

**ESTUDO DE UM SISTEMA COMPACTO DE TRATAMENTO
DE EFLUENTES SANITÁRIOS DO TIPO LODOS ATIVADOS.**

Giliane Feital Klaus

2012.1

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL**

Giliane Feital Klaus

**ESTUDO DE UM SISTEMA COMPACTO DE TRATAMENTO
DE EFLUENTES SANITÁRIOS DO TIPO LODOS ATIVADOS.**

Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado à Universidade Federal de
Santa Catarina para Conclusão do
Curso de Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental.
Orientadora: Jamile Wagner, Msc.

Florianópolis
2012

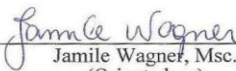
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

ESTUDO DE UM SISTEMA COMPACTO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES
SANITÁRIOS DO TIPO LODOS ATIVADOS

GILIANE FEITAL KLAUS

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte dos requisitos
para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária
e Ambiental–TCC II

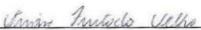
BANCA EXAMINADORA:



Jamile Wagner, Msc.
(Orientadora)



Tiago Rogerio Vitor Akaboci.
(Membro da Banca)



Viviane Furtado Velho, MSc.
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS, (SC)
AGOSTO/2012

Dedico este trabalho a minha família, pelo amor incondicional, em especial ao meu pai pelo carinho, apoio e confiança nas difíceis escolhas de minha vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente aos meus pais, Rudi Delmar Klaus e Regina Maria Barra Feital Klaus, que não deixaram de lutar e sonhar nem por um segundo pela formação de seus filhos. São meus fortes exemplos de coragem, de união, de amor e de vitória. A eles, toda gratidão!

A minha irmã, minha metade, minha amiga e incentivadora, pelas conversas e confiança.

Agradeço ao Henrique da Cunha Sant'anna, pelo grande amor, companheirismo, incentivo e paciência ao longo da minha formação, agradeço principalmente por ter acreditado.

Agradeço a minha orientadora, Jamile Wagner, pelo enorme conhecimento e paciência a mim dedicada. Uma jovem mulher com garra e dedicação para o melhor.

À MWV Rígesa, pela oportunidade do aprendizado profissional. Em especial gostaria de agradecer ao meu “padrinho” o Engenheiro Sanitarista Jacson Roberto Guimarães e a todos da empresa com quem convivi durante o período de estágio.

Agradeço aos meus amigos, os de infância, os da faculdade, os do trabalho, os da vida, sem eles as etapas se tornariam mais difíceis de serem vencidas.

Obrigada a todos os tutores que passaram ao longo de minha formação, com certeza carrego um pouco de cada um em minhas palavras e atitudes.

E por fim, agradeço a Deus, pelo apoio, vida e fé.

RESUMO

Estações compactas de tratamento de esgoto são ideais para o atendimento de pequenas comunidades e habitações isoladas, apresentando eficiência suficiente para cumprimento da legislação vigente relacionada a baixo custo de investimento. O presente trabalho tem como objetivo avaliar uma estação compacta do tipo Lodos Ativados, utilizada para o tratamento de esgoto sanitário, instalada no alojamento de colaboradores da indústria papeleira MWV Rigesa Celulose, Papel e Embalagens Ltda., no município de Três Barras, Santa Catarina. O sistema de tratamento era constituído das seguintes etapas: tratamento preliminar, tratamento secundário (tanque anóxico, tanque de aeração, decantador secundário e recirculação do lodo), vala de infiltração e destinação final do lodo. A partir da avaliação do sistema, foi possível concluir que a ETE compacta apresentou eficiência média de remoção de matéria orgânica carbonácea igual a 81% e de nitrogênio amoniacal igual a 95%. No efluente tratado obteve-se concentrações médias de $\text{DBO}_{5,20^{\circ}\text{C}}$ e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ iguais a $58,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $2,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente. O lodo apresentou uma ótima sedimentabilidade, com valor médio de IVL igual a $50,9 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$. Em relação aos sólidos sedimentáveis em cone de Imhoff, obteve-se um valor médio de $0,1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$, atendendo aos limites de lançamento especificados em legislação brasileira. Foi possível identificar problemas quanto à ocorrência do processo de desnitrificação no decantador secundário, causando a flotação do lodo nessa unidade e prejudicando a qualidade do efluente tratado. Com o intuito de solucionar este problema, foi proposta uma readequação da ETE a fim de que a desnitrificação ocorra no tanque anóxico. De maneira geral, a ETE compacta se mostrou como uma alternativa eficiente e econômica para o tratamento descentralizado de esgoto sanitário.

Palavras-chave: ETE compacta; Lodos Ativados; tratamento de esgoto sanitário.

ABSTRACT

Compact wastewater treatment is ideal for small and isolated communities, with enough efficiency to compliance with current legislation related to low investment cost. The present study aims to evaluate a compact wastewater treatment Activated Sludge type, used for treating domestic sewage, installed in the housing of employees of the paper industry MWV Rigesa, in Três Barras, Santa Catarina. The treatment system consisted of the following steps: preliminary treatment, secondary treatment (anoxic tank, aeration tank, secondary clarifier and sludge recirculation), infiltration trench and disposal of sludge. From the evaluation of the system, it was concluded that the WWTP compact had an average efficiency of removal of carbonaceous organic matter equal to 81% and ammonia equal to 95%. In the treated effluent was obtained average concentrations of $BOD_{5,20^{\circ}C}$ and NH_4^+-N equal to $58.0 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$ and $2.4 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$, respectively. The sludge had a great sedimentation, averaging sludge volume index equal to $50.9 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$. For sedimented solids in the Imhoff cone was obtained a mean value of $0.1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$, given the limits specified in release Brazilian law. It was possible to identify issues regarding the occurrence of denitrification in the secondary clarifier, causing sludge flotation in this unit and damaging the quality of treated effluent. In order to solve this problem, it was proposed a readjustment of the WWTP. In general, compact WWTP proved as an efficient and economical for decentralized treatment of sewage.

Keywords: compact wastewater treatment; Activated Sludge; sanitary wastewater treatment.

ÍNDICE GERAL

1	INTRODUÇÃO.....	19
2	OBJETIVOS.....	21
2.1	Objetivo Geral	21
2.2	Objetivos Específicos	21
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	23
3.1	Lodos Ativados	23
3.1.1	Lodos Ativados do Tipo Convencional	26
3.1.2	Lodos Ativados do Tipo Aeração Prolongada	27
3.2	Remoção Biológica de Nitrogênio.....	27
3.2.1	Amonificação e Assimilação	30
3.2.2	Nitrificação	30
3.2.3	Desnitrificação.....	34
3.3	Microbiologia em Lodos Ativados	36
4	METODOLOGIA	43
4.1	Local de Estudo	43
4.2	Estação Compacta de Tratamento por Lodos Ativados	45
4.3	Análises e Instalações Laboratoriais	51
4.4	Cálculos realizados	55
4.4.1	Vazão de Recirculação	55
4.4.2	Índice Volumétrico do Lodo.....	56
4.4.3	Relação Alimento/Microrganismo (A/M)	56
4.4.4	Eficiência de remoção	57
4.4.5	Carga Orgânica Volumétrica	57

5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	59
5.1	Monitoramento da ETE Compacta	59
5.1.1	Caracterização Preliminar da ETE Compacta	59
5.1.2	Características do Esgoto Bruto	61
5.1.3	Comportamento do pH e da temperatura	61
5.1.4	Comportamento dos Sólidos	64
5.1.5	Comportamento da Matéria Orgânica Carbonácea e Nitrogenada	69
5.1.6	Microscopia	73
5.2	Alternativas de Melhoria da ETE	76
6	CONCLUSÕES	79
7	RECOMENDAÇÕES	81
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema básico das unidades de sistema de lodos ativados.	25
Figura 2 - Transformação do nitrogênio no processo biológico de tratamento.	29
Figura 3 – Espécies de bactérias autotróficas capazes de oxidar amônia e nitrito.	31
Figura 4 – Amostra do licor misto do tanque de aeração com bactérias livres e dispersas.	38
Figura 5 – Alguns microrganismos presentes em Lodos Ativados: a. <i>Monas spp.</i> (400x); b. <i>Arcella spp.</i> (1000x); c. <i>Paramecium spp.</i> (200x); d. <i>Aspidisca spp.</i> (200x); e. <i>Opercularia spp.</i> ; f. <i>Epistylis spp.</i> ; g. Rotíferos; h. <i>Aelosoma spp.</i>	41
Figura 6 – Mapa do estado de Santa Catarina com a localização do município de Três Barras.	43
Figura 7 – Foto aérea do alojamento.	44
Figura 8 – ETE compacta – Tratamento Primário e Secundário.	45
Figura 9 – ETE compacta – Tratamento Secundário.	46
Figura 10 - Fluxograma do Sistema de Tratamento de Efluentes instalado no alojamento.	47
Figura 11 - Chegada do efluente bruto à peneira estática da ETE compacta.	48
Figura 12 - Decantador secundário (esquerda) e bombas de recirculação do lodo (direita).	49
Figura 13 - Tanque para armazenamento do lodo excedente (esquerda) e Filtro Prensa para desaguamento do lodo (direita).	50
Figura 14 - Calha Parshall na saída da estação de tratamento.	50
Figura 15 - Área da Vala de Infiltração.	51
Figura 16 - Foto do Laboratório Central na Fábrica de Papel de Três Barras.	52
Figura 17 – Variação de pH na entrada e saída do sistema.	63
Figura 18 – Variação de temperatura na entrada e na saída do sistema.	63
Figura 19 – Concentrações de Sólidos Suspensos no Tanque de Aeração e a proporção de SSV/SST.	66

Figura 20 - Concentrações de Sólidos Suspensos no Lodo de Recirculação e a proporção de SSV/SST.	66
Figura 21 - Comportamento do Índice Volumétrico do Lodo.....	67
Figura 22 - Valores de Sólidos Sedimentáveis em Cone de Imhoff por 1 hora na saída da ETE.	68
Figura 23 – Concentrações de DBO _{5,20°C} no afluente e efluente, com a eficiência de remoção.....	71
Figura 24 - Concentrações de NH ₄ ⁺ -N no afluente e efluente, com a eficiência de remoção.....	71
Figura 25 - Lodo flotado no decantador secundário (11 de Abril de 2012).	72
Figura 26 – Flores de lodo ativado presentes no tanque de aeração (100x).....	74
Figura 27 – a. Ciliado livre; b. Rotífero (400x); c. Ciliado livre; d. <i>Arcella sp.</i> (400x).....	75
Figura 28 – a. <i>Vorticella spp.</i> (ciliado fixo); b. Ciliado livre; c. <i>Aspidisca spp.</i> (400x); d. Ciliado livre.	76
Figura 29 - Desprendimento de lodo do fundo do decantador secundário.	77
Figura 30 – Esquema de um sistema MLE (Modified Ludzack-Ettinger).	78

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Idade do lodo mínima para a ocorrência da nitrificação.....	33
Tabela 2 - Agrupamento de organismos de diversos gêneros comumente encontrados em Sistemas de Lodos Ativados.....	39
Tabela 3 – Condições de desempenho num sistema operado por Lodos Ativados de acordo com a predominância da fauna microscópica.	40
Tabela 4 - Rotina das análises laboratoriais.	53
Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos e técnicas analíticas utilizadas. .	54
Tabela 6 – Vazão de recirculação do lodo de acordo com a razão de recirculação.	60
Tabela 7 – Características do esgoto bruto e cargas aplicadas.	61
Tabela 8 – Resultados de pH e temperatura obtidos em amostras de afluente, tanque de aeração e efluente.	62
Tabela 9 – Concentrações de sólidos suspensos no tanque de aeração e na recirculação do lodo.....	65
Tabela 10 – Eficiência de remoção de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ e $NH_4^{+}-N$	70
Tabela 11 - Concentrações de nitrito e nitrato no afluente e no efluente da ETE.....	73

1 INTRODUÇÃO

O controle ambiental é uma grande preocupação governamental e dos centros de pesquisa que estudam tecnologias adequadas para reverter a tendência à degradação do meio ambiente. Junto com a conscientização da sociedade e a criação de legislações ambientais mais restritivas, estes fatores tendem a assegurar a não ocorrência de prejuízos irreparáveis e garantir a melhoria da qualidade de vida das gerações atuais e futuras.

Segundo dados da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) em 2008, apenas 55,16% dos municípios brasileiros apresentavam serviço de esgotamento sanitário com rede coletora de esgoto e 28,5% possuíam tratamento dos efluentes.

As atividades humanas são um dos fatores de principal causa de lançamento inadequado de esgotos não tratados diretamente nos corpos receptores, promovendo uma acelerada deterioração da qualidade da água. Além do material orgânico carbonáceo, esses efluentes podem conter concentrações de outros compostos que servem de nutrientes para o crescimento de microrganismos, sendo capazes de ocasionar um efeito poluidor ainda maior.

Elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo presentes nas águas residuárias, quando dispostos no ambiente aquático sem tratamento, provocam a degradação do corpo hídrico e podem acarretar em um fenômeno denominado de eutrofização. A eutrofização tem como consequência o acentuado crescimento de algas, principalmente as cianofíceas; redução dos teores de oxigênio dissolvido; comprometimento da estética do meio; e problemas de transparência, gosto, odor e potabilidade das águas.

Diante do exposto e considerando os problemas que o lançamento de efluentes sanitários pode provocar no meio ambiente, é fundamental o desenvolvimento de pesquisas, monitoramentos e otimização dos parâmetros operacionais de estações de tratamento de efluentes de águas residuárias. Além disso, de acordo com Sousa & Chernicharo (2005), diante do perfil sanitário e sócio-econômico das comunidades brasileiras, constata-se a necessidade por sistemas simplificados de coleta e tratamento dos esgotos, com baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional e sustentabilidade do sistema como um todo.

Os sistemas centralizados de tratamento de esgotos são amplamente utilizados em grandes cidades e são normalmente associados a uma elevada eficiência tecnológica, com altos custos empregados na concepção do sistema, principalmente no que se refere ao

transporte de efluentes. Estações compactas são ideais para o atendimento de pequenas comunidades e habitações isoladas, apresentando eficiência suficiente para cumprimento da legislação vigente relacionada a baixo custo de investimento (PROSAB, 2009).

Nunes (2004) salienta que essas estações compactas não precisam ser necessariamente pré-fabricadas, elas podem também ser construídas em alvenaria no local. O autor ressalta ainda que a principal vantagem dos sistemas pré-fabricados é a facilidade com que os mesmos podem ser desmontados e relocados em outro local.

Na área de tratamento de efluentes, os processos biológicos que utilizam microrganismos para remoção da matéria orgânica e nutrientes em geral, constituem uma alternativa mais econômica. Desta forma, os processos biológicos vêm sofrendo inovações não só nas variantes dos processos existentes como também na amplitude de suas aplicações.

Dentre os processos de tratamento biológico, o sistema de Lodos Ativados é atualmente o mais utilizado, a nível mundial, para a depuração de efluentes sanitários e industriais caracterizados por contaminação de carga orgânica e/ou produtos nitrogenados, em situações em que é necessária uma elevada qualidade do efluente e reduzidos requisitos de área (VON SPERLING, 2002).

O princípio do processo baseia-se na oxidação bioquímica para remoção de compostos orgânicos e inorgânicos presentes no esgoto bruto, mediada por uma população microbiana diversificada e mantida em suspensão num meio aeróbio, que se utiliza do substrato presente no efluente para se desenvolver. A eficiência do processo depende, dentre outros fatores, da capacidade de floculação da biomassa ativa e da composição dos flocos formados.

As unidades fundamentais que integram um sistema de lodos ativados constituem-se basicamente de um tanque de aeração, de um decantador secundário e da recirculação do lodo. Podendo as variantes do sistema serem adaptadas para incluir remoções biológicas de nitrogênio e fósforo.

