º	3º	4º	5º
Bruto	0,25	ND	0,07	ND	0,12
UASB	0,29	ND	0,12	ND	0,45
Lodo Ativado	ND	9,13	29,6	14,74	16,78
UASB - $Al_2(SO_4)_3$	0,27	ND	0,1	0,15	ND
UASB - $FeCl_3$	0,25	ND	ND	0,11	ND
Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$	22,55	10,32	35,16	14,48	15,19
Lodo Ativado - $FeCl_3$	22,13	10,57	25,87	15,13	15,37

Nota: ND - Não detectado, abaixo do limite de detecção.

Segundo von SPERLING (2002), a taxa de crescimento dos microrganismos nitrificantes é bem lenta, pois as bactérias que são responsáveis pela oxidação do nitrito a nitrato têm taxa de crescimento mais rápida, razão pela qual quase não há acúmulo de nitrito no sistema, justificando os valores próximos a zero.

Observa-se que nos tratamentos físico-químicos não houve, praticamente, nenhuma remoção de NTK e, principalmente, N-amoniacal, atingindo eficiências de remoção mínima de um tratamento para o outro. O UASB – $Al_2(SO_4)_3$ e o UASB – $FeCl_3$ removeram 3%, cada qual, de N-amoniacal em relação ao efluente UASB, não havendo diferença de remoção entre os coagulantes. Os tratamentos combinados Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$ e o Lodo Ativado – $FeCl_3$, por sua vez, removeram 7% e 2% de N-amoniacal, respectivamente (ver Tabela 5.22).

Após os tratamentos combinados Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$ e Lodo Ativado – $FeCl_3$ houve aumento nas concentrações de nitrito e nitrato (Tabela 5.23 e 5.24), porém não foi observado nenhuma correlação entre os coagulantes, uma vez que ora o tratamento com

sulfato de alumínio apresentava valores maiores, ora o tratamento com cloreto férrico fornecia maiores concentrações. Entretanto, esse comportamento não foi observado em todos os ensaios. No 5° ensaio, por exemplo, a concentração de nitrato diminuiu (mesmo que pouco) após os ensaios físico-químicos. Dessa forma, conclui-se que seria necessário outros ensaios para que fosse possível observar com mais clareza o que exatamente ocorre com os produtos do processo de nitrificação após um tratamento físico-químico com sais de Fe e Al.

- *Remoção de macro e micronutrientes*

Com o objetivo de avaliar a concentração de macro e micro nutrientes presentes nas amostras em estudo, bem como sua variação no sistema de tratamento, foram feitas análises, porém somente no primeiro e último ensaio dos cinco realizados. Na Tabela 5.25 estão apresentados os valores de macro e micronutrientes registrados no 1° ensaio. Na Tabela 5.26 estão apresentados os mesmos valores, no entanto, referentes ao 5° e último ensaio de tratamentos combinados.

Tabela 5. 25 - Valores de micro e macronutrientes (mg/L) registrados no 1° ensaio.

Parâmetros		Afluente	UASB	Lodo Ativado	UASB $Al_2(SO_4)_3$	UASB $FeCl_3$	LA $Al_2(SO_4)_3$	L.A $FeCl_3$
Zinco	($mgZn . L^{-1}$)	0,157	0,124	0,117	0,077	0,033	0,067	0,044
Chumbo	($mgPb . L^{-1}$)	0,13	0,12	0,14	0,14	0,08	0,08	0,1
Cádmio	($mgCd . L^{-1}$)	0,055	0,072	0,075	0,071	0,034	0,021	0,013
Níquel	($mg\ Ni . L^{-1}$)	0,07	0,108	0,093	0,088	0,01	<0,008	0,011
Ferro total	($mgFe . L^{-1}$)	2,155	1,557	0,632	0,342	3,252	0,338	2,636
Manganês total	($mgMn . L^{-1}$)	0,042	0,042	0,035	0,038	0,07	0,033	0,041
Cobre	($mgCu . L^{-1}$)	0,045	<0,003	0,006	0,012	0,008	<0,003	<0,005
Cromo total	($mgCr . L^{-1}$)	<0,005	0,008	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Alumínio	($mgAl . L^{-1}$)	1,57	0,75	0,22	2,68	0,03	1,44	<0,01
Boro	($mgB . L^{-1}$)	NR	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Cálcio	($mgCa . L^{-1}$)	32,14	38,51	36,62	34,66	33,15	45,15	42,7
Potássio	($mgK . L^{-1}$)	31	33	27	31,7	31,7	27,2	26
Sódio	($mgNa . L^{-1}$)	44	62	41	43	45	48	42
Magnésio	($mgMg . L^{-1}$)	4,27	3,88	4,07	4,1	4,17	4,24	3,92

Nota: NR - não realizado.

Analisando os resultados de micro e macronutrientes nos dois ensaios realizados (Tabelas 5.25 e 5.26), observa-se que não houve variações expressivas nas concentrações em relação ao dois ensaios, no entanto na Tabela 5.26 correspondente ao último ensaio de tratamento combinado os valores estão relativamente menores.

Na Tabela 5.25, as maiores concentrações observadas foram de ferro total que atingiu valor máximo de 3,522 e 2,636 mg/L para os tratamento combinados UASB – $FeCl_3$ e Lodo Ativado - $FeCl_3$, respectivamente, e de alumínio com 2,68 mg/L no tratamento UASB – $Al_2(SO_4)_3$ e 1,44 mg/L no Lodo Ativado – $Al_2(SO_4)_3$, de modo que para os dois metais o coagulante pode ter contribuído para as maiores concentrações; o cálcio com 45,15 mg/L para o tratamento combinado Lodo Ativado – $Al_2(SO_4)_3$, contudo apresentou valores elevados nos demais tratamentos também; o potássio com 33 mg/L para o tratamento anaeróbio (reator UASB) e sódio com 62 mg/L também para o tratamento anaeróbio, enquanto nos demais tratamentos esse valor variou entre 41 e 48 mg/L.

Conforme mostra a Tabela 5.25, houve uma boa remoção de macro e micronutrientes nos tratamentos combinados com o físico-químico (coagulação, floculação e sedimentação) comparados ao afluente e seus respectivos efluentes e isso pode ser observado nas concentrações de zinco, chumbo, cádmio, níquel, manganês total e cobre, no entanto o mesmo não acontece nos valores registrados do último ensaio de tratamento combinado (Tabela 5.26), havendo remoção após a coagulação mas não em todos os metais citados anteriormente.

Tabela 5.26 - Valores de micro e macronutrientes (mg/L) registrados no 5° ensaio.

Parâmetros		Afluente	UASB	Lodo Ativado	UASB $Al_2(SO_4)_3$	UASB $FeCl_3$	L.A. $Al_2(SO_4)_3$	L.A. $FeCl_3$
Zinco	($mgZn . L^{-1}$)	1,228	0,737	0,05	0,006	0,543	1,574	1,588
Chumbo	($mgPb . L^{-1}$)	0,14	0,16	0,1	0,05	0,22	0,14	0,08
Cádmio	($mgCd . L^{-1}$)	0,029	<0,0006	0,013	0,024	0,022	0,08	<0,0006
Níquel	($mg\ Ni . L^{-1}$)	0,06	<0,008	<0,008	<0,008	0,025	<0,008	<0,008
Ferro total	($mgFe . L^{-1}$)	0,802	1,101	0,155	0,514	2,169	0,773	2,008
Manganês total	($mgMn . L^{-1}$)	0,01	0,026	0,019	0,018	0,033	0,031	0,038
Cobre	($mgCu . L^{-1}$)	0,024	0,034	<0,003	<0,003	0,012	0,043	0,018
Cromo total	($mgCr . L^{-1}$)	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Alumínio	($mgAl . L^{-1}$)	0,5	0,88	0,08	1,5	0,94	1,42	0,33
Boro	($mgB . L^{-1}$)	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1
Cálcio	($mgCa . L^{-1}$)	25,5	28,7	33,64	39,18	29,77	37,65	40,42
Potássio	($mgK . L^{-1}$)	17,8	25	23,3	24,9	25,4	23,7	22,4
Sódio	($mgNa . L^{-1}$)	36,3	57	51,4	58,5	56,7	51,4	49,5
Magnésio	($mgMg . L^{-1}$)	1,857	2,304	2,261	2,333	2,309	2,27	2,235

Embora alguns compostos tenham sido encontrados em concentrações mais expressivas, analisando a resolução CONAMA 357 verifica-se que algumas das variáveis atendem o padrão para rio classe 1, como é o caso do zinco (somente no 1° ensaio – Tabela 5.25), manganês, cromo e boro. Os demais, apresentaram-se em concentrações acima do valor máximo permissível para os padrões de qualidade em rio classe 1. No entanto, as

concentrações de cálcio, potássio e magnésio encontradas podem ser de grande importância para o reúso agrícola, uma vez que esses elementos são essenciais para o crescimento das plantas. Por outro lado, a concentração de sódio apresenta valores que devem ser levados em consideração quanto ao reúso agrícola, devido à possibilidade do uso por longos períodos causar a salinização e conseqüentemente a degradação do solo.

- *Remoção de microrganismos*

Coliformes Totais e E. coli

Nas Tabelas 5.27 e 5.29 estão apresentados os valores de *E. coli e* coliformes totais registrados nas sete amostras em estudo durante os cinco ensaios de tratamento combinado. No afluente os coliformes totais variaram de $1,3x10^5$ a $5,6x10^6$ UFC/mL, resultando em média de $1,61x10^6$ UFC/mL. A *E. coli* variou de $2x10^3$ a $2,9x10^6$ UFC/mL no afluente, com média de $6,54x10^5$ UFC/mL. Após o tratamento anaeróbio em reator UASB, essas concentrações diminuíram para média de $1,27x10^5$ UFC/mL de coliformes totais e $7,9X10^4$ UFC/mL de *E. coli*. Conforme pode-se verificar nas Tabelas 5.28 e 30, a eficiência média de remoção no reator UASB foi de 76,14% e 76,97% para coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Portanto, a concentração de coliformes totais e *E. coli* ainda estão muito elevados, uma vez que em todos os tratamentos a remoção ainda não foi boa.

Tabela 5.27 – Valores de *E. coli* registrados durante os cinco ensaios.

Ensaios	*E. coli* (UFC/ mL)						
	Afluente	UASB	LA	UASB Fe	UASB Al	LA Fe	LA Al
1	$3,0x10^4$	$8,0x10^3$	$1,6x10^2$	$1x10^3$	$1x10^3$	$2x10^1$	$1,2x10^2$
2	$2,0x10^4$	$1,1x10^4$	$2,3x10^3$	$7x10^3$	$3x10^3$	$1,4x10^3$	$1,9x10^3$
3	$3,0x10^5$	$2,1x10^3$	$1,2x10^2$	$1x10^2$	$1,2x10^2$	$1,2x10^2$	5
4	$2,9x10^6$	$3,7x10^5$	$1,0x10^4$	$7x10^3$	$8x10^3$	$3x10^1$	$6x10^1$
5	$2,0x10^4$	$4,0x10^3$	$1,0x10^2$	$2x10^3$	$2x10^3$	$2x10^1$	$7x10^1$
média	$6,54x10^5$	$7,9x10^4$	$2,5x10^3$	$3,4x10^3$	$2,8x10^3$	$3,18x10^2$	$4,31x10^2$

Tabela 5.28 – Eficiência de remoção de E.coli durante os cinco ensaios.

Ensaios	***E. coli* (UFC/ mL)**					
	Eficiência de Remoção (%)					
	UASB	UASB + LA	UASB Fe	UASB Al	LA Fe	LA Al
1	73,33	98	87,5	87,5	87,5	25
2	45	79,09	36,36	72,73	39,13	17,39
3	99,3	94,29	95,24	94,29	NQ	95,83
4	87,24	97,3	98,11	97,84	99,7	99,4
5	80	97,5	50	50	80	30
média	76,97	93,23	73,44	80,47	61,27	53,52
Ensaios	**Eficiência Global de Remoção (%)**					
	UASB	UASB + LA	UASB Fe	UASB Al	LA Fe	LA Al
1	73,33	99,47	96,67	96,67	99,93	99,6
2	45	88,5	65	85	93	90,5
3	99,3	99,96	99,97	99,96	99,96	NQ
4	87,24	99,66	99,76	99,72	NQ	NQ
5	80	99,50	90	90	99,9	99,65
média	76,97	97,42	90,28	94,27	98,56	97,95

Nota: NQ - Não quantificado

Em geral, os mecanismos de remoção de coliformes incluem a morte, sedimentação e adsorção/absorção (TAWFIK *et al*., 2004). A taxa de mortalidade dos patogênicos é influenciada por fatores tais como a concentração de OD, profundidade e mistura no reator (MUNGRAY & PATEL, 2011). Estes fatores, provavelmente, influenciaram na remoção de patogênicos no sistema de lodo ativado, bem como as condições operacionais da unidade experimental, que também podem ter influenciado (KAZMI *et al*., 2008). No efluente do sistema de lodo ativado foi constatado variação de $2x10^2$ a $3,9x10^4$ UFC/mL de coliformes totais e de $1x10^2$ a $1x10^4$ UFC/mL de *E. coli* (Tabelas 5.27 e 5.29). As médias registradas durante os ensaios no efluente final foram de $9,54x10^3$ e $2,5x10^3$ de coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Portanto, conforme apresentado nas Tabelas 5.28 e 5.30, a eficiência de remoção do sistema de lodo ativado foi de 92,85% para coliformes totais e 93,44% para *E. coli*. Essas eficiências de remoção foram em relação ao efluente do reator UASB, demonstrando que o sistema de lodo ativado promove eficiência de remoção de coliformes totais e *E. coli* relativamente expressiva em relação ao tratamento anaeróbio que apresentou pequena eficiência. Dessa forma, as eficiências médias globais deste sistema de tratamento aeróbio (em relação ao afluente) foram um pouco maior, de 99,20% para coliformes totais e 97,42% para *E. coli*. Embora a eficiência de remoção tenha sido ainda insatisfatória, em torno de 2 log para coliformes totais e 1 log para *E. coli*, pois busca-se efluente praticamente ausente de microrganismos patogênicos (neste caso avaliados pelos microrganismos indicadores coliformes totais e *E. coli*) para melhor reutilizá-lo. ZHANG &

FARAHBAKHSH (2007) relataram remoção média de 1,9±0,4 log de coliforme totais e 2±0,3 log de coliformes fecais com lodo ativado. MUNGRAY & PATEL (2011) realizaram estudo em duas ETE com reator UASB seguido de lodo ativado e em ambas as ETE relataram eficiência de remoção de 99,9% tanto para coliformes totais quanto para coliformes fecais. TAWFIK *et al*. (2008) relataram eficiência de remoção de coliformes totais e coliformes fecais de 1,28 e 1,64 log, respectivamente, em tratamento de águas residuárias de laticínios.

Em relação aos ensaios de tratamento físico-químico combinados com os demais (efluente do reator UASB e do sistema de lodo ativado), observa-se que também houve remoção de coliformes totais e *E. coli*. Conforme apresentado na Tabela 5.27, verifica-se que nos tratamentos combinados com efluente do reator UASB houve menor variação na concentração de *E. coli* durante os cinco ensaios, sendo que essa concentração variou de $1,2x10^2$ a $8x10^3$ UFC/mL para o tratamento combinado UASB – $Al_2(SO_4)_3$ e de $1x10^2$ a $7x10^3$ UFC/mL para o UASB – $FeCl_3$, resultando em médias de $2,8x10^3$ e $3,4x10^3$ UFC/mL, respectivamente. As eficiências média de remoção de *E. coli* em relação ao efluente do reator UASB foram de 80,4% para o UASB – $Al_2(SO_4)_3$ e 73,44% para o UASB – $FeCl_3$, de modo que, apesar de não terem atingido valores pequenos de concentração de *E. coli* nos seus respectivos efluentes, ainda assim o tratamento físico-químico contribuiu de maneira significativa (quando comparados aos demais tratamentos) para uma boa eficiência de remoção desses microrganismos presentes no efluente do reator UASB, principalmente quando tratados com sulfato de alumínio como coagulante, que neste caso demonstrou ser mais eficiente que o cloreto férrico. No entanto, vale ressaltar que essa remoção deve melhorar, uma vez que as concentrações desses microrganismos ainda estão elevadas mesmo após a coagulação, sendo considerado um risco a saúde pública, como já discutido anteriormente.

As eficiências globais médias de remoção foram mais expressivas, no tratamento combinado UASB – $Al_2(SO_4)_3$ foi de 94,27% e no UASB – $FeCl_3$ foi de 90,28%, comparados ao afluente.

Observando-se as Tabelas 5.29 e 5.30, nota-se que os resultados de coliformes totais seguiram comportamento semelhante com o da *E. coli* no tratamento físico-químico combinado com efluente UASB, uma vez que o coagulante sulfato de alumínio novamente demonstrou melhores resultados que o cloreto férrico. A concentração de coliformes totais variou de $3x10^3$ a $3,7x10^5$ UFC/mL no tratamento UASB – $FeCl_3$ e de $3x10^3$ a $1,3x10^5$ UFC/mL para UASB – $Al_2(SO_4)_3$, resultando em uma média de $1,16x10^5$ UFC/mL e $5,04x10^4$ UFC/mL, respectivamente. Nota-se que no 4° ensaio não houve remoção de coliformes totais

nestes tratamentos em relação ao efluente UASB, sugerindo que a concentração de coliformes totais no efluente após os ensaios físico-químico foram maiores que a concentração presente no efluente UASB. No entanto, nos demais ensaios isto não ocorreu. Com isso a eficiência média de remoção de coliformes totais nos tratamentos cominados UASB – $FeCl_3$ e UASB – $Al_2(SO_4)_3$ foram de, respectivamente, 57,96% e 61,5%. As eficiência médias globais foram de 74,82% e 82,89% para os mesmos tratamentos, sendo inferiores a 1 log de remoção. No entanto, apesar desta eficiência média de remoção final pouco significativa, observa-se na Tabela 5.30 que as eficiências variaram muito de um ensaio para o outro, por exemplo, no 3° ensaio foi em torno de 3 log de remoção em relação ao afluente para os dois tratamentos (UASB – $Al_2(SO_4)_3$ e UASB – $FeCl_3$), porém no 4° ensaio essa remoção foi desprezível para o tratamento combinado UASB – $Al_2(SO_4)_3$ e no UASB – $FeCl_3$ não houve remoção.

Tabela 5.29 – Valores de coliformes totais registrados durante os cinco ensaios.

Ensaios	Coliformes Totais (UFC/mL)						
	Afluente	UASB	LA	UASB Fe	UASB Al	LA Fe	LA Al
1	$4,0x10^5$	$2,5x10^4$	$4,3x10^3$	$7,0x10^3$	$9,0x10^3$	$4,0x10^2$	$2,3x10^3$
2	$1,6x10^6$	$3,5x10^5$	$3,9x10^4$	$1,5x10^5$	$1,3x10^5$	$1,5x10^4$	$2,5x10^4$
3	$5,6x10^6$	$5,0x10^4$	$3,2x10^3$	$3,0x10^3$	$3,0x10^3$	$3,2x10^3$	$1,0x10^2$
4	$1,3x10^5$	$6,0x10^4$	$2,0x10^2$	$3,7x10^5$	$9,0x10^4$	$5,0x10^3$	$1,0x10^4$
5	$3,4x10^5$	$1,5x10^5$	$1,0x10^3$	$5,0x10^4$	$2,0x10^4$	$1,0x10^2$	$1,0x10^3$
média	$1,61x10^6$	$1,27x10^5$	$9,54x10^3$	$1,16x10^5$	$5,04x10^4$	$4,74x10^3$	$7,68x10^3$

O tratamento físico-químico combinado com efluente do sistema de lodo ativado foi mais satisfatório, de maneira global, comparado aos anteriores com efluente do reator UASB, o que já era esperado uma vez que o efluente do sistema de lodo ativado já apresentava concentrações de *E. coli* e coliformes totais bem menores que o efluente anaeróbio. Observa-se que a concentração de *E. coli* variou de $2x10^1$ a $1,4x10^3$ UFC/mL no tratamento combinado Lodo Ativado – $FeCl_3$, resultando em uma média $3,18x10^2$ UFC/mL. Neste mesmo tratamento a variação de coliformes totais foi de $1x10^2$ a $1,5x10^4$ UFC/mL, resultando em uma média de $4,74x10^3$ UFC/mL. As eficiência médias de remoção obtidas neste tratamento combinado comparado ao efluente do lodo ativado foram de 61,27% para *E. coli* e 48,45% para coliformes totais. As eficiências médias globais, comparado ao afluente, foram de 98,56% de *E. coli* e 99,01% de coliformes totais. Dessa forma, nota-se uma remoção em torno de apenas 1 log de *E. coli* e de 2 log de coliformes totais no tratamento combinado Lodo Ativado - $FeCl_3$. Contudo, observa-se na Tabela 5.30 que durante os ensaios ocorreu remoção da ordem de até 3 log de coliformes totais (1°, 2° e 5° ensaio), comparado ao afluente, neste tratamento

combinado Lodo Ativado – $FeCl_3$, de modo que em determinadas situações o tratamento se demonstrou muito eficiente.

Tabela 5.30 – Eficiência de remoção de coliformes totais durante os cinco ensaios.

Ensaios	Coliformes Totais (UFC/mL)					
	Eficiência de Remoção (%)					
	UASB	LA	UASB Fe	UASB Al	LA Fe	LA Al
1	93,75	82,8	72	64	90,7	46,51
2	78,13	88,86	57,14	62,86	61,54	35,9
3	99,11	93,6	94	94	NQ	96,88
4	53,85	99,67	NQ	NQ	NQ	NQ
5	55,88	99,33	66,67	86,67	90	NQ
Média	76,14	92,85	57,96	61,5	48,45	35,86
Ensaios	Eficiência Global de Remoção (%)					
	UASB	LA	UASB Fe	UASB Al	LA Fe	LA Al
1	93,75	98,93	98,25	97,75	99,90	99,4
2	78,13	97,56	90,63	91,88	99,06	98,4
3	99,11	99,94	99,95	99,95	99,94	NQ
4	53,85	99,85	NQ	30,77	96,15	92,3
5	55,88	99,71	85,29	94,12	99,97	99,7
Média	76,14	99,20	74,82	82,89	99,01	97,97

Nota: Não quantificado.

O tratamento combinado Lodo Ativado –$Al_2(SO_4)$, por sua vez, também forneceu bons resultados, assim como o anterior. A concentração de *E. coli* variou de 5 a $1{,}9x10^3$ UFC/mL, resultando em uma média de $4{,}31x10^2$ UFC/mL. A concentração coliformes totais variou de $1x10^2$ e $2{,}5x10^4$ UFC/mL, resultando em uma média de $7{,}68x10^3$ UFC/mL. As eficiências de remoção deste tratamento combinado em relação ao efluente do sistema de lodo ativado foi de 53,52% para *E. coli* e 35,86% para coliformes totais e as eficiência globais médias de remoção foram de 97,95% de *E. coli* e 97,97% de coliformes totais. Mais uma vez observa-se que essas eficiências variaram muito de um ensaio para o outro.

Portanto, nota-se que os tratamentos físico-químico com efluente do lodo ativado têm capacidade de atingir boas eficiências de remoção de *E. coli* e coliformes totais . No entanto, é necessário que os tratamentos anteriores a este, principalmente o reator UASB, também demonstre bom funcionamento, o que não foi o caso na maioria dos ensaios, uma vez que observa-se que quanto melhor a eficiência de remoção do reator UASB melhores foram as remoções de microrganismos nos tratamentos subseqüentes. Nota-se também que no tratamento físico-químico combinado com efluente do lodo ativado o coagulante cloreto

férrico demonstrou ser mais eficiente que o sulfato de alumínio em, praticamente, todos os ensaios.

Protozoários patogênicos - Giardia spp. e Cryptosporidium spp.

Na Tabela 5.31 estão apresentados os valores de *Cryptosporidium* spp. registrados durante os ensaios de tratamento combinado. Observa-se que durante os ensaios somente em três amostras foram detectados oocistos, sendo que no 2° ensaio foram detectados 200 oocistos/L na amostra do afluente e 67 oocistos/L no efluente do lodo ativado e no 4° ensaio foi detectado oocisto apenas no efluente do reator UASB, em concentração de 200 oocistos/L. Os fatores que possivelmente podem justificar essa baixa ocorrência de oocistos de *Cryptosporidium* spp. nas amostras de esgoto em estudo foram discutidos na etapa de monitoramento, na qual também houve pouca ocorrência de oocistos.

Tabela 5.31 – Valores de Cryptosporidium spp. registrados durante os ensaios de tratamento combinado.

Ensaios	Cryptosporidium (cistos/L)						
	Afluente	UASB	Lodo Ativado	UASB $Al_2(SO_4)_3$	UASB $FeCl_3$	LA. $Al_2(SO_4)_3$	LA. $FeCl_3$
1	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
2	200	ND	67	ND	ND	ND	ND
3	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
4	ND	200	ND	ND	ND	ND	ND
5	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Nota: ND - não detectado.

As maiores concentrações de *Giardia* spp. foram encontradas nas amostras do afluente, conforme é apresentado na tabela 5.32. As concentrações de cistos de *Giardia* spp. variaram de $5{,}8x10^3$ a $1{,}44x10^4$ cistos/L. A média de cistos encontrados no afluente durante os ensaios foi de $1x10^4$ (sendo preocupante, pois a dose infectante é bem baixa), com viabilidade média de aproximadamente 74,52%. Após o tratamento anaeróbio, a remoção de cistos foi em torno de apenas 1 log, sendo assim a média de cistos registrada no efluente do reator UASB foi de $7{,}93x10^3$ e a eficiência média de remoção de cistos foi de 23,12%, conforme é apresentado na Tabela 5.33. Portanto, quase não houve remoção de cistos no reator UASB. Essa baixa eficiência condiz com a realidade relatada na literatura em reatores

anaeróbios, sendo que, usualmente é na ordem de apenas uma unidade logarítmica (CHERNICHARO *et al*., 2001b; von SPERLING *et al*., 2002; Von SPERLING & MASCARENHAS, 2005).

O efluente do lodo ativado apresentou concentração de cistos de *Giardia* spp que variou de $4{,}67x10^2$ a $2{,}73x10^3$ cistos/L resultando em média de $1{,}173x10^3$ cistos/L. Observa-se que a eficiência de remoção foi 85,02% comparado ao efluente do reator UASB e pouco superior comparado ao afluente, de 86,09%, uma vez que o reator UASB não contribuiu muito para remoção de cistos.

Contudo, essa eficiência média de remoção de cisto no sistema de lodo ativado é semelhante às relatadas por alguns autores. ROBERTSON *et al*. (2000) estimam que a remoção de cistos de *Giardia* spp. pode ser de 60 a 90% e de oocistos de *Cryptosporidium* spp. de 10 a 90% em tratamento de esgoto primário e secundário. Os mesmos autores relatam ainda que diversos fatores podem influenciar da remoção desses protozoários, tais como a propriedade dos próprios microrganismos, o tipo de tratamento e ainda a interação entre os patógenos e o tratamento.

Por outro lado, CANTUSIO NETO *et al*. (2006) relataram porcentagens de remoção de cistos e oocistos de 99,7% de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e de 98,9% de cistos de *Giardia* spp. com tratamento por lodo ativado. REINOSO & BECARES (2008) obtiveram remoção de 86,7% de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e 99,9% de cistos de *Giardia* spp. em sistema de lodo ativado.

O tratamento físico-químico, por sua vez, quando combinado com UASB forneceu um efluente com concentração de $2{,}29x10^2$ a $1{,}727x10^3$ de cistos/L de *Giardia* spp. quando utilizado $Al_2(SO_4)_3$ como coagulante e de $1{,}71x10^2$ a $6{,}0x10^2$ cistos/L com tratamento utilizando $FeCl_3$. A média desses tratamentos combinados foram de $8{,}04x10^2$ cistos/L para UASB - $Al_2(SO_4)_3$ e de $3{,}34x10^2$ cistos/L UASB - $FeCl_3$. A concentração média no efluente desses tratamentos combinados foi de $8{,}04x10^2$ cistos/L para UASB - $Al_2(SO_4)_3$ e de $3{,}34x10^2$ cistos/L UASB - $FeCl_3$. Sendo assim, a eficiência média de remoção de cistos foi de 90,55% para o tratamento UASB - $Al_2(SO_4)_3$ e de 95,80% para UASB - $FeCl_3$, comparadas à concentração de cistos presente no efluente do reator UASB. As eficiências globais médias de remoção, ou seja, comparadas ao afluente, foram de, respectivamente, 92,67 e 96,61% para os tratamentos UASB - $Al_2(SO_4)_3$ e UASB - $FeCl_3$. Observa-se que o tratamento físico-químico combinado com o efluente UASB proporcionou remoção da ordem de 1 log, independente do coagulante, apesar de o cloreto férrico apresentar eficiência pouco maior.

Tabela 5.32 – Valores de Giardia spp. registrados durante os ensaios de tratamento combinado.

Ensaios/ Amostras		Afluente	UASB	L.A.	UASB $Al_2(SO_4)_3$	UASB $FeCl_3$	L.A. $Al_2(SO_4)_3$	L.A. $FeCl_3$
1º	Cistos/L	$5,8 \times 10^3$	$3,8 \times 10^3$	$4,67 \times 10^2$	$2,29 \times 10^2$	$2,0 \times 10^2$	$2,0 \times 10^2$	$1,2 \times 10^2$
	Viab.(%)	75,9	63,2	71,4	50	80	100	66,7
2º	Cistos/L	$1,44 \times 10^4$	$1,04 \times 10^4$	$6,67 \times 10^2$	$1,727 \times 10^3$	$6,0 \times 10^2$	$4,0 \times 10^2$	$6,67 \times 10^2$
	Viab.(%)	73,6	53,8	60	57,9	44,4	83,3	88,9
3º	Cistos/L	$7,2 \times 10^3$	$9,0 \times 10^3$	$2,733 \times 10^3$	$4,67 \times 10^2$	$3,5 \times 10^2$	$4,8 \times 10^2$	$5,0 \times 10^1$
	Viab.(%)	80,6	80	90,2	42,8	57,1	66,7	100
4º	Cistos/L	$8,8 \times 10^3$	$6,4 \times 10^3$	$1,067 \times 10^3$	$6,40 \times 10^2$	$1,71 \times 10^2$	$2,86 \times 10^2$	$2,0 \times 10^2$
	Viab.(%)	61,4	59,4	68,8	33,3	33,3	40	66,7
5º	Cistos/L	$1,38 \times 10^4$	$1,02 \times 10^4$	$9,33 \times 10^2$	$9,60 \times 10^2$	$3,5 \times 10^2$	$5,5 \times 10^2$	$5,0 \times 10^1$
	Viab.(%)	81,1	58,8	85,7	50	71,4	81,8	100
média	Cistos/L	1×10^4	$7,96 \times 10^3$	$1,173 \times 10^3$	$8,04 \times 10^2$	$3,34 \times 10^2$	$3,83 \times 10^2$	$2,17 \times 10^2$
	Viab.(%)	74,52	63,04	75,22	46,8	57,24	74,36	84,46

Tabela 5.33 – Eficiências de remoção de Giardia spp.

Ensaios	Giardia (cistos/L)					
	Eficiência de remoção %					
	UASB	Lodo Ativado	UASB Fe	UASB Al	LA Fe	LA Al
1	34,48	87,71	94,74	93,97	74,30	57,17
2	27,78	93,59	94,23	83,39	0,00	40,03
3	-	69,63	96,11	94,81	98,17	82,44
4	27,27	83,33	97,33	90,00	81,26	73,20
5	26,09	90,85	96,57	90,59	94,64	41,05
média	23,12	85,02	95,80	90,55	69,67	58,78
Ensaios	Eficiência global de remoção %					
	UASB	Lodo Ativado	UASB Fe	UASB Al	LA Fe	LA Al
1	34,48	91,95	96,55	96,05	97,93	96,55
2	27,78	95,37	95,83	88,01	95,37	97,22
3	-	62,04	95,14	93,51	99,31	93,33
4	27,27	87,88	98,06	92,73	97,73	96,75
5	26,09	93,24	97,46	93,04	99,64	96,01
média	23,12	86,09	96,61	92,67	97,99	95,97

Os tratamentos combinados Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$ e Lodo Ativado - $FeCl_3$, de certa forma foram mais eficientes que os anteriores, removendo maior número de cisto/L. No Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$ a concentração de cistos de Giárdia spp variou de 2×10^2 a $5,5 \times 10^2$ cistos/L, resultando em uma média de $3,83 \times 10^2$ cistos/L. O Lodo Ativado - $FeCl_3$, por sua vez, proporcionou concentração de cistos que variou de 5×10^1 a $6,67 \times 10^2$ cistos/L e resultou em média de $2,17 \times 10^2$ cistos/L. A eficiência global média desses tratamentos foi de, respectivamente, 95,97% e 97,99%, comparado ao afluente.

Observa-se ainda que comparados ao afluente os tratamentos combinados com efluente do reator UASB (UASB- $FeCl_3$ e UASB - $Al_2(SO_4)_3$) a viabilidade dos cistos diminuiu, enquanto os tratamentos combinados com efluente do lodo ativado (Lodo Ativado - $FeCl_3$ e Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$) não houve diferença na viabilidade. Sendo assim, o tratamento anaeróbio e o tratamento combinado anaeróbio-físico-químico removeu maior número de cistos viáveis do que o tratamento aeróbio e o aeróbio-físico-químico. No entanto, não foi possível identificar as causas dessas diferenças.

A viabilidade dos cistos no efluente dos quatro tratamentos combinados UASB - $Al_2(SO_4)_3$, UASB - $FeCl_3$, Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$ e Lodo Ativado - $FeCl_3$, foi de 46,8, 57,24, 74,36 e 84,46%, respectivamente. Observa-se que tanto para o tratamento combinado UASB - $Al_2(SO_4)_3$ quanto para o Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$ a porcentagem média de viabilidade dos cistos é menor comparado ao UASB- $FeCl_3$ e Lodo Ativado - $FeCl_3$, isso porque apesar de o coagulante cloreto férrico proporcionar menor concentração de cistos de Giárdia spp por litro, ou seja, maior remoção de cistos ($3,34x10^2$ cistos/L para UASB- $FeCl_3$ e $2,17x10^2$ cistos/L para Lodo Ativado - $FeCl_3$), é possível observar que a presença de cistos viáveis é maior para o mesmo coagulante, portanto, mesmo o cloreto férrico removendo maior número de cistos/L o sulfato de alumínio é responsável por remover mais cistos viáveis do que o cloreto férrico.

Contudo, levando em consideração que o objetivo maior desse estudo seria a reutilização desses efluentes tratados, mesmo após o tratamento físico-químico seria necessário um tratamento avançado, tais como um filtro de areia e um processo de desinfecção, para melhor remoção desses microrganismos que ainda se apresentam em grande concentração independente do tratamento proposto no trabalho, sendo um risco a saúde pública e, provavelmente, impossibilitando o reúso destes.

5.4. Possibilidade de reúso do efluente gerado após cada unidade de tratamento

Neste item serão apresentados e discutidos os padrões internacionais para a reutilização de águas residuárias tratadas, considerando, principalmente, as três principais categorias de reúso, sendo elas o reúso agrícola, urbano e industrial. Serão discutidos, especialmente, questões de risco microbiológico. Além disso, de acordo com a legislação discutida, serão apresentadas as possibilidades de reutilização dos efluentes após cada tratamento proposto no presente trabalho.

Na Tabela 5.34 estão apresentadas as médias referentes às variáveis analisadas para cada tratamento proposto no presente trabalho, para melhor visualização dos resultados fornecidos e comparação com a legislação discutida neste item.

Tabela 5.34 – Resumo dos valores médios de cada variável analisada.

Tratamento/ Variável	**Afluente**	**UASB**	**Lodo Ativado (decantador)**	**UASB - $Al_2(SO4)_3$**	**UASB - $FeCl_3$**	**Lodo Ativado - $Al_2(SO_4)_3$**	**Lodo Ativado - $FeCl_3$**
pH	6,6	7,1	7	7,1	7	7,2	6,3
AP(1) (mg $CaCO_3$/L)	100	221	58	187	179	61	46
AT(2)(mg $CaCO_3$/L)	187	263	59	201	187	52	39
DQOt(3) (mg/L)	736	322	147	149	154	127	101
DQOf(4) (mg/L)	320	133	85	71	91	73	51
COD(5) (mg/L)	128	48	14	44	38	12	14
Turbidez (NTU)	199,8	133,2	21,3	24,8	19,2	13,2	5,9
Cor aparente (uC)	947,8	738,8	220	165,6	171,8	172,7	99
Cor verdadeira (uC)	97	106	70	34,6	33,8	56	25,4
SST(6) (mg/L)	195,0	103,0	33,0	34,0	22,5	22,0	15,0
SSF(7) (mg/L)	20,8	10,7	2,4	8,4	4,7	5,8	6,4
SSV(8) (mg/L)	174,3	191,9	31,1	27,2	17,8	19,1	10,2
Dureza (mg $CaCO_3$/L)	46	43	48	46	49	55	52
Fósforo (mg P/L)	7,2	7,6	6,2	3,9	0,8	4,2	1,1
N - NTK(9) (mg/L)	69	73	33	65	63	30	32
N - amoniacal (mg/L)	52	63	28	61	62	27	27
E. coli (UFC/mL)	$6,54x10^5$	$7,9x10^4$	$2,5x10^3$	$3,4x10^3$	$2,8x10^3$	$3,18x10^2$	$4,31x10^2$
CT(10)(UFC/mL)	$1,61x10^6$	$1,27x10^5$	$9,54x10^3$	$1,16x10^5$	$5,04x10^4$	$4,74x10^3$	$7,68x10^3$
Giardia ssp. (cistos/L)	$1x10^4$	$7,96x10^3$	$1,17x10^3$	$8,04x10^2$	$3,34x10^2$	$3,83x10^2$	$2,17x10^2$

Nota: (1) alcalinidade parcial; (2) alcalinidade total; (3)demanda química de oxigênio total; (4) demanda química de oxigênio da amostra filtrada; (5) carbono orgânico dissolvido; (6) sólidos suspensos totais; (7) sólidos suspensos fixos; (8) sólidos suspensos voláteis; (9) nitrogênio total Kjeldahl; (10) coliformes totais.

Regulamentos para reúso de águas sanitárias tratadas de acordo com USEPA, (2004).

Nos EUA, a configuração dos padrões para a reutilização de águas residuárias é uma responsabilidade de cada estado, o qual segue padrões diferentes, de modo que especificam requisitos mínimos de tratamento e/ou especificam padrões de qualidade da água residuária. De modo geral, quando a exposição pública sem restrições é provável na atividade de reutilização um grau elevado de tratamento da água residuária é exigido antes da sua aplicação No entanto, quando a exposição não é provável, um menor nível de tratamento é aceitável. Contudo, estes padrões tem influenciado diversos outros países, principalmente os padrões em uso no estado da Califórnia.

As diretrizes especificadas, a seguir, para reúso urbano restrito, reúso agrícola em culturas não alimentares, reúso recreativo irrestrito e reúso industrial estão todas de acordo com informação disponibilizada pela USEPA (2004).

Reúso urbano restrito

A reutilização urbana restrita envolve a utilização de água residuária tratada quando a exposição pública para esta água é controlada e, portanto, os requisitos de tratamento podem não ser tão rigorosos como é para a reutilização irrestrita, na qual a exposição pública é bem provável. Na Tabela 5.35 estão apresentadas a qualidade da água e o tratamento requerido para reúso urbano restrito. Nesta tabela estão especificados apenas valores de DBO_5, SST, turbidez e coliformes, isto porque estes parâmetros são os mais comumente utilizados para demonstrar os limites de qualidade das águas residuárias.

Observa-se que os estados citados requerem no mínimo um tratamento secundário além de um tratamento adicional que pode ser desinfecção, oxidação ou filtração. O estado de Washington foi o único que especificou valores para todos os parâmetros citados.

Entretanto, comparando estes valores apresentados nas normas internacionais com os obtidos nos tratamentos propostos no presente trabalho verifica-se que após o tratamento físico-químico três efluentes atingiram concentrações de SST de acordo com a legislação exigida em Washington sendo os seguintes: UASB - $FeCl_3$, Lodo Ativado – $Al_2(SO_4)_3$ e Lodo Ativado – $FeCl_3$. Todos os três efluentes citados apresentaram concentração média de SST abaixo de 30 mg/L. Os limites de SST variaram de 5 a 30 mg/L, sendo que no estado da Flórida é exigido limite de 5 mg/L de SST antes da desinfecção e no estado de Washington a concentração de SST não deve exceder 30 mg/L.

A turbidez média, que somente após o tratamento físico-químico atingiu valores próximos aos solicitados na Tabela 5.35, mesmo para o efluente do tratamento Lodo Ativado – $FeCl_3$, que em determinados ensaios atingiu concentrações abaixo de 5 NTU (sendo este o valor máximo aceito pela norma de Washington), foi de 5,9 NTU, relativamente acima do permitido). Sendo assim, nenhum tratamento seria adequado (de acordo com as normas de alguns estados do EUA citados na Tabela 5.35) para reúso urbano de acordo com esta variável. Em geral, os valores de turbidez nessas normas varia de 2 a 5 NTU.

Os valores máximos permitidos para coliformes totais e fecais variaram de não detectados a 20UFC/100 mL. Com isso, as concentrações de coliformes fecais e totais especificados na Tabela 5.35 estão abaixo das obtidas em todos os tratamentos, desde o

efluente do reator UASB aos efluentes dos tratamentos físico-químicos (independente da amostra e do coagulante utilizado), sendo o parâmetro mais limitante para reúso urbano irrestrito destes efluentes em estudo.

Não há relatos de valores máximos permitidos para outros patogênicos, tais como protozoários. No entanto, para o reúso irrestrito a Flórida exige monitoramento de *Giárdia* e *Cryptosporidium* (do efluente após um processo de desinfecção), com freqüência de amostragem com base na capacidade da estação de tratamento (para sistemas menores que 44 L/s é necessária uma amostragem a cada 5 anos, sistemas iguais ou maiores que 44 L/s é necessária uma amostragem a cada 2 anos).

Tabela 5.35 – Regulamentos de alguns estados dos EUA para reúso urbano irrestrito.

	Arizona	**Califórnia**	**Florida**	**Havaí**	**Nevada**	**Texas**	**Washington**
Tratamento	Tratamento secundário, filtração e desinfecção.	Oxidação, coagulação, filtração e desinfecção	Tratamento secundário, filtração e alto nível de desinfecção	Oxidação, filtração e desinfecção	Tratamento secundário e desinfecção	NE	Oxidação, coagulação, filtração e desinfecção
DBO_5	NE	NE	20 mg/L	NE	30 mg/L	5 mg/L	30 mg/L
SST	NE	NE	5 mg/L	NE	NE	NE	30 mg/L
Turbidez	2 NTU (méd) 5 NTU (máx)	2 NTU (méd) 5 NTU (máx)	NE	2 NTU	NE	3 NTU	2 NTU (méd) 5 NTU (máx)
Coliformes	**Fecal**	**Fecal**	**Fecal**	**Fecal**	**Fecal**	**Fecal**	**Total**
	Não detectado (méd)	2.2/100 mL (méd)	75% de amostras abaixo de detecção	2.2/100mL (méd)	2.2/100mL (méd)	20/100mL (méd)	2.2/100mL (méd)
	23/100mL (máx)	23/100mL (máx. em 30 dias)	25/100 mL (máx)	23/100 mL (máx. em 30 dias)	23/100 mL (máx)	75/100 mL (máx)	23/100 mL (máx)

Nota: NE - Não especificado.

Reúso agrícola em culturas não alimentares

A exposição humana à água residuária tratada para irrigação agrícola de culturas não alimentares é menor (a menos a exposição dos trabalhadores) permitindo um tratamento menos rigoroso e menor exigência de qualidade desta água do que outras formas de reutilização. Na Tabela 5.36 estão apresentadas a qualidade necessária da água sanitária

tratada e os requisitos de tratamento para irrigação de culturas não alimentares em alguns estados dos EUA.

Na maioria dos estados, o tratamento secundário seguido de desinfecção é necessário, embora o estado do Havaí solicite também unidade de filtração. Os valores de DBO variam de 5 a 30 mg/L, quando especificado. O estado do Texas exige que a média mensal de DBO não exceda 5 mg/L. A concentração de SST, nessas normas, varia de 20 a 30 mg/L, exceto quando a água residuária tratada é utilizada para irrigação de jardins. Para esse uso, o valor máximo permitido de DBO é de 10 mg/L. O estado da Flórida requer que média anual de DBO não exceda 20 mg/L. Os estados de Nevada e Washington requerem que a média mensal de DBO não exceda 30 mg/L.

Tabela 5.36 – Regulamentos de alguns estados dos EUA para reúso agrícola em culturas não alimentares .

	Arizona	**Califórnia**	**Florida**	**Havaí**	**Nevada**	**Texas**	**Washington**
Tratamento	Tratamento secundário e desinfecção.	Tratamento secundário, oxidação e desinfecção	Tratamento secundário e desinfecção básica	Oxidação, filtração e desinfecção	Tratamento secundário e desinfecção	NE	Oxidação e desinfecção
DBO_5	NE	NE	20 mg/L	NE	30 mg/L	5 mg/L	30 mg/L
SST	NE	NE	20 mg/L	NE	NE	NE	30 mg/L
Turbidez	NE	NE	NE	2 NTU (máx.)	NE	3 NTU	2 NTU (méd) 5 NTU (máx)
Coliformes	**Fecal**	**Total**	**Fecal**	**Fecal**	**Fecal**	**Fecal**	**Total**
	200/100mL (méd)	23/100 mL (méd)	200/100 mL (méd.)	2.2/100mL (méd.)	200/100mL (méd)	20/100mL (méd)	23/100mL (méd)
	800/100mL (máx.)	240/100mL (máx. em 30 dias)	800/100 mL (máx.)	23/100 mL (máx. em 30 dias)	400/100 mL (máx.)	75/100 mL (máx.)	240/100 mL (máx)

Nota: NE - Não especificado.

Os limites de SST nessas normas variam de 20 a 30 mg/L, quando especificados. O estado da Flórida requer que a média anual não exceda 20 mg/L, o estado de Washington requer que a média mensal de SST não ultrapasse 30 mg/L. Conforme está apresentado na Tabela 5.34, observa-se que os tratamentos UASB – $FeCl_3$, lodo ativado – $Al_2(SO_4)_3$ e lodo ativado - $FeCl_3$ forneceram médias abaixo de 30 mg/L de SST, solicitado pelos estados de Washington e Nevada, sendo que este último tratamento (lodo ativado - $FeCl_3$) forneceu um

média de SST abaixo de 20 mg/L, sendo possível reutilização em culturas não alimentares, considerando somente essa variável. Os tratamentos lodo ativado e UASB - $Al_2(SO_4)_3$, forneceram, em alguns ensaios, concentração de SST que atendem as diretrizes apresentadas na Tabela 5.36, porém suas médias foram mais altas que os valores permitidos.

Para a variável turbidez somente os estados do Havaí, Texas e Washington especificaram valores. O estado de Washington exige que a turbidez média não exceda 2 NTU, de modo que em nenhum momento ela exceda 5 NTU. O estado do Texas requer limite de turbidez de 3 NTU para água recuperada que irá ser utilizada para a irrigação de pastagens para animais de ordenha. O Havaí, por sua vez, requer que a turbidez não exceda 5 NTU e que nunca supere 10 NTU antes da filtração para água residuária tratada, utilizada para irrigação por aspersão de pastagens para animais de ordenha e outros animais. Observa-se na Tabela 5.34 que nenhum tratamento proposto atendeu o limite de turbidez destas diretrizes, conforme pode ser verificado na Tabela 5.36.

Os limites médios para coliformes totais e fecais variam entre 2.2/100 mL para o Havaí e 200/100 mL para o Arizona e Flórida. Alguns estados não solicitam desinfecção, no entanto, desde que requisitos de segurança sejam determinados. Por exemplo, o estado de Nevada não requer desinfecção quando há zona de segura mínima de 800 metros para irrigação por aspersão de culturas não alimentares. Alguns estados permitem maior quantidade de coliformes em amostras individuais, por exemplo, o Arizona exige que a concentração de coliformes fecais nunca exceda 4000/100 mL quando a água residuária tratada será utilizada para a irrigação de pastagem de animais não-leiteiros. Novamente, nenhum tratamento proposto atende as diretrizes especificadas para coliformes (Tabela 5.34).

Nenhum estado dos EUA define limites para outros patogênicos em reutilização agrícola em culturas não alimentares.

Reúso recreativo restrito

Os regulamentos para reúso recreativo restrito possui orientações para o tratamento da água residuária e qualidade dessa água para usos menos rigorosos do que as orientações especificadas para reúso recreativo irrestrito, no qual o contato do público é mais provável. Na Tabela 5.37 estão apresentados o tratamento e a qualidade requerida para o reúso recreativo restrito. Com exceção do estado do Texas, que não especifica tratamento, e do Arizona e Havaí que requerem filtração, os demais estados especificados na Tabela 5.37, requerem tratamento secundário e desinfecção.

Os limites de DBO variaram de 20 a 30 mg/L como média mensal, sendo que somente o estado do Texas especificou 20 mg/L de DBO. Apenas o estado de Washington especificou limite para SST, que foi de 30 mg/L como média mensal. A variável turbidez, dependendo do estado, varia de 2 a 5 NTU. Os estados da Califórnia, Nevada e Texas não especificam valores de turbidez. O Arizona requer, no máximo, 23 UFC/100 mL de coliformes totais. Os estados da Califórnia, Havaí, Nevada e Washington exigem que a contagem média de coliformes totais não exceda 2,2 NMP/100 mL. Por outro lado, o estado do Texas requer média de 200 NMP/100 mL e que nenhuma amostra exceda 800 NMP/100 mL.

Para reúso recreativo restrito os tratamentos avaliados (Tabela 5.34) não forneceram remoção que resultasse em valores aceitáveis para reutilização das variáveis usadas como padrão. Somente para a variável SST foram obtidos valores aceitáveis nos tratamentos UASB – $FeCl_3$, lodo ativado – $Al_2(SO_4)_3$ e lodo ativado - $FeCl_3$, de acordo com as regulamentações especificadas pelos estados de Nevada e Washington. Especialmente em relação aos coliformes, os valores estão bem acima dos máximo permitido pelas regulamentações de reúso.

Tabela 5.37 – Regulamentos de alguns estados dos EUA para reúso recreativo restrito.

	Arizona	**Califórnia**	**Havaí**	**Nevada**	**Texas**	**Washington**
Tratamento	Tratamento secundário, filtração e desinfecção.	tratamento secundário, oxidação e desinfecção	Oxidação, filtração e desinfecção	Tratamento secundário e desinfecção	NE	Oxidação e desinfecção
DBO_5	NE	NE	NE	30 mg/L	20 mg/L	30 mg/L
SST	NE	NE	NE	NE	NE	30 mg/L
Turbidez	2 NTU (méd) 5 NTU (máx)	NE	2 NTU (máx.)	NE	NE	2 NTU (méd) 5 NTU (máx)
Coliformes	**Fecal**	**Total**	**Fecal**	**Fecal**	**Fecal**	**Total**
	Não detectado (méd)	2.2NMP/100 mL (méd)	2.2NMP/100 mL (méd)	200NMP/100 mL (méd)	200NMP/100 mL (méd)	2.2NMP/100 mL (méd)
	23NMP/100 mL (máx)	23NMP/100 mL (máx. em 30 dias)	23NMP/100 mL (máx. em 30 dias)	23NMP/100 mL (máx)	800NMP/100 mL (máx)	23NMP/100 mL (máx)

Nota: NE - Não especificado.

Reúso Industrial

A qualidade da água residuária tratada e as exigências de tratamento variam com base no uso final da água de reúso e potencial exposição do usuário. Por exemplo, o estado da Califórnia tem diferentes requisitos para a utilização de água residuária tratada como água de refrigeração, dependendo do fato de ocorrer ou não formação de névoa (aerossóis). Se houver formação de névoa durante o reúso, o uso de oxidação, coagulação, filtração e desinfecção é necessário como tratamento e o valor máximo permitido para coliforme totais é de 2,2 NMP/100 mL (média semanal). Por outro lado, se nenhuma névoa é formada, apenas oxidação e desinfecção são necessários e o valor máximo permitido para coliformes totais é de 23 NMP/100 mL (média semanal).

No estado da Flórida, para água de refrigeração e água de processo em instalações de tratamento de águas residuárias é exigido tratamento secundário, com limite médio anual de DBO e SST de 20 mg/L e pH entre 6 e 8,5. Para água de lavagem de processo ou água de processo é solicitado tratamento secundário e desinfecção com valores máximos permitidos médios mensais de DBO e SST de 30 mg/L. Os valores máximos permitidos de coliformes fecais é de 200 NMP/100 mL (média anual), sendo que 10% das amostras analisadas em um período de 30 dias não devem conter mais que 400 NMP/100 mL. O máximo que um amostra pode conter é de 800 NMP/100 mL. Para torres de refrigeração o tratamento secundário com filtração e alto nível de desinfecção é requerido. Também é requerida média anual de DBO de 20 mg/L e SST de 5 mg/L antes do processo de desinfecção. O valor máximo permitido de coliformes fecais após a desinfecção é de 25 NMP/100 mL.

O estado do Havaí requer, para água de resfriamento que emite vapor ou gotas ou em processos industriais com a exposição dos trabalhadores, a oxidação, filtração e desinfecção da água residuária reutilizada. A turbidez não deve exceder 2 NTU e o valor máximo permitido de coliformes totais é 2,2 NMP/100 mL (média em sete dias), não devendo exceder 23 NMP/100 mL em mais do que uma amostra em um período de 30 dias. Em caso de processos industriais sem a exposição dos trabalhadores o valor médio máximo permitido de coliformes fecais em sete dias é de 23 NMP/100 mL e o limite de 200 NMP/100 mL não deve ser excedido em mais de uma amostra em período de 30 dias.

O estado de Nova Jersey requer estudo especifico em cada caso e estipula valor máximo permitido de coliformes fecais de 400 NMP/100 mL e média mensal de 200 NMP / 100 mL. O estado da Carolina do Norte requer efluente com qualidade de tratamento terciário (filtração ou equivalente) com máximo de 10 mg/L de SST, média mensal de coliformes

fecais de 14 NMP/100 mL e máximo de 25 NMP/100 mL, média mensal de DBO e NH_3 de, respectivamente, 10 e 4 mg/L (valor máximo de NH_3 de 6 mg/L) e a turbidez sempre menor que 10 NTU.

O estado do Texas requer, para torre de resfriamento, média de 30 mg/L de DBO e valor máximo de 800 NMP/100 mL de coliforme fecais.

O estado de Washington requer, em casos classe C (alimentação de caldeira industrial, água de resfriamento industrial, sem formação de aerossóis e água de processo industrial sem exposição dos trabalhadores), oxidação e desinfecção como tratamento. O valor médio máximo permitido de coliformes totais, em sete dias, é de 23 NMP/100 mL e máximo de 240 NMP/100 mL. Para caso classe A (água de resfriamento industrial, com formação de aerossóis e vapores, e água de processo industrial com a exposição dos trabalhadores) o estado de Washington requer tratamento com oxidação, coagulação, filtração e desinfecção, com valor médio máximo permitido em sete dias de 2,2 NMP/100 mL de coliformes totais e máximo de 23 NMP/ 100 mL. O estado de Washington ainda estabelece requisitos gerais de conformidade, tais como valores médios mensais de DBO e SST, ambos, de 30 mg/L e turbidez de, no máximo, 5 NTU e média de 2 NTU.

De qualquer maneira, é observado que, de acordo com os regulamentos e orientações citados pela USEPA (2004), independe do tipo de reúso, no mínimo um tratamento secundário é requerido e quase sempre seguido de um tratamento avançado. Mesmo que alguma variável analisada no presente trabalho esteja de acordo com o solicitado pela USEPA, os valores máximo permitido de coliformes são sempre rigorosos (obviamente devido aos riscos à saúde relacionados à presença desse indicador de contaminação fecal) não sendo possível qualquer tipo de reutilização com os efluentes fornecidos após os tratamentos propostos.

Com base nos regulamentos e orientações as categorias de reúso podem ser divididas em: (1) reúso urbano irrestrito; (2) reúso urbano restrito; (3) reúso agrícola em culturas alimentares; (4) reúso agrícola em culturas não alimentares; (5) reúso recreativo irrestrito; (6) reúso recreativo restrito; (7) reúso ambiental; (8) reúso industrial; (9) recarga das águas subterrâneas; (10) reúso potável indireto. No entanto, mesmo para reúso restrito, no qual o tratamento e a qualidade da água residuária tratada são menos exigentes, os tratamento propostos não forneceram concentrações remanescentes no efluente ideais para reutilização, de modo que não faz sentido discutir sobre reúso irrestrito, pois as variáveis analisadas também não atenderiam aos limites solicitados para reúso.

Diretrizes para reúso agrícola de águas residuárias tratadas de acordo com OMS, (2000 e 2006).

Muitos países, incluindo vários da União Européia, elaboraram suas normas tendo como base as diretrizes da OMS, inclusive as publicadas em 1989 (BONTOUX, 1998). A França, por exemplo, estabeleceu diretrizes semelhantes às da OMS na classificação de águas residuárias tratadas – categorias A, B e C – (conforme Tabela 3.14, apresentada anteriormente na revisão bibliográfica) e os limites microbiológicos, porém complementaram com regras mais rigorosas de aplicação (BONTOUX & COURTOIS, 1998). Por exemplo, para a categoria A, a irrigação de campos de golfe e áreas abertas paisagísticas por aspersão deve ser realizada fora do horário aberto ao público. Outros países modificaram critérios microbiológicos para atender às circunstâncias locais, epidemiológicas e econômicas. No México, por exemplo, para irrigação irrestrita a média diária é $\leq$ 2000 coliformes fecais/100 mL e a média mensal é de $\leq$1000 coliformes fecais/100mL (NORMA OFICIAL MEXICANA, 1997). Contudo, a OMS sugere as diretrizes para que cada país as use considerando suas condições técnicas, econômicas, sociais e culturais, podendo adotar padrões mais restritivos.

Na Tabela 5.38 estão apresentadas a classificação de águas residuárias tratadas conforme os grupos de risco à saúde, níveis de nematóides intestinais (NI) e coliformes fecais (CF) e o tratamento requerido (TR).

De acordo com a OMS (WHO, 2006), para irrigação irrestrita de culturas alimentares, as concentrações permitidas variam de 10 a 1000 coliformes fecais/100 mL e o tratamento requerido é lagoa de estabilização em série ou tratamento equivalente como por exemplo, tratamento secundário convencional seguido de lagoa de polimento ou filtração e desinfecção.

Quando comparados os valores fornecidos pela OMS com os obtidos em todos os tratamento propostos neste trabalho, observa-se que apesar das normas da OMS serem menos rigorosas que as normas do estado da Califórnia, por exemplo, ainda assim, os limites detectados nos efluentes em estudo apresentaram-se acima do permitido pelas normas internacionais. Apesar de os tratamentos feitos no presente trabalho fornecerem remoções de coliformes, estes microrganismos ainda estão presentes em grande quantidade, de modo que os tratamentos estudados ainda não foram eficientes para reúso, sendo necessário unidades de tratamento subseqüente, tais como filtração e desinfecção, para aumentar a eficiência de remoção de microrganismos indicadores, assim como é recomendado pelas legislações e diretrizes abordadas.

Tabela 5.38 – Recomendações microbiológicas para uso agrícola de águas residuária tratada em agricultura [(a)].

Categorias	Condições de reúso	Grupo de risco	NI[(b)] (ovos/L [(c)])	CF[(d)] (UFC/100mL)	TR
A	Irrigação Irrestrita				
	A1 para culturas vegetais e salada consumidos crus, campos esportivos, parques públicos [(e)].	Trabalhadores , consumidores, público	$\leq 0,1$[(f)]	$\leq 10^3$	Lagoas de estabiliazação em série ou tratamento equivalente
B	Irrigação Restrita				
	Culturas de cereais, culturas, industriais, culturas forrageiras, pastagens e árvores[(g)].	B1 Trabalhadores (mas não crianças menores de 15 anos, as comunidades vizinhas).	≤ 1	$\leq 10^5$	Lagoa de estabilização em série incluindo uma lagoa de maturação ou um tratamento equivalente.
		B2 como B1	≤ 1	$\leq 10^3$	Como para a categoria A
		B3 Trabalhadores incluindo crianças <15 anos, comunidades vizinhas.	≤ 1	$\leq 10^3$	Como para a categoria A
C	Irrigação localizada de culturas em categoria B, se a exposição dos trabalhadores e do público não ocorrer	Nenhum	Não aplicável	Não aplicável	O pré-tratamento como exigido pela tecnologia de irrigação, mas não inferior a sedimentação primária

Nota: (a) em casos específicos, fatores ambientais, socioculturais e epidemiológicos locais devem ser considerados e as diretrizes modificadas de acordo com as características do local; (b) nematóides intestinais; as diretrizes também são destinadas para proteger contra risco de infecção por protozoários parasitas; (c)Durante o período de irrigação (se a água residuária for tratada em lagoas de estabilização os quais são projetados para fornecer esses números de ovos, então a rotina de monitoramento de qualidade do efluente não é requerida); (d) coliformes fecais; durante o período de irrigação (contagens de coliformes fecais deve ser, de preferência, semanalmente, mas pelo menos mensal); (e) o limite mais rigoroso da diretriz (≤200 coliformes fecais / 100 mL) é apropriado para gramados públicos, tais como gramado de hotéis, com o qual o público pode ter contato direto; (f) este limite de orientação pode ser aumentada para ≤ 1 ovo/L se (i) condições de tempo quente e seco e irrigação por superfície não é utilizada ou (ii) se o tratamento de águas residuárias são complementados com as campanhas de medicação com anti-helmínticos em áreas de águas residuárias reutilizadas; (g) em casos de árvores frutíferas, a irrigação deve parar duas semana antes do fruto ser colhido, irrigação por aspersão não deve ser utilizada.
Fonte: WHO, 1989 *apud* BLUMENTAL *et al*, 2000.

Em geral as diretrizes internacionais não especificam valores para protozoários, no entanto, deve-se considerar que esses microrganismos apresentam risco à saúde pública e deve-se levar em consideração, principalmente em práticas de reúso de águas residuárias tratadas.

Existe uma preocupação crescente relacionada a águas residuárias na veiculação de protozoários patogênicos, tais como *Giardia* spp. e *Cryptosporidium* spp.. Ao se comparar as diretrizes da OMS constata-se que se o número de ovos de helmintos foi reduzido nas edições mais recentes e, consequentemente, o limite de outros agentes patogênicos, tais como (oo)cistos, também deveria ser reduzido a níveis que não causem a infecção. Entretanto, os estudos mostram que a remoção de ovos de helmintos não se correlaciona com a de (oo)cistos de protozoários (STOTT, 1997; ALOUINI, 1998; BLUMENTHAL *et al*., 2000). Há evidências de que (oo)cistos de protozoários não são eficazmente removidos por processos convencionais de tratamento de águas residuárias, com eficiências que variam de 26 a 100% (BUKHARI *et al*, 1997; ROBERTSON, 1999; ROBERTSON *et al*, 2000; CANTUSO NETO *et al*, 2006; REINOSO & BECARES, 2008). Além disso, a dose infecciosa pode ser baixa para *Giardia* spp., entre 10 e 100 cistos, e de 30 a 1000 oocistos para *Cryptosporidium* spp. (COOPER & OLIVIERI, 1998; EXNER *et al*., 2003; PERCIVAL *et al*., 2004).

A maioria das evidências indica que os focos relacionados com a veiculação hídrica de doença entérica por protozoários estão associados com a ingestão de água potável contaminada, contato com águas recreativas (CRAUN, 1990; ORTEGA, 1998; CARDOSO *et al.*, 2002; FAGUNDES, 2006) e consumo de alimentos contaminados (SMITH, 1999; ROSE & SLIFKO, 1999; CARDOSO *et al.*, 2002; FAGUNDES, 2006). Contudo, quase não há dados sobre infecção por protozoários parasitas pela reutilização de águas residuária na agricultura.

Não há evidências que a reutilização de águas residuárias, de acordo com os limites e orientações da OMS (BLUMENTHAL *et al*, 2000) para ovos de helmintos, possa provocar aumento no risco de infecção por protozoários. No entanto, deve-se levar em consideração que em determinados países o risco de infecção por protozoários pode ser mais importante à saúde pública do que infecção de helmintos.

Portanto, apesar das várias possibilidades de reutilização até mesmo restrita, onde a exposição pública para esta água de reúso é controlada permitindo um tratamento menos rigoroso, a legislação internacional para reúso de efluentes tratados apresenta parâmetros extremamente rigorosos, sendo difícil atingir esta qualidade para água de reúso e impossibilitando, muitas vezes, a reutilização de efluentes tratados.

Observa-se que boa parte dos estados dos EUA contemplam uma unidade de filtração e praticamente todos eles exigem desinfecção, até mesmo para torres de refrigeração é requerido alto nível de desinfecção, enfatizando a grande necessidade de unidades de tratamento avançado subseqüente a essas presentes no trabalho, de modo que apesar dos padrões internacionais serem rigorosos, ficou evidente a necessidade de uma unidade de filtração e/ou desinfecção para melhor remoção, principalmente, microbiológica.

6. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos nas condições em que este trabalho foi feito pode-se concluir que:

→ A eficiência média de remoção de DQOt no reator UASB foi de 41%, demonstrando que o reator UASB não foi eficiente para remoção de matéria orgânica;
→ O reator UASB foi importante ao contribuir para o aumento de alcalinidade, influenciando de maneira significativa a estabilização do pH no sistema de lodo ativado;
→ A remoção de coliformes totais e de *E. coli* no reator UASB foi maior que 76%, porém não foi o suficiente pois o efluente apresentou quantidade significativa desses microrganismos indicadores;
→ A remoção de cistos de *Giardia* spp. no reator UASB foi de apenas 1 log;
→ Após o sistema de lodo ativado e efluente apresentou DQOt média de 147 mg/L e SST de 33 mg/L. A remoção de DQOt após o sistema de lodo ativado foi de 67%;
→ O sistema de lodo ativado promoveu a oxidação no nitrogênio amoniacal a nitrato;
→A eficiência de remoção de *E. coli* e coliformes totais no sistema de lodo ativado foi de, respectivamente, 97 e 99%, porém essa eficiência de remoção de microrganismos indicadores ainda precisa melhorar;
→ A eficiência de remoção de cistos de *Giardia* spp. no sistema de lodo ativado foi de 86%;
→ O tratamento físico-químico foi significante, não somente na remoção de cor e turbidez, mas principalmente na remoção fósforo, sendo que o cloreto férrico foi o coagulante que melhor removeu fósforo fornecendo concentrações médias finais de 1,1 mgP/L e concentração mínimas de 0,5 mgP/L.;
→ As eficiências de remoção de cistos de *Giardia* spp. foram de, aproximadamente, 75, 82, 99 e 98% para UASB – $FeCl_3$ (170 mg/L), UASB – $Al_2(SO_4)_3$ (170 mg/L), lodo ativado - $FeCl_3$ (20 mg/L) e lodo ativado - $Al_2(SO_4)_3$ (80 mg/L), respectivamente;
→ O coagulante cloreto férrico removeu maior número de cisto de *Giardia* ssp. por litro, no entanto o sulfato de alumínio removeu maior número de cistos viáveis;
→ Os exames microbiológicos demonstraram que, para o esgoto usado na pesquisa, a concentração de *Giardia* spp. é maior que a de *Cryptosporidium* spp. no afluente e nos efluentes dos tratamentos usados;

→ Nos tratamentos utilizados – biológico e físico-químico – houve diferença na viabilidade dos cistos de *Giardia* spp.;

→ Nos tratamentos físico-químicos o coagulante cloreto férrico demonstrou-se mais eficiente que o sulfato de alumínio, independente da amostra tratada (UASB ou lodo ativado);

→ Mesmo após o tratamento físico-químico não é possível reutilização dos efluentes em nenhuma categoria conforme a legislação internacional e diretrizes da OMS, uma vez que a concentração de microrganismos indicadores ainda é muito elevada, de modo que não somente os parâmetros microbiológicos excederam os padrões internacionais de reutilização, mas também outros parâmetros físico-químicos, sendo necessário tratamentos subseqüentes, tais como filtração e/ou desinfecção.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Nacional de Águas – ANA (2006). *Fatos e tendências: Água.* Programa de água e desenvolvimento sustentável do World Business Council for Sustainable Development. Brasília. p. 36.

Agência Nacional de Águas – ANA (2007). *Disponibilidade e Demandas de Recursos Hídricos no Brasil*. Caderno de Recursos Hídricos, 2. Brasília. p. 123.

Agência Nacional de Águas – ANA (2010). *Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil*. Informe 2010. Brasília. p. 36.

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.

AL-JASSER, A. O. Saudi wastewater reuse standards for agricultural irrigation: Riyadh treatment plants effluent compliance. Journal of King Saud University, **Engineering Science**, v. 23, p. 1-8, 2011.

ALOUINI, Z. Fate of parasite eggs and cysts in the course of wastewater treatment cycle of the Cherguia station in Tunis. La Houille Blanche, v. 53, p.60–64, 1998.

AL-SHAMMARI, M.; AL-SAFFAR, A.; BOHAMAD, S.; AHMED, M. Waste water quality and reuse in irrigation in Kuwait using microfiltration technology in treatmente. **Desalination**, v.185, p. 213-225, 2005.

AL-SHAMMARI, S. B.; SHAHALAM, A. M. Effluent from an advanced wastewater treatment plant – an alternate source of non – potable water for Kuwait. **Desalination**, v.196, p. 215 – 220, 2006.

AKPONIKPÈ, P. B. I.; WIMA, K.; YACOUBA, H.; MERMOUD, A. Reuse of domestic wastewater treated in macrophyte ponds to irrigate tomato and egg plant in Semi – arid West – África: Benefits and risks. **Agriculture Water Management**, v.98, p. 834 – 840, 2011.

AMPEI (Associação Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento das Empresas Inovadoras). Disponível em:<http://www.anpei.org.br/imprensa/noticias/sabesp-e-foz-do-brasil-fazem-projeto-de-agua-de-reuso/>. Acesso em: 18.nov.2010.

APHA, AWWA, WEF (1998). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edition.**

APHA, AWWA, WEF (2005). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edition.**

ARCEIVALA, S. J. Experiences with UASB for sewage treatment in India. **J IAEM**, v.22, p. 90–4, 1995.

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P. Estudo comparativo do reator UASB e do reator anaeróbio compartimentado sequencial no tratamento de esgoto sanitário. **In: 25° Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2000.

AYAZ, S.Ç. Post-treatment and reuse of tertiary treated wastewater by constructed wetlands. **Desalination**, v. 226, p. 249–255, 2008. .

AYIBOTELE, N. B. *The World's Water: Assessing the Resource*. **In: International Conference on Water and the Environment**: Development Issues for the 21st Century, Bublin, Ireland, p. 26-31, January, 1992.

AZIZULLAH, A.; KHATTAK, M. N. K.; RICHTER, P.; HÄDER, D-P. Water pollution in Pakistan and its impacto n public health – A review. **Environment Internacional**, v.37, p. 479 – 497, 2011.

BANCO MUNDIAL. *Relatório de Desenvolvimento Mundial de Agricultura para o Desenvolvimento em 2008*. Washington DC: Banco Mundial, 2007.

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.

BATHIA, S.; OTHMAN, Z.; AHMAD, A. L. Coagulation–flocculation process of POME treatment using Moringa oleifera seeds extract: optimization studies, **Chem. Eng**. J. 133, p. 205–212, 2007.

BATSTONE, D. J *et al*. Anaerobic digestion model, n.1. scientific and Technical Report, n.13, 88p, 2002.

BDOUR, A.N.; HAMDI, M.R.; TARAWNEH, Z. Perspectives on sustainable wastewater treatment technologies and reuse options in the urban areas of the Mediterranean region. **Desalination**, vol.237. 2009.162-174 p.

BERNARDI, C. C.; Reuso de água para irrigação. 63f. Monografia de Pós-Graduação em Gestão Sustentável de Agricultura Irrigada. Distrito Federal/Brasília. 2003.

BIXIO, D.; THOEYE, C.; KONING, J de.; JOKSIMOVIC, D.; SAVIC, C.; WINTGENS, T.; MELIN, T. Wastewater reuse in Europe. **Desalination**, v. 187, p. 89-101, 2006.

BLUMENTHAL, U.; MARA, D.; PEASEY, A.; RUIZ-PALACIOS, G.; STOTT, R. Guidelines for microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. Bulletin of World Health Organization, v. 78, n. 9, p. 1104–1116, 2000.

BONTOUX, L. The regulatory status of wastewater reuse in the European Union. In: Asano T, ed. Wastewater reclamation and reuse. Lancaster, PA, **Technomic Publishing**, p.1463–1476, 1998.

BONTOUX L, COURTOIS G. The French wastewater reuse experience. In: Asano T, ed. Wastewater reclamation and reuse. Lancaster, PA, **Technomic Publishing**, p. 489–520, 1998.

BORGHETTI, N. R. B.; BORGHETTI, J. R.; ROSA FILHO, E. F da. **Aquífero Guarani: a verdadeira integração dos países do Mercosul**. Curitiba, 2004. 214p.

BOURI. S.; ABIDA. H.; KHANfiR. H.; Impacts of wastewater irrigation in arid and semi arid regions:case of Sidi Abid region, Tunisia. **Environmental Geology Journal**, New York, v. 53. 2007. p. 1421–1432.

BOUWER, H. Irrigation and global water outlook. Agricultural Water Management, vol. 25,p. 221-231, 1994.

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.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 430 – 13 mai. 2011. *Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente*. Diário Oficial da União, Brasília, 19 mai. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 257 – 30 jun. 1999. *Estabelece a obrigatoriedade de procedimentos de reutilização, reciclagem, tratamento ou disposição final ambientalmente adequada para pilhas e baterias que contenham em suas composições chumbo, cádmio, mercúrio e seus compostos*. Diário Oficial da União, Brasília, 22 jun. 1999.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Portaria n. 2914 – 12 dez. 2011. *Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.*Diário Oficial da União, Brasília, 14 dez. 2011.

BUKHARI, Z. *et al*. Occurrence of *Cryptosporidium* spp oocysts and *Giardia* spp. cists in sewage influents and efluents from treatment plants in england, **Water Science & Technology**, v. 35, n. 11-12, p. 385-390, 1997.

BUZZINI, A. P.; PATRIZZI, L. J.; MOTHEI, A. J.; PIRES, E. C. Preliminary evaluation of the electrochemical and chemical coagulation process in the post-treatment of effluent from an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. Journal of Environmental Management, v.85, p.847-857, 2007.

CANDELA, L.; FABREGAT, S.; JOSA, A.; SURIOL, J.; VIGUÉS, N.; MAS, J. Assessment of soil a groundwater impacts by treated urban wastewater reuse. A case study: application in a golf course (Girona, Spain). **Science Total Environmental**, v. 374, p. 26–35, 2007.

CANTUSIO NETO, R; SANTOS, L.U.; FRANCO, R.M.B. Evaluation of activated sludge treatment and the efficiency of the disinfection of Giardia species cysts and Cryptosporidium oocysts by UV at a sludge treatment plant im Campinas, south-east Brazil. **Water Science and Technology**, v.53, n.3, p. 89-94, 2006.

CARARO, D.C. **Manejo de irrigação por gotejamento para aplicação de água residuária visando a minimização do entupimento de emissores.** 129p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

CARDOSO, L. S.; de CARLI, G. A.; de LUCA, S. J. Cryptosporidium e Giárdia em efluentes biologicamente tratados e desinfetados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.8, n.4, p. 285 – 290, 2003.

CARDOSO, L. S.; BERINO, E.; de DEUS, A. B. S.; de LUCA, S. J. Cryptosporidium e Giárdia em águas e efluentes: Estado da Arte. **In: 25° Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitária y Ambiental.** Cancun, México, 2002.

CARNEIRO, D. A.; UMBUZEIRO, G. A.; OLIVEIRA, D. P.; ZANONI, M. V. B. Assessment of water contamination caused by a mutagenic textile effluent/ dyehouse effluente bearing disperse dyes. **Journal of Hazardous Materials**, 174, p.694-699, 2010.

CASALI, C. A. **Qualidade da água para consumo humano ofertada em escolas e comunidades rurais da região central do Rio Grande do Sul.** Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração em Processos Químicos e Ciclagem de Elementos, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria –RS. 2008.

CASANI, S.; ROUHANY, M.; KN□CHEL, S.; A discussion paper on challenges and limitations to water reuse and hygiene in the food industry. **Water Research**, v. 39, p.1134 - 1146, 2005.

CASTRO – HERMIDA, J. A.; PRESEDO, I. G.; WARLETA, M. G.; MEZO, M. Cryptosporidium and Giardia detection in water bodies of Galicia, Spain. **Water Research**, v.44, p. 5887 – 5896, 2010.

CHALNERS, R. M.; ROBINSON, G.; ELWIN, K.; HADFIELD, S. J.; THOMAS, E.; WATKINS, J.; CASEMORE, D.; KAY, D. Detection of Cryptosporidium species and sources of contamination with Cryptosporidium hominins during a waterborne outbreak in north west Wales. J. **Water Health**, v.8, p.311-325, 2010.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** vol. 5. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 1997. p. 246.

CHERNICHARO C.A.L. **Post treatment options for the anaerobic treatment of domestic wastewater.** Rev Environ Sci Bio/Technol, 5, p.73–92, 2006.

CHERNICHARO C.A.L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias Reatores Anaeróbios.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, v.5, 2 ed, 2007

CHERNICHARO, C. A. L.; VAN HAANDEL, A. C.; FOREST, E.; CYBIS, L.F. Introdução.

In: **Pós-Tratamento de Eflluentes de Reatores Anaeróbios.** PROSAB 2. Carlos Augusto Lemos Chernicharo (coord). 2001a. p. 19-34.

CHERNICHARO, C. A.L.; DANIEL, L. A.; SENS, M.; CORAUCCI FILHO, B. Pós – tratamento de efluentes anaeróbios por sistema de desinfecção. In: Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. PROSAB 2. Carlos Augusto Lemos Chernicharo (coor.) 66p, 2001b.

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

CNA. Información General de los Districtos de Riego 03 e 100, Alfajayuacan. Gerencia Estatal, Pajuca, Hidalgo, México. Cidade do México: Comision Nacional de Aguas, 1993.

COLETTI, F. J.; POVINELLI, J., DANIEL, L. A. Pós – tratamento por lodos ativados de efluentes provenientes de processos anaeróbios de tratamento de esgoto sanitário; determinação de constantes cinética. In: **19° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Foz do Iguaçu, 1997.

COLLARES, E. R.C. **Avaliação do desempenho de reatores de manto de lodo: Estudo de caso da ETE Esmeralda** – Porto Alegre – RS. 64p. Monografia (Especialização em Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

COSTA, R. H.P. G. Água: Matéria-prima primordial à vida. In: TELLES, D. D; COSTA, R. P. (coord.), 2° ed. **Reúso da água**: Conceitos, teorias e práticas. São Paulo: Blucher, 2010. p. 11.

_____. Consumo de água. In: TELLES, D. D; COSTA, R. P. (coord.), 2° ed. **Reúso da água**: Conceitos, teorias e práticas. São Paulo: Blucher, 2010. p. 13-25.

_____. Água: Um bem público de valor econômico. In: TELLES, D. D; COSTA, R. P. (coord.), 2° ed. **Reúso da água**: Conceitos, teorias e práticas. São Paulo: Blucher, 2010. p. 209-249.

COOPER, R. C. OLIVIERI, A. W. Infectious disease concerns in wastewater reuse. In: Asano T, ed. Wastewater reclamation and reuse. Lancaster, PA, **Technomic Publishing**, p.489–520, 1998.

COUPE, C.; DELABRE, K.; POUILLOT, R.; HOUDART, S.; SANTILLANA-HAYAT, M.; DEROUIN, F. Detection of Cryptosporidium, Giardia and enterocytozoon bieneusi in surface water, including recreational areas: a one-year prospective study. **FEMS Immunol. Med. Microbiol**, v.47, p. 351-359, 2006.

CPCB (Central Pollution Control Board). Pollution control acts, rules and notifications issued there under, forth ed. CPCB, MoEF, GOI, New Delhi, p. 897, 2001.

CRANFIELD UNIVERSITY. 2000. **Urban Water Recycling Pack**. Available from www.jiscmail.uk/files/WATER-RECY-CLING-UK/cranfieldwatrec.doc.

CRAUN, G. F. Waterborne giardiasis. In: **Meyer EA, ed. Human parasitic diseases.** Vol. 3. Giardiasis. Amsterdam, Elsevier Science, p. 267–293, 1990.

CUTOLO, S. A. Reúso de águas residuárias e saúde pública. São Paulo: Annablume, 2009. 96p.

DENIZ, F.; SADHWANI, J. J.; VEZA, J. M. New quality criteria in wastewater reuse. The case of Gran Camaria. **Desalination**, v. 250, p. 716-722, 2010.

DI BERDANARDO, L.; PAZ, L. P. S. Seleção de Tecnologias de Tratamento de Água. São Carlos – SP: LDIBE. 2008. v. 1, 878p.

DRAAIJER, H.; SCHAAPMAN, J.E.; KHAN, A. A. Performance of the 5 MLD UASB reactor for sewage treatment at Kanpur, India. **Water Science Technol**, v.25, n.7, p.123–33, 2002.

EBELING, J. M.; SIBRELL, P. L.; OGDEN, S. R.; SUMMERFELT, S. T. Evalution of chemical coagulation-flocculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture eflluent discharge. Aquacultural Engineering, v. 29, p. 23-42, 2003.

EL-GOHARY, F., TAWFIK, A. Decolourisation and COD reduction of disperse and reactive dyes wastewater using chemical-coagulation followed by sequential batch reactor (SBR) process. **Desalination**, 249, p.1159-1164, 2009.

EXNER, M.; FEUERPFEIL, 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. Einfuhrung und Erlauterungen fur Wasserversogungsunternehmen und Uberwachungsbehorden. Berlin, pp. 209-225, 2003.

FAGUNDES, A. **Remoção de oocistos de Cryptosporidium por filtração direta – Influência de alguns aspectos operacionais.** Dissertação (Mestrado). 166 p. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade de Brasília. 2006.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin: Springer-Verlag, 1991, 224p.

FILLAUDEAU, L.; BLANDAIN – AVET, P.; DAUFIN, G.; Water, wastewater and waste management in brewing industries. **Journal of Cleaner Production**, v.14, p.463-471, 2006.

FRANCISCO. C. N.; CARVALHO. C. N. Disponibilidade hídrica – da visão global às pequenas bacias hidrográficas: o caso de Angra dos Reis, no Estado do Rio de Janeiro. 2004.

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

FREIRE, V. H.; von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L. Avaliação do

desempenho de um sistema combinado UASB – Lodos Ativados no tratamento de efluentes sanitários. In: 20° **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2003.

FORESTI, E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. In: **Proceedings of the 9th international symposium on anaerobic digestion**; 2001. p. 37–42.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALLERO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustain- able domestic wastewater treatment: consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Rev Environ Sci Bio/Technol**, 5, p. 3–19, 2006.

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

GASPAR, P. M. F.; PIVELI, R. P.; ALÉM SOBRINHO, P. Pós – Tratamento de efluente de reator UASB em sistema de lodos ativado visando a remoção biológica do nitrogennio associada à remoção física-química do fósforo. In: **23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** 2004.

GENCAT, 2009. Generalitat de Catalunya. Departament de Mediambient i Habitatge. Environmental Sustainability Report of the Catalan Water Reuse Programme (PRAC). Document of Public Information, According to the Official Journal of the Government of Catalonia (DOGC) No. 5428 of 24/07/2009 (in Catalan).

GENNACCARO, A.L., MCLAUGHLIN, M.R., Quintero-Betancourt, W., Huffman, D.E. and Rose, J.B. Infectious Cryptosporidium parvum oocysts in final reclaimed effluent. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 69, n. 8, p. 4983 – 4984, 2003.

GEORGIOU, D., AIVAZIDIS, A., HATIRAS, J., GIMOUHOPOULOS, K. Treatment of cotton textile wastewater using lime and ferrous sulfate. **Water Research**, 37, p. 2248-2250, 2003.

GINOS, A.; MANIOS, T.; MANTZAVINOS, D. Treatment of olive mill effluents by coagulation–flocculation-hydrogen peroxide oxidation and effect on phytotoxicity, J. Hazard. Mater. 133, p. 135–142, 2006.

GODFREY, S.; LABHASETWAR, P.; WATE, S. Greywater reuse in residential schools in Madhya Pradesh, India—A case study of cost–benefit analysis. **Resources, Conservation and Recycling**. vol. 53. 2009. p. 287–293.

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.; ARAUJO, V.; BOF, V. S. Combining up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors and submerged aerated biofilters for secondary domestic wastewater treatment, **Water Sci. Technol**,v.40, n. 8, p. 71–79, 1999.

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.

GRACZYK, T.; SUNDERLAND, D.; AWANTANG, G.; MASHINSKI, Y.; LUCY, F.; GRACZYK, Z.; CHOMICZ, L.; BREYSSE, P. Relationships among bather density, levels of human waterborne pathogens, and fecal coliform counts in marine recreational beach water. Parasitol, Res..doi:10.1007/s0043-6-010-1769-2, 2010.

HACHICH, E. M.; SATO, M. I. Z.; GALVANI, A. T.; MENEGON, J. R.N.; MUCCI, J.L.N. Giardia and Cryptosporidium in source water of São Paulo State, Brazil. **Water Science and Technology**, v.50, n.1, p.239-245, 2004.

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.

HAMDAN, M. A.; JUBRAN, B. A.; RIMAWII, S. Water conservation in solar domestic hot water systems. **Water Conservation**, p.287-291, 1992.

HARUVY, N. Agricultural reuse of wastewater: nation-wide cost-benefit analysis l**. Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 66, p.113-119, 1997.

HAYDAR, S.; AZIZ, J.A. Coagulation–flocculation studies of tannery wastewater using combination of alum with cationic and anionic polymers, J. Hazard. Mater. v.168, n. 2–3, p.1035–1040, 2009.

HENRIQUE, E. S. **Reuso de água componente importante no planejamento, desenvolvimento e utilização dos recursos.** 116 f. Monografia. Universidade Anhembi Morumbi. São Paulo. 2005.

HESPANHOL, I. Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aqüíferos. **Bahia Análise & Dados**. Salvador, vol. 13, n. Especial, p.411-437, 2003.

HOCHSTRAT, R., JOKSIMOVIC, D., WINTGENS, T., MELIN, T., SAVIC, D. Economic considerations and decision support tool for wastewater reuse scheme plan- ning. **Water Science & Technology**, v. 56, n. 5, p. 175-182, 2007.

HSIEH, W.; SHEEN, H.; CHEN, C. An approach to zero-effluent in cane sugar facto- ries. Proceedings of the XXII Congress International Society of Sugar Cane Technology. 1, p. 226–31, 1995.

INGARAMO, A.; HELUANE, H.; COLOMBO, M.; CESCA, M. Water and wastewater eco-efficiency indicators for the sugar cane industry. Journal of Cleaner Production, 17, p.487-495, 2009.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A Tratamento de esgotos domésticos. 5° ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. 940p.

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**, 45, p. 4683-4699, 2011.

LAMB, J. C – “Water Quality Engineering for Practicing Engineers”, Barns & Noble, USA, 1970.

LANGERGRABER,G.; MUELLEGGER, E. Ecological Sanitation_a way to solve global sanitation problem? **Environment Internacional**. vol 31. 2005. p.433-444.

LETTINGA, G. Towards feasible and sustainable environmental protection for all. Aquat **Ecosyst Health Manage**, v. 11, n. 1, p. 116–24, 2008.

LETTINGA G., DEMAN A., VANDERLAST A. R. M., WIEGANT W., VANKNIPPENBERG K., FRIJNS J. AND VAN BUUREN J. C. L. Anaerobic treatment of domestic sewage and wastewater. **Water Sci. Technol**, v. 27, n. 9, p. 67-73, 1993.

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.

LEVERENZ, H. L.; ASANO, T. Wastewater reclamation and reuse system. Treatise on Water Science, vol. 4, p.63-71, 2011.

LIU, Y.; XU, H.L.; YANG, S.F.; TAY, J.H.Mechanisms and models for anaerobic granulation in upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Water Research**, v.37, p. 661-673, 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.

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.

LUBELLO, C.; GORI, R.; NICESE, F.P.; FERRINI, F. Municipal-treated wastewater reuse for plant nurseries irrigation. **Water Res**, v. 38, p. 2939–2947, 2004.

KALAVROUZIOTIS, I.K.; APOSTOLOPOULOS, C. A.; An integrated plan for the reuse of treated wastewater effluents from WWTP in urban áreas. **Building and Environment**, vol. 42, p.1862–1868, 2007.

KARTHIK, M.; DAFALE, N.; PATHE, P.; NANDY, T. Biodegradability enhancement of purified terephthalic acid wastewater by coagulation–flocculation process as pretreatment, J. Hazard. Mater. 154, p. 721–730, 2008.

KASSINOS, D. F.; KALAVROUZIOTIS, I. K.; KOUKOULAKIS, P. H.; VASQUEZ, M. I. The risks associated with wastewater reuse and xenobiotics in the agroecological environmental. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 3555-3563, 2011.

KAZMI, A.A., TYAGI, V.K., TRIVEDI, R.C., KUMAR, A. Coliforms removal in full-scale activated sludge plants in India. **Journal of Environmental Management**, 87, p. 415-419,

2008.

KESHAVARZI, A. R.; SHARIFZADEH, M.; HAGHIGHI, A. A. K.; AMIN, S.; KESHTKAR, Sh.; BAMDAD, A. Rural domestic water consumption behavior: A case study in Ramjerd area, Fars province, I. R. Iran. **Water Research**, 40, p.1173-1178, 2006.

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.

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.

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.

KIM, T., PARK, C.; SHIN, E.; KIM, S. Effects of Cl-based chemical coagulation on electrochemical oxidation of textile wastewater. **Desalination**, 155, p. 59-65, 2003.

KLEMES J, HUISINGH D. Making progress toward sustainability by using cleaner production technologies, improved design and economically sound operation of production facilities. **Journal of Cleaner Production**, 13, p. 451–4, 2005.

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.

MACÊDO, J. Águas e Águas. 2. Ed. Belo Horizonte – CRQ-MG, 2004.

MAHMOUD, N.; ZEEMANA, G.; GIJZENB, H.; LETTINGA, G. Anaerobic sewage treatment in a one-stage UASB reactor and a combined UASB-Digester system. **Water Research**. vol. 38. 2004. p. 2348–2358.

MANCINI, L.; FORMICHETTI, P.; DÁNGELO, A. M.; PIERDOMINICI, E.; SORACE, A.; BOTTON, P.; IACONELLI, M.; FERRARI, C.; TANCIONI, L.; ROSSI, N.; ROSSI, A. Freshwater quality in urban areas: a ease study from Rome, Italy. Microchemical Journal, 79, p.177-183, 2005.

MANCUSO, C. S.; SANTOS, H. F. (Ed.); **Reúso de água**. São Paulo: NISAM-USP, 2003.

MASON, B. W., CHALMERS, R. M.; CARNICER-PONT, D.; CASEMORE, D. P. A *Cryptosporidium hominins* outbreak in north-west Wales associated with low oocyst count in treated drinking water. J. **Water Health**, v.8, p. 299-310, 2010.

MARA, D., FEACHEM, R. “Technical and Public Health Aspects of Low Cost Sanitation Programme Planning”, Journal of Tropical Medicine and Hygiene, 83, p.229-240, 1980.

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.

MARINOSKI, A. K. **Aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis em instituição de ensino: Estudo de caso em Florianópolis –SC.** 118p. Trabalho de conclusão de curso de graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis –SC. 2007.

MASCARENHAS, L. C. A.; SPERLING, M. V.; CHERNICHARO, C. A. L. Avaliação do desempenho de lagoas de polimento rasa, em série, para o pós-tratamento de efluentes de reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 9. 2004. P. 45-54.

McCORMICK, K. Water for pharmaceutical uses. Quality, p.193-217, 2002.

MEDEIROS, R. C. **Comparação da resistência de protozoários patogênicos – Giardia spp. e Cryptosporidium spp. – e de microrganismos indicadores à desinfecção seqüencial cloro-radiação ultravioleta e ozônio-radiação ultravioleta**. 207 p. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos. 2010.

MEDEMA, G. J.; SEHIJVEN, J. F.; de NIJS, A. C. M.; ELZENGA, J. G. Modelling the discharge of *Cryptosporidium* and *Giardia* by domestic sewage and their dispersion in surface water. In: International Symposium on waterborne Cryptosporidium Proceedings, Newport Beach, Califórnia. AWWA, Colorado, 1997.

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

MENESES, M.; PASQUALINO, J.C.; CASTELLS, F. Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications. **Chemosfhere**. vol.81. 2010. p.266-272.

METCALF & EDDY. Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse, 3° ed. Metcalf & Eddy, Inc, 2003, p.1334.

METCALF & EDDY. Water reuse: issues, technologies, and applications. Metcalf & Eddy, Inc, 2007, p.1503.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA; Agência Nacional de Águas – ANA. *GEO – Brasil: Recursos Hídricos: Componente da Série de Relatórios sobre o Estado e Perspectivas do Meio Ambiente no Brasil.* Ministério do Meio Ambiente; Agência Nacional de Águas; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. Brasília, 2007, p. 264.

MISHRA, A., SRINIVASAN, R., DUBEY, R. Flocculation of textile wastewater by plantago psyllium mucilage. Macromolecular Materials and Engineering, 287, p.592-596, 2002.

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: Pro- ceedings of the fifth international symposium on anaerobic digestion, p. 747–51, 1988.

MORAIS, P. B. Tratamento biológico de efluentes líquidos. Curso Superior de Tecnologia em Saneamento Ambiental CESET/UNICAMP. Centro Superior de Educação Tecnológica – Universidade de Estadual de Campinas. 2008.

MUNGRAY, A.K., KUMAR, P. Occurrence of anionic surfactants in treated sewage: risk assessment to aquatic environment. **Journal of Hazardous Material**, v.160, p. 362 – 370, 2008.

MUNGRAY, A. K.; PATEL, K. Coliforms removal in two UASB+ASP based systems. **Internacional Biodeterioration &Biodegradation**,v. 65, p. 23-28, 2011.

NIRENBERG, L. P.; FERREIRA, O. M. Tratamento de águas residuárias de indústria de laticínios: Eficiência e análise de modelos matemáticos do projeto da Nestlé. Departamento de Engenharia – Engenharia Ambiental, Universidade Católica de Goiás, Goiânia –GO. 2005.

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

NORMA OFICIAL MEXICANA. Que establece los lı́ mites má ximos permisbles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nationales. Diario Oficial de la Federation, p. 68–85, 1997 (in Spanish).

ORTEGA, Y. R. *et al*. Cyclospora cayetanensis. Advances in Parasitology, v.40, p. 399–418, 1998.

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. 188-93. 2001.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fonts de poluição em sistemas hídricos. Revista Eletrônica de Recursos Hídricos. IPH – UFRGS, v.1, p. 20-36, 2004.

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

PIÁ, A. B.; CLAR, M. I.; CLAR, A. I.; ROCA, J. A. M.; URIBE, B. C.; MIRANDA, M. I. A. Nanofiltration of textile industry wastewater using a physicochemical process as a pre-treatment, **Desalination**, v.178, n.1–3, p. 343–349, 2005.

PIRES, R. G. de M.; ARRUDA, F. B.; SAKAI, E.; CALHEIROS, R. de O.; BRUNINI, O. Agricultura Irrigada. **Tecnologia & Inovação Agropecuária**, p.14, 2008.

PORTNOV, B. A.; MEIR, I. Urban water consumption in Israel: convergence or divergence. **Environmental Science & Policy**, p.347-358, 2008.

PRAKASH, K. J.; TYAGI, V. K.; KAZMI, A. A.; KUMAR, A. Post-treatment of UASB reactor efflent by coagulation and flocculation process. AIChE Environ Prog, v. 26, n. 2, p. 164–8, 2007.

PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico). **O problema do esgoto**. Disponível em: <http://WWW.finep.gov.br/Prosab/ESGOTO.HTM>. Acesso em: 15 mar. 2006.

RAVEN, P. H. *et al*. Environment Saunders College.Publishing. 579p.1998.

REBOUÇAS, A. C. **Água no Brasil: abundância, desperdício e escassez**. BAHIA ANÁLISE & DADOS, Salvador, v. 13, n. ESPECIAL, p. 341-345, 2003.

REINOSO, R.; BECARES, E. The occurrence of intestinal parasites in swine slurry and their removal in activated sludge plants. **Bioresource Technology**, v.99, p. 6551 – 6665, 2008.

REVISTA PROJETO AQUAPOLO: Porque ele é uma das saídas para a nossa região. V.1, n.1, 2011.

REZENDE, C. C. S. Reúso potável de esgotos sanitários: Possibilidades e Riscos. Dissertação (Mestrado). Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos – SP, 2010.

RIBEIRO, G. M.; MAIA, C. E.; MEDEIROS, J. F. Uso da regressão linear para estimativa da relação entre a condutividade elétrica e a composição iônica da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, n.1, p.15-22, 2005.

ROBERTSON, L. J. Removal and destruction of intestinal parasitic protozoa by sewage treatment processes. **International Journal of Environmental Health Research**, v.9, p.85–96, 1999.

ROBERTSON, L. J.; GJERDE, B. Occurrence of parasites on fruits and vegetables in Norway. J. Food Prot, v.64, n.11, p. 1793 – 1798, 2001.

ROBERTSON, L. T.; 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.

ROSE, J. B.; SLIFKO, T. R. *Giardia, Cryptosporidium* and Cyclospora and their impact on food: a review. Journal of Food Protection, v. 62, p.1059–1070, 1999.

SAGAYAR, M. I. T. L. *Giardia lamblia*. In Parasitologolia Humana. 9. Ed. Ed. Atheneu. David Pereira Neves, Alan Lane de Melo, Odair Genaro, Pedro Marcos Linardi. p. 124-132, 1997.

SAMPAIO, S. C.; SILVESTRO, M.G.; FRIGO, E. P.; BORGES, C.M. Relação entre série de sólidos e condutividade elétrica em diferentes águas residuárias. Irriga, Botucatu, v.12, n. 14, p.557 – 562, 2007.

SÁNCHEZ, I. M. R.; RUIZ, J. M. M.; LÓPEZ, J. L. C.; PÉREZ, J. A. S. Effect of environmental regulation on the profitability of sustainable water use in the agro-food industry. **Desalination**, 279, p.252-257, 2011.

SANO, K; MIURA, T. Dual Water Supply System Using Reclaimed Wastewater in Fukuoka City. Sewage Works in Japan, p.96-100, 1990.

SANTO, C. E.; VILAR, V. J. P.; BOTELHO, C. M. S.; BHATNAGAR, A.; KUMAR, E.; BOAVENTURA, R. A. R. Optimization of coagulation-flocculation and flotations parameters for the treatment of a petroleum refinery effluent from a Portuguese plant. **Chemical Engineering Journal**. 2011.

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). Instituto de Biologia – Universidade Estadual de campinas – Unicamp – SP, 2007.

SAQQAR, M. M.; PESCOD, M. B. Modeling coliform reduction in wastewater stabilization ponds. **Water Science Technological**, v.26, n.8, p. 1667-748, 1992.

SAUCEDO, D.; SAMMIS, T.W.; PICCHIONI; MEXAL, J.G. Wastewater application and water use of Larrea Tridentata**. Agricultural Water Management,** Amsterdam, p. 1-11, 2005.

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.

SEGHEZZO, L., ZEEMAN, G., VAN LIER, J.B., HAMELERS, H.V.M., LETTINGA, G.. A review: the anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource Technology,** v. 65, p.175–190, 1998.

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.

SEMERJIAN, L.; AYOUB, G. M. High-pH-magnesium coagulation-flocculation in wastewater treatment. **Advances in Environmental Research**, 7, p.389-403, 2003.

SENANTE, M. M.; SANCHO, F. H.; GARRIDO, R. S. Cost-benefit analysis of water-reuse projects for environmental purposes: A case study for Spanish wastewater treatments plants. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 3091-3097, 2011.

SHIKLOMANOV, I. *Word Water Recourses: a New Appraisal and Assessment for the 21st Century*. IHP, UNESCO, 32p, 1998.

SILVESTRE, M. E. D. **Água doce no Brasil: razões de uma nova política.** 134p. Dissertação (Mestrado). Programa Regional de Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, 2003.

SILVEIRA, A. N. da ; SILVA, R.; RUBIO, J.Treatment of Acid Mine Drainage (AMD) in South Brazil Comparative active processes and water reuse. **Int. J. Miner. Process**, vol. 93, p. 103–109, 2009.

SMITH, J. L. *Cryptosporidium* and *Giardia* as agents of foodborne diseases. **Journal of Food Protection**, v. 56, p. 451–461, 1999.

SMITH, H. V.; NICHOLS, R. A. B. Cryptosporidium: detection in water and food. **Exp. Parasitol**, v.124, p.61-79, 2010.

SNIS Servirços de água e esgotos. Parte 1 – Texto. Visão geral de gestação de serviços. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Ministério das Cidades, Brasília, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008 e 2009.

SOUSA, J. T.; FORESTI, E. Domestic sewage treatment in an up-flow anaerobic sludge blanket—sequential batch system. **Water Science and Technology**, v.33, n.3, p. 73–84, 1996.

STEEN, P. V. D.; BRENNER, A.; BUUREN, J. V.; ORON, G. Post-Treatment of UASB reactor effluent in an integrated duckweed and stabilization pond system. **Water Research**. vol. 33, n. 3. 1999. p. 615-620.

STOTT, R. *et al*. A survey of the microbial quality of wastewaters in Ismailia, Egypt, and the implications for wastewater reuse. **Water Science and Technology**, v. 35, p.211–217, 1997.

SYKORA, J.L.; SORBER, C.A.; JAKUBOWSKI, W.; CASSON, L.W.; GAVAGHAN, P. D.; SHAPIRO, M. A.; SCHOTT, M. J. Distribution of *Giardia* cysts in Wastewater. **Water Science & Technology**. v. 24. n.2, p.187-192, 1991.

TANDUKAR, M.; MACHDAR, I.; UEMURA, S.; OHASHI, A.; HARADA, H. Potential of a combination of UASB and DHS reactor as a novel sewage treatment system for developing countries: a long-term evaluation. **J Environ Eng (ASCE)**, v. 132, n.2, p.166–72, 2006a.

TANDUKAR, M.; UEMURA, S.; OHASHI, A.; HARADA, H. Combining UASB and the 'Fourth Gener- ation' down-flow hanging sponge reactor for municipal wastewater treatment. **Water Science Technoloy**, v. 53, n.3, p. 209–18, 2006b.

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 Technol**ogy., 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.; BADAWY, 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**, 227, p.167-177, 2008.

TAWFIK, A.; OHASHI, A.; HARADA, H. Sewage treatment in a combined up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) – down – flow hanging sponge (DH) system. **Biochemical Engineering Journal**, 29, p. 210-219, 2006.

TAWFIK, A.; OHASHI, A.; HARADA, H. Performance comparison of a pilot-scale UASB and DHS system and activated sludge process fot the treatment of municipal wastewater. **Water Reserch**, v.41, p. 2697 – 2705, 2007.

TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. Metcalf and Eddy Inc, New York. 1991.

TELLES, D. A. Água na Agricultura e Pecuária. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (org). *Águas Doces no Brasil:* Capital Ecológico, Uso e Conservação. São Paulo: Escrituras, 1999.

TELLES, D. A. Água na Agricultura e Pecuária. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (org). *Águas Doces no Brasil:* Capital Ecológico, Uso e Conservação. 2. Ed. Rev. ampl. São Paulo: Escrituras, 2002.

TOMAZ, P. Previsão de Consumo de Água. São Paulo: Hermano & Bugelli, 2000.

TORRES, M. R.; BOUZÁN, C. G.; CRESPI, M. Combination of coagulation-flocculation and nanofiltration techniques for dye removal and water reuse in textile effluents. **Desalination**, 252, p.53-59, 2010.

TOZE, S. Microbial pathogens in wastewater. CSIRO Land and Water Technical report, p.1-97, 1997.

TOZE, S. PCR and the detection of microbial pathogens in water and wastewaters. **Water Research**, v.33, p. 3545–3556, 1999.

TOZE, S. Reuse of effluent water – benefits and risks. Agricultural Water Management. vol. 80, p.147-159, 2006.

TRINK, T. K.; KANG, L. S. Response surface methodological approach to optimize the coagulation-flocculation process in drinking water treatment. **Chemical Engineering Research and Design**, 89, p.1126-1135, 2011.

TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; CORDEIRO NETTO, O. M. Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a "Visão Mundial da Água". **Bahia Análise & Dados Salvador**, v.13, n. Especial, p.357-370, 2003.

TUNDISI. J. G. *Água no século XXI: Enfrentando a escassez.* Editora RiMa, IIE. 248p, 2003.

TUNDISI, J. G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, São Paulo, n.70, p.24-35, 2006.

UNESCO, 2003. Water for People–Water for Life. The United Nations World Water Development Report. Executive Summary, World Water Assessment Programme. http:// unesdoc.unesco.org/images/0012/001295/129556e.pdf.

UNESCO. Água para todos, Água para la vida. Informe de lãs Naciones Unidas sobre el Dessarrollomde los Recursos Hídricos en el Mundo. 36p. 2004.

UNIÁGUA – Universidade da Água. Água no Planeta. Disponível em: <www.uniagua.org.br/aguaplaneta.htm> Acessado em 2001, 2004 e 2005.

USEPA – United States Environmental Protection Agency (2004). **Guidelines for water reuse.** Washington DC: USEPA.

VALH, J. V.; LE MARECHAL, A.; VAJNHANDL, S.; JERIČ, T.; ŠIMON, E. Water in the Textile Industry. **Treatise on Water Science**, v.4, p.685-706, 2011.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. Anaerobic Sewage Treatment; A Practical Guide for Regions with a Hot Climate. John Wiley and Sons, Chichester, England. 1994.

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 symposiumon 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.

Von SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 1997, v.4, p. 428.

Von SPERLING, M. **Lagoas de Estabilização**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2002.

Von SPERLING, M. **Intordução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed.

Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2005, v.1, p. 452.

Von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Biological wastewater treatment in warm climate regions. London: **IWA Publishing**; 2005, p.1452.

Von SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L.; SOARES, A. M. E.; ZERBINI,. A. M. Coliform and Helminth eggs removal in a combined UASB reactor–baffled pond system in Brazil: performance evaluation and mathematical modeling. **Water Science Technology**, v.45, n.10, p. 237–42, 2002.

Von SPERLING, M.; FREIRE, V. H.; CHERNICHARO, C. A. D. Performance evaluation of an UASB-activated sludge system treating municipal wastewater, **Water Science Technological**, v.43, n.11, p. 323-328, 2001.

Von SPERLING, M.; MASCARENHAS, L. C. A. M. Performance of very shallow ponds treating effluents from UASB reactors. **Water Science Technology**, v. 51, n.12, p. 83–90, 2005.

VOURCH, M.; BALANNEC, B.; CHAUFER, B.; DORANGE, G. Treatment of dairy industry wastewater by reverse osmosis for water reuse. **Desalination**, 219, p.190-202, 2008.

WANG, J. P.; CHEN, Y. Z.; GE, X. W.; YU, H. Q. Optimization of coagulation–flocculation process for a paper-recycling wastewater treatment using response surface methodolog, Colloids Surf. v. 302, p. 204–210, 2007.

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 treatment plants. **Journal of Environmental Management**. v. 90, p. 1442-1447, 2009.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Reuse of effluents: methods of wastewater treatment and health safeguards.** Of a WHO meeting of experts. Technical report series No 517. Genebra, 1973.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Health Guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. Geneva: WHO, 1989 (Technical Report Series, 778).

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Wastewater use in agriculture. Policy and Regulation Apects. v.1, Geneva: WHO, 2006.

ZAYAS, T.; RÓMERO, V.; SALGADO, L.; MERAZ, M.; MORALES, U. Applicability of coagulation/flocculation and electrochemical processos to the purification of biologically treated vinasse eflluent. **Separation and Purification Technology**, v.57, p. 270 – 276, 2007.

ZEEMAN, G.; SANDERS, W. T. M.; WANG, K. Y.; LETTINGA, G. Anaerobic treatment of complex wastewater and waste activated sludge – Application of an upflow anaerobic solid

removal (UASB) reactor for the removal and pre-hydrolysis of suspended COD. **Water Science and Technology**, v. 35, n.10, p. 121-128, 1997.

ZHANG. K.; FARAHBAKHSH, K. Removal of native coliphages and coliform bactéria from municipal wastewater by various wastewater treatment processes: Implications to water reuse. **Water Research**, v.41, p. 2816 – 2824, 2007.

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.

ZHOU, Y.; LIANG, Z.; WANG, Y. Decolorization and COD removal of secondary yeast wastewater effluents by coagulation using aluminum sulfate, **Desalination**, 225, p. 301–311, 2008.

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.