

MARINA DOMINGOS BRANDÃO

**AVALIAÇÃO OPERACIONAL DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA DE PAPEL**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Civil,
para obtenção do título de *Magister
Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2014

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

Brandão, Marina Domingos, 1987-
B817a Avaliação operacional da estação de tratamento de efluentes
2014 de uma indústria de papel / Marina Domingos Brandão. –
Viçosa, MG, 2014.
x, 75f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexo.

Orientador: Ann Honor Munteer.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.59-66.

1. Papel - Indústria. 2. Processos de fabricação. 3. Indústria da celulose - Papel. 4. Lagoa aerada. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Civil. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. II. Título.

CDD 22. ed. 676.23

MARINA DOMINGOS BRANDÃO

**AVALIAÇÃO OPERACIONAL DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO
DE EFLUENTES DE UMA INDÚSTRIA DE PAPEL**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Viçosa, como
parte das exigências do Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Civil,
para obtenção do título de *Magister
Scientiae*.

APROVADA: 20 de janeiro de 2014.

Cláudio Mudado Silva

Antônio Teixeira de Matos

Ann Honor Munteer
(Orientadora)

Aos meus pais Ronaldo e Maria.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, Aos meus pais pelo apoio incondicional. À minha família pelos incentivos. À Professora Ann pela orientação, confiança, dedicação, compreensão e, sobretudo pela grande contribuição para realização desse trabalho.

Um agradecimento à SANTHER GV pela oportunidade da realização da pesquisa, em especial ao Jair Silva e Maycon Freitas por todo apoio fornecido durante os trabalhos. A toda equipe de operadores da ETE: Gênises, Wilson, Fábio, Vander, Ivan pela contribuição nos monitoramentos e amostragens. Ao “Irmão”, “da lua”, Fabrício pelo apoio para realização dos monitoramentos.

Ao Deílson e José Carlos pela orientação e grande apoio nos testes de DQO.

Aos colegas de curso pela amizade e incentivo.

Ao Alexandre Landim pela oportunidade, incentivo, apoio e bons momentos de discussão sobre o tema a ser abordado.

A Larissa, Maria Luiza, Elisa, Debora, Eduarda, Mari, Carol, João Felipe e Fernando, pelas contribuições e incentivos neste trabalho.

Àqueles que direta ou indiretamente contribuíram na execução deste trabalho, meu sincero muito obrigado.

BIOGRAFIA

MARINA DOMINGOS BRANDÃO, filha de Ronaldo Carlos Brandão e Maria Aparecida Domingos Brandão, nasceu à 19 de outubro de 1987, em Ipatinga - Minas Gerais.

Em fevereiro de 2006, iniciou o curso de Engenharia Sanitária e Ambiental no Centro Universitário do Leste de Minas Gerais, diplomando-se, em dezembro de 2010. Durante o curso, em setembro de 2009 iniciou o estágio em uma consultoria ambiental em Ipatinga, ABL Consulting, onde permanece até hoje executando processos de licenciamento ambiental.

Em fevereiro de 2011 iniciou os estudos na Universidade Federal de Viçosa como estudante não-vinculado e em agosto de 2011 iniciou o Programa de Mestrado em Engenharia Civil, com ênfase em Saneamento Ambiental, na Universidade Federal de Viçosa, submetendo-se à defesa de dissertação em janeiro de 2014.

SUMÁRIO

LISTA DE SIGLAS E ABREVIações	vii
RESUMO	viii
ABSTRACT	x
1 INTRODUÇÃO	1
2 OBJETIVOS	3
2.1 Objetivo Geral	3
2.2 Objetivos Específicos	3
3 REVISÃO DE LITERATURA	4
3.1 A indústria de celulose e papel	4
3.2 Efluentes da indústria de celulose e papel	6
3.3 Tempo de detenção hidráulica	8
3.4 Medição de Vazão	9
3.5 Lagoa aerada de mistura completa seguida por lagoa de decantação	11
3.6 Oxigênio Dissolvido (OD)	13
3.7 Cinética	14
3.8 COD e Absorvância	17
3.9 Legislação referente a lançamento de efluentes	18
3.10 Toxicidade	20
3.11 Estudo de caso: SANTHER S/A	23
4 MATERIAL E MÉTODOS	32
4.1 Vazão e determinação do tempo de detenção hidráulica (TDH)	32
4.2 Determinação de OD e DP	34
4.3 Caracterização do efluente	36
4.4 Cinética – Determinação do k	38
4.5 COD e Absorvância	38
4.6 Escurecimento da lagoa de decantação	39

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.1 Medição de vazão e TDH.....	40
5.2 OD e DP.....	41
5.3 Caracterização físico-química.....	47
5.4 Caracterização ecotoxicológica	52
5.5 Cinética de remoção da matéria orgânica.....	52
5.6 COD, Absorvância e SUVA.....	54
5.7 Escurecimento da lagoa de decantação	55
6 CONCLUSÕES e RECOMENDAÇÕES.....	57
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59
8 ANEXO.....	667

LISTA DE SIGLAS E ABREVIações

COD: carbono orgânico dissolvido

DBO: demanda bioquímica de oxigênio

DP: densidade de potência (W/m^3)

DQO: demanda química de oxigênio

$K_{20^\circ C}$: coeficiente de remoção de matéria orgânica solúvel para a temperatura de 20 °C (1/d)

K: coeficiente de remoção de matéria orgânica solúvel (1/d)

W: Watts

OD: oxigênio dissolvido

Q: vazão

S: concentração de DBO solúvel efluente (mg/L)

S_0 : concentração de DBO total afluente (mg/L)

SST: sólidos em suspensão totais (mg/L)

SUVA: *Specific Ultraviolet Light Absorbance*

TDH ou t: tempo de detenção hidráulica (d)

RESUMO

BRANDÃO, Marina Domingos, M.Sc. Universidade Federal de Viçosa, janeiro de 2014. **Avaliação operacional da estação de tratamento de efluentes de uma indústria de papel.** Orientadora: Ann Honor Mounteer.

Na indústria de papel há grande consumo de água em seus processos, o que gera grande emissão de águas residuárias com diferentes características. Normalmente, essas indústrias tratam seus efluentes por processos biológicos como lodos ativados e lagoas aeradas. Os sistemas de tratamento por lagoas aeradas são classificados como aeradas facultativas ou de mistura completa, em função da densidade de potência dos equipamentos de aeração. O presente estudo analisa o desempenho de uma lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de decantação da fábrica de papel SANTHER, situada em Governador Valadares-MG. Verificou-se a atual situação do sistema de tratamento com relação à vazão, tempo de detenção hidráulica, densidade de potência, temperaturas e disponibilidade de oxigênio dissolvido, fornecido por 9 aeradores. Utilizando-se o método volumétrico de medição de vazão foi medida uma vazão de 2419 m³/dia, e os TDH's de 8,76 e 1,87 dias para as lagoas de aeração e decantação, respectivamente. As temperaturas não apresentaram grandes variações no interior de cada lagoa, os aeradores indicaram densidade de potência de 3,12 W/m³, valor próximo ao mínimo recomendado, e OD com concentrações na superfície da lagoa de aeração superiores ao mínimo recomendado, porém, próximo ao fundo da lagoa, foram constatados teores de OD na faixa de 0 a 2,0 mg/L. Foi realizada uma caracterização físico-química do efluente e comparado aos padrões de lançamento de efluentes vigentes nos Estado de Minas Gerais. As eficiências de remoção de DQO, DBO, SST e óleos e graxas foram de 82%, 83%, 95% e 84%, respectivamente. Nitrogênio e fósforo apresentaram-se em excesso no efluente da lagoa aerada. O efluente final não apresentou toxicidade aguda à *Daphnia similis* e nem toxicidade crônica à *Ceriodaphnia dubia*. O valor do coeficiente da DQO solúvel estimado para a lagoa aerada de mistura completa foi de 0,23/d. A absorvância ultravioleta específica (SUVA₂₅₄) aumentou ao longo do sistema de tratamento, enquanto os valores de UV₂₅₄/UV₂₈₀ permaneceram constantes. O estudo também analisou a ocorrência de escurecimento e geração de odor na lagoa de decantação, em que os

episódios foram associados a falta de oxigênio na lagoa desencadeando a condição de anaerobiose.

ABSTRACT

BRANDÃO, Marina Domingos, M.Sc. Universidade Federal de Viçosa, January, 2014. **Evaluation of operating conditions a paper mill wastewater treatment plant.** Adviser: Ann Honor Munteer.

In the pulp and paper industry there is a large consumption of water in their processes which are directly linked to the issue of wastewater and characteristics of these effluents . Normally these industries treat their effluents by biological processes such as activated sludge and aerated lagoons . The treatment system aerated lagoons are classified as optional or complete mixing due to the power density of the aeration equipment . This study analyzes the performance of a complete-mix aerated lagoon followed by decantation pond of Santher paper mill located in Governador Valadares, Minas Gerais. Checks the current status of the treatment system with respect to flow, hydraulic detention time (HDT), power density, temperature and the availability of dissolved oxygen (DO) provided by nine aerators. The volumetric flow measurement method was used to determine a rate of 2419 m³/day, with corresponding and TDH's of 8.76 and 1.87 for the aeration and settling ponds, respectively. The temperatures did not exhibit large variations within each pond, the aerators indicated power density of 3.12 W/m³, a value close to the recommended minimum degree, and DO concentrations on the surface of the pond aeration above the recommended minimum, yet close the bottom of the pond, DO levels were observed in the range of 0 to 2.0 mg/L.. Physico-chemical characterization of the effluent was performed and compared to standards for effluent discharge in force in the State of Minas Gerais. Removal efficiencies of COD, BOD, TSS and oil and grease were 82%, 83%, 95% and 84%, respectively. Nitrogen and phosphorus were found in excess in the lagoons. The final effluent did not present acute toxicity to *Daphnia similis* or chronic toxicity to *Ceriodaphnia dubia*. The soluble COD removal coefficient for the complete mix aerated lagoon was estimated to be 0,23/day. Specific ultraviolet absorbance (SUVA₂₅₄) of the effluent decreased at each stage of treatment, while UV₂₅₄/UV₂₈₀ values remained constant throughout the system. The study also examined the occurrence of browning and odor generation in the settling pond, where the episodes were associated with lack of oxygen in the pond triggering anaerobic condition.

1 INTRODUÇÃO

Um sistema de tratamento de efluentes deve ser visto como uma indústria, transformando matéria-prima (esgoto bruto) em um produto final. Em uma indústria, antes de se arquitetar um projeto de uma ETE, é necessário conhecer a vazão e a composição dos efluentes gerados nos diferentes processos, bem como, a variação dessas características ao longo do tempo.

A indústria papelreira em seu processo produtivo, consome grande quantidade de água, sendo a vazão efluente muito variável, pois está relacionada ao processo de fabricação utilizado e à capacidade produtiva empregada.

As águas residuárias, após o tratamento, para lançamento em corpos d'água receptores, devem atender aos padrões preconizados na legislação. No Brasil, a Resolução em vigor é a CONAMA número 357 de 2005, complementada pela Resolução CONAMA número 430 de 2011. No estado de Minas Gerais também vigora a Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG número 01 de 2008.