Sendo assim, o presente trabalho tem como objetivo principal avaliar uma estação compacta, do tipo Lodo Ativado, utilizada para o tratamento de esgoto sanitário, instalada no alojamento de colaboradores da indústria papeleira MWV Rigesa Celulose, Papel e Embalagens Ltda., no município de Três Barras, Santa Catarina.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Estudar um sistema compacto do tipo Lodos Ativados utilizado no tratamento de efluentes sanitários provenientes de um alojamento de colaboradores da empresa MWV Rigesa Celulose, Papel e Embalagens.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar o desempenho da ETE em operação a partir da caracterização química, física e biológica;
- Propor alternativas de melhorias do sistema em questão.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Lodos Ativados

O sistema de tratamento de águas residuárias pelo processo de Lodos Ativados para despejos domésticos e industriais, corresponde a um dos métodos biológicos mais eficientes na remediação de poluentes em solução. O sistema é constituído de um reator biológico onde ocorrem as reações bioquímicas de remoção de matéria orgânica e, em determinadas condições, da matéria nitrogenada.

Esse sistema biológico de tratamento de efluentes utiliza microrganismos na depuração da matéria orgânica e de outros componentes presentes nas águas residuárias. É um sistema amplamente utilizado a nível mundial por apresentar ótima eficiência, maior flexibilidade de operação e menor disponibilidade de área para implantação (VON SPERLING, 2002). No Brasil, as condições climáticas tropicais apresentam-se como vantagem na utilização de Lodos Ativados, por propiciar maior atividade microbiológica no reator.

Entretanto, este processo apresenta nível de mecanização superior ao de outros sistemas de tratamento de efluentes, implicando em maiores consumos de energia e de custos, além de cuidados mais detalhados quanto ao correto manuseio da estação de tratamento.

Historicamente, o Sistema de Lodos Ativados teve sua origem na Inglaterra por volta de 1914, quando Arden e Lockett estudaram o uso de sólidos floculados com a aeração do efluente, obtendo resultados significativos. O nome Lodos Ativados foi assim chamado, pois os estudiosos acreditavam que o lodo contido no efluente “ativava-se” e adquiria a propriedade de estabilizar a matéria orgânica. No ano seguinte, na Inglaterra e nos Estados Unidos, duas estações pilotos entraram em operação, demonstrando que o processo operado de modo contínuo era mais adequado (JEPPSON, 1996 *apud* LEVY, 2007).

Em 1960, os Sistemas de Lodos Ativados foram adaptados para remoção biológica de nutrientes. De acordo com USEPA (2010), Ludzack & Ettinger (1961) e Wuhrman (1964) aperfeiçoaram o modelo introduzindo o processo de nitrificação e desnitrificação para a remoção de nitrogênio das águas residuais. O autor ainda cita os trabalhos de Levin e Shapiro, que em 1965, pesquisaram a remoção biológica de fósforo, desenvolvendo um processo patenteado, conhecido como PhoStrip.

Segundo Cervantes (2009), os sistemas de Lodos Ativados adaptados para remoção de nitrogênio foram rapidamente popularizados, particularmente para pequenas e médias estações de tratamento, após percepção das vantagens operacionais e econômicas que o sistema oferecia perante outros sistemas dimensionados para a remoção desse nutriente.

Lodo Ativado, conforme Jordão & Pessôa (2005), é definido como sendo “*o floco produzido num esgoto bruto ou decantado pelo crescimento de bactérias zooglúicas ou outros microrganismos, na presença de oxigênio dissolvido, e acumulado em concentração suficiente graças ao retorno de outros flocos previamente formados*”.

A característica principal deste sistema consiste na manutenção deste lodo biológico dito como ativo dentro do reator, a qual será responsável pela relação apropriada entre a matéria orgânica presente no efluente e a massa de microrganismos no tanque de aeração. Esta massa de microrganismos é parte constituinte do floco biológico, que é produzido pelo crescimento e agrupamento destes sob condições aeróbias (HORAN, 1990 *apud* MEDEIROS, 2005).

As unidades fundamentais que integram um sistema de lodos ativados constituem-se basicamente de um tanque de aeração, de um decantador secundário e da recirculação do lodo, como demonstrado na Figura 1.

É no tanque de aeração que a água residuária proveniente de um tratamento preliminar e/ou primário será estabilizada biologicamente por uma massa de microrganismos sob constante aeração mecanizada, formando os flocos biológicos. A corrente de saída do tanque de aeração é direcionada para o decantador secundário, que é responsável pela separação sólido-líquido, permitindo que o sobrenadante saia clarificado, enquanto parte do lodo biológico retorna do decantador secundário ao tanque de aeração por bombeamento, constituindo o chamado lodo de retorno. Uma parcela menor dos sólidos sedimentados, o lodo excedente, é retirada do fundo do decantador, tratada e disposta corretamente no ambiente (VON SPERLING, 2002).

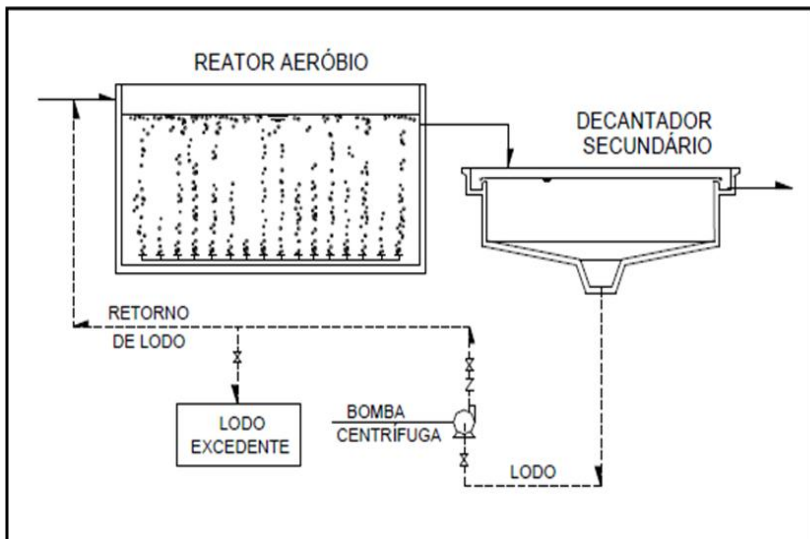


Figura 1 - Esquema básico das unidades de sistema de lodos ativados
 Fonte: Beranger, 2009.

A recirculação interna dos flocos biológicos garante a elevada eficiência do processo, pois com a maior permanência dos microrganismos no sistema, a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda a matéria orgânica dos esgotos (VON SPERLING, 2002).

Como descrito por Jordão & Pessoa (2005), a biomassa recirculada é formada principalmente por bactérias, fungos, protozoários, rotíferos e nematódeos. As bactérias são os microrganismos de maior importância, por serem responsáveis pela estabilização da matéria orgânica e pela formação dos flocos, através da conversão da matéria orgânica biodegradável em novo material celular, CO_2 e água, e outros produtos inertes.

Os fungos são elementos indesejáveis ao tratamento, pois dificultam a boa formação do floco, tendo, em geral, forma filamentosa. Já os protozoários não contribuem diretamente para a estabilização da matéria orgânica, assim como os rotíferos (JENKINS *et al.*, 1993).

Através do processo de Lodos Ativados, é possível obter um efluente com baixa concentração de matéria orgânica, alcançando eficiência de redução da DBO entre 85 e 95%, para o sistema convencional, e entre 93 e 98%, para o sistema de aeração prolongada (VON SPERLING, 2002).

O desempenho do processo de lodos ativados está diretamente relacionado aos fatores que influenciam no crescimento da microfauna, que compõem seu lodo. Segundo Gerardi (1986), esses fatores podem ser nutricionais, físicos ou químicos. Ainda de acordo com o autor, os fatores nutricionais de grande relevância incluem a variabilidade de substrato e nutrientes (alimento), estando assim relacionados às características do efluente a ser tratado. Já os fatores físicos incluem pH, alcalinidade, temperatura e disponibilidade de oxigênio, estando relacionados não só as características do efluente a ser tratado, como também ao clima e ao próprio sistema de aeração, responsável pela disponibilização de oxigênio ao reator. Outro fator que influencia no crescimento da microfauna do lodo ativado e, conseqüentemente, na estabilidade do processo, é a presença de substâncias inibidoras no efluente a ser tratado além de seu grau de toxicidade.

Como exemplifica Von Sperling (2002), os processos de lodos ativados podem ser classificados em diversas variantes, como por exemplo, quanto à idade do lodo, quanto ao fluxo, e quanto ao afluente à etapa biológica do sistema. Já de acordo com USEPA (1993), os processos de lodos ativados podem também ser divididos pelas seqüências dos estágios anóxicos e aeróbios, e pelo método de aeração.

Em relação à idade do lodo (tempo de retenção dos sólidos), o sistema pode ser classificado em lodos ativados convencional e lodos ativados por aeração prolongada. Vale ressaltar, que essas duas variantes se aplicam tanto para sistemas de fluxo contínuo quanto para sistemas de fluxo intermitente ou batelada (VON SPERLING, 2002).

3.1.1 Lodos Ativados do Tipo Convencional

Segundo Von Sperling (2002), neste tipo de processo, parte da matéria orgânica em suspensão forma o lodo primário, originado do processo de sedimentação, que é removida antes da etapa de aeração no reator. No sistema convencional, a idade do lodo é da ordem de 4 a 10 dias e o tempo de detenção hidráulica no reator é da ordem de 6 a 8 horas. Por ter uma idade de lodo baixa, a biomassa retirada do sistema requer um tratamento de estabilização por ainda conter muita matéria orgânica. Essa estabilização ocorre nos digestores primários e secundários, após ser submetido a uma etapa de adensamento, para retirar parte da umidade (VON SPERLING, 2002).

A vantagem de possuir uma etapa primária de remoção da matéria orgânica está associada a menor disponibilidade de oxigênio dissolvido

no reator, reduzindo custos de consumo de energia com a aeração e diminuindo o volume do reator biológico.

3.1.2 Lodos Ativados do Tipo Aeração Prolongada

Nos reatores de aeração prolongada, a idade do lodo é controlada entre 18 a 20 dias, podendo chegar a 30 dias em certos casos, fazendo com que a biomassa permaneça no sistema por um período mais longo, aumentando a quantidade de microrganismo no reator. Com isso a relação alimento/microrganismos é menor do que no processo convencional (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999), assim, a respiração endógena exercida tende a ser maior, pois as bactérias, para sobreviverem, passam a utilizar nos seus processos metabólicos a própria matéria orgânica componente de suas células, convertendo-a em gás carbônico e água. Logo, a estabilização do lodo em excesso ocorre dentro do tanque de aeração, estando o mesmo pronto para destinação final após desaguamento, evitando a etapa complementar de tratamento do lodo como nos processos de lodos ativados convencional.

Como o processo de estabilização do lodo ocorre dentro do próprio sistema e a fim de evitar a geração de alguma outra forma de lodo que necessite posterior estabilização, neste tipo de processo não se faz necessário a utilização de um decantador primário, conseqüentemente não há unidades de digestão de lodo, simplificando o fluxograma do processo (VON SPERLING, 2002).

O processo de lodos ativados por aeração prolongada é recomendado para que se tenha a promoção satisfatória da nitrificação, visto que as bactérias nitrificantes são de crescimento lento em comparação com as bactérias heterotróficas que oxidam a matéria orgânica.

Além disso, o sistema de aeração prolongada é a variante de lodos ativados mais eficiente na remoção de DBO, embora exija maior área para construção e tenha maior consumo de energia elétrica, quando comparado ao processo convencional. Segundo Além Sobrinho (1983), a eficiência do processo em termos de remoção de DBO é de 90 a 98% e a nitrificação é quase que total.

3.2 Remoção Biológica de Nitrogênio

O nitrogênio é encontrado em diversas formas em meio aquoso devido aos vários números de oxidação que pode assumir, como: nitrogênio

molecular ou gasoso (N_2), escapando para a atmosfera; nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão); nitrogênio inorgânico, representado pela amônia tanto na forma livre (NH_3) quanto na ionizada (NH_4^+); nitrato (NO_3^-) e nitrito (NO_2^-) (SEDLAK, 1991).

Ainda de acordo com Sedlak (1991), em esgotos sanitários recém-coletados o nitrogênio é encontrado predominantemente na forma orgânica, correspondendo a 60% e 40% de N-amoniacal, que é transformado por meio da decomposição da matéria orgânica contendo proteínas e na hidrólise da ureia.

Para a remoção de nitrogênio de efluentes domésticos têm-se os processos físico-químicos e os processos biológicos. Em geral os processos físico-químicos exigem maior manutenção e podem causar impactos ambientais consideráveis tais como a liberação de amônia no processo de “stripping”, produção de grande quantidade de lodo, além do custo com produtos químicos. Desta forma os processos biológicos têm sido a melhor alternativa, enquanto os físico-químicos são usados somente para o polimento de efluente de sistemas biológicos (SEDLAK, 1991).

Para os processos biológicos são utilizadas as transformações que ocorrem com o nitrogênio na natureza, partindo principalmente do N-amoniacal até a liberação do nitrogênio gasoso. As transformações que podem ocorrer no sistema biológico de tratamento para remoção de nitrogênio são mostradas na Figura 2.

As principais etapas no processo biológico de remoção de nitrogênio nos sistemas de tratamento de esgoto doméstico são: a amonificação, a assimilação, a nitrificação (nitritação e nitratação) e a desnitrificação. Nestes sistemas, o nitrogênio pode ser removido de 15 a 30% pela etapa de assimilação. Entretanto, somente com a etapa de desnitrificação é possível alcançar um elevado nível de remoção de nitrogênio e uma baixa concentração de nitrogênio inorgânico no efluente (USEPA, 2010).

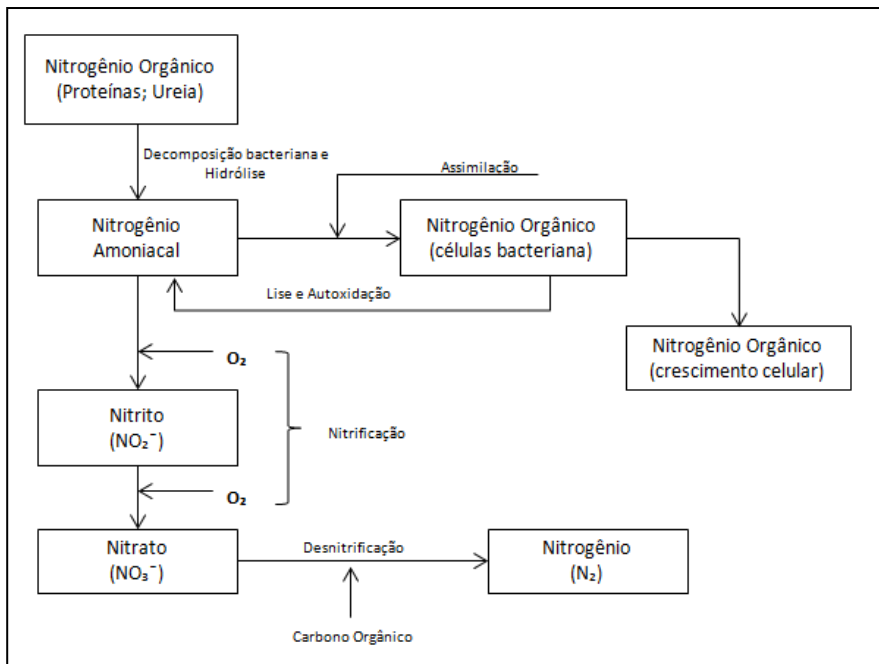


Figura 2 - Transformação do nitrogênio no processo biológico de tratamento.
 Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003).

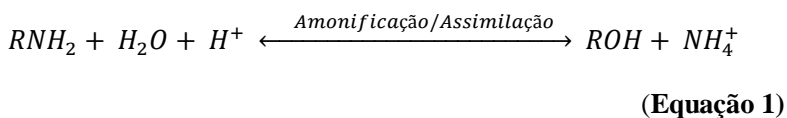
Segundo Da Rocha (2003), no processo de remoção biológica de nitrogênio, a etapa de nitrificação é responsável pela oxidação biológica da amônia a nitrato, com a utilização do oxigênio molecular presente como agente oxidante, enquanto na desnitrificação se desenvolve a redução biológica do nitrato a nitrogênio molecular utilizando-se material orgânico como redutor.

Em países tropicais as elevadas temperaturas favorecem o desenvolvimento de bactérias nitrificantes, sendo este, o caso do Brasil, no entanto a maioria das estações de tratamento desenvolvidas não é projetada para que este processo de nitrificação ocorra.

3.2.1 Amonificação e Assimilação

A amonificação pode ocorrer na própria rede coletora de esgoto, em sistemas com tratamento primário, ou em reatores anaeróbios, nos quais a grande maioria dos compostos nitrogenados presentes no esgoto é convertida a NH_3 e NH_4^+ (SILVA FILHO, 2009).

Durante este fenômeno, na etapa de remoção do nitrogênio presente nas águas residuárias, a parte nitrogenada orgânica é transformada em nitrogênio amoniacal através da decomposição bacteriana de proteínas e hidrólise da ureia, com um pouco de crescimento bacteriano. Segundo Sedlak (1991), como o nitrogênio constitui aproximadamente 13% do peso seco das células, parte do nitrogênio amoniacal será assimilada nas novas células formadas, como demonstra van Haandel & Marais (1999) na equação abaixo:



Onde R é um radical orgânico.

3.2.2 Nitrificação

Um importante processo de oxidação no tratamento de esgotos é o referente às formas nitrogenadas. A nitrificação é a oxidação biológica do nitrogênio amoniacal para nitrato, com a formação de nitrito como produto intermediário, via microrganismos autótrofos quimiossintetizantes (ou quimioautótrofos), para os quais o gás carbônico é a principal fonte de carbono para síntese de novas células, e a energia é obtida através da oxidação de um substrato inorgânico de nitrogênio, derivado do íon amônio (NH_4^+) e nitrito (NO_2^-) (VON SPERLING, 2002).

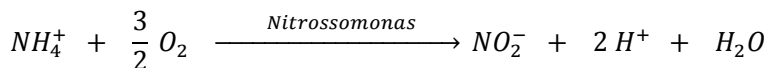
A nitrificação é um processo que ocorre em duas fases e envolve dois grupos de microrganismos, *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. Na primeira fase, conhecida como nitrificação, a amônia é convertida a nitrito; e na segunda fase, a nitratação, o nitrito é convertido a nitrato. A Figura

3 apresenta algumas espécies de bactérias válidas para as etapas de nitrificação, no grupo da esquerda, e nitratação, grupo da direita:

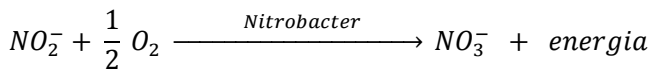
	Nome das espécies oxidadoras de amônia		Nome das espécies oxidadoras de nitrito
<i>Nitrosococcus</i>	<ul style="list-style-type: none"> <i>N. halophilus</i> <i>N. mobilis</i> <i>N. nitrosus</i> <i>N. oceani</i> 	<i>Nitrobacter</i>	<ul style="list-style-type: none"> <i>N. alkalicus</i> <i>N. hamburgensis</i> <i>N. vulgaris</i> <i>N. winogradsky</i>
<i>Nitrosospira</i>	<ul style="list-style-type: none"> <i>N. briensis</i> <i>N. multiformis</i> <i>N. tenuis</i> 	<i>Nitrospira</i>	<ul style="list-style-type: none"> <i>N. marina</i> <i>N. moscoviensis</i> <i>Candidatus N. efluvi</i>
<i>Nitrosomonas</i>	<ul style="list-style-type: none"> <i>N. aestuarii</i> <i>N. communis</i> <i>N. cryotolerans</i> <i>N. europaea</i> <i>N. eutropha</i> <i>N. halophila</i> <i>N. marina</i> <i>N. nitrosa</i> <i>N. oligotropha</i> <i>N. ureae</i> 	<i>Nitrospina</i>	<ul style="list-style-type: none"> <i>N. gracilis</i>
		<i>Nitrococcus</i>	<ul style="list-style-type: none"> <i>N. mobilis</i>

Figura 3 – Espécies de bactérias autotróficas capazes de oxidar amônia e nitrito.
Fonte: Adaptado de Vanparys (2006) *apud* Silva Filho (2009).

Na nitrificação, a reação é catalisada pelas bactérias oxidadoras de amônia, como as do gênero *Nitrosomonas*. Na nitratação a reação ocorre com a atuação das bactérias oxidadoras de nitrito, como as do gênero *Nitrobacter*. Estas reações são apresentadas nas Equações 2 e 3, respectivamente, segundo Metcalf & Eddy (2003).

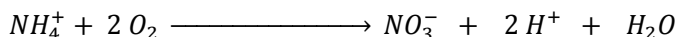


(Equação 2)



(Equação 3)

Sendo que a reação global da etapa de nitrificação é a soma das equações acima, expressa pela Equação 4.



(Equação 4)

Segundo Von Sperling (2005), em estações de tratamento de efluentes domésticos projetadas para a remoção de nitrogênio, deve-se haver um cuidado especial com a idade do lodo (θ_C), pois as bactérias autotróficas do gênero *Nitrossomonas* possuem taxa de crescimento bacteriano lento, inferior à taxa de crescimento dos microrganismos heterotróficos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, por isso este controle se faz necessário, para evitar que as bactérias sejam lavadas do sistema antes de seu desenvolvimento.

Para garantir a nitrificação, o mesmo autor apresenta a Tabela 1 com indicações de valores de idade de lodo mínima para a nitrificação, em função da temperatura do líquido no reator.

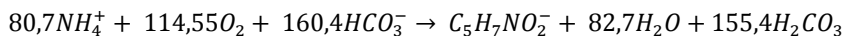
Essas baixas velocidades de crescimento celular pelos microrganismos nitrificantes chegam a ser uma problemática também pela pouca biomassa produzida, o que contribui para o aumento da sensibilidade do processo (SORIA & CHAVARRIA, 1978; HÄNEL, 1988 *apud* BASSIN, 2008).

Tabela 1 – Idade do lodo mínima para a ocorrência da nitrificação.

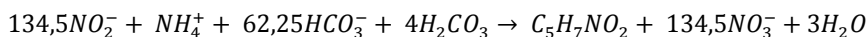
Temperatura do líquido no reator (°C)	θ_c para nitrificação completa (dias)
5	12
10	9,5
15	6,5
20	3,5

Fonte: Arceivala (1981) *apud* Von Sperling (2002).

Henze *et al.* (1997) propuseram as seguintes reações (Equações 5 e 6) para as duas etapas da nitrificação, em termos de crescimento celular, onde é possível perceber que alguns íons amônio são assimilados pelas células.

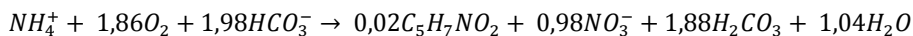


(Equação 5)



(Equação 6)

Reação global:



(Equação 7)

Assim, como descrito por Henze *et al.* (1997), as bactérias *Nitrobacter* crescem a uma velocidade duas vezes maior, aproximadamente, do que as do gênero *Nitrossomonas*, concluindo-se,

desta forma, que o passo limitante do processo de nitrificação é a transformação do íon amônio a nitrito.

As bactérias nitrificantes são bastante sensíveis a fatores ambientais e operacionais que podem influenciar diretamente em seu metabolismo de forma a interferir no seu crescimento. Dentro os fatores que afetam a nitrificação podem ser destacados a temperatura, a concentração de oxigênio dissolvido, o pH e a presença de substâncias tóxicas ou inibidoras.

A temperatura é um fator de grande influência sobre o crescimento bacteriano por estar associada à velocidade das reações metabólicas dos microrganismos, e para a operação do sistema, este é um parâmetro difícil de ser controlado. Segundo von Sperling (2002) a nitrificação pode ocorrer numa faixa de temperatura entre 5 a 50 °C, com valor ótimo na ordem de 25 a 36 °C. E como verificado por van Haandel & Marais (1999), a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes dobra quando a temperatura aumenta em 6 a 7 °C.

Para a ocorrência da oxidação da amônia e do nitrito é indispensável a presença de oxigênio dissolvido no reator, com uma variação que compreende uma faixa de concentração de 0,2 a 2,0 mg·L⁻¹. Barnes & Bliss (1983) *apud* von Sperling (2002) indicam que a concentração crítica de OD encontra-se em torno de 0,2 mg·L⁻¹, enquanto van Haandel & Marais (1999) recomendam uma concentração mínima de 2,0 mg·L⁻¹ a fim de garantir uma eficiente transferência de oxigênio para o interior do floco biológico. Para Metcalf & Eddy (2003), baixas concentrações de OD tem um efeito inibidor maior nas *Nitrobacter* do que nas *Nitrosomonas*, o que pode levar a um aumento da concentração de nitrito no efluente.

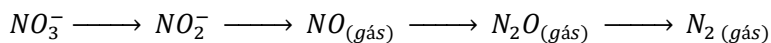
Com a nitrificação, o valor do pH tende a diminuir uma vez que é consumida alcalinidade do meio, logo, segundo van Haandel & Marais (1999) a taxa de crescimento das bactérias permanece constante na faixa de pH entre 7 e 8,5. E de acordo com Downing (1978) *apud* von Sperling (2002), a taxa de nitrificação ótima se encontra com pH entre 7,2 e 8,0.

3.2.3 Desnitrificação

Quando, em águas residuais, o oxigênio molecular é um fator limitante para a realização da respiração aeróbia dos microrganismos e há a presença de formas ionizadas de nitrogênio, diz-se que o ambiente tornou-se anóxico. De acordo com Metcalf & Eddy (2003), o termo

anóxico refere-se a uma via metabólica oxidativa sem utilização do oxigênio. E é neste meio anóxico que é promovido o processo da desnitrificação, quando o nitrito e o nitrato passam a ser utilizados como aceptores de elétrons após a ausência do oxigênio (VAZOLLER, 2001).

Segundo Metcalf & Eddy (2003), a desnitrificação é a redução dos nitratos, gerados no processo de nitrificação, a óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) e nitrogênio gasoso (N₂), com sua liberação para atmosfera. Nas duas primeiras etapas há a participação de uma enzima redutase específica para cada transformação, a nitrato redutase e nitrito redutase, respectivamente (SOUSA & FORESTI, 1999). A Equação 8 indica esta redução do nitrato.



(Equação 8)

A desnitrificação é realizada por microrganismos heterotróficos, sendo ditos facultativos, pois em ambiente aeróbio utilizam o oxigênio comoceptor final de elétrons e em ambiente anóxico, utilizam o nitrato, sempre consumindo a matéria orgânica e convertendo-a em CO₂ e H₂O. E ao ser utilizado o nitrato nesta cadeia transportadora de elétrons, ocorre uma menor formação de quantidade de energia (ATP) se comparado com a utilização do oxigênio (USEPA, 1993).

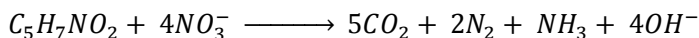
Metcalf & Eddy (2003) apresentam, como exemplos de microrganismos heterotróficos, as seguintes bactérias desnitrificantes: *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*.

Assim, a desnitrificação pode diminuir o consumo de O₂ para a remoção de matéria orgânica, devido à liberação do mesmo pela redução do nitrato, além de devolver parte da alcalinidade do sistema que venha a ser consumida pelo processo de nitrificação. De acordo com van Haandel *et al.* (1981), a diminuição do consumo de oxigênio na desnitrificação torna-o mais disponível para sua utilização na nitrificação, podendo ser alcançado uma economia teórica de até 62,5%.

Para que ocorra a etapa de desnitrificação num sistema, é necessário que haja uma fonte de carbono como doador de elétrons para o metabolismo dos organismos heterotróficos. Como exemplifica Metcalf & Eddy (2003), esta fonte de carbono pode ser obtida da matéria

orgânica presente no próprio efluente doméstico, dos compostos orgânicos solúveis decorrentes do processo de endogenia e dos produtos de reserva dos microrganismos. Podem ser utilizados também, fontes externas de carbono de origem química, como o metanol e o etanol, o lodo biológico de uma estação de tratamento de efluentes e resíduos da agricultura.

Von Sperling (2002) descreve a reação de desnitrificação para o carbono orgânico como mostra a Equação 9 abaixo:



(Equação 9)

Segundo Sedlak (1991) e Von Sperling (1996) a taxa de desnitrificação é influenciada pela natureza e concentração da matéria carbonácea, temperatura, pH e pela presença de oxigênio dissolvido e de substâncias tóxicas.

A temperatura influencia diretamente o crescimento das bactérias, sendo que a desnitrificação pode ocorrer na faixa ampla de 0 a 50 °C. Entretanto, a condição mais favorável de temperatura seria de cerca de 35 °C (SOUSA & FORESTI, 1999).

O pH ideal é próximo a neutralidade devendo-se evitar valores inferiores a 6 e superiores a 9, pois diminuem a velocidade de desnitrificação. Para valores de pH abaixo de 7, a produção de óxidos de nitrogênio dotados de alta toxicidade é mais acentuada, e caso haja a presença de nitrito sob estas condições de pH, concentrações elevadas de ácido nítrico podem estar presentes (SOUSA & FORESTI, 1999). Para Metcalf & Eddy (2003), a faixa ótima do pH é compreendida entre 6,5 e 8,0, enquanto que para Arceivala (1981) *apud* Von Sperling (2002) apresenta valores na faixa de 7,5 a 9,2.

Segundo Sousa & Foresti (1999), uma concentração de oxigênio dissolvido acima das condições anóxicas tem a capacidade de inibir tanto a atividade como a síntese de enzimas desnitrificantes. Para se ter uma ideia, concentrações de OD acima de 1 mg·L⁻¹ já interferem na atividade desnitrificante.

3.3 Microbiologia em Lodos Ativos

Em um sistema de Lodos Ativados, os flocos são formados por dois tipos de componentes: os biológicos, que consistem de uma variedade de bactérias, fungos, protozoários e alguns metazoários, e os não biológicos, formados por partículas orgânicas e inorgânicas (JENKINS *et al.*, 1993). Os componentes biológicos são representados por decompositores (bactérias e fungos) que utilizam a matéria orgânica dissolvida no esgoto, e pelos consumidores (flagelados, ciliados, rizópodes e pequenos metazoários) que se alimentam de bactérias dispersas e outros organismos (MADONI, 1994).

Segundo Curds (1969) *apud* Medeiros (2005) a funcionalidade dos microrganismos no processo de lodos ativados está relacionado a sua capacidade de assimilar matéria orgânica, fungos e bactérias. Por serem extremamente sensíveis às alterações no processo, os componentes da microfauna alternam-se no sistema em resposta às mudanças nas condições físico-químicas e ambientais. Desse modo, a composição da microfauna do lodo ativado revela tendências do processo, quanto a eficiência na remoção de DBO, de sólidos suspensos, das condições de sedimentação do lodo, do nível de aeração empregado no sistema, da presença de compostos tóxicos, tais como metais pesados e amônia, além de poder indicar a ocorrência de sobrecargas orgânicas e de nitrificação (GERARDI, 1986).

As bactérias são consideradas a base do floco de lodo ativado. Segundo Jenkins *et al.* (1993), para que o sistema alcance uma boa qualidade do clarificado final, a quantidade de bactérias dispersas no tanque de aeração deve ser baixa, pois do contrário, produzirá um efluente com alta turbidez. A Figura 4 evidencia uma amostra microscópica de um efluente com alta concentração de bactérias livres e dispersas.

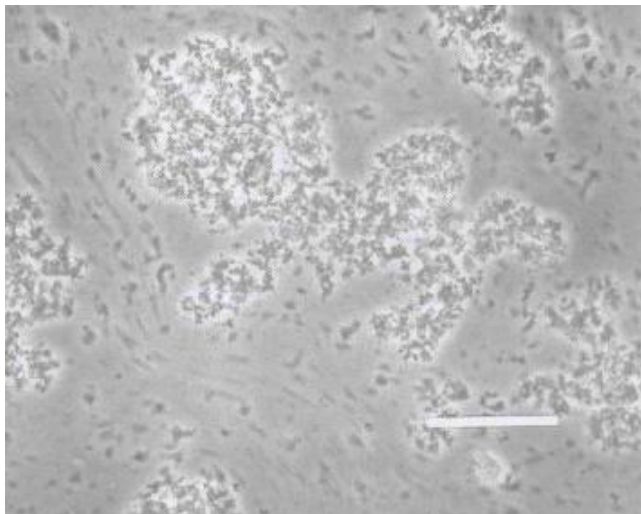


Figura 4 – Amostra do licor misto do tanque de aeração com bactérias livres e dispersas.

Fonte: Jenkins *et al.*, 1993.

A composição da comunidade bacteriana depende da qualidade do substrato e das condições ambientais do tanque de aeração. As bactérias filamentosas, por exemplo, são predominantes em sistemas com escassez de nutrientes, baixa concentração de OD, baixa carga orgânica, elevada concentração de compostos de baixa massa molar, presença de compostos reduzidos de enxofre, baixo pH, dentre outros (JENKINS *et al.*, 1993).

Os fungos são pouco encontrados em lodos ativados, ocorrendo em situações usualmente não encontradas neste tipo de sistema, tais como, pH baixo e efluente deficiente em nitrogênio. A predominância destes organismos pode causar intumescimento do lodo e dificultar a separação do líquido no decantador secundário (CETESB, 1985).

Os organismos mais desenvolvidos são caracterizados por atuarem como polidores do efluente, consumindo bactérias dispersas que não flocculam e flocos biológicos de partículas que não sedimentam, cuja presença é um indicativo das condições de depuração do sistema (CETESB, 1997; GAUTHIER, 2000). Eles são classificados de acordo com a Tabela 2 e são associados a condições de desempenho, como mostrado na Tabela 3.

Tabela 2 - Agrupamento de organismos de diversos gêneros comumente encontrados em Sistemas de Lodos Ativados.

Grandes Grupos	Gêneros frequentes
Classe Ciliata	
a. Ciliados livres natantes	<i>Paramecium, Colpidium, Litonotus, Trachelophyllum, Amphileptus, Chilodonella</i>
b. Ciliados pedunculados	<i>Vorticella, Opercularia, Epistylis, Charchesium e as suctórias Acineta e Podophrya</i>
c. Ciliados livres predadores de floco	<i>Aspidisca, Euplotes, Stylonychia, Oxytricha</i>
Classe Mastigophora	
a. Flagelados	<i>Bodo, Cercobodo, Mona sp, Oicomona sp, Euglena sp, Cercomona sp, Peranema</i>
Classe Sarcodina	
a. Amebas	<i>Amoeba, Arcella, Actinophrys, Vahlkampfi, Astramoeba, Diffugia, Cochliopodium</i>
Classe Rotifera	
a. Rotíferos	<i>Philodina, Roaria, Epiphanes</i>
Classe Nematoda	
a. Nematóides	<i>Rhabditis</i>
Filo Anelida	
a. Anelídeos	<i>Aelosoma</i>

Fonte: CETESB, 1985.

Tabela 3 – Condições de desempenho num sistema operado por Lodos Ativados de acordo com a predominância da fauna microscópica.

Microrganismos	Características do processo
Predominância de flagelados e rizópodes	Início de operação Baixa idade do lodo
Predominância de flagelados	Deficiência de aeração Má depuração Sobrecarga orgânica
Predominância de ciliados pedunculados e livres	Boas condições de depuração
Predominância de <i>Arcella</i> (rizópodes com teca)	Boa depuração
Predominância de <i>Aspidisca costata</i>	Nitrificação
Predominância de <i>Trachelophyllum</i> sp. (ciliado livre)	Alta idade do lodo
Predominância de <i>Voricella microstoma</i>	Efluente de má qualidade
Predominância de anelídeos do gênero <i>Aelosoma</i>	Excesso de oxigênio
Predominância de filamentos	Intumescimento do lodo "Bulking" filamentosos

Fonte: VAZOLLÉR *et al.*, 1997, CORDI *et al.*, 2007 *apud* CORDI *et al.*, 2008.

Na Figura 5 é possível visualizar alguns desses organismos presentes na biomassa do reator biológico de Sistemas de Lodos Ativados.

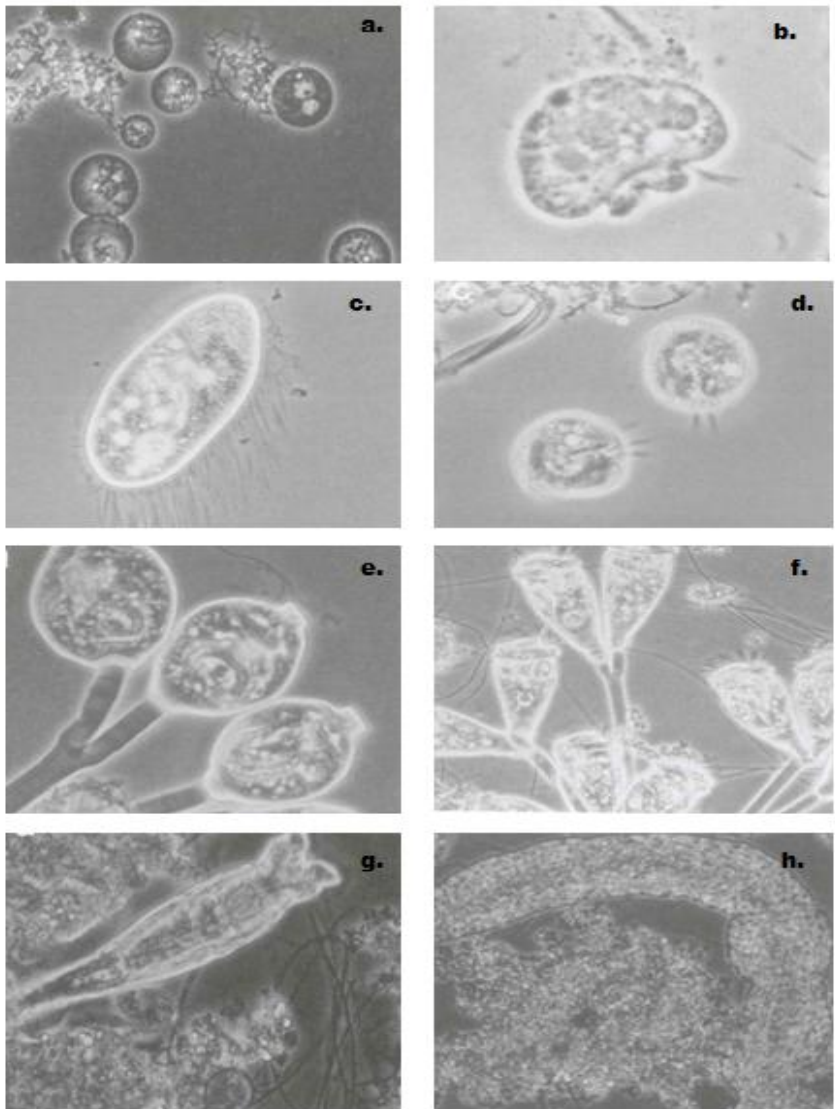


Figura 5 – Alguns microrganismos presentes em Lodos Ativados: a. *Monas* spp. (400x); b. *Arcella* spp. (1000x); c. *Paramecium* spp. (200x); d. *Aspidisca* spp. (200x); e. *Opercularia* spp.; f. *Epistylis* spp.; g. Rotíferos; h. *Aelosoma* spp.
 Fonte: JENKINS *et al.*, 1993.

4 METODOLOGIA

4.1 Local de Estudo

A Estação Compacta de Tratamento de Efluentes Sanitários, objeto de estudo deste trabalho, pertence à empresa corporativa MWV Rigesa Fábrica de Celulose, Papel e Embalagens, a qual se encontra localizada no planalto norte do Estado de Santa Catarina, no município de Três Barras (Figura 6).



Figura 6 – Mapa do estado de Santa Catarina com a localização do município de Três Barras.

Fonte: Wikimedia Commons, 2012.

A Rigesa Celulose, Papel e Embalagens Ltda. pertence ao grupo norte americano Mead Westvaco, e a Fábrica de Papel de Três Barras é uma unidade do grupo, no Brasil, produtora de celulose e papel kraft, existindo ainda outras unidades que produzem papel reciclado e embalagens a partir destas matérias primas básicas.

No momento, a unidade de Três Barras está em fase de ampliação, para que a capacidade de produção de papel seja duplicada com a instalação de uma nova máquina de papel. Com investimentos de aproximadamente 800 milhões de reais, a obra de expansão, é atualmente, um dos maiores empreendimentos privados de Santa Catarina, gerando aproximadamente 2.500 vagas de empregos diretos e indiretos, a maioria para a fase da construção civil.

Para suprir a demanda de trabalho, foi construído um alojamento na Fazenda Becker, de propriedade da Rigesa, com toda infraestrutura necessária para alojar um total de 900 trabalhadores, ocupando uma área com cerca de 100.000 m², constituídos de dez blocos com 20 quartos cada. O local conta ainda com:

- Estacionamento com capacidade para 20 veículos coletivos (ônibus) e 20 veículos leves;
- Edifício Central de Serviços com portaria, administração, sala de apoio para segurança patrimonial, ambulatório médico, almoxarifado, manutenção predial, vestiários, refeitório;
- Centro social e de entretenimento, pista de caminhada e corrida e três quadras poliesportivas;
- Depósito intermediário de resíduos sólidos e coleta seletiva,
- Unidade de Tratamento de Água para a captação de poço artesiano;
- Estação de Tratamento de Efluentes sanitários;
- Gerador de energia.

Na Figura 7 é possível visualizar uma foto aérea da área de estudo.



Figura 7 – Foto aérea do alojamento.
Fonte: Rigesa, 2012.

4.2 Estação Compacta de Tratamento por Lodos Ativos

A ETE compacta, pré-fabricada, apresentava formato retangular e foi construída em aço SAE 1020, onde recebeu uma pintura protetora anticorrosiva. Possuía uma altura total de 3 metros com largura de 2,55 metros e comprimento igual a 11 metros, divididos em três compartimentos internos, onde funcionava o tratamento secundário. Segundo especificações do fabricante, o equipamento pode atingir uma eficiência de remoção de carga contaminante superior a 90%, e foi dimensionado para tratar uma capacidade máxima de $4,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, atendendo uma população de 900 pessoas.

Esta ETE pode ser utilizada no tratamento de efluentes sanitários de pequenos condomínios, hotéis, escritórios, dentre outras aplicações, sendo possível também a utilização no tratamento de efluentes industriais de fácil degradação.

A estação foi instalada em setembro de 2011 no alojamento pertencente ao grupo MWV Rigesa e pode visualizada nas Figuras 8 e 9.

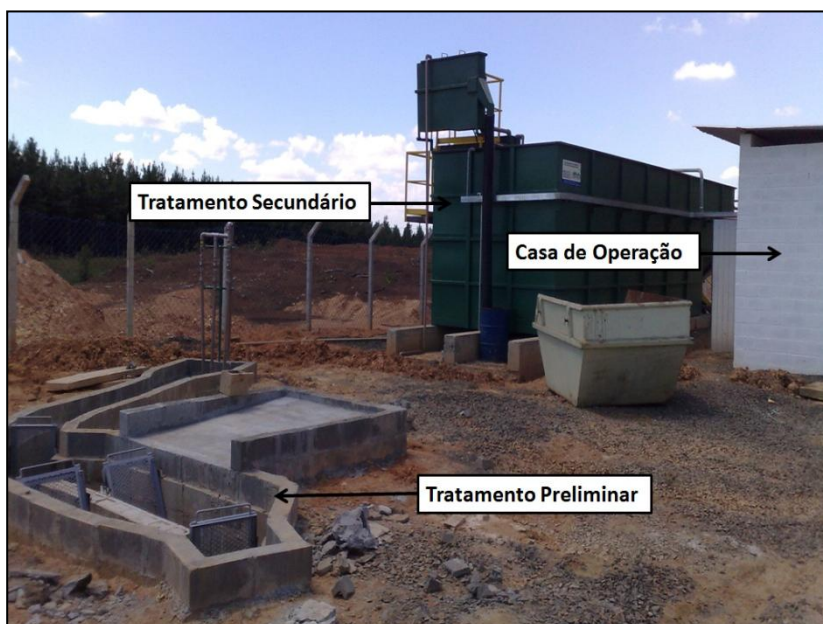


Figura 8 – ETE compacta – Tratamento Primário e Secundário.



Figura 9 – ETE compacta – Tratamento Secundário.

O sistema completo de tratamento era constituído das seguintes etapas: tratamento preliminar, tratamento secundário, recirculação do lodo, vala de infiltração e destinação final do lodo, conforme apresentado na Figura 10.

O efluente gerado nos banheiros coletivos de cada bloco do alojamento e do refeitório chegava até a ETE compacta por gravidade e seguia para tratamento preliminar. Os sólidos grosseiros eram retidos nas duas grades instaladas na entrada da estação e a areia carregada era removida no desarenador locado logo após as grades.

O gradeamento teve por objetivo reter os sólidos grosseiros, para que estes materiais não obstruíssem as tubulações subsequentes, não danificassem equipamentos e não acumulassem no reator aeróbio. A caixa de areia ou desarenador teve a funcionalidade de reter sólidos de menores dimensões, como a própria areia, evitando atingir o tanque de aeração e prejudicando o funcionamento do mesmo.

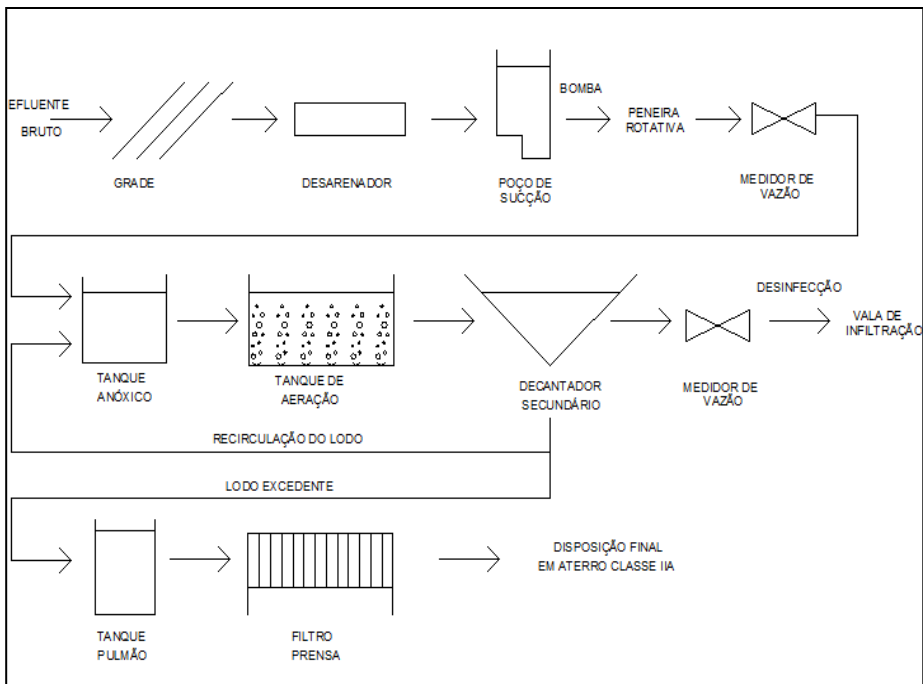


Figura 10 - Fluxograma do Sistema de Tratamento de Efluentes instalado no alojamento.

A limpeza, nessa etapa do sistema, era feita diariamente de forma manual com o auxílio de rastelo e pá. Os resíduos gerados eram dispostos em caçambas estacionárias as quais eram retiradas por empresa terceirizada, contratada pela Rigesa, que encaminhava o material para disposição final em Aterro Industrial Classe IIA.

Após estas etapas, o efluente bruto era acumulado em um poço de sucção, de onde era então bombeado para a ETE compacta propriamente dita, por onde passava por mais um processo de tratamento prévio, a peneira rotativa.

A bomba de recalque (marca ABS), do tipo submersível com rotor triturante, foi dimensionada para uma vazão de $4,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ e altura manométrica de 8 mca.

A peneira rotativa tinha a função de remover sólidos mais finos que chegavam com o efluente, como cabelo, cotonete, e pequenos objetos. O material retido na malha de aço inoxidável com espessura de 1,5 milímetros, protegido por caixa retangular em aço carbono, era

varrido para uma calha coletora instalada no final da peneira, direcionando os materiais para um tanque coletor de resíduos. Após o acúmulo de certa quantidade de sólidos, estes também eram coletados e enviados para aterro.

A Figura 11 mostra a chegada do efluente bruto à peneira rotativa, de onde se inicia o tratamento secundário.

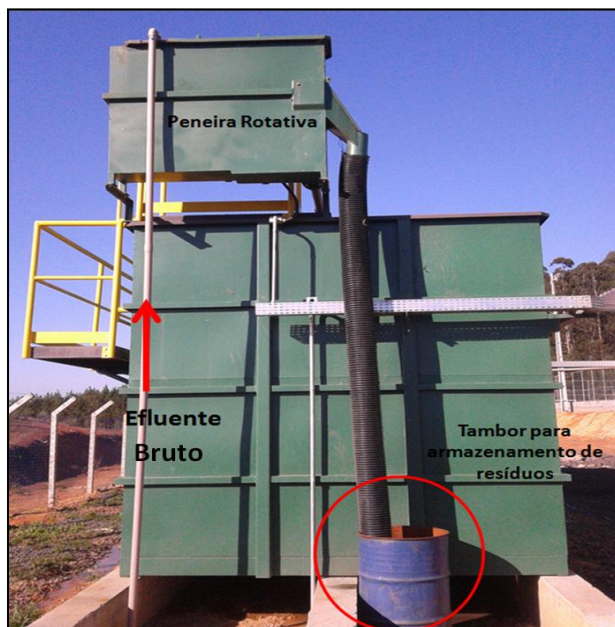


Figura 11 - Chegada do efluente bruto à peneira estática da ETE compacta.

Em continuidade ao tratamento, após o peneiramento o efluente era encaminhado para o primeiro reator, composto por um tanque anóxico com volume igual a 5 m³. Esta câmara foi dimensionada para obtenção de condições anóxicas onde o efluente bruto e o lodo recirculado chegavam ao reator, passando antes por medidores de vazão do tipo calha Parshall distintos, e se misturavam visando promover reações de desnitrificação, com a conversão de nitrato a nitrogênio gasoso.

O efluente seguia então para o tanque de aeração, com um volume útil de 63 m³, onde ocorreriam as reações bioquímicas de degradação da matéria carbonácea. A aeração foi realizada por insuflação de ar através de domos difusores de ar de bolhas finas fixados no fundo do reator,

tendo os sopradores instalados em área coberta própria para a operação do complexo da ETE.

O modelo dos domos difusores utilizado foram o OXYFLEX MF 650 com membrana de borracha EPDM de alta resistência, com capacidade de aeração entre 2 e 12 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, transferindo 8,0 kg de $\text{O}_2 \cdot \text{kWh}^{-1}$. Os domos garantiam o fornecimento de oxigênio na quantidade necessária para a atividade biológica dos microrganismos na remoção do substrato e no processo de nitrificação.

Após o tempo de detenção necessário para as reações bioquímicas dentro do reator aerado, o efluente seguia para o decantador secundário (Figura 12), de formato retangular e fundo inclinado, com capacidade volumétrica de 15 m^3 . Nesta etapa a separação da fase sólida-líquida, permitindo que o efluente saia com boa qualidade ao final do processo e que os sólidos sedimentados no fundo do reator retornem ao sistema, garantindo uma quantidade suficiente de microrganismos no processo.



Figura 12 - Decantador secundário (esquerda) e bombas de recirculação do lodo (direita).

O lodo retirado no fundo do tanque por tubulação de 50 mm era bombeado para a câmara anóxica. As bombas de recirculação funcionavam 24 horas por dia, e a parte excedente de lodo era encaminhada para um tanque de armazenamento, através de manobras manuais, onde recebia um aditivo de cal para então ser prensado no filtro prensa da marca Andritz, localizado na casa de operação. Os

equipamentos envolvidos na etapa de desaguamento do lodo excedente podem ser visualizados na Figura 13.



Figura 13 - Tanque para armazenamento do lodo excedente (esquerda) e Filtro Prensa para desaguamento do lodo (direita).

O clarificado passava ainda por um medidor de vazão do tipo calha parshall (Figura 14) e por desinfecção com pastilhas de cloro antes de seguir por gravidade para vala de infiltração para percolação no solo (Figura 15). A massa de lodo formada no filtro prensa seguia para destinação final em Aterro Classe IIA.



Figura 14 - Calha Parshall na saída da estação de tratamento.



Figura 15 - Área da Vala de Infiltração.

4.3 Análises e Instalações Laboratoriais

Para o controle e monitoramento das amostras coletadas em pontos pré-determinados da ETE foram definidas algumas análises específicas, de acordo com o ponto de coleta.

Durante todo o período experimental, algumas variáveis mais importantes foram determinadas mais frequentemente em detrimento de outras, sendo que algumas dessas variáveis somente foram quantificadas esporadicamente.

As determinações analíticas de variáveis físico-químicos foram realizadas de acordo com o Standart Methods for the examination of water and wastewater (APHA, 1992).

Os pontos de coleta das amostras para análise foram definidos como:

- Ponto 01 – Entrada na ETE (esgoto bruto)
- Ponto 02 – Tanque Anóxico
- Ponto 03 - Tanque de Aeração
- Ponto 04 - Saída do Decantador Secundário
- Ponto 05 - Lodo Recirculado

As amostras analisadas em laboratório foram coletadas em recipientes de plástico de polipropileno próprios, guardados em caixa de

isopor para preservação e levados até o local onde eram feitas as análises.

Algumas variáveis foram observadas e realizadas *in loco*, como vazão, pH, temperatura e sólidos sedimentáveis em cone de Imhoff. As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório da Estação de Tratamento de Efluentes Industriais (ETEI) e no Laboratório Central da Fábrica de Papel de Três Barras (FPTB). As variáveis analisadas foram: Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5, 20^{\circ}C}$); Índice Volumétrico de Lodo (IVL); nitrogênio amoniacal (NH_4^+-N); nitrito ($NO_2^- -N$); nitrato ($NO_3^- -N$); série de sólidos, sendo sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV). É importante salientar que não foi possível monitorar a concentração de oxigênio dissolvido no sistema, pois a sonda disponível encontrava-se danificada.

As análises biológicas, para o controle microbiológico em microscópio, foram efetuadas no Laboratório Central da FPTB (Figura 16).



Figura 16 - Foto do Laboratório Central na Fábrica de Papel de Três Barras.

A rotina das análises foi definida de acordo com bibliografia e pode ser verificada na Tabela 4. Na Tabela 5 estão apresentados as variáveis físico-químicas e biológicas e as técnicas analíticas empregadas.

Tabela 4 - Rotina das análises laboratoriais.

Variáveis	Efluente Bruto ⁽¹⁾	Saída Tanque Anóxico	Tanque de Aeração	Saída do Decantador	Lodo Recirculado	Frequência
DBO ₅	X			X		quinzenal
SST	X		X		X	quinzenal
SSV	X		X		X	quinzenal
SSF	X		X		X	quinzenal
Amônia	X	X	X	X		mensal
Nitrito	X	X	X	X		mensal
Nitrato	X	X	X	X		mensal
Sólidos Sedimentáveis (IMHOFF)	X		X	X	X	diário
IVL ₃₀			X			quinzenal
pH	X	X	X	X	X	diário
Temperatura	X	X	X	X	X	diário
Vazão	X			X	X	diário

⁽¹⁾ Amostra coletada após passagem por tratamento preliminar.

Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos e técnicas analíticas utilizadas.

Variáveis	Unidades	Técnica Analítica
Temperatura	°C	Standard Methods - Método 2550 B
pH	-	Standard Methods - Método 4500-H ⁺ B
Demanda Bioquímica de Oxigênio	mg·L ⁻¹ O ₂	Standard Methods - Método 5210 B
Nitrogênio Amoniacal	mg·L ⁻¹ NH ₄ ⁺ -N	HACH - Método 10031
Nitrogênio Nitrito	mg·L ⁻¹ NO ₂ ⁻ -N	HACH - Método 8507
Nitrogênio Nitrato	mg·L ⁻¹ NO ₃ ⁻ -N	HACH - Método 8171
Sólidos Suspensos Totais	mg·L ⁻¹ SST	Standard Methods - Método 2540 D
Sólidos Suspensos Fixos	mg·L ⁻¹ SSF	Standard Methods - Método 2540 E
Sólidos Suspensos Voláteis	mg·L ⁻¹ SSV	Diferença
Sólidos Sedimentáveis	mg·L ⁻¹ SS	Standard Methods - Método 2540 F

Determinação do Teor de Nitrato (APHA, 1992)

Os valores das concentrações de nitrato foram obtidos pelo método 8171 (HACH COMPANY, 1998) para água e águas residuárias, método de redução do Cádmiu, descrita no manual do espectrofotômetro modelo DR2000 da Hach. O limite de quantificação é aplicado na faixa de 0 a 4,5 mgNO₃⁻-N·L⁻¹, lendo-se a absorvância em espectrofotômetro a 400 nm.

Determinação do Teor de Nitrito (APHA, 1992)

Os valores das concentrações de nitrito foram obtidos pelo método 8507 (HACH, 1998) para água e águas residuárias, o método de diazotização, descrita no manual do espectrofotômetro modelo DR-2000 da Hach. O limite de quantificação é aplicado a faixa de 0 a 0,3 mgNO₂⁻-N·L⁻¹, lendo-se a absorvância em espectrofotômetro a um comprimento de onda de 507 nm.

Determinação do Teor de Nitrogênio Amoniacal (APHA, 1992)

Os valores das concentrações de nitrogênio amoniacal foram obtidos pelo método 10031 (HACH, 1998) para água, águas residuárias e água do mar, como método de salicilato, descrita no manual do espectrofotômetro modelo DR-2000 da Hach. O limite de quantificação é aplicado a faixa de 0 a 50 mgNH₄⁺-N·L⁻¹, com o ajuste do comprimento de onda igual a 655 nm.

Análise microscópica da biomassa

A caracterização microscópica da biomassa foi realizada em microscópio óptico Zeiss, modelo MC 80 DX. As imagens foram obtidas através da câmera Nikon Coolpix, observando a biomassa presente no tanque de aeração.

4.4 Cálculos realizados

4.4.1 Vazão de Recirculação

A vazão de recirculação do lodo (Q_R) foi calculada em função da vazão média afluyente (Q_m) e da razão de recirculação (R) do sistema (Equação 10), que é definido como sendo a concentração de sólidos suspensos totais no reator biológico (SST_{TA}) pela concentração de sólidos que retornam ao reator (SST_R) menos a concentração de sólidos no reator, como indica a Equação 11.

$$Q_r = Q_m \cdot R \quad \text{(Equação 10)}$$

Onde:

$$R = \frac{SST_{TA}}{SST_R - SST_{TA}} \quad \text{(Equação 11)}$$

4.4.2 *Índice Volumétrico do Lodo*

O Índice Volumétrico do Lodo (IVL) é a medida do volume ocupado pelo lodo após 30 minutos de sedimentação, expresso em mL, dividido pela massa de sólidos presentes no reator, expresso em gramas, conforme a Equação 12.

$$IVL = \frac{SSed_{30} \times 1000}{SST}$$

(Equação 12)

Os sólidos em sedimentação ($SSed_{30}$) é determinado segundo Standart Methods em proveta graduada de 1000 mL durante 30 minutos, com a amostra do licor misto do tanque de aeração. E em seguida, determina-se o teor de sólidos em suspensão (SST) da amostra, obtendo-se então o IVL do sistema, expresso em mL/g.

4.4.3 *Relação Alimento/Microrganismo (A/M)*

Esta relação também é conhecida como F/M, termo originário do inglês “food/microorganisms”, e baseia-se na relação existente entre a matéria orgânica do efluente a ser tratado e a quantidade de microrganismos necessários para degradá-la.

Esta relação é expressa pela Equação 13.

$$A/M = \frac{Q \cdot DBO}{V \cdot SSV}$$

(Equação 13)

Onde, Q é a vazão do afluente ($L \cdot d^{-1}$), DBO é a demanda bioquímica do afluente ($mg \cdot L^{-1}$), V o volume do reator aerado (L) e SSV são os sólidos suspensos voláteis do tanque de aeração ($mg \cdot L^{-1}$). A razão

A/M é expressa em gramas de DBO fornecida por dia por gramas de SSV.

4.4.4 Eficiência de remoção

Com relação à eficiência do tratamento empregado, foram feitas análises da entrada e da saída da ETE, onde as seguintes variáveis foram investigadas: DBO_{5, 20°C}, nitrogênio amoniacal, sólidos suspensos totais e sólidos suspensos voláteis.

As eficiências de remoção foram calculadas pela Equação 14.

$$Ef(\%) = \frac{(E - S)}{E} \times 100$$

(Equação 14)

Onde:

Ef: eficiência de remoção (%);

E: concentração na entrada do sistema (mg·L⁻¹);

S: concentração na saída do sistema (mg·L⁻¹).

4.4.5 Carga Orgânica Volumétrica

A carga orgânica volumétrica quantifica a massa em quilograma de um poluente que entra no sistema de tratamento vezes a vazão média diária desse mesmo sistema pelo volume do reator onde ocorrerá o processo de depuração do composto (Equação 15).

$$C_v = \frac{(Q_m \cdot S_a)}{V}$$

(Equação 15)

Onde:

S_a: Concentração afluyente do poluente (g·m⁻³);

V: volume do tanque de aeração.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Monitoramento da ETE Compacta

Neste item serão abordados os resultados referentes ao primeiro objetivo específico, referentes à avaliação do desempenho da ETE compacta a partir da caracterização química, física e biológica.

5.1.1 Caracterização Preliminar da ETE Compacta

O monitoramento da ETE compacta do tipo Lodos Ativados começou a ser realizado no final de Fevereiro de 2012, após a identificação de algumas adversidades. Inicialmente, a estação apresentava problemas operacionais como: ausência de um sistema preliminar de remoção de sólidos grosseiros eficiente; ausência de caixa de gordura; ineficiência das bombas de recirculação de lodo, causada por entupimentos; e baixa eficiência de aeração no reator biológico.

Para a melhoria da operação e consequente aumento da eficiência da ETE, inicialmente foi instalado um sistema de gradeamento antes da caixa desarenadora, o qual foi dimensionado para impedir que sólidos grosseiros adentrassem no tratamento. Além disso, os sopradores de ar foram substituídos, com o auxílio da assistência técnica responsável pela construção da ETE compacta, por um com capacidade superior de sopragem.

Para suprir a recirculação adequada do lodo, as bombas de recirculação passaram a ser limpas diariamente, minimizando problemas com entupimento. Quanto à instalação de uma caixa de gordura na saída do refeitório, devido problemas com o acúmulo de gordura na câmara anóxica, a solicitação não pode ser atendida até o final deste estudo por motivos não justificáveis.

Após as correções adequadas no sistema, o monitoramento operacional com análises dos parâmetros físico-químicos e biológicos foi realizado entre os meses de Abril e Julho de 2012.

A vazão afluyente da ETE foi regulada para que o tempo de detenção hidráulica dentro do reator biológico se mantivesse entre 16 e 24 horas, conforme recomendado por von Sperling (2002), e estivesse ainda em concordância com o volume de armazenamento no poço de sucção, de modo a garantir o fluxo contínuo sem que houvesse

extravasões na capacidade do poço. Desta forma, a vazão média afluyente foi mantida em torno de $3,0 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$.

Com a vazão média afluyente definida, a vazão de recirculação do lodo foi calculada de acordo com a Equação 10, variando segundo a Tabela 6.

Tabela 6 – Vazão de recirculação do lodo de acordo com a razão de recirculação.

Data	R (%)	Q_R (m³·h⁻¹)
4-abr	3,2	9,6
12-abr	1,8	5,4
20-abr	1,3	3,9
4-mai	1,1	3,4
17-mai	1,1	3,4
30-mai	5,8	17,3
15-jun	3,6	10,8
28-jun	0,6	1,9
9-jul	3,2	9,6
16-jul	1,5	4,6
Média	1,7	5,0
Desvio Padrão	1,6	4,8

A razão de recirculação média foi igual a 1,7, sendo que para parâmetros de projeto é aconselhável manter valores entre 0,7 e 1,2 (VON SPERLING, 2002). No entanto, com a finalidade de reduzir efeitos da desnitrificação no decantador secundário, optou-se por adotar razões de recirculação altas para uma maior vazão de recirculação do lodo na ETE (MARAIS & EKAMA, 1976 *apud* VON SPERLING, 2002). Com isso, o lodo formado no decantador secundário era mais rapidamente removido, tendo menores chances de formação de nitrogênio gasoso.

Nos dias em que a razão de recirculação apresentava valores acima da capacidade máxima das bombas, devido às variações de sólidos suspensos na estação, optava-se por diminuir a vazão afluyente, com intuito de aumentar a quantidade de sólidos no reator, equilibrando o sistema.

5.1.2 Características do Esgoto Bruto

As principais características do esgoto doméstico bruto afluente à estação de tratamento em estudo, coletado após o tratamento preliminar, estão apresentadas na Tabela 7. Segundo Henze (2002), as características apresentadas apontam para uma água residuária concentrada em termos de $\text{DBO}_{5,20^\circ\text{C}}$ e de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, para valores iguais a $350 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente.

Tabela 7 – Características do esgoto bruto e cargas aplicadas.

Variável	Unidade	Média	Desvio Padrão	Número de dados
$\text{DBO}_{5,20^\circ\text{C}}$	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	322,0	92,5	11
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	54,5	18,4	6
Carga orgânica	$\text{kg DBO}_5\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$	0,34	0,11	11
Carga nitrogenada	$\text{kg NH}_4^+\text{-N}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$	0,06	0,02	6

5.1.3 Comportamento do pH e da temperatura

Os valores obtidos para pH (Tabela 8 e Figura 17) mostram um afluente alcalino, com valores variando entre 7,3 e 8,9. Segundo Metcalf & Eddy (2003), esses valores estão dentro do recomendado para a oxidação da matéria orgânica carbonácea. Entretanto, alguns valores de pH ficaram acima da faixa ótima para a ocorrência do processo de nitrificação, que de acordo com Gerardi (2002) é entre 7,2 e 8,0.

Em relação ao afluente, é possível observar ainda que houve uma queda no valor do pH no tanque de aeração, com uma média igual a 6,7. Esta diminuição no valor do pH pode ser explicada pela ocorrência do processo da nitrificação, onde com a oxidação da amônia ocorre a liberação de íons H^+ , o que, conseqüentemente, provoca o consumo da alcalinidade do meio e a redução do pH (VON SPERLING, 1996).

As temperaturas médias (Tabela 8 e Figura 18) enfrentadas pelo sistema tiveram uma variação semelhante no afluente, no tanque de aeração e no efluente, com valores, respectivamente, iguais a 24,6, 25,6 e 25,4 °C. Estes valores estiveram dentro da faixa recomendada para a

oxidação do material orgânico, conforme Sant'Anna Jr. (2010). Entretanto, os mesmos se encontram fora da faixa de temperatura ótima de crescimento das bactérias nitrificantes, que, segundo Bernet & Spérandio (2009), é entre 28 e 36°C.

Tabela 8 – Resultados de pH e temperatura obtidos em amostras de afluente, tanque de aeração e efluente.

Variável	Análise	Amostras		
		Afluente	Tanque de Aeração	Efluente
pH	Média	8,3	6,7	7,2
	Desvio Padrão	0,4	0,4	0,5
	Máximo	8,9	7,5	7,8
	Mínimo	7,3	6,0	6,0
	Número de dados	29	29	29
T (°C)	Média	24,6	25,6	25,4
	Desvio Padrão	4,4	4,3	4,6
	Máximo	26,2	26,9	27,1
	Mínimo	12,7	13,0	13,2
	Número de dados	29	29	29

De acordo com o Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina (Lei nº 14.675/09), o pH se encontra dentro dos padrões de lançamento de efluentes, que deve ficar entre 6,0 e 9,0. Para temperatura, os limites são especificados na resolução do CONAMA nº 430 de 2011, que apresenta padrões de lançamento inferior à 40°C, estando o efluente em conformidade com legislação (BRASIL, 2011).

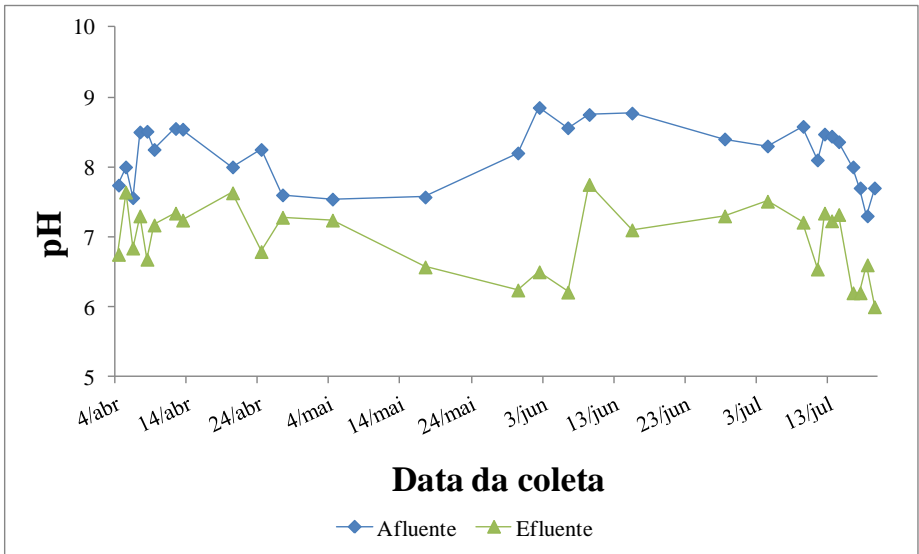


Figura 17 – Variação de pH na entrada e saída do sistema.

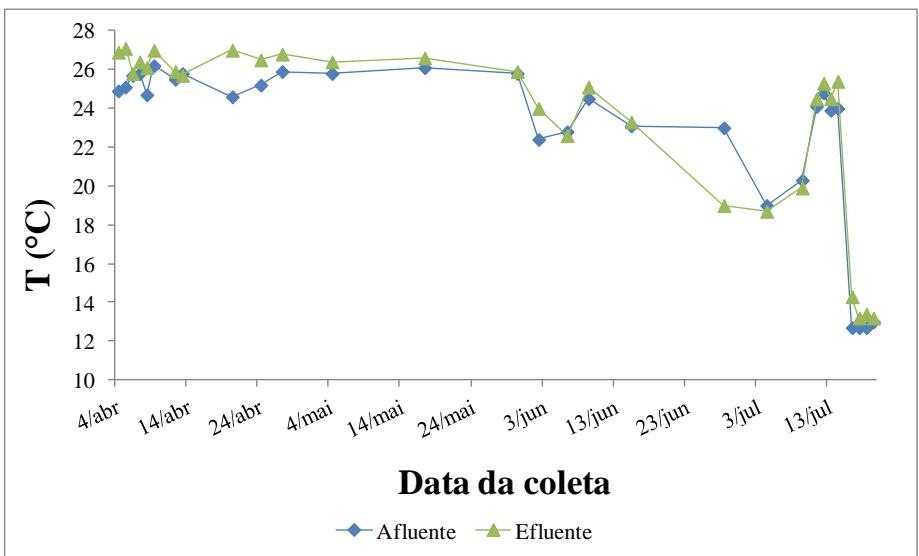


Figura 18 – Variação de temperatura na entrada e na saída do sistema.

5.1.4 *Comportamento dos Sólidos*

Na Tabela 9 está apresentada a variação de sólidos suspensos totais (SST), voláteis (SSV) e fixos (SSF), bem como a proporção de sólidos suspensos voláteis pelos totais (SSV/SST) presentes no tanque de aeração e no lodo de recirculação da ETE.

Para os sólidos suspensos totais no tanque de aeração, obteve-se um valor médio igual a $2245 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, com variação entre 2970 e $1370 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ para os valores máximos e mínimos respectivamente. E para sólidos suspensos voláteis a concentração média, máxima e mínima foi igual 1553, 2340 e $1030 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, com a proporção de sólidos de SSV/SST média igual a 69%. Na recirculação do lodo, a concentração média encontrada para o SST, SSV e SSF foi igual a 3403, 2846 e $520 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, com proporção de SSV/SST igual a 80%.

Tendo em vista os altos valores de SSV, tanto no tanque de aeração como na recirculação, pode-se perceber que os sólidos presentes em ambas as amostras eram compostos principalmente por material orgânico. Segundo Von Sperling (2002), quanto maior a concentração de SSV no reator, maior será a disponibilidade de biomassa disponível para assimilação da matéria orgânica, e conseqüentemente menor será o volume necessário do reator, para uma mesma eficiência.

Na Figura 19 e Figura 20 é possível acompanhar a evolução dos sólidos suspensos no reator e na recirculação, e suas respectivas proporções de SSV/SST.

Tabela 9 – Concentrações de sólidos suspensos no tanque de aeração e na recirculação do lodo.

Variável	Análise	Amostras	
		Tanque de Aeração	Recirculação
SST (mg·L ⁻¹)	Média	2245,0	3403,5
	Desvio Padrão	455,9	1179,1
	Máximo	2970,0	5896,0
	Mínimo	1370,0	1830,0
	Número de dados	10	10
SSV (mg·L ⁻¹)	Média	1553,0	2846,1
	Desvio Padrão	376,7	991,7
	Máximo	2340,0	4328,0
	Mínimo	1030,0	1420,0
	Número de dados	10	8
SSF (mg·L ⁻¹)	Média	645,0	520,6
	Desvio Padrão	173,2	392,7
	Máximo	860,0	1568,0
	Mínimo	230,0	370,0
	Número de dados	10	8
SSV/SST (%)	Média	69,1	80,5
	Desvio Padrão	6,6	5,7
	Máximo	83,2	89,5
	Mínimo	65,3	73,4
	Número de dados	10	8

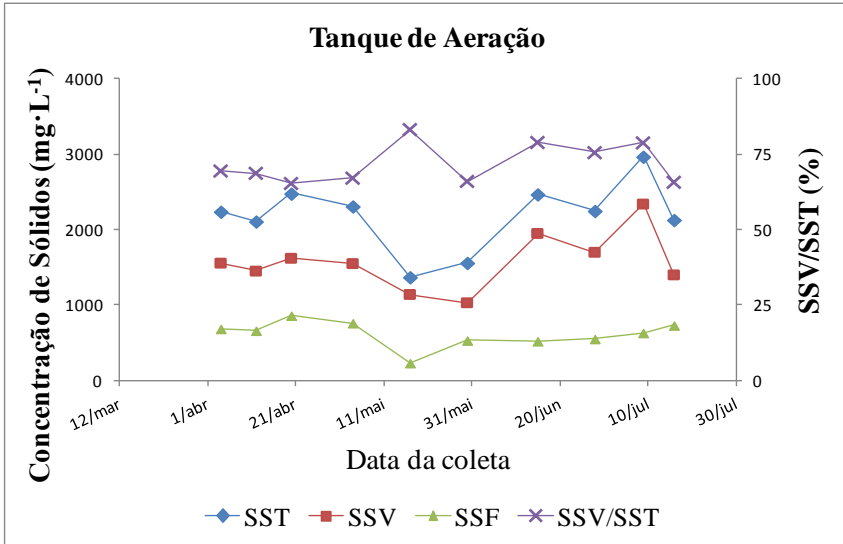


Figura 19 – Concentrações de Sólidos Suspensos no Tanque de Aeração e a proporção de SSV/SST.

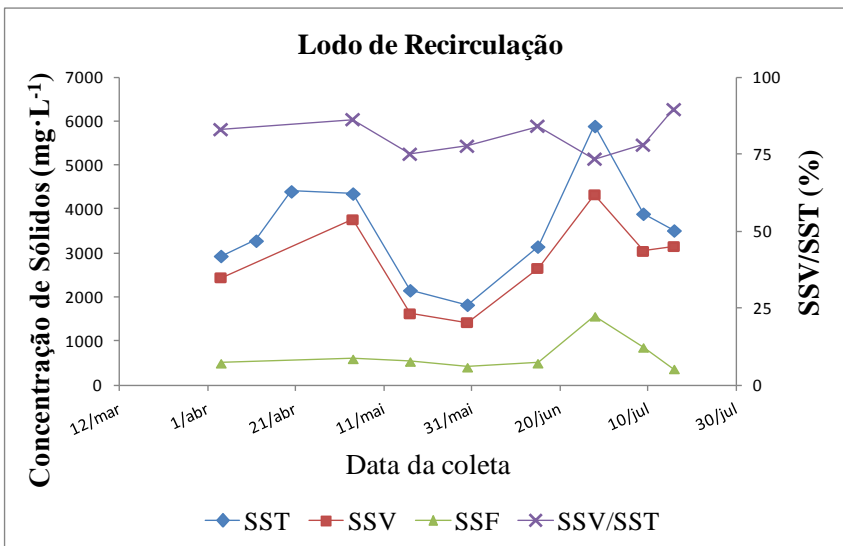


Figura 20 - Concentrações de Sólidos Suspensos no Lodo de Recirculação e a proporção de SSV/SST.

As características de sedimentabilidade e adensabilidade do lodo estão intimamente associadas à estrutura do floco formado no reator biológico e interferem na qualidade final do efluente tratado. E para uma avaliação mais simplificada dessas características em estações de tratamento de esgotos, adota-se o conceito do Índice Volumétrico do Lodo (IVL), pela eficiência e rapidez do método (VON SPERLING, 2002).

A ETE apresentou uma variação no IVL, entre 31 a 140 mL·g⁻¹, com valor médio de 50,9 mL·g⁻¹ (Figura 21), sendo que a interpretação desse teste é feita no sentido de que quanto menor o valor de IVL, melhor é a sedimentabilidade do lodo.

Segundo Jenkins *et al.* (1993), o IVL é considerado adequado quando se encontra na faixa entre 80 e 120 mL·g⁻¹, embora diferentes autores apontem outras faixas recomendáveis do índice. Com base no valor médio do IVL e de acordo com Von Sperling (2002), pode-se classificar a condição de sedimentabilidade apresentada pelo lodo como sendo ótima.

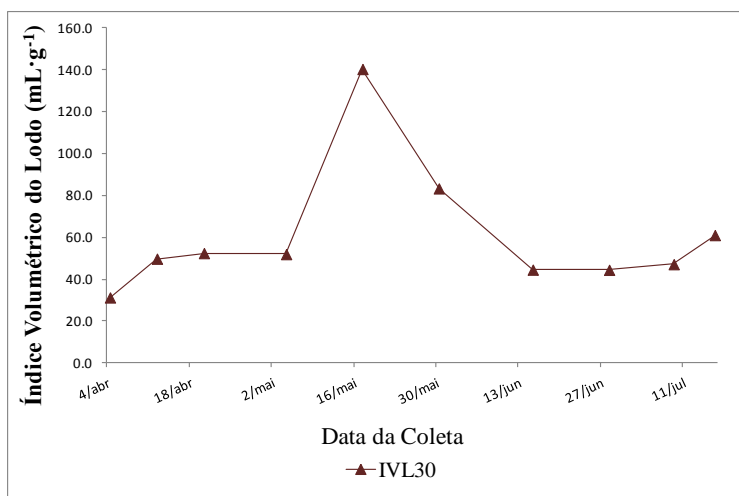


Figura 21 - Comportamento do Índice Volumétrico do Lodo.

O alto índice do IVL encontrado no mês de Maio é justificado pela queda de sólidos em suspensão total presente no reator, ocorrido devido a fortes chuvas com grande infiltração nas tubulações de coleta do efluente que chegavam à ETE, contribuindo com a diluição das

concentrações de sólidos no sistema. Wagner (2011), estudando o tratamento de esgoto doméstico com reator em bateladas sequenciais de grânulos aeróbios, também observou que a concentração de biomassa no reator foi inversamente proporcional a sedimentabilidade da mesma, ou seja, quanto maior a concentração de biomassa, maior foi a eficiência da sedimentação e menor o valor de IVL.

Os sólidos sedimentáveis em cone de Imhoff por 1 hora tiveram um valor médio igual a $0,1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$ (Figura 22). De acordo com legislação vigente, CONAMA N° 430, o limite máximo de lançamento de materiais sedimentáveis é igual a $1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$, estando portanto, o efluente da ETE em conformidade aos padrões de lançamento, com apenas 10% dos resultados fora dos padrões.

Foi possível observar um aumento considerável nos resultados de sólidos sedimentáveis nos meses de Abril e de Junho, podendo estes serem explicados pela ocorrência de flotação do lodo no decantador secundário, o que prejudicou a separação líquido-sólido do sistema, acarretando numa piora do efluente final.

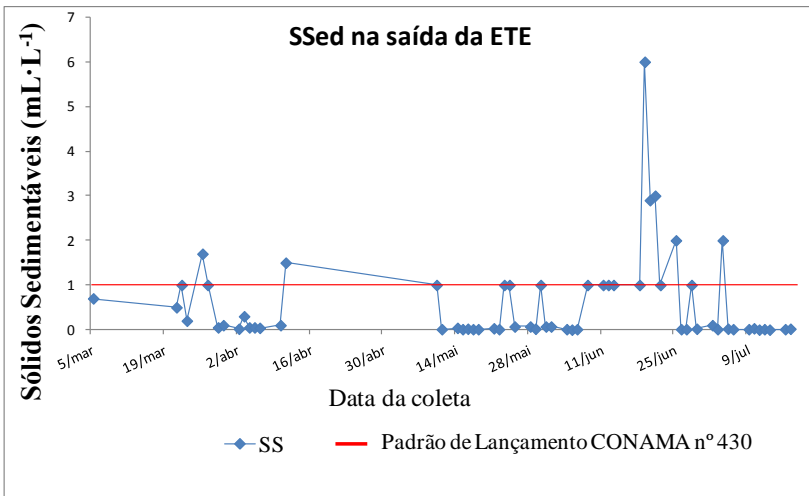


Figura 22 - Valores de Sólidos Sedimentáveis em Cone de Imhoff por 1 hora na saída da ETE.

5.1.5 Comportamento da Matéria Orgânica Carbonácea e Nitrogenada

Os resultados encontrados no esgoto afluente e efluente durante o monitoramento, bem como a eficiência de remoção desses compostos no sistema para as variáveis $DBO_{5,20^{\circ}C}$ e NH_4^+-N estão apresentados na Tabela 10.

As concentrações de matéria orgânica afluente variaram de 113 a 375 $mg \cdot L^{-1}$ com valor médio de 322 $mg \cdot L^{-1}$. Maiores oscilações na concentração de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ afluente foram encontradas nos dias em que as coletas foram realizadas em horários diferentes do habitual, no período matutino, onde haviam poucos alojados no local e era realizada a limpeza dos banheiros, acarretando em menor geração de carga orgânica. A concentração de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ na saída do decantador secundário manteve-se em média de 58 $mg \cdot L^{-1}$, com uma eficiência de remoção do material carbonáceo igual a 81,4 %. Este percentual apresentou-se abaixo da eficiência de remoção em sistemas de tratamento por Lodos Ativados, onde se espera atingir eficiências superiores a 90% (VON SPERLING, 2002).

No entanto, a média de remoção de matéria orgânica do sistema atendeu aos padrões de lançamento vigente em legislação ambiental do Estado de Santa Catarina – Lei Estadual nº 14.675/09, que determina limites máximos de lançamento igual a 60 $mg \cdot L^{-1}$ ou eficiência de remoção de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ em no mínimo 80% (oitenta por cento), e a Resolução CONAMA nº 430 de 2011, que estipula o limite máximo de lançamento de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ após estações de tratamento de efluentes igual a 120 $mg \cdot L^{-1}$ ou eficiência de remoção mínima de 60%.

A relação alimento/microrganismo manteve uma média igual a 0,24 $kgDBO_5/kgSSV.d$, com variações entre a máxima e mínima igual a 0,07 e 0,42 $kgDBO_5/kgSSV.d$, sendo que segundo Jordão & Pessôa (2005), em sistema de Lodos Ativados de aeração prolongada os valores geralmente assumidos ficam entre 0,05 a 0,15 $kgDBO_5/kgSSV.d$.

Analisando as variações de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ no afluente e no efluente da estação (Figura 23), é possível observar que nos dias 12 e 20 de Abril, e no dia 9 de Julho, ocorreu um aumento significativo no valor da concentração da DBO de saída do sistema, o que acarretou na diminuição da eficiência de remoção do mesmo. Estes resultados são explicados devido à flotação considerável do lodo no decantador secundário (Figura 25) que ocorreu no dia 11 de abril de 2012 e outra no

início de Julho, ocasionando desequilíbrio do sistema e aumento da concentração de sólidos na saída do decantador.

Em relação ao nitrogênio amoniacal, obteve-se um valor médio afluente de $50,1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, variando de $40,5$ a $63 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Von Sperling (2002) apresenta concentrações típicas de nitrogênio amoniacal em esgotos sanitários na faixa de 20 a $35 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, e Henze (2002) apresenta concentrações igual a $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ em esgotos tipicamente domésticos e concentrados. Ainda segundo von Sperling (2002), para as médias de pH e temperatura do afluente, iguais a $8,3$ e $24,6 \text{ }^\circ\text{C}$ respectivamente, as proporções das formas de amônia encontrada no esgoto bruto é em torno de 85% de íon amônio (NH_4^+) e 15% na forma livre, não ionizada (NH_3).

Tabela 10 – Eficiência de remoção de $\text{DBO}_{5,20^\circ\text{C}}$ e $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

Variável	Análise	Amostras		Eficiência de Remoção (%)
		Afluente	Efluente	
$\text{DBO}_{5,20^\circ\text{C}}$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Média	322,0	58,0	81,4
	Desvio Padrão	92,5	34,3	8,01
	Máximo	375,0	138,0	86,9
	Mínimo	113,0	21,0	58,8
	Número de dados	11	11	-
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Média	54,5	2,4	95,1
	Desvio Padrão	18,4	6,5	6,3
	Máximo	93,0	18,1	97,3
	Mínimo	40,5	1,3	80,5
	Número de dados	6	6	-

Quanto à eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal, pode-se observar que a média alcançada neste sistema foi igual a 95% , com baixas concentrações apresentadas no efluente final, indicando a boa ocorrência de nitrificação, com valor médio na saída do tratamento igual a $2,4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. O comportamento do nitrogênio amoniacal durante o estudo se manteve estável (Figura 24), apresentando um aumento na

concentração na saída do sistema no mês de julho, ocasionado pela deficiência de aeração no reator biológico, causado por queda de energia no local, resultando em problemas nos aeradores de ar.

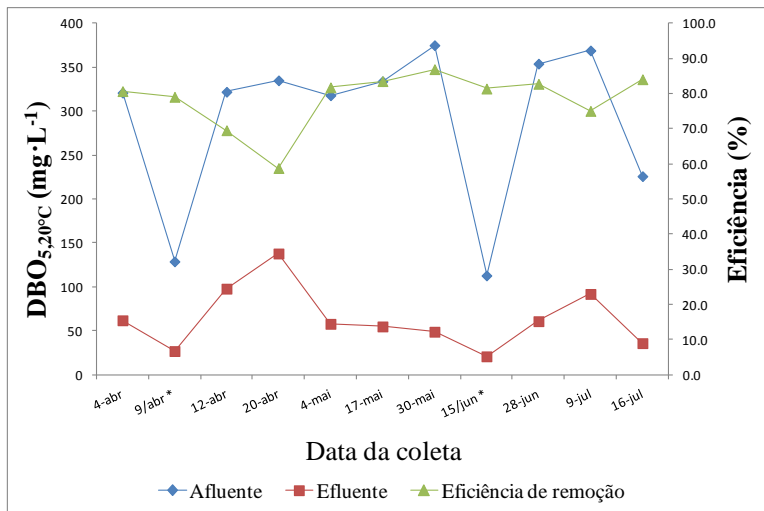


Figura 23 – Concentrações de DBO_{5,20°C} no afluente e efluente, com a eficiência de remoção.

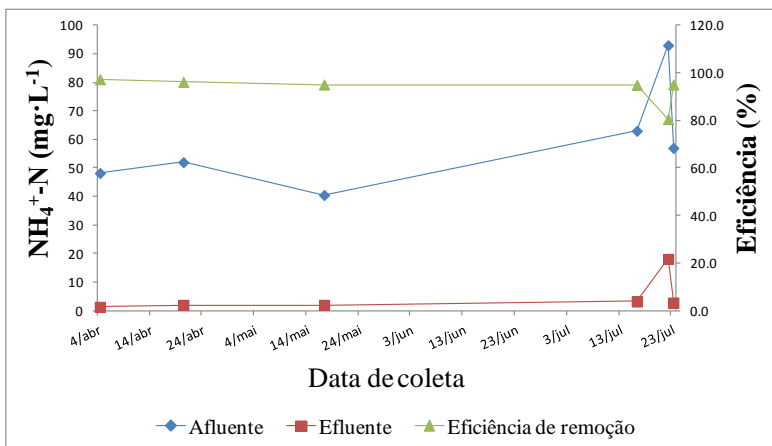


Figura 24 - Concentrações de NH₄⁺-N no afluente e efluente, com a eficiência de remoção.



Figura 25 - Lodo flotado no decantador secundário (11 de Abril de 2012).

O valor médio de nitrito e nitrato no afluente da ETE apresentou concentrações iguais a 2,2 e 2,7 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, e na saída do decantador apresentaram valores médio iguais a 1,0 e 30 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, respectivamente (Tabela 11). A alta concentração de nitrato na saída do tratamento e o baixo valor de nitrito indicam que o processo de nitrificação ocorreu até a etapa final (nitratação).

Com essas evidências, é possível associá-las ao processo de desnitrificação no próprio decantador, pois, com a ocorrência de alta concentração de nitrato e condições mínimas da presença de oxigênio no fundo do tanque, fortes indícios apontam para a redução do nitrato a nitrogênio gasoso no fundo do decantador secundário, justificando o constante desprendimento de flocos de lodo na superfície do mesmo.

Segundo van Haandel & Marais (1999), a produção do nitrogênio molecular no decantador secundário provoca o desprendimento de bolhas que arrastarão consigo partículas de lodo sedimentado, promovendo perda de parte da massa de lodo ativo necessário ao sistema, acarretando também a degradação da qualidade do efluente lançado.

No entanto, a justificativa acima não pode ser comprovada pela deficiência de análises para as variáveis nitrito e nitrato, devido à falta de reagentes durante o estudo em questão.

Tabela 11 - Concentrações de nitrito e nitrato no afluente e no efluente da ETE.

Variável	Análise	Amostras	
		Afluente	Efluente
NO ₂ ⁺ -N (mg·L ⁻¹)	Média	2,2	1,0
	Desvio Padrão	1,6	5,1
	Máximo	4,6	12,7
	Mínimo	0,2	0,6
	Número de dados	5	5
NO ₃ ⁻ -N (mg·L ⁻¹)	Média	2,7	30,0
	Desvio Padrão	0,6	7,5
	Máximo	3,7	45,5
	Mínimo	2,0	27,0
	Número de dados	6	5

5.1.6 Microscopia

A microscopia foi utilizada para avaliar a estrutura dos flocos de lodo ativado e observar a microfauna presente no lodo biológico do tanque de aeração, com intuito de identificar os principais microrganismos presentes no sistema de tratamento. A Figura 26 apresenta os flocos de lodo ativado, os quais se mostraram bem formados e dispersos, com uma estrutura bem irregular. De acordo com Hoffmann *et al.* (2001), as características dos flocos dependem do tipo de aeradores empregados, da eficiência da mistura da massa líquida nos reatores biológicos, da composição do esgoto afluente, da carga de lodo e da atividade dos protozoários e metazoários no lodo ativado. É importante salientar que não foi possível verificar a presença de organismos filamentosos, corroborando com a hipótese de que a flotação ocorrida no decantador secundário é devida à liberação de nitrogênio gasoso durante o processo de desnitrificação.

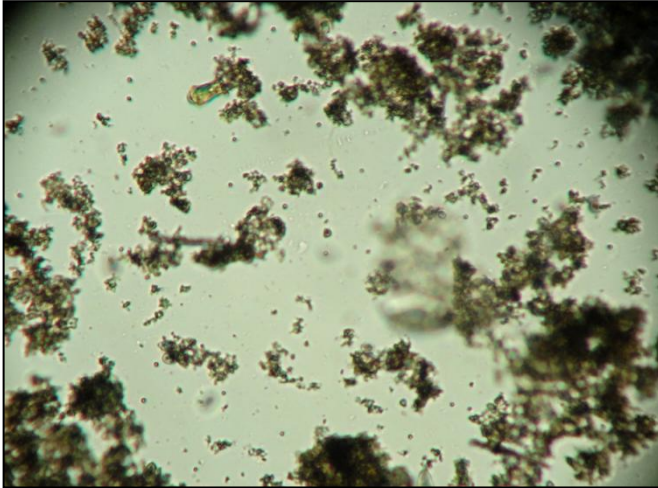


Figura 26 – Flocos de lodo ativado presentes no tanque de aeração (100x).

Em relação à microfauna, foi possível observar uma densidade superior de protozoários (Figuras 27 e 28), principalmente ciliados livres e ciliados fixos, como a *Vorticella sp.* Sant'Anna Jr (2010) reporta que os protozoários são frequentes nas comunidades microbianas dos processos de tratamento de efluentes, tendo um importante papel de indicadores da diversidade dessas comunidades. Ainda segundo o autor, os protozoários tem ação predadora sobre pequenas partículas de lodo, assegurando assim uma melhor clarificação do sobrenadante produzido quando da separação da biomassa da fase líquida. Além disso, de acordo com Gerardi (2010) a presença de protozoários ciliados serve como bioindicador de alta remoção de DBO.

As *Vorticellas sp* (Figura 28a) são protozoários sensíveis à falta de oxigênio e à presença de compostos tóxicos, portanto seu aparecimento indica condições estáveis (CANLER *et al.*,1999). A *Aspidisca sp.* (Figura 28c) é um organismo que se alimenta de bactérias e partículas em suspensão e indica a ocorrência do processo de nitrificação no sistema (CETESB, 1997). Segundo Hoffmann *et al.* (2001), este protozoário aparece em condições estáveis de funcionamento, com baixa carga orgânica e elevado oxigênio.

Também foi constatada a presença constante de micrometazoários, principalmente rotíferos (Figura 27b) os quais, segundo Branco (1986), promovem uma redução na turbidez do efluente tratado. De acordo com Sant'Anna Jr (2010), os rotíferos podem se

ancorar nos flocos e desempenhar importante papel na remoção de bactérias livres em suspensão. Além disso, quando presentes, os rotíferos indicam boa eficiência das condições aeróbias e de depuração (NUNES, 2011).

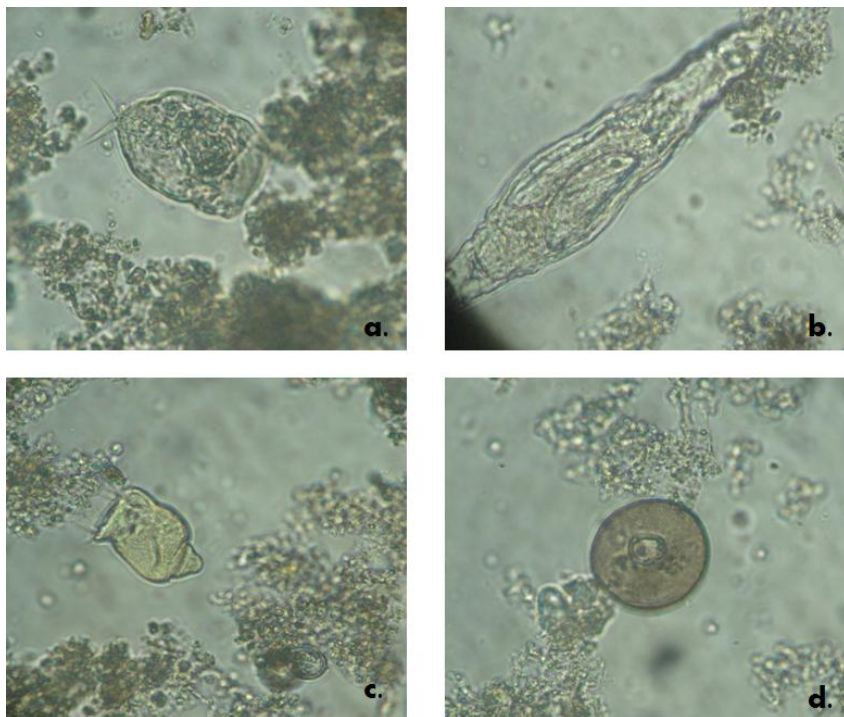


Figura 27 – a. Ciliado livre; b. Rotífero (400x); c. Ciliado livre; d. *Arcella* sp.(400x).

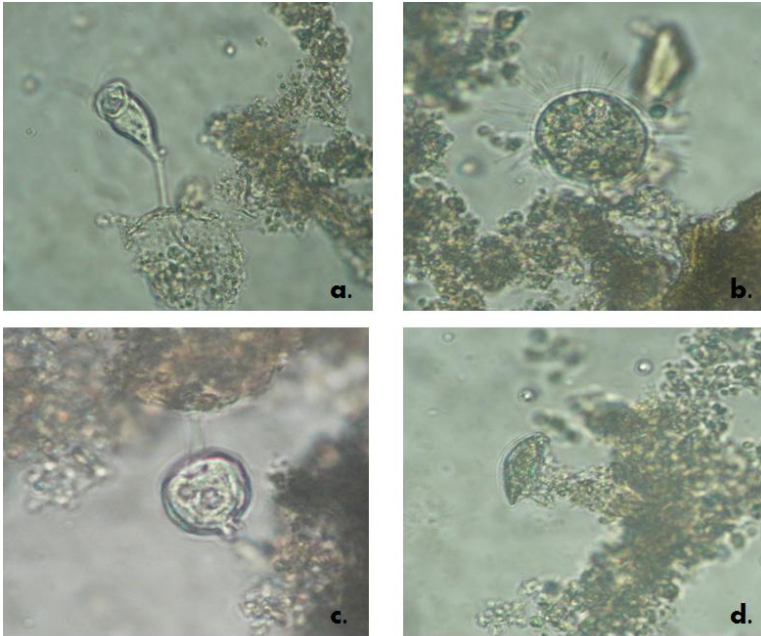


Figura 28 – a. *Vorticella* spp. (ciliado fixo); b. Ciliado livre; c. *Aspidisca* spp. (400x); d. Ciliado livre.

5.2 Alternativas de Melhoria da ETE

Uma das hipóteses do estudo é de que estaria ocorrendo o processo de desnitrificação ao final do sistema, no decantador secundário, evidenciado visualmente com o constante despreendimento de bolhas do fundo do decantador e com a flotação de flocos de lodo biológico, como é apresentado na Figura 29. Nos dias 11 de abril e 9 de junho ocorreu a flotação de boa parte do lodo do fundo do decantador para a superfície, formando uma camada entre 10 e 15 cm sobre a coluna de água, fortalecendo a ideia de que estaria ocorrendo despreendimento de gases N_2 , resultantes do processo de desnitrificação.

O segundo objetivo específico do estudo era propor uma readequação no sistema para que o processo de desnitrificação no decantador secundário fosse minimizado.



Figura 29 - Desprendimento de lodo do fundo do decantador secundário.

De acordo com USEPA (2010), uma das tecnologias disponíveis para remoção biológica de nitrogênio, utilizando sistema de Lodos Ativados e configurado para atuação dos processos de nitrificação e desnitrificação, é o modelo modificado proposto por Ludzack e Ettinger, conhecido como MLE (Modified Ludzack-Ettinger), sendo muito eficiente na utilização em tratamentos de esgotos domésticos (Figura 30).

O processo inicia com uma zona anóxica seguida por uma zona aeróbia, composta pela câmara anóxica e tanque de aeração respectivamente, seguidos por um decantador secundário. É no tanque de aeração que ocorre o processo de nitrificação com a oxidação do nitrogênio amoniacal e a remoção da DBO solúvel remanescente. No final da zona aeróbia, ocorre uma recirculação do licor misto, rico em nitrato, para a câmara anóxica onde ocorrerá o processo de desnitrificação, com a redução do nitrato a nitrogênio gasoso (USEPA, 2010). E no decantador secundário, ocorre também a recirculação do lodo ativado, que é bombeado até a zona anóxica, com uma razão de 50 a 100% do afluente (CERVANTES, 2009).

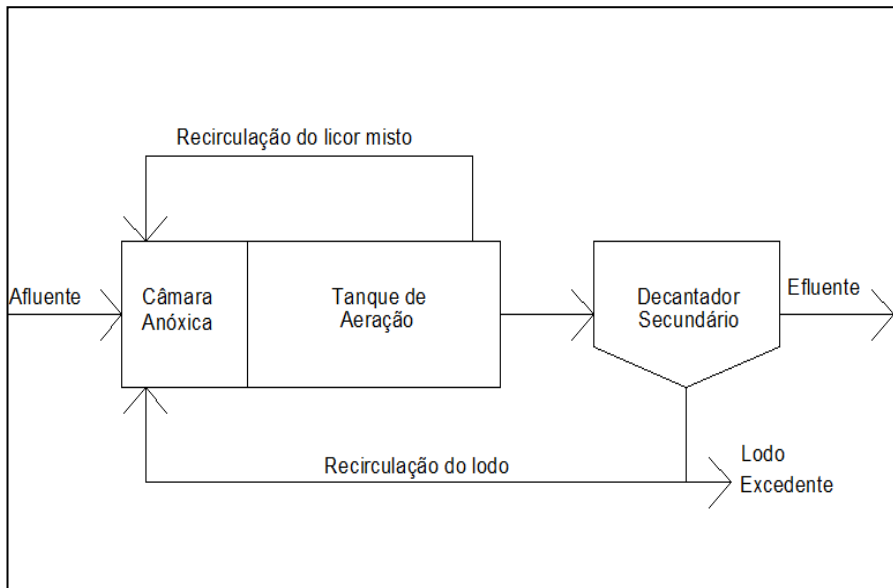


Figura 30 – Esquema de um sistema MLE (Modified Ludzack-Ettinger).

O sistema é muito parecido com a configuração da ETE em estudo, sendo necessária apenas a instalação de mais um sistema de recirculação, instalado no tanque de aeração. O sistema irá funcionar com bombas centrífugas e um conjunto de tubulações capazes de suportar a vazão necessária para a recirculação do licor misto do tanque de aeração, onde há a maior concentração de nitrato no efluente, e irá recalcar-lo diretamente para a entrada da câmara anóxica, para que o processo de desnitrificação seja eficiente.

6 CONCLUSÕES

A partir da avaliação do sistema conclui-se que o mesmo apresentou bons resultados na remoção de matéria orgânica carbonácea e de nitrogênio amoniacal, obtendo eficiências médias de remoção de 81% e 95%, respectivamente. Apesar da eficiência de remoção de $\text{DBO}_{5,20^\circ\text{C}}$ estar ligeiramente abaixo da faixa considerada ideal para sistemas de Lodos Ativados, este percentual representa uma ótima eficiência e atende aos padrões de lançamento vigente em legislação brasileira.

Quanto ao lodo biológico formado no tanque de aeração, este apresentou uma boa sedimentabilidade, com valor médio de IVL igual a $51 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1}$. Os sólidos sedimentáveis na saída da estação apresentaram valores médios igual a $0,1 \text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}$, sendo que 90% dos valores atenderam o exigido pela legislação brasileira.

Entretanto, a ETE compacta apresentou uma ineficiência no processo de desnitrificação, evidenciados pelas altas concentrações de nitrato na saída do decantador secundário. Esses valores indicaram que o processo de desnitrificação pudesse estar ocorrendo no fundo do decantador secundário, ocasionando problemas como a flotação do lodo. Para a solução do problema, foi proposta uma readequação no sistema, de modo a maximizar a eficiência de remoção dos compostos nitrogenados, com uma pequena modificação na estrutura da ETE, composta pela inserção de um sistema de recirculação do tanque de aeração para a câmara anóxica.

De maneira geral a ETE compacta se mostrou uma alternativa eficiente e econômica para o tratamento descentralizado de esgoto sanitário, se mostrando dependente de um acompanhamento técnico especializado.

7 RECOMENDAÇÕES

- ✓ Para estudos posteriores recomenda-se fazer o balanço de nitrogênio, com medidas mais frequentes de nitrito e nitrato para a verificação da ocorrência do processo de desnitrificação.
- ✓ As análises de fósforo devem ser realizadas periodicamente visto que é uma variável com limite máximo de lançamento especificado em leis brasileiras.
- ✓ Determinar a concentração de oxigênio dissolvido em todas as unidades da ETE compacta.
- ✓ Instalação de uma caixa de gordura na saída dos efluentes da cozinha com objetivo de minimizar os impactos causados pelos óleos e graxas no tratamento biológico.
- ✓ Vedar bem as caixas de passagem a fim de evitar a entrada de água da chuva nas tubulações de coleta de efluente, acarretando em aumentando de vazão de tratamento e diminuição na eficiência do tratamento com a diluição das concentrações.
- ✓ Realizar a limpeza manual das paredes internas do decantador secundário, utilizando equipamento adequado, de modo a desprender a massa biológica e diminuindo a ocorrência de condições anaeróbicas na região.
- ✓ Conscientizar a população que fará uso da estação para que não joguem sólidos grosseiros pelas tubulações.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEM SOBRINHO, P. Estudo dos fatores que influem no desempenho do processo de lodos ativados – determinação de parâmetros de projeto para esgotos predominantemente domésticos. Revista DAE, n.132, p. 49-85, 1983.

APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18ed., Washington, 1992.

BASSIN, J.P. Nitrificação de efluentes salinos em reatores de leito móvel com biofilme e biorreatores agitados. 2008. 210 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

BERANGER, M.A. Avaliação da Influência do pH na Respiração de Lodos Ativados. 2009. 216 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

BERNET, N., SPÉRANDIO, M. Principles of nitrifying processes. In: CERVANTES (editor), F.J. Environmental Technologies to Treat Nitrogen Pollution: Principles and Engineering. London: IWA Publishing, 2009, 23-39.

BRANCO, S.M. Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária. 3.ed. São Paulo: CETESB. 616p. 1986.

BRASIL. Resolução CONAMA n° 430/11, de 13 de maio de 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, 16 de maio de 2011, p. 89.

CANLER, J. P, PERRET. J.M, DUCHÈNE., P., COTTEUX, É. Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées. 1a. Ed., France, 1999.

CERVANTES, F.J. Environmental technologies to treat nitrogen pollution. Londres: Iwa Publishing, 2009. 428 p.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. Microbiologia de lodos ativados. São Paulo, 1997.

CETESB. Manual técnico da microbiologia para sistemas de lodos ativados operando com esgotos domésticos. São Paulo, SP, 1985

CORDI, L. *et al.* Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes: parâmetros físico-químicos e biológicos. Engenharia Ambiental, Espírito Santo do Pinhal, n. , p.97-115, jan./abr. 2008.

DA ROCHA, A.M.P. Identificação nebulosa da concentração de oxigênio dissolvido no tanque de aeração de uma estação de tratamento de esgotos por lodos ativados. 2003. 82f. Dissertação (Mestrado em Engenharia, área de Engenharia de Sistemas) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

GAUTHIER, F., NEUFELD, J.D., DRESCOLL, B.T., ARCHIBALD, F.S. Coliform bacteria and nitrogen fixation in pulp and paper mill effluent treatment systems. Appl. Environ. Microbiol, n.,2000.

GERARDI, M.H. An operator's guide to protozoa and their role in the activated sludge process. Public Works, July, 1986. 44-47/90-92 p.

GERARDI, M. H. Troubleshooting the Sequencing Batch Reactor. 1ª Edição. New Jersey (USA): John Wiley & Sons. 2010.

HACH COMPANY,1998. Procedures Manual for DR/2010 Spectrophotometer. 4 ed. Colorado, USA.

HENZE, M., HARREMOËS, P., JANSEN, J.L.C., ARVIN, E. Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes. 2. Ed., Springer, 1997.

HENZE, M. Basic biological processes. In Wastewater treatment – Biological and Chemical Processes. Springer. 2002. p. 65–129.

HOFFMANN, H., PELLIZZARO BENTO, A., PHILIPPI, L.S., BELLI FILHO, P. Utilização da imagem microscópica na avaliação das condições de operação - uma aplicação da experiência da Alemanha em

estações de tratamento no Brasil. In: 21º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA AMBIENTAL. Anais... ABES, João Pessoa, 2001. CD ROM.

HORAN, N. Identification and classification of protozoa from wastewater treatment plants. In: Sanitary Microbiology, Leeds. Speaker's notes. 17p. 1989.

IBGE. Pesquisa nacional de saneamento básico. Rio de Janeiro: IBGE, 2008.

JENKINS, D. *et al.* Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming. 2. ed. [s. L.]: Lewis Publishers, 1993. 193 p.

JORDÃO, E.P., PESSÔA, C.A. Tratamento de esgotos domésticos. 4.ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005. 932 p.

LEVY, A.L.L.. Modelagem e análise de sensibilidade do processo de tratamento de lodo ativado com reciclo. 2007. 149 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Do Rio De Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

LUDZACK, F.J., ETTINGER, M.B. Controlling Operation to Minimize Activated Sludge Effluent Nitrogen. Journal of the Water Pollution Control Federation (JWPCF), 34(9):920-931, 1961.

MADONI, P.. A Sludge Biotic Index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis. Water Research, , v.28, n.1, p. 67-75, 1994.

MEDEIROS, D.R. Eficiência, sedimentabilidade e composição da microfauna de sistemas de lodos ativados de fluxo contínuo e em batelada, removendo nitrogênio. 2005. 153 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

METCALF & EDDY. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4.ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

NUNES, J.A. Tratamento biológico de águas residuárias. 2ª edição. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade, 2011. 273 p.

NUNES, J.A. Tratamento físico-químico de águas residuárias industriais. 4ª edição revista e ampliada. Gráfica Editora J. Andrade. Aracaju-SE. 298 p. 2004.

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico: Conservação de Água e Energia. Desenvolvimento e avaliação de processos para o uso de fontes alternativas de água visando à sua conservação. Luiz Sérgio Philippi (Coordenador). ABES: Rio de Janeiro, 2009.

SANT'ANNA JR., G.L. Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações. Rio de Janeiro: Interciência, 2010. 398 p.

SEDLAK, R. Phosphorus and nitrogen removal from municipal wastewater: principles and practice. 2.ed. New York: Lewis Publishers, 1991240p.

SILVA FILHO, H.A. Nitrificação em sistemas de lodo ativado. 2009. 135 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

SOUSA, V.P., CHERNICHARO, C.A.L.. Sistema compacto de tratamento de esgotos domiciliares composto de tanque séptico modificado e reatores anaeróbios híbridos operando em série. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23., 2005, Campo Grande. Anais... . Campo Grande: ABES, 2005. p. 1 - 8.

SOUSA, J.T., FORESTI, E. Utilização de lodo anaeróbio como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande – PB, v.3, n.1, p. 69-73, 1999.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Manual Nitrogen Control. EPA/625/R-93/010, 1993.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. Nutrient control design manual. EPA/600/R-10/100, 2010.

VAN HAANDEL, A.C., MARAIS, G.O. O comportamento do sistema de lodo ativado – teoria e aplicação para projeto e operação. Campina Grande: Epgraf, 1999. 472 p.

VAN HANDEL, A.C., EKAMA, G.A.; MARAIS, G. The activated sludge process – 3 single sludge denitrification. Water Research, c.15, n.10, pp.1135-1152, 1981

VAZOLLER, R.F., GOMES, L.P., VILLAS-BOAS, D.M., BALDOCHI, V.M.Z., BADRA, R.J., POVINELLI, J. Biodegradability potential of two experimental landfills in Brazil. Brazilian Journal of Microbiology, v. 32, p. 87-92, 2001.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.1. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2005. 452 p.

VON SPERLING, M. Lodos Ativados – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.4. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 2002. 428 p.

VON SPERLING, M. Princípios Básicos de Tratamento de Esgotos – Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.2. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade de Minas Gerais, 1996. 211 p.

WAGNER, J. Desenvolvimento de grânulos aeróbios e tratamento de esgoto doméstico em um reator em bateladas sequenciais (RBS) sob diferentes condições operacionais. 2011. 213 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2011.

WIKIMEDIA COMMONS. Disponível em:
<http://commons.wikimedia.org/wiki/File:SantaCatarina_Municip_TresBarras.svg> Acesso em: Maio de 2012.

WUHRMAN, K. Nitrogen Removal in Sewage Treatment Processes. Verhandlungenden Internationalen Verein Limnologie, 15:580-596, 1964.