A maioria das indústrias de papel e celulose usa processos biológicos como lodos ativados e lagoas aeradas como tratamento final das águas residuárias. Esses tratamentos são eficazes na remoção de sólidos suspensos e compostos orgânicos biodegradáveis, entretanto, quando aplicado como única alternativa de tratamento, muitas vezes, não atendem aos padrões de emissão dos corpos receptores e adequações do efluente para reuso.

Os efluentes das indústrias de papel são fontes de poluição significativas para as águas, o lançamento desses despejos *in natura* gera inconvenientes, como por exemplo, alterações nos corpos hídricos como aumento de turbidez, diminuição do oxigênio dissolvido, o desprendimento de odores desagradáveis, mortandade de peixes dentre outros impactos.

As condições meteorológicas e climáticas do Brasil são geralmente muito favoráveis ao processo de tratamento por lagoas de estabilização. Considerando também a disponibilidade de grandes extensões de áreas ainda existente nas proximidades como outro quesito que contribui para aplicação desse tipo de sistema no tratamento de efluentes.

A correlação das constantes de degradação, tempo de detenção hidráulica e concentrações afluentes e efluentes vai depender do tipo de comportamento hidráulico que ocorre no reator e tem implicações diretas no seu dimensionamento, eficiência e equilíbrio operacional.

A presente pesquisa teve como objetivo avaliar o sistema de tratamento de efluentes de uma fábrica de papel localizada em Governador Valadares-MG, que consiste em uma lagoa de aeração seguida por uma lagoa de decantação.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho foi diagnosticar uma estação de tratamento de efluentes de uma fábrica de papel que possui como tratamento um sistema de lagoas aeradas.

2.2 Objetivos Específicos

- Determinação dos tempos de detenção hidráulica (TDH) reais de cada unidade de tratamento, sob condições normais de operação;
- Avaliação do perfil de oxigênio dissolvido nas lagoas e verificação da densidade de potência (DP) na lagoa de aeração;
- Análise da cinética de remoção da matéria orgânica e determinação da velocidade específica de degradação, k ;
- Avaliação da toxicidade do efluente tratado;
- Verificar possíveis causas das ocorrências do escurecimento e odor na lagoa de decantação.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 A indústria de celulose e papel

Fabricação de papel é uma tecnologia que tem desenvolvido muito nos últimos anos. Progressos significativos têm sido feitos em todas as áreas da fabricação de papel, incluindo matérias primas, tecnologia de produção e controle de processos. Entretanto, observa-se que independentemente da natureza do processo de fabricação da polpa, que pode ser química, mecânica ou reciclada, o tipo de madeira utilizada, madeira de fibra longa ou fibra curta, os conceitos da fabricação de papel são similares. (JOHAN GULLICHSEN; HANNU PAULAPURO, 2000).

A matéria prima mais utilizada nos últimos anos na produção de papel e celulose tem sido a madeira, oriunda de espécies de pinus e eucalipto. O Brasil conta com condições climáticas favoráveis para a cultura desse tipo de matéria prima, atingindo a produção de 40,7 m³/(ha.ano) de eucalipto e 40,1 m³/(ha.ano) de pinus. A produção de papel pode se dar a partir de matéria-prima proveniente de madeira de floresta plantada, no caso a celulose, da reconstituição da polpa de papel reciclado, de aparas, ou de combinação de dessas (ABRAF, 2013).

De acordo com o tipo de papel a ser produzido, a celulose é submetida a tratamentos especiais antes de ser processada na fábrica de papel. Papéis destinados à escrita, por exemplo, necessitam ter um padrão capaz de conferir, à folha, uma característica absorvente e áspera, na medida certa para o uso de caneta e lápis. Já no caso dos papéis para embalagens, os principais objetivos são rigidez e resistência (BRACELPA, 2013).

O processo produtivo envolve a transformação de uma mistura de material fibroso e cargas minerais, que dão características de coesão às fibras. O material fibroso pode ser celulósico ou não; no caso da celulose, usa-se fibra virgem (cuja produção pode estar integrada ou não) ou papel usado reciclável (JORGE *et al.*, 1993).

O processo de fabricação se resume em: exploração da matéria prima, descascamento da madeira, cavaqueamento, classificação dos cavacos,

cozimento ou polpação, refino/depuração - remoção de lignina, lavagem da polpa, branqueamento, lavagem da polpa branqueada, homogeneização, prensagem e secagem da folha de papel. No processo polpeamento as estruturas da madeira são rompidas e as fibras são separadas. Nesses processos são aplicadas algumas soluções químicas como o NaOH, Na₂S, Na₂SO₃ e Na₂CO₃, que auxiliam no processo de desfibramento da madeira, que contribuem na geração de impactos potenciais ao meio ambiente (ABRAF, 2013).

O mercado papelero pode ser fracionado em seis segmentos: papel de imprensa (*newsprint*), papéis de imprimir e escrever, embalagens de papel e papelão, papéis para fins sanitários (*tissue*), cartões e cartolinas e papéis especiais (JORGE *et al.*, 1993).

O Brasil é considerado grande produtor de papel e nos últimos dez anos, aumentou sua produção em 27,0%, com crescimento médio de 2,7% ao ano, acompanhando as mudanças na economia brasileira. No ano de 2010, o setor brasileiro posicionou-se como 10º produtor mundial de papel e, em 2012, produziu 10,3 milhões de toneladas do produto (BRACELPA, 2013).

O processo de produção de celulose e papel é visto como um dos maiores poluidores ambiental, sendo responsável por uma série de impactos ambientais, incluindo com a geração de poluentes atmosféricos, águas residuárias e resíduos sólidos. Sendo a geração dos efluentes industriais o mais preocupante, devido ao grande volume gerado (BRACELPA, 2013).

Segundo Hoglund (1999), o consumo de água na produção de papel e celulose pode variar de acordo com a operação da indústria, entre 15 m³/t de papel em indústrias mais modernas, a 100 m³/tonelada de papel, em indústrias mais antigas. O consumo de água em fábricas de produção papel nos Estados Unidos está na faixa de 11,3 a 37,8 m³ de água/t de papel (NCASI, 2013). De acordo com Arantes *et al.* (2000), nos Estados Unidos, uma fábrica de papel com máquinas de diferentes configurações (forma redonda, mesa plana e mista) e fabricando 22 tipos diferentes de papel proporciona consumo de 20,8 m³ de água/t de papel.

Bachmann (2009) realizou um levantamento em 28 fábricas de papel brasileiras, considerando a produção de diferentes tipos de papéis e os

correspondentes consumos específicos de água (CEA), estando os resultados apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Consumo Específico de Água (CEA) em Fábricas de Papel no Brasil

Tipo de Papel	CEA, m³/t
<i>Tissue</i>	15,7 – 23,5
Escrever	6,7 – 22,8
Imprimir	12,4 – 61,1
Cartão	18,6 – 42,3
Embalagem	3,4 – 91,3
Outros	36,1 – 90

FONTE: BACHMANN (2009)

3.2 Efluentes da indústria de celulose e papel

Na indústria de celulose e papel, as características dos efluentes gerados variam de acordo com do tipo de processo produtivo, tipo de madeira utilizada, tecnologia aplicada, práticas de gerenciamento, recirculação de efluentes e quantidade de água utilizada no processo (POKHREL e VIRARAGHAVAN, 2004). A quantidade de água utilizada está diretamente relacionada com a geração/emissão de efluentes, no entanto o potencial poluidor está associado a forma de operação da fábrica e ao grau de fechamento de circuitos que o processo possui (SPRINGER *et al.*, 2000).

As águas residuárias provenientes do processo de fabricação de papel (fábricas não integradas) possuem menor carga poluidora que as provenientes de fábrica integradas (produção de celulose e papel). Nas fábricas integradas ocorrem as etapas mais críticas para a produção da celulose, matéria-prima básica da indústria do papel: o cozimento com produtos químicos, com o intuito de separar a celulose da lignina e demais componentes vegetais; e o branqueamento da celulose, processo que envolve várias lavagens para retirar impurezas e clarear a pasta que será usada para fazer o papel. Essas etapas são responsáveis pela geração de um efluente com características ácidas, valores elevados de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos dissolvidos e cloro (FONSECA *et al.*, 2003).

O efluente de uma indústria de papel não integrada é composto, basicamente, pelas fibras que escapam do processo, compostas de aparas e pasta mecânica. As perdas de fibras no processo acarretam prejuízos

econômicos. Geralmente essas fibras perdidas são separadas das águas residuárias por técnicas de tratamento primário (flotadores ou decantadores) e podem ser comercializadas para servirem como fonte de matéria prima para fabricação de miolo de papel, caixa de ovos, caixas de papelão, cantoneiras de papel, enfim, na fabricação de papéis menos nobres (ALMEIDA e VIDAL, 2008).

Nas fases de prensagem e secagem do processo produtivo é originado um efluente denominado de água branca, essa água branca contribui com cerca de 700 a 1400 mg/L de DBO e de 1900 a 3200 mg/L de DQO, rico em fibras celulósicas, cetona, resíduos de cola, agentes branqueadores, corantes e amido (LACORTE *et al.*, 2003).

O elevado consumo de água no processo produtivo culmina em elevada diluição das águas residuárias. Normalmente, quanto mais finas são as classes de papel produzidas, maior é o consumo de água e, conseqüentemente, maior a diluição das águas residuárias industriais (FONSECA *et al.*, 2003).

Hoje em dia, há um grande empenho para obtenção de máxima recirculação de água nas máquinas de papel e no projeto e manuseio/operação das plantas de papel e celulose deve-se priorizar, ao máximo, a contenção das águas descartadas do processo. A recirculação de águas do processo colabora para a diminuição de custos e para a preservação ambiental (MICHALSKI, 2004).

Nos sistemas de tratamento de efluentes, o crescimento dos microrganismos é um processo dinâmico que demanda energia química e nutrientes para a síntese dos compostos celulares e a manutenção das células. As indústrias de celulose e papel utiliza-se a adição de fósforo (P) e nitrogênio (N) ao efluente para melhor eficácia do tratamento, sendo a matéria orgânica nele presente referência para o cálculo da relação N:P (CETESB, 2009).

O fósforo constitui-se em um dos fundamentais nutrientes para os processos biológicos, ou seja, é um dos denominados macro-nutrientes, por ser demandado também em grandes quantidades pelas células. Nos processos de tratamentos aeróbios, uma relação DBO:N:P mínima de 100:5:1 é exigida. Alguns efluentes industriais apresentam concentrações muito baixas de N e P, sendo necessária a adição desses nutrientes para proporcionar aumento na atividade microbiana.

Ainda por ser nutriente para processos biológicos, o excesso de nitrogênio e fósforo em efluentes industriais acarreta episódios de eutrofização das águas naturais, quando as descargas de nutrientes são muito fortes, dá-se o florescimento muito intenso de gêneros que predominam em cada situação em particular. O crescimento excessivo de populações de algas pode trazer prejuízos aos usos dessas águas, afetando o abastecimento público ou causando poluição por morte e decomposição.

As relações DQO/DBO ou DBO/DQO apresentam informações importantes sobre a natureza de um efluente, fornecendo uma ideia do grau de biodegradabilidade de um despejo. Para efluentes que contém apenas poluentes biodegradáveis, a DQO e DBO devem apresentar valores próximos. Já no caso de efluentes com teores de poluentes não-biodegradáveis, a diferença entre DQO e DBO se acentua (DEZOTTI, 2008).

Segundo Von Sperling (2005), a relação DQO/DBO menor do que 2,5 indica que o despejo pode potencialmente ser tratado por processos biológicos e, de acordo com Jordão e Pessôa (2009) valores elevados na relação DQO/DBO são indicativos de despejos industriais menos facilmente biodegradáveis. Na indústria de celulose e papel, a razão DQO/DBO está na faixa de 3 a 5 (DEZOTTI, 2008).

Para Metcalf e Eddy (2003) quanto mais a relação DBO/DQO se aproximar de unidade, mais fácil é a tratabilidade biológica do efluente. Normalmente, quando esta relação é menor que 0,3 o tratamento biológico não é mais eficiente, sendo que a relação muito baixa indica a presença de produtos orgânicos resistentes à degradação ou produtos tóxicos aos microrganismos.

Os tratamentos de efluentes mais empregados na indústria de celulose e papel são os sistemas de tratamentos biológicos, especialmente lagoas aeradas e lodos ativados, por se tratarem de sistemas eficientes na remoção da matéria orgânica biodegradável, mas que apresentam limitações para a remoção da matéria orgânica recalcitrante (ARAUJO *et al.*, 2009).

3.3 Tempo de detenção hidráulica

A eficiência de unidades de tratamento de águas residuárias está sujeita a contribuição de vários fatores, diretamente relacionados às operações e

processos, que nelas devam ocorrer. Como exemplo, a eficácia de remoção de partículas em decantadores é dependente da relação entre a velocidade de sedimentação dessas partículas e a taxa de escoamento superficial do líquido. Nos processos químicos a eficiência depende, dentre outros fatores, das propriedades químicas dos reagentes, das características físico-químicas do fluido a ser tratado, do tempo de reação e das características dos produtos a serem formados. E da mesma maneira acontece na eficiência de processos biológicos, vão de acordo com a natureza e composição dos substratos presentes no afluente, das características e concentração da biomassa presente nos reatores, das condições ambientais tais como pH, temperatura, presença de nutrientes, tempo de contato entre substrato e biomassa e dos fenômenos que regem o transporte de substrato às células (VON SPERLING, 2005).

Os parâmetros geralmente utilizados no dimensionamento de unidades de tratamento de efluentes são obtidos empiricamente, através de pesquisas experimentais em escala laboratoriais piloto e protótipo; ou através das experiências com a operação de unidades em escala natural. Um dos parâmetros mais importantes no dimensionamento dessas unidades de tratamento é o tempo médio de detenção hidráulica (TDH). Conceitualmente, o TDH representa o tempo médio de permanência das moléculas de água em uma unidade de tratamento, alimentada continuamente, a fim de proporcionar a degradação da matéria orgânica solúvel. Tempos de detenção acima ou abaixo do adequado causam decréscimo significativo de rendimento, ou mesmo o colapso do processo no caso de alguns reatores biológicos.

De acordo com Jordão e Pessôa (2009), há um tempo de detenção mínimo abaixo do qual a lagoa aerada tem o seu desempenho seriamente afetado. Por outro lado, trabalhos de pesquisa em laboratório e medições em escala real indicam que, após certo tempo de detenção, é negligenciável seu efeito na remoção da matéria orgânica solúvel.

3.4 Medição de Vazão

Há uma variedade de métodos para medição de vazão em condutos livres, ou seja, nos quais o escoamento ocorre sob pressão atmosférica, sendo sua escolha dependente dos seguintes fatores: precisão requerida,

permanência da estrutura de medida, economia, simplicidade de operação e perdas provocadas pela própria estrutura (ELÍAS; MOJARRO, 2001; VÁSQUEZ *et al.*, 2012).

Para que uma medição de vazão de um fluido seja considerada confiável e precisa, é indispensável uma correta engenharia que envolve a seleção do instrumento de medição, a sua instalação, a sua operação, a sua manutenção e a interpretação dos resultados obtidos (ELÍAS; MOJARRO, 2001).

A vazão dos efluentes líquidos/água está diretamente relacionada com o tempo de funcionamento de cada linha de produção e com as características do processo, da matéria-prima e dos equipamentos, podendo ser constante ou variada.

Em uma abordagem geral, a maior parte dos métodos de medição de vazão é baseada na variação do nível de água, no caso de condutos livres, ou ainda na variação da pressão, no caso dos condutos forçados (VÁSQUEZ *et al.*, 2012 *apud* LEOPOLDO; SOUZA, 1979).

De acordo com Arruda *et al.* (2005), os aspectos relacionados à vazão exercem influência notável sobre a comunidade biológica do reator de tratamento de efluentes, ora por modificarem o tempo de detenção hidráulica e a capacidade de diluição, ora por induzirem mudanças ambientais de resistência ou de estímulo à sobrevivência das diversas populações presentes. Por exemplo, a associação de elevada vazão horária, com alta concentração de matéria orgânica pode induzir uma condição de baixa concentração de oxigênio que atua como fator de resistência ambiental para o desenvolvimento de determinadas populações. Podem ocorrer, também, entre outros efeitos, alterações na turbidez, na turbulência e no comportamento hidrodinâmico em geral. Reatores biológicos com curtos períodos de detenção hidráulica são mais sujeitos à influência das variações de vazão, a qual pode ser considerada um dos mais importantes fatores abióticos de sistemas biológicos de tratamento de esgotos.

3.4.1 - Método flutuador

Segundo a NBR 13403 (1995), o método para medição de vazão por meio de um flutuador consiste em medir a velocidade média de um objeto flutuante deslocar-se em um trecho de comprimento conhecido e determinar a

seção média do referido trecho. É um método indireto que emprega a relação velocidade/área.

A vazão medida por flutuadores incide na determinação da velocidade de deslocamento de objetos que flutuem na água. Conhecendo-se a área média da seção onde se conduz a medição, é possível determinar a vazão (JUNIOR; RODRIGUES, 2008).

É indicado para pré-avaliação por ser um método rápido, mas também precário, devido à necessidade de aplicação de um coeficiente, de determinação incerta, para se obter a velocidade média na seção. É considerado um método de operação simples que pode ser aplicado a todas as vazões, sendo seu custo de instalação baixo (NBR 13403, 1995).

3.4.2 – Método Volumétrico

Um dos métodos mais simples, práticos, preciso e barato de se medir a vazão é o volumétrico, que consiste na marcação do tempo para um fluido preencher um volume conhecido. A razão deste volume pelo tempo é a vazão. É importante conciliar o volume do recipiente com a vazão esperada e deve-se ter facilidade para instalação do recipiente coletor. Método não aplicável para medições contínuas de vazão (NBR 13403, 1995).

3.5 Lagoa aerada de mistura completa seguida por lagoa de decantação

Segundo Von Sperling (2002), os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento de águas residuárias. Há diversas variantes dos sistemas de lagoas de estabilização, com distintos níveis de simplicidade operacional e requisitos de área, sendo o sistema de lagoas aeradas de mistura completa e de decantação as de interesse na presente pesquisa.

Construtivamente, as lagoas aeradas assemelham-se às lagoas de estabilização facultativas. São obras de terra com o objetivo de reservação de grandes volumes de efluente, nas quais predominam os serviços de aterro ou de escavação, dependendo do nível de implantação das unidades, acima ou abaixo do terreno original (JORDÃO E PESSÔA, 2009).

Com relação a profundidade das lagoas, Von Sperling (2002) aborda que ainda que o principal critério de projeto das lagoas aeradas é o tempo de detenção hidráulica, a profundidade da lagoa deve ser cuidadosamente selecionada de forma a garantir os requisitos do sistema de aeração, em termos de mistura e de oxigenação. Jordão e Pessoa (2009) recomendam profundidades compreendidas entre 2,5 e 5,0 m e Von Sperling (2002), entre 2,5 e 4,0 m.

As lagoas aeradas de mistura completa dependem da aeração mecanizada para mantê-las aeróbias. Os aeradores servem, não só para garantir a oxigenação do meio, mas também para manter os sólidos em suspensão (biomassa) dispersos no meio líquido. O tempo de detenção típico de uma lagoa aerada de mistura completa é da ordem de dois a quatro dias (VON SPERLING, 2002), ou entre três e quatro dias (JORDÃO E PESSÔA, 2009).

A quantidade de sólidos mantidos em suspensão é de acordo como nível de turbulência introduzido pelos aeradores. Este nível de turbulência ou capacidade de mistura é avaliado pelo conceito da densidade de potência (DP). A DP representa a energia introduzida pelos aeradores por unidade de volume do reator (equação 1, VON SPERLING, 2002):

$$DP = \text{Pot}/V, \text{ W/m}^3 \quad [1]$$

onde: Pot = potência, W

V = volume do reator, m³

Na lagoa aerada de mistura completa, deve-se ter uma densidade de potência mínima de três W/m³ (VON SPERLING, 2002).

A qualidade do efluente de uma lagoa aerada de mistura completa não é apropriada para o lançamento direto, devido ao fato de conter altos teores de sólidos em suspensão. Por essa razão, as lagoas aeradas de mistura completa são normalmente seguidas por outras lagoas, onde a sedimentação e estabilização desses sólidos possam acontecer. Nessas lagoas, os tempos de detenção são baixos, da ordem de dois dias, sendo suficientes para remoção dos sólidos em suspensão produzidos na lagoa aerada, sem contribuir para a remoção bioquímica adicional de DBO em função da baixa concentração de biomassa mantida em dispersão no meio líquido (biomassa tende a

sedimentar). Ademais, a capacidade de acúmulo de lodo é relativamente reduzida, implicando na necessidade de uma remoção a cada um a cinco anos.

Segundo Von Sperling (2002) e Jordão e Pessôa (2009), as eficiências de remoção do processo de lagoas aeradas estão em geral compreendidas entre 80 e 90% de SST, 65 e 80% de DQO e entre 50 e 95% de DBO, dependendo da modalidade adotada: aerada facultativa ou aerada seguida de lagoas de sedimentação.

Em uma lagoa em que o equilíbrio biológico foi rompido pode se tornar anaeróbia em menos de um dia (DA-RIN *et al.*, 2008). A recuperação do equilíbrio pode levar cerca de 15 a 30 dias, durante os quais ela deverá receber, somente, uma pequena fração da vazão afluente. Para um equilíbrio de uma lagoa, o sistema deve atender ao balanço calorífico, que é em função das seguintes variáveis: vazão, temperatura do esgoto afluente, temperatura da lagoa, área superficial da lagoa, temperatura do ar e coeficiente de transferência de calor ar-água. O balanço pode ser calculado utilizando a equação 2 (METCALF e EDDY, 2003):

$$Q(T_{af} - T) = A \cdot f(T - T_{ar}) \quad [2]$$

onde: Q = vazão, m³/d

T_{af} = temperatura do efluente na lagoa, °C

T = temperatura da água na lagoa, °C

A = área superficial da lagoa, m²

T_{ar} = temperatura do ar, °C

f = 0,5 m/d (coeficiente de transferência de calor ar-água)

3.6 Oxigênio Dissolvido (OD)

O oxigênio dissolvido (OD) no meio líquido é de fundamental importância para os organismos aeróbios. No processo de estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar redução na sua concentração no meio. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, as condições passam ser anaeróbias, gerando maus odores. (VON SPERLING, 2005).

Desse modo, a importância do OD não se limita apenas à sobrevivência dos seres aquáticos. A presença de oxigênio dissolvido em águas residuárias industriais ricas em matéria orgânica é desejável por prevenir a geração de substâncias com odores desagradáveis que comprometem os diversos usos da água como, por exemplo, fonte de água potável, meio de recreação, dentre outros (FIORUCCI; FILHO, 2005).

Em sistemas de tratamento de efluentes por lagoas aeradas, o oxigênio necessário às reações metabólicas dos microrganismos responsáveis pelo tratamento é suprido artificialmente pelo mecanismo de aeração. O turbilhonamento gerado pelos aeradores mecânicos propicia a penetração do oxigênio atmosférico no meio líquido, onde ele se distribui, formando assim o “oxigênio dissolvido”, ocasionando maior e mais rápida introdução de oxigênio no meio líquido do que em sistemas de tratamento que utilizem aeração natural, contribuindo dessa forma, para que a decomposição do material orgânico seja mais rápida. A concentração do oxigênio dissolvido na lagoa aerada deve ser de 1-2 mg/L a fim de evitar condições limitantes de OD no meio líquido. Com a aeração mecânica, consegue-se reduzir o tempo de detenção da água residuária e, conseqüentemente, a necessidade de área para instalação do sistema de tratamento (MATOS, 2005a)

3.7 Cinética

A remoção da DBO e decaimento bacteriano adotam o mesmo modelo de reação, o de primeira ordem, na qual ela é diretamente proporcional à concentração de substrato (VON SPERLING, 2005)

Nos três modelos hidrodinâmicos: fluxo em pistão, mistura completa e fluxo disperso, os dois primeiros representam modelos ideais de escoamento e o terceiro modela a faixa de escoamento entre os dois modelos ideais. A eficiência de remoção está relacionada ao tipo de escoamento.

Nos reatores de mistura completa, diferentemente do reator em fluxo pistão, há máxima dispersão longitudinal. Com base nesse modelo, após as partículas entrarem no reator, sofrem uma dispersão imediata. Nesse modelo, a concentração em qualquer ponto do reator é igual à efluente, sendo assim, o afluente logo após entrar no sistema assume a concentração do efluente. O conteúdo do reator se torna homogêneo, não havendo variabilidade espacial,

tal como ocorre no caso do modelo de fluxo em pistão. De acordo com essa diferença, pode-se considerar que os reatores de mistura completa trabalham como sistemas concentrados/agrupados, já os de fluxo pistão podem ser classificados como sistemas distribuídos. Em um sistema concentrado, as variáveis dependentes de interesse são função apenas do tempo; enquanto que em um sistema distribuído todas as variáveis de interesse são função do tempo e uma ou mais variáveis espaciais (NIRMALAKHANDAN, 2002).

Visto que absorvem melhor cargas choque (de matéria orgânica, temperatura, etc.), os reatores de mistura completa são considerados os que possuem maior estabilidade operacional. As cargas choque num reator com fluxo pistão tendem a desestabilizar muito mais fortemente o sistema, de acordo com a influência que exercem ao longo de todo o comprimento do reator. Sob o ponto de vista matemático, um sistema em fluxo pistão pode ser entendido como uma série infinita de consecutivos reatores de mistura completa (VON SPERLING, 2002).

O modelo de mistura completa se aplica melhor a reatores com formas circulares, quadrados ou naqueles onde ocorre agitação mecânica. Geralmente, as condições de mistura nesse tipo de reator são fornecidas por uma fonte externa de energia, de forma a homogeneizar a concentração de gases, líquidos e sólidos. As condições nesse tipo de reator são consideradas isotérmicas e contém concentração de OD uniforme ao longo de todo o volume. Um sistema de mistura completa e uniforme é dificilmente obtido na prática, sendo assim, deve-se projetar minuciosamente o sistema e as estruturas responsáveis por proporcionar a agitação e mistura necessárias (MILLER; CLESCERI, 2003).

A cinética de remoção da matéria orgânica em lagoas aeradas de mistura completa satisfaz ao modelo de dispersão total ideal, em que as partículas que entram são imediatamente dispersas em todo o reator (VON SPERLING, 2002). Assim, calcula-se a concentração de DBO efluente da lagoa aerada através da seguinte equação (VON SPERLING, 2002):

$$S = S_0 / (1 + k.t) \quad [3]$$

onde:

S: concentração de DBO solúvel efluente, em mg/L;

So: concentração de DBO total afluente

k: coeficiente de remoção de matéria orgânica solúvel, em 1/d

t: tempo de detenção hidráulica, em d.

Jordão e Pessoa (2009) na determinação do coeficiente k, citam a importância da influência da temperatura. De acordo com a Lei de Arrhenius, a correção do coeficiente k para a temperatura de 20 °C obedece à expressão 4. Os valores de θ usualmente recomendados compreendem-se entre 1,015 e 1,085, sendo o valor de 1,035 mais comumente praticado.

$$k_t = k_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad [4]$$

De acordo com Von Sperling (2002), para lagoas aeradas de mistura completa, valores típicos de $k_{20^\circ\text{C}}$ situam-se na faixa de 1,0 e 1,5/d.

3.7.1 DQO

A demanda química de oxigênio (DQO) corresponde à quantidade de oxigênio necessária para oxidar a fração orgânica de uma amostra. Sucintamente, a DQO engloba não só a demanda de oxigênio satisfeita biologicamente, mas tudo o que é susceptível à demanda de oxigênio. Por essa razão é preferível a análise da DQO para os despejos industriais. (JORDÃO e PESSOA, 2009).

Von Sperling (2005) e Macêdo (2006) consideram como as principais vantagens do teste de DQO, a obtenção dos resultados em breve período de tempo (2 a 3 horas), e devido ao teste resultar numa estimativa de oxigênio requerido para estabilização da matéria orgânica. No entanto, o teste tem como limitações: a superestimação da demanda de oxigênio pela oxidação da fração inerte da amostra; o teste não apresenta o consumo de oxigênio em função do tempo; e determinados constituintes inorgânicos podem ser oxidados e interferirem no resultado obtido.

O teste de DQO é grande importância na medida da matéria orgânica em despejos que contenham substâncias tóxicas aos organismos vivos. A DQO em um despejo é mais alta que a DBO, em função da maior facilidade com que grande número de compostos pode ser oxidado por via química do que por via biológica. De acordo com Silva e Mendonça (2003), a utilização dos resultados de DQO para a estimativa dos valores de DBO diminui as despesas

operacionais, reduz o tempo de tomada de decisões sobre medidas de correção operacional, bem como permite a definição de parâmetros de projeto que sejam condizentes com a realidade local, além do fato de que o valor para a realização de uma análise de DBO é de cerca de 4,5 vezes o custo para uma análise de DQO e o tempo necessário para a obtenção de resultados de análises de DBO é de cinco dias.

Segundo Morrison *et al.* (2001), a DQO trata-se de um parâmetro significativo nos estudos relacionados ao desperdício industrial e ainda o controle e monitoramento sobre a eficiência de um sistema de tratamento.

3.8 COD e Absorvância

3.8.1 COD

A análise de carbono orgânico dissolvido desdobra-se colocando uma quantidade conhecida de amostra em um forno a alta temperatura. O carbono orgânico é oxidado em CO₂ na presença de um catalisador. O gás carbônico produzido é quantificado utilizando-se um analisador de infra-vermelho. A acidificação e a aeração da amostra antes da análise eliminam erro devido à presença de carbono inorgânico. A análise de COD pode ser desenvolvida muito rapidamente. Certos compostos orgânicos não são oxidados e a concentração de carbono orgânico medida é ligeiramente inferior à presente na amostra (CETESB, 2013).

Em águas superficiais o teor de COD varia de 1 a 20 mg/L, chegando até 1000 mg/L nas águas residuárias. O COD tem importância no desenvolvimento da comunidade algal no ecossistema aquático. Além de se inserir na cadeia trófica de bactérias e algas - como agente precipitador de nutrientes na camada bentônica para produção primária - o COD também atua no processo de fotossíntese, por intermédio da interferência na penetração das radiações solares no corpo d'água (LIBÂNIO *et al.*, 2000).

Segundo a APHA (2012), o COD, diferentemente de outros testes de quantificação da matéria orgânica, como DBO ou DQO, é um ensaio independente do estado de oxidação dos componentes orgânicos, além de não avaliar outros elementos, como nitrogênio e hidrogênio, e/ou componentes inorgânicos que podem contribuir para o decaimento do nível de oxigênio.

3.8.2 Absorvância

A absorvância de uma radiação luminosa com determinado comprimento de onda através de um líquido pode ser quantificada por espectrofotometria, obtendo a absorvância de energia por unidade de profundidade (GONÇALVES, 2003).

Conforme abordado pela APHA (2012), determinados compostos orgânicos presentes em águas superficiais e/ou águas residuárias, tais como lignina, taninos, substâncias húmicas e compostos aromáticos, por exemplo –, são capazes de absorver radiação ultravioleta (UV) proporcionalmente à sua concentração no meio. A espectroscopia na região do ultravioleta – visível (UV-Vis) é um método de mensuração desta absorvância. Em resumo, o método consiste em submeter a amostra à luz ultravioleta e/ou visível, sendo mais comum a submissão no comprimento de onda de 253,7 nm (~254 nm). O comprimento de onda de 254 nm é considerado padrão, no entanto, sua escolha é opcional, podendo ser utilizados comprimentos de onda diversos que podem diminuir possíveis interferentes e maximizar a absorção dos componentes de interesse.

Nos estudos científicos é comum menção à concentração de matéria orgânica em termos da absorvância específica (SUVA - *Specific Ultraviolet Light Absorbance*), que consiste na razão entre a absorvância em 254 nm e o carbono orgânico dissolvido (LIBÂNIO, 2008). O parâmetro SUVA é uma absorvidade média para todas as moléculas que formam o COD em amostras de água e é usada como uma medida substituta da aromaticidade do COD (WEISHAAR *et al.*, 2003).

3.9 Legislação referente a lançamento de efluentes

A Resolução nº 357 de 2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) determina os padrões para lançamento de efluentes em corpos receptores do território nacional. Em seu artigo 34º, estabelece que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água desde que obedeçam as condições e padrões previstos nesse artigo, resguardadas outras exigências cabíveis:

§1º O efluente não deverá causar ou possuir potencial para causar efeitos tóxicos aos organismos aquáticos no corpo receptor, de acordo com os critérios de toxicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

§2º Os critérios de toxicidade previstos no § 1º devem se basear em resultados de ensaios ecotoxicológicos padronizados, utilizando organismos aquáticos e realizados no efluente.

Em Minas Gerais, vigora a Deliberação Normativa Conjunta nº. 1 de 2008 do Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais (CERH-MG), e estabelece normas e padrões mais específicos para o lançamento de efluentes do que a resolução nº 357/2005 do CONAMA. A DN COPAM/CERH-MG 01/2008 estabelece um limite máximo para DQO de 180 mg/L (ou remoção em no mínimo 70% e media anual igual ou superior a 75% de DQO para sistemas industriais); limite máximo para DBO de 60 mg/L (ou remoção em no mínimo 75% e media anual igual ou superior a 85% de DBO para sistemas industriais) e limite máximo de sólidos em suspensão totais até 100 mg/L, sendo 150 mg/L nos casos de lagoas de estabilização.

Na Resolução nº 357/2005 Foram definidos e detalhados os critérios de ecotoxicidade para efluentes a partir de resultados de ensaios ecotoxicológicos, utilizando organismos aquáticos de pelo menos dois níveis tróficos diferentes. Os critérios de toxicidade são sintetizados na Tabela 2.

Tabela 2 – Critérios de toxicidade da Resolução CONAMA 357/2005

Água	Classe x padrão		
	Sem efeito tóxico crônico	Sem efeito tóxico agudo	Sem padrão
Doce	Classe 1 e 2	Classe 3	Classe 4
Salobra	Classe 1	Classe 2	Classe 3
Salina	-	Classe 1 e 2	Classe 3

A Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, que dispõe sobre os parâmetros, condições, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de águas receptores, alterou parcialmente e complementou a Resolução nº 357/2005.

3.10 Toxicidade

A toxicidade de agentes químicos no meio aquático é avaliada através de ensaios ecotoxicológicos com organismos representativos da coluna d'água ou dos sedimentos do ambiente, seja ele de água doce, estuarina ou marina (ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008). Testes de toxicidade com organismos aquáticos consistem na sua exposição por tempo determinado a uma ou mais substâncias em diversas concentrações sob condições ambientais específicas e avaliação dos efeitos tóxicos na população de organismos-teste exposta (IMMICH *et al.*, 2009).

Segundo Leusch e Chapman (2010), a principal vantagem dos testes de toxicidade é que eles detectam compostos tóxicos com base na atividade biológica, não requer um conhecimento *a priori* do agente tóxico para identificar a sua presença, ao contrário das análises químicas. Mas ressalta que a mesma característica também é uma desvantagem, sendo que os testes de toxicidade determinam se os compostos são tóxicos mas não identifica o componente tóxico presente na amostra.

Esses testes podem ter diversas finalidades: 1) determinar a toxicidade de agentes químicos, efluentes líquidos, lixiviados de resíduos sólidos, dentre outros; 2) estabelecer critérios e padrões de qualidade das águas; 3) instituir limites máximos de lançamento de efluentes líquidos em corpos hídricos; 4) analisar a necessidade de tratamento de efluentes líquidos quanto às exigências de controle ambiental; 5) avaliar a qualidade das águas; 6) comparar a toxicidade relativa de diferentes substâncias; 7) avaliar a sensibilidade relativa de organismos aquáticos; 8) subsidiar programas de monitoramento ambiental, 9) estimar os impactos provocados em acidentes ambientais (RAND e PETROCELLI, 1985 *apud* ZAGATTO e BERTOLETTI, 2008).

Houve uma padronização de muitos testes de toxicidade por associações ou organizações de normalização nacionais e internacionais (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008). O emprego de testes padronizados é vantajoso, uma vez que possibilita a comparação dos dados oriundos de diferentes laboratórios e a reprodução dos mesmos.

Os testes de toxicidade podem ser classificados conforme a duração, o sistema de exposição e o organismo a ser testado. Os testes de toxicidade aguda são aplicados a fim de avaliar os efeitos, que normalmente apresentam-se de forma severa e rápida, sofridos pelos organismos-teste quando expostos às amostras selecionadas (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008). O efeito analisado nos testes de toxicidade aguda com organismos aquáticos é a letalidade ou alguma outra manifestação do organismo que a antecede como, por exemplo, o estado de imobilidade (COSTA *et al.*, 2008).

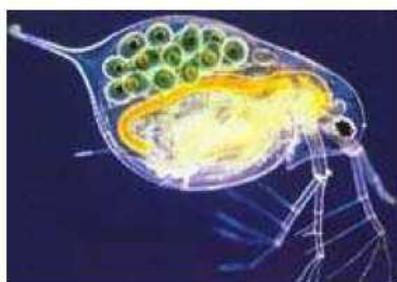
Os testes de toxicidade crônica possibilitam avaliar os possíveis efeitos adversos sofridos pelos organismos-teste quando expostos a certa amostra sob condições de longo tempo de exposição e concentrações subletais, ou seja, concentrações que permitem a sobrevivência dos mesmos, mas que afetam suas funções biológicas, tais como reprodução, desenvolvimento de ovos, crescimento e maturação, dentre outras (COSTA *et al.*, 2008) .

Na realização dos testes de toxicidade, a determinação dos organismos-teste a serem utilizados deve seguir alguns critérios relevantes: disponibilidade e abundância do organismo-teste no ambiente, conhecimento da biologia da espécie, seletividade constante e elevada aos contaminantes, uniformidade e estabilidade genética nas populações, representatividade de seu nível trófico, significado ambiental em relação à área de estudo e facilidade de cultivo e de adaptação às condições de laboratório (KNIE; LOPES, 2004; ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008).

As espécies *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia dubia*, usualmente conhecidas como pulgas-d'água, são microcrustáceos zooplânctônicos presentes nos corpos-d'água doce (ABNT, 2009, 2010; COSTA *et al.*, 2008). Nas cadeias alimentares aquáticas, esses organismos atuam como consumidores primários, se alimentam por filtração de material orgânico particulado em suspensão, como algas, bactérias e detritos orgânicos presentes na água, e são fonte de alimento para os consumidores secundários, como peixes e outros vertebrados. Possuem um ciclo de vida relativamente curto e sua importância ecológica constitui um dos fatores pelos quais os microcrustáceos são utilizados em testes de toxicidade, além de serem organismos facilmente cultiváveis em laboratório e apresentarem sensibilidade

a vários contaminantes do ambiente aquático. (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008).

O microcrustáceo *Daphnia similis* apresenta comprimento máximo de 3,5 mm, já a *Ceriodaphnia dubia*, de 0,8 a 0,9 mm, sendo o corpo mais oval (ABNT, 2009; ABNT, 2010). Essas espécies se assemelham tanto em relação ao cultivo quanto à biologia. A reprodução desses crustáceos se dá de forma assexuada, por partenogênese, garantindo a produção de organismos geneticamente idênticos. Dessa forma, esses organismos apresentam homogeneidade e estabilidade genética, o que permite boa reprodutibilidade dos resultados dos testes de toxicidade (COSTA *et al.*, 2008). Em condições de estresse ambiental, como superpopulação, falta de alimento ou alterações de temperatura, há o aparecimento de machos. Com o surgimento de machos, ocorre a reprodução sexuada, originando um ovo de resistência chamado efípio (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008).



(a)



(b)

Figura 1 – Microcrustáceos (a) *Daphnia similis* e (b) *Ceriodaphnia dubia*, organismos-teste de ensaios de toxicidade

Segundo Von Sperling (2005), determinados despejos industriais possuem constituintes tóxicos ou inibidores, que podem afetar ou inviabilizar o tratamento biológico.

Nos sistemas de tratamento por lagoas aeradas, os efluentes são submetidos à ação de consórcios de organismos, muitas vezes de composição desconhecida, por vários dias. Neste sistema de tratamento, a toxicidade aguda é removida com relativa facilidade. No entanto, outros parâmetros importantes, como cor e toxicidade crônica, não são eficientemente reduzidos. Além disto, alguns problemas associados com perdas de substratos tóxicos por

volatilização e contaminação de lençóis freáticos por percolação de águas contaminadas são também bastantes críticos (FREIRE *et al.*, 2000).

Os efeitos tóxicos, tanto agudos quanto crônicos, podem ser quantificados pelo emprego de diversos métodos estatísticos, sendo destacados os métodos *Probit*, *Trimmed Spearman-Kärber*, *Dunnett* e de interpolação linear, que podem ser facilmente aplicados com o auxílio de programas computacionais, como aqueles disponibilizados gratuitamente pela Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 2006).

De acordo com Orr *et al.* (1996), a melhor maneira de prevenir situações que podem resultar em efluente final tóxico é a otimização do sistema de tratamento de efluentes, avaliação da biodegradabilidade e toxicidade de produtos químicos usados na fábrica, ter um controle efetivo dos derrames, além de promover um trabalho de conscientização ambiental dos operadores do processo produtivo.

3.11 Estudo de Caso: SANTHER S/A

3.11.1 Fábrica e o processo produtivo

A fábrica de papel não integrada Santa Terezinha S/A (SANTHER GV), localizada à Rodovia MG- 4, km 05, bairro Capim, município de Governador Valadares (MG), iniciou suas atividades em abril de 1984, sendo uma das maiores produtoras nacionais na linha de papeis de baixa gramatura para higiene pessoal. Em agosto de 1991, a SANTHER instalou novos equipamentos de processo, que permitiram a produção de papel higiênico através da utilização de aparas de papel. Esta condição proporcionou um aumento na capacidade de reciclagem de fibras de menor qualidade (fibras secundárias), bem como o aumento na capacidade da estrutura de produção existente. Concomitantemente às melhorias de processo, foram reavaliados os sistemas de tratamento de efluentes e consumo de água, bem como as estratégias de disposição de resíduos, basicamente associadas à limpeza das aparas recicladas.

Hoje a SANTHER GV produz cerca de 3000 t/mês de papel higiênico, a partir de fibra virgem (70 a 80%) e fibras secundárias provenientes da indústria de celulose (20 a 30%). A empresa opera 24 h/d e os 07 dias da semana. O

volume de resíduo sólido gerado é em torno de 600 t/mês. Um fluxograma do processo produtivo se encontra na Figura 2.

O processo de desagregação das fibras virgens (ou primárias) é realizado no *“hidrapulper”*, em linha única e paralela à da fibra secundária, pois tais fibras possuem alta qualidade e são isentas de contaminantes. Alguns papéis são produzidos 100% a partir de fibra virgem, e por isso, não utilizam águas de reuso. Estas fibras são incorporadas ao processo produtivo após as etapas de depuração das fibras secundárias.

As fibras secundárias são carregadas por empilhadeiras até uma esteira transportadora, alimentando-se o material em um primeiro desagregador. Nesta etapa, ocorre a umidificação e a umectação das fibras, facilitando a desfibrilação ou desagregação das mesmas. Além das fibras secundárias, são utilizados no processo água recirculada e hidróxido de sódio (NaOH) a 50%.

Após a desagregação, os resíduos grosseiros tais como plásticos, sucatas metálicas e pedras, dentre outros, são lavados e retirados automaticamente do processo, sendo armazenados em um local estanque, para drenagem e posterior transporte até a destinação final. A água utilizada nesta etapa e as drenagens por canaletas são encaminhadas para tratamento na estação de tratamento de efluentes (ETE).

Após desagregação e limpeza, as fibras secundárias aproveitáveis são enviadas para um tanque pulmão (estocagem e homogeneização), sendo então bombeadas para uma primeira etapa de depuração e lavagem em dois equipamentos, onde são removidos metais de pequenas proporções (grampos, tachas, etc.) e fibras não desagregadas. Após a primeira depuração para remoção de materiais pesados, as fibras seguem para uma segunda etapa de depuração para remoção de materiais mais leves, tais como cargas inorgânicas do papel. A sujeira é removida do meio através de uma unidade de flotação, após adição de polieletrólito.

Após as etapas de flotação e separação, as fibras são bombeadas para uma bateria de separadores centrífugos, onde ocorre a eliminação de pequenos fragmentos de fibra e areia. Após a separação hidrociclônica, as fibras seguem para o último estágio de depuração, onde são eliminados fragmentos de palitos e areia de granulometria fina. As águas provenientes da depuração são tratadas em uma unidade de flotação, retornando ao processo

onde as exigências de qualidade são menores (desagregação). Os outros fluxos de processo são drenados e encaminhados por canaletas até a ETE.

Após a depuração, as fibras secundárias seguem para um tanque de mistura e homogeneização com as fibras primárias desagregadas. Deste tanque, as fibras são bombeadas para as caixas de entrada das máquinas de produção de papel. Os efluentes do tanque de mistura e formação da folha são coletados por canaletas e encaminhados a uma outra unidade de flotação, visando sua reutilização no *hidrapulper*, desagregador e máquinas. Os rejeitos das unidades de flotação são enviados por canaletas até a ETE.

Toda água utilizada no processo produtivo e nas dependências da fábrica (banheiros, refeitório, lavagem de pisos e equipamentos, etc.) é proveniente da captação no córrego Capim (classe 2) devidamente outorgada (3974 m³/d). A água captada recebe tratamento na estação de tratamento de água (ETA) da fábrica e depois é destinada aos usos diversos.

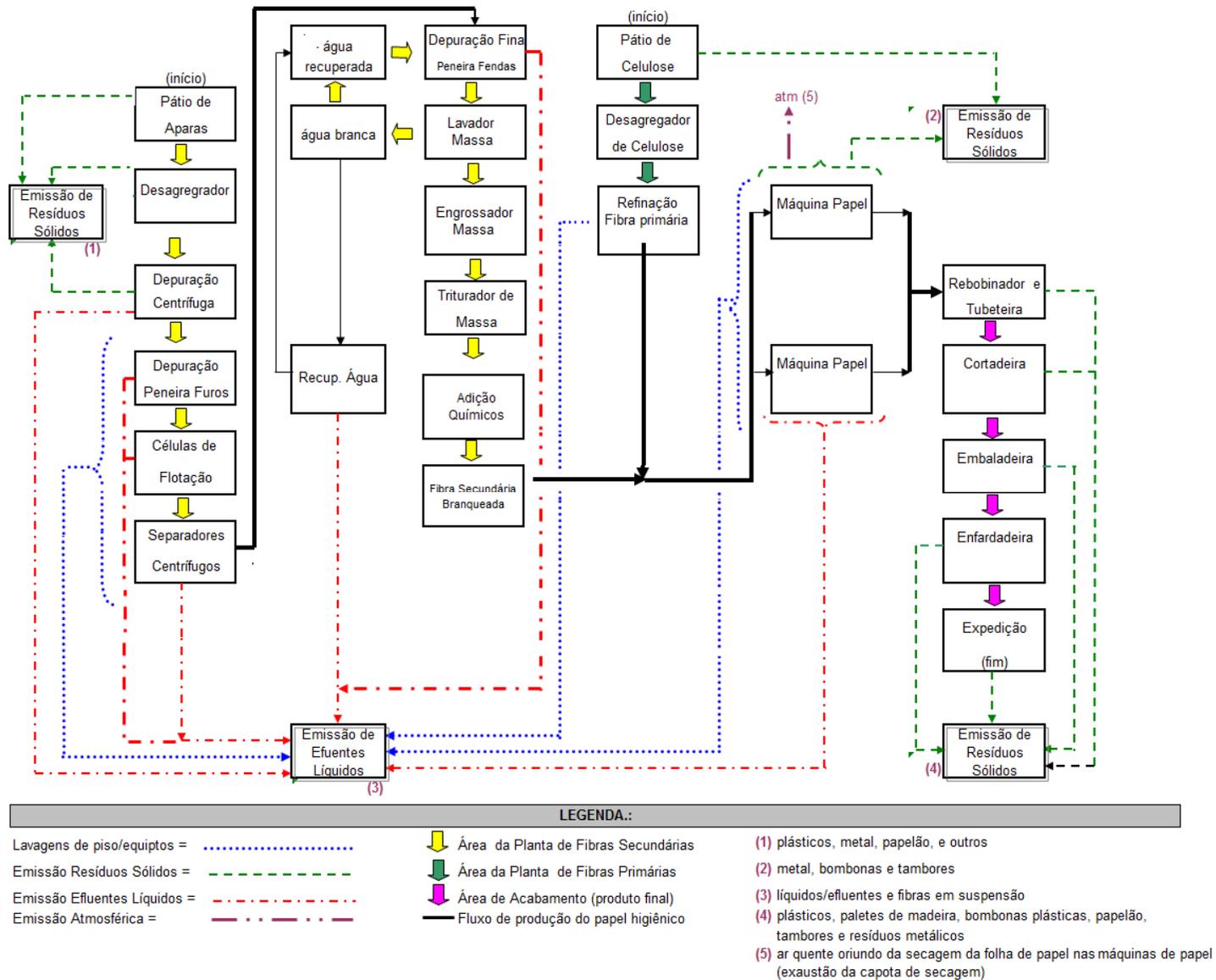


Figura 2 – Fluxograma do processo com o balanço de efluentes da SANTHER

3.11.2 ETE SANTHER

A ETE SANTHER foi construída em 1991 e iniciou suas operações em 1992, para o tratamento de todos os efluentes líquidos do processo. A ETE foi construída considerando vazão de projeto de 6033 m³/d, efluente bruto com carga orgânica de 1263 kg/d de DBO, sólidos suspensos de 3619 kg/d, pH neutro e teores de nitrogênio e fósforo satisfatórios. O sistema foi projetado com as seguintes unidades de tratamento: elevatória de efluente bruto, decantador primário, lagoa aerada N1, lagoa aerada N2, lagoa de decantação e sistema de desidratação de lodo. As duas lagoas de aeração foram projetadas com as mesmas dimensões, porém com número de aeradores distintos, sendo nove na lagoa N1 e seis na lagoa N2 com a mesma potência. A modernização dos equipamentos acarretou redução do consumo de água e consequentemente a vazão gerada na fábrica, sendo a lagoa N1 desativada.

Hoje, o processo de tratamento se dá da seguinte forma (Figura 3): as drenagens de cada etapa do processo produtivo que não são recuperadas seguem por um conjunto de canaletas até um reservatório, de onde o efluente passa por um gradeamento e é bombeado para a primeira unidade da ETE, o decantador primário. O decantador tem volume de 1583 m³, que corresponde a um tempo de detenção hidráulica de três a quatro dias. O efluente, com uma carga orgânica menor devido à etapa de decantação, segue por gravidade para o tratamento biológico na lagoa de aeração N2 que opera com 9 a 12 aeradores, e depois para a lagoa de decantação e posterior lançamento no corpo receptor, o córrego Capim.

LEGENDA:

- 1 MONTANTE DO CÔRREGO CAPIM
- 2 EFLUENTE BRUTO (BRUTO)
- 3 SAÍDA DO DECANTADOR PRIMÁRIO (SDP)
- 4 SAÍDA DA LAGOA DE AERAÇÃO (MEIO)
- 5 EFLUENTE TRATADO (POLIMENTO)
- 6 CÔRREGO CAPIM + EFLUENTE SANTHER

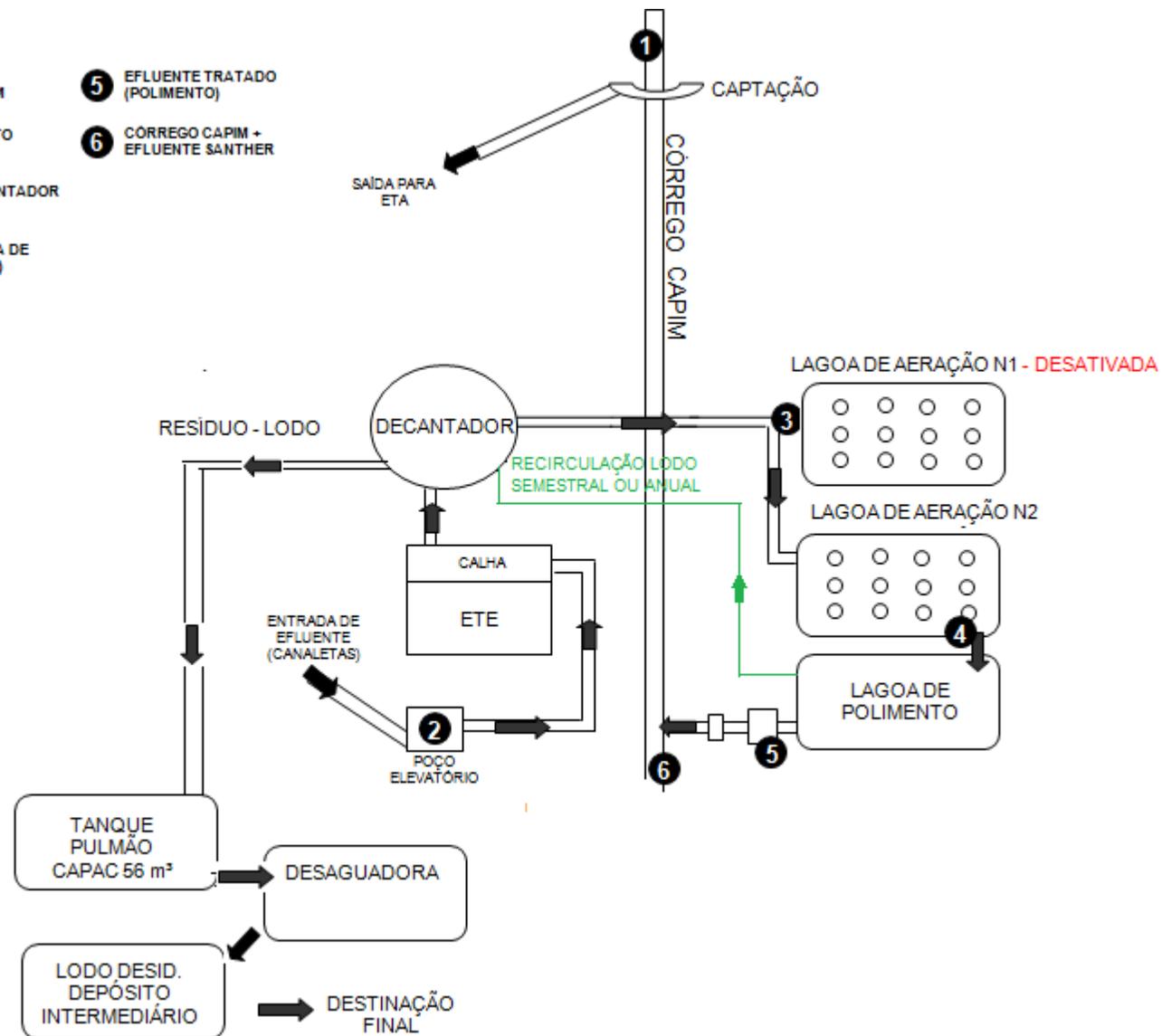


Figura 3 – Fluxograma da ETE SANTHER

No efluente que sai do decantador primário com destinação para a lagoa de aeração é adicionado um agente anti-espumante base água, formulado a partir de álcoois graxos a uma vazão de 44 mL/minuto, bem como micronutrientes balanceados (composto inorgânico à base de fosfatos, nitrogênio, cálcio, magnésio e sódio).

A Tabela 3 apresenta as características construtivas das lagoas aerada e de decantação.

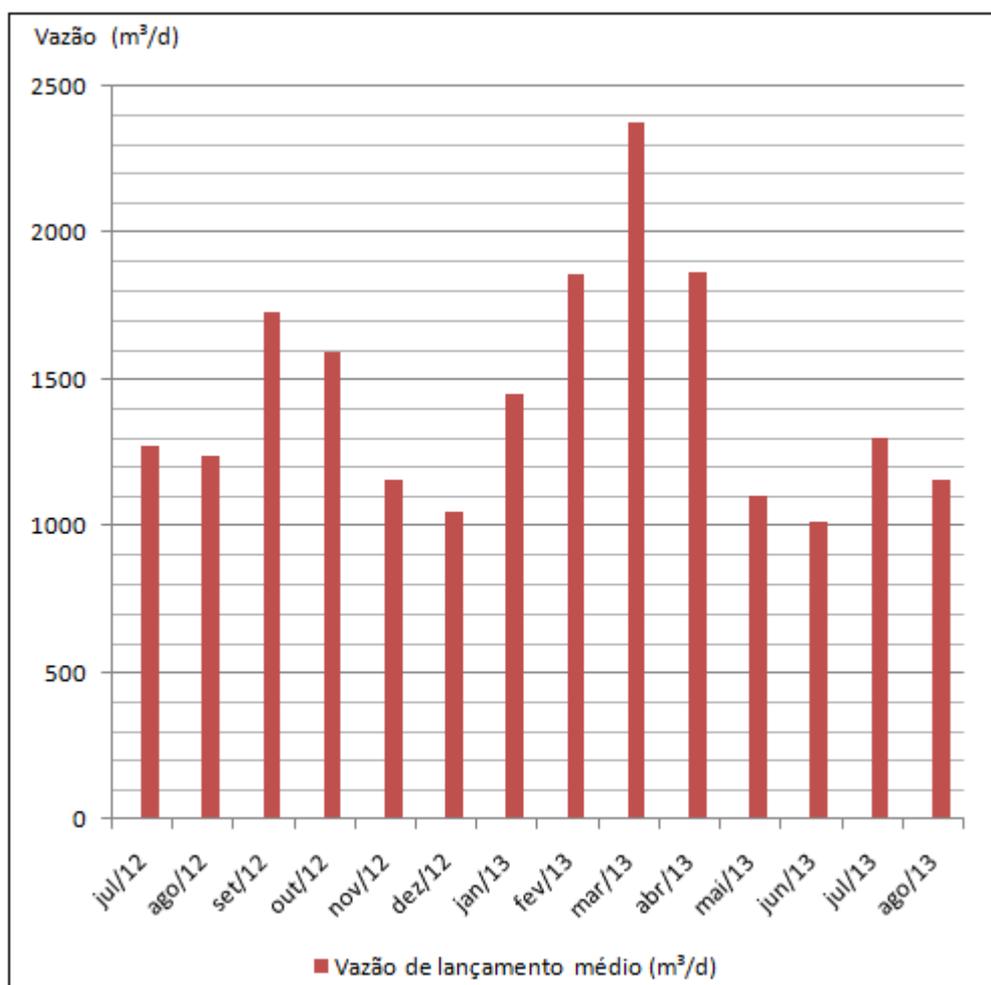
Tabela 3 – Características construtivas do sistema de tratamento de lagoas – SANTHER

Parâmetros	Lagoa aerada	Lagoa de decantação
Tempo de Detenção Hidráulica (d)	3,53	0,75
Pot. Unit Aeradores (W)	7360	-
Quant. Aeradores (Unid)	10	-
Volume Útil (m ³)	21.190	4.525
Profundidade Útil (m)	3,8	2
Área (m ²)	5.576,30	2.262
Material	Talude de terra 1:2	Talude de terra 1:2

De acordo com o projeto inicial, a vazão de 6033 m³/d ocasiona um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 3,53 dias na lagoa de aeração e 18 horas na lagoa de decantação. Houve redução no consumo específico de água, diminuindo a vazão, sendo que não foi realizado nenhum estudo a fim de verificar o TDH praticado.

De acordo com relatos do empreendimento, ocorreram, de forma aparentemente aleatória, situações em que a lagoa de decantação torna-se escura, com odor, acarretando picos de DBO, sem que o processo produtivo e de geração de efluentes tenham sofrido alteração.

A Figura 4 apresenta os dados de vazão média diária de efluente lançado no Córrego Capim referente ao período de junho/2012 a agosto/2013 (dados SANTHER, 2013).



**Figura 4 – Vazões médias de lançamento no córrego Capim (m³/dia)
SANTHER**

A lagoa aerada N1 foi desativada devido à redução de consumo de água no processo de produção de 110 m³ de água/tonelada de papel produzido para 40 m³ de água/tonelada de papel, ocasionando uma redução significativa do volume de efluente encaminhado para o tratamento. Semestralmente ou anualmente, o lodo biológico é recirculado da lagoa de decantação para o decantador primário.

Com o auxílio de uma bomba transporta-se o lodo do decantador primário para o sistema de desidratação de lodo, constituído por um tanque de lodo e uma prensa desaguadora. No lodo retirado do decantador primário é adicionada uma solução diluída de um polímero aniônico de alto peso molecular em emulsão, desenvolvido como um agente de retenção e drenagem em máquinas de papel nos sistemas neutro/alcalino sendo 300 ml do produto

para cada 250 litros de água, com o objetivo de promover o desaguamento do lodo.

O sistema de tratamento gera cerca de 600 t/mês de lodo desidratado proveniente do decantador primário. A SANTHER destina esse resíduo para terceiros, que o utilizam na fabricação de biomassa para diversas tipologias industriais, como por exemplo, biomassa para queima em caldeira, incorporação na formação de adubo e fabricação de produtos cerâmicos onde há incorporação do resíduo fibroso em tijolos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

Para a realização deste trabalho, foram utilizados efluentes da estação de tratamento da indústria de papel SANTHER. Algumas análises foram realizadas na própria SANTHER, que oferece estrutura para análise de parte dos parâmetros, bem como em laboratório certificado e terceirizado pela própria empresa e em laboratórios da Universidade Federal de Viçosa (UFV), para os ensaios ecotoxicológicos e demais parâmetros para comparação/verificação dos resultados.

4.1 Vazão e determinação do tempo de detenção hidráulica (TDH)

Para a determinação do TDH foi necessário determinar a vazão de efluente que chega para ser tratado nas lagoas. Foram realizadas três campanhas para medição da vazão na entrada da lagoa de aeração N2, nos meses de novembro e dezembro/2013, e em cada campanha foram utilizados dois métodos distintos: o método volumétrico e o método do flutuador, por serem métodos práticos, de baixo custo e de fácil aplicação no sistema de tratamento existente.

4.1.1 - Método volumétrico

Foi utilizada uma caixa/tanque de concreto com volume de 317,4 L, localizada na lateral da tubulação que encaminha o efluente que sai do decantador para as lagoas. Foi avaliado o volume de efluente que chega para o tratamento nas lagoas em certo intervalo de tempo (Δt), com auxílio de um cronômetro. A razão entre o volume do efluente no tanque e o tempo é a vazão. Foram feitas medições ao longo do dia. A Figura 5 apresenta a caixa utilizada e seu posicionamento no sistema.



(a)



(b)

Figura 5 – Método Volumétrico - SANTHER

4.1.2 - Método flutuador

Para avaliação da vazão pelo método do flutuador foi utilizada a tubulação que liga o decantador à lagoa aerada N2, com 116,3 m de comprimento. Como flutuador foram usados bolinhas de isopor com 20 mm de diâmetro. Assim como no método volumétrico, foram realizadas medições ao longo do dia.

Em cada aplicação deste método, foi determinada a área da seção molhada do trecho da tubulação e feita a cronometragem do tempo necessário para que o flutuador percorresse o trecho de 116,3 m da tubulação que desemboca na lagoa aerada N2 e calculada a velocidade superficial da corrente d'água no trecho demarcado. Como a velocidade superficial é diferente da velocidade média da corrente d'água, foi necessário efetuar correção nos seus valores, em virtude da natureza das paredes do canal

Assim, a vazão pelo método do flutuador foi calculada por meio da Equação 5:

$$Q = A \cdot e \cdot f / t \quad [5]$$

onde **Q** é a vazão (m³/s), **A** é a área da seção molhada no local onde o método foi aplicado (m²); **e**, a distância percorrida pelo flutuador (m); **t**, tempo gasto pelo flutuador para percorrer o percurso marcado (s); e **f**, o fator de correção da

velocidade superficial – f parede de concreto = 0,85 - (adimensional) (MATOS *et. al.*, 2006).



Figura 6 – Ponto de aplicação de bolinhas de isopor e tubulação que leva efluente do decantador para a lagoa aerada N2, onde foi estimado a vazão da ETE SANTHER pelo método flutuador.

4.1.3 - TDH

Após a confirmação dos dados de vazão de entrada na lagoa N2, foi calculado o TDH com base nas medições de vazão. O tempo de detenção foi expresso em dias e calculado através da Equação 6 (VON SPERLING, 2002).

$$TDH = V/Q \quad [6]$$

onde: TDH = tempo de detenção hidráulica(d)

V = volume da lagoa (m³)

Q = vazão de efluente (m³/d).

4.2 Determinação de OD e DP

4.2.1 Oxigênio Dissolvido (OD)

O monitoramento do oxigênio dissolvido foi realizado em duas campanhas, nos meses de março e abril de 2013 e, assim, elaborado um mapa do perfil de oxigênio dissolvido na lagoa de aeração N2 e na lagoa de decantação nas condições normal e de escurecimento da lagoa de decantação. Nas medições de OD, foram utilizados oxímetros Digimed modelo DM-4P (São Paulo/SP) e um barco, disponibilizados pela SANTHER. A medição se deu em

22 pontos distribuídos na lagoa, em cada ponto foi medido três profundidades: próximo a superfície (0,5 m), região mediana (1,8 m) e próximo ao fundo (3,5 m).

Na lagoa de decantação o método foi similar, sendo 15 pontos com três profundidades cada: próximo a superfície (0,4 m), região mediana (1,0 m) e próximo ao fundo (1,8 m).

Os oxímetros utilizados medem a temperatura juntamente com o teores de oxigênio dissolvido. Com base nas avaliações, o balanço calorífico foi calculado utilizando a equação 2. A Figura 7 ilustra a configuração do esquema de monitoramento do OD e temperatura.

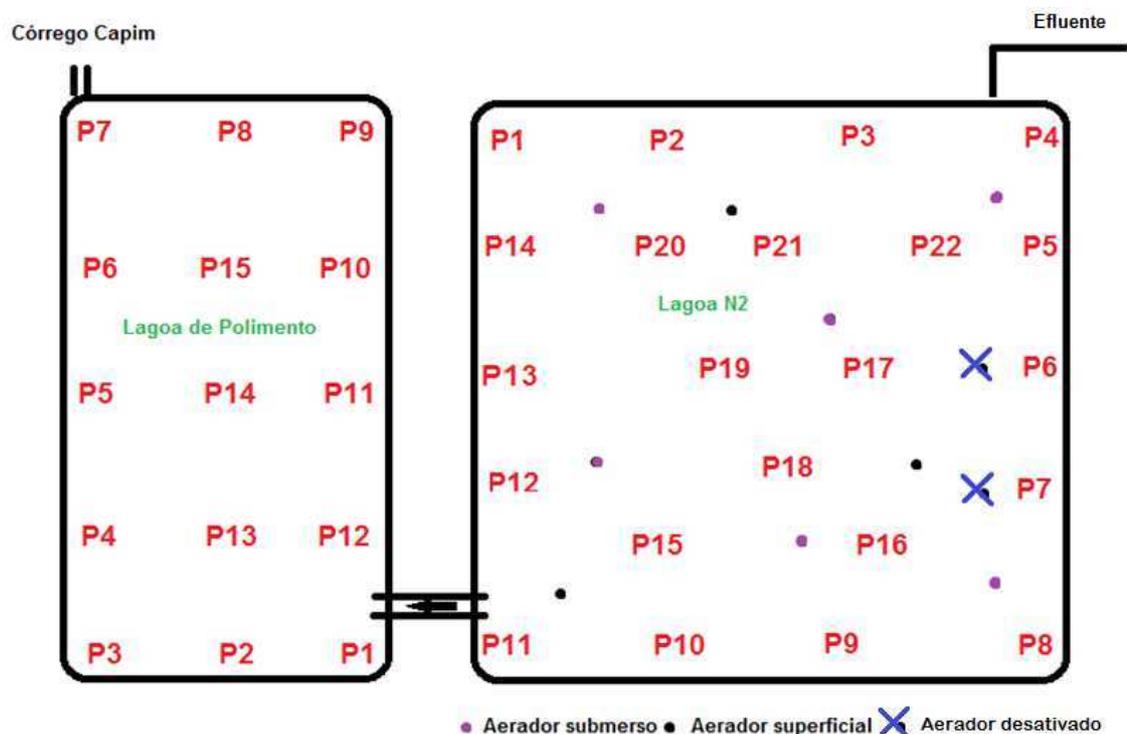


Figura 7 – Pontos de Monitoramento de OD nas lagoas da ETE SANTHER

4.2.2 Densidade de Potência (DP)

Na verificação da eficiência dos aeradores para gerar uma dispersão completa dos sólidos em suspensão na lagoa aerada e introdução de energia por unidade de volume da lagoa, foi calculada a densidade de potência por meio da Equação 1:

$$DP = \text{Pot}/V, \text{ W/m}^3 \quad [1]$$

onde: Pot = potência, W

V = volume do reator, m³

4.3 Caracterização do efluente

4.3.1 Caracterização físico-química

Os parâmetros físico-químicos do efluente foram quantificados antes e após o tratamento por métodos padronizados descritos no *Standard Methods* (APHA, 2012), são: pH (APHA 4500-H+), OD (APHA 4500-OC), DBO (APHA 5210 B), DQO (APHA 5220 D), sólidos em suspensão totais - SST (APHA 2540 D), nitrogênio - N (APHA 4500-NH₃ B), fósforo - P (APHA 4500-P D), temperatura (APHA 2550 B), óleos e graxas (APHA 5220 D). Foram analisadas mensalmente no decorrer de seis meses, pelo laboratório certificado contratado pela SANTHER, amostras do efluente bruto; entrada e saída da lagoa aerada N2 e saída da lagoa de decantação. No episódio em 06/06/2013 em que houve o escurecimento da lagoa de decantação, uma amostra também foi coletada e submetida à análise.

Os resultados obtidos nas análises físico-químicas foram comparados com os padrões de lançamento de efluentes determinados na legislação estadual - Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de maio de 2008.

4.3.2 Caracterização ecotoxicológica

Os testes de toxicidade do efluente industrial foram realizados no Laboratório de Ecotoxicologia, localizado no Laboratório de Controle de Qualidade da Água (LCQA) da Divisão de Água (DAG) da Universidade Federal de Viçosa (UFV). Assim como na caracterização físico-química, os ensaios foram realizados tanto em ocasiões normais quanto de escurecimento da lagoa de decantação.

Após as coletas, as amostras foram encaminhadas para o LCQA e preservadas sob refrigeração em temperatura inferior a 10 °C, sem congelamento, ou congeladas e mantidas a temperaturas abaixo de -18 °C por

até 60 dias, de acordo com o estabelecido nas normas para análises ecotoxicológicas (NBR 15469, ABNT, 2007).

Com a primeira coleta, realizada no mês de maio de 2013, objetivou-se verificar a toxicidade do efluente tratado por meio de avaliação qualitativa (presença/ausência) da toxicidade aguda ao microcrustáceo *Daphnia similis* de acordo com a NBR 12.173 (ABNT, 2009). Os testes foram executados expondo neonatos com idade entre 6 e 24 horas à amostra do efluente. Foram realizadas quatro réplicas para o efluente quatro para o controle (água de cultivo), cada uma contendo cinco organismos.

Os testes foram estáticos e com período de duração de 48 horas, sendo os organismos mantidos a 22 ± 2 °C, com fotoperíodo de 12 horas e sem alimentação. Ao final do teste, o número de organismos imóveis nas amostras e no controle foi contabilizado, permitindo a avaliação de presença ou ausência de toxicidade.

Uma segunda amostragem foi realizada em setembro de 2013, a fim de confirmar os resultados obtidos na primeira, obedecendo-se os mesmos critérios de análise, conforme a norma.

Para realização da avaliação qualitativa do efeito crônico do efluente tratado sobre a reprodução da *Ceriodaphnia dubia*, foram seguidas as indicações especificadas na norma NBR 13373 (ABNT, 2010), sendo expostos organismos jovens, com 6 a 24 horas de idade, a 5 diluições do efluente: 100%; 50%; 25%; 12,5% e 6,25%, por um período de 7 dias. Para cada diluição e o controle foram realizadas dez réplicas, dispondo um organismo em cada réplica.

Os testes de toxicidade crônica com a *C. dubia* foram semi-estáticos, com renovação das soluções-teste a cada 48 horas, sendo os organismos alimentados e mantidos a 22 ± 2 °C com foto-período de 12 horas. A cada renovação das soluções-teste os números de filhotes de cada frasco foram registrados, sendo os organismos adultos originais transferidos para as novas soluções-teste.

No episódio de escurecimento da lagoa de decantação também foi realizada uma avaliação qualitativa (presença/ausência) da toxicidade aguda ao microcrustáceo *Daphnia similis*.

4.4 Cinética – Determinação do k

Para a determinação do coeficiente de remoção k, foram coletadas durante 30 dias (11-jun-2013 a 10-jul-2013) amostras compostas de três alíquota de 100 mL, coletadas em intervalos de oito horas. Os pontos de análise foram: entrada da lagoa de aeração N2, Saída lagoa de aeração N2 e saída lagoa de decantação. Foi realizada análise da DQO solúvel e total de cada amostra. No ensaio de DQO solúvel, as amostras foram filtradas e submetidas ao mesmo procedimento descrito para DQO total.

O coeficiente de remoção de matéria orgânica foi estimado com base na DQO solúvel, conforme as Equações 3 e 4:

$$S = S_0 / (1 + k.t) \quad [3]$$

onde:

S: concentração de DBO solúvel efluente, em mg/L;

S₀: concentração de DBO total afluente

k: coeficiente de remoção de matéria orgânica solúvel, em 1/d

t: tempo de detenção hidráulica, em d.

$$k_t = k_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad [4]$$

4.5 COD e Absorvância

Foram coletadas durante 5 dias (5/9/2013 a 9/9/13) amostras compostas de três alíquota de 100 mL, coletadas em intervalos de oito horas nos pontos de análise: entrada da lagoa de aeração N2, saída lagoa de aeração N2 e saída lagoa de decantação. As amostras foram filtradas em papel filtro qualitativo e diluídas 10 vezes. A absorvância de cada condição foi lida em espectrofotômetro (UV-VIS SPEKOL 1300, Analytik Jena, Alemanha) nos comprimentos de onda (λ) de 254 e 280 nm.

As mesmas amostras também foram filtradas através membrana de 0,45 μ m de diâmetro de poros, e o COD quantificado em um analisador automático (Shimadzu, TOC-V CSH).

Obtidos os resultados de absorvância no comprimento de onda 254 e carbônico orgânico dissolvido, foi calculado a absorvância específica (SUVA) por meio da equação 7 (USEPA, 2003).

$$\text{SUVA} = \text{UV}_{254} / \text{COD} * 100 \quad [7]$$

onde:

SUVA: absorvância específica, em L/mg;

UV_{254} : absorvância no comprimento de onda 254 nm, em 1/cm;

COD: carbono orgânico dissolvido, em mg/L;

100: conversão em cm/M

As relações $\text{UV}_{254}/\text{UV}_{280}$ foram calculadas conforme sugerido por Çeçen (1999).

4.6 Escurecimento da lagoa de decantação

A fim de verificar as ocorrências do escurecimento e odor na lagoa de decantação foi verificado os teores de OD na lagoa para averiguar se estes episódios estão associados à deficiência de oxigênio dissolvido e, também, realizada a caracterização físico-química de amostras coletadas durante o episódio de escurecimento.



Figura 8 – Vista da lagoa de aeração e lagoa de decantação escura

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Medição de vazão e TDH

Na Tabela 4 estão apresentados os resultados das medições de vazão pelos métodos volumétrico e flutuador, estando os resultados experimentais apresentados na Tabela A1 do Anexo.

Tabela 4 – Vazões medidas na ETE SANTHER

	Método Volumétrico		Método Flutuador	
	m ³ /s	CV*, %	m ³ /s	CV, %
nov/13 (n=24)	0,033	41	0,054	33
dez/13 (n=12)	0,018	21	0,033	19
média geral (n=36)	0,028	48	0,047	37

*CV – Coeficiente de Variação

A vazão estimada pelo método flutuador foi cerca de 1,6 vezes maior do que a estimada pelo método volumétrico. A vazão utilizada para o cálculo de TDH foi aquela estimada pelo método volumétrico, uma vez que esse método é menos sujeito a erros, segundo a NBR 13403 (1995).

De acordo com Alves *et al.* (2011) dos principais métodos de medição de vazão utilizados em estudos de viabilidade de micro e minicentraís hidrelétricas citados na literatura, o que apresentou maior erro foi o método do flutuador que, embora precário, é viável devido ao baixo custo de aplicação.

Silva e Costa (2011), em um estudo comparativo dos métodos químico, flutuador, molinete hidrométrico e aplicação da fórmula de *Manning*, em uma seção do Rio Carás na sub-bacia do Rio Salgado, o método com flutuador foi o que a vazão mais se distanciou, sendo considerado mais apropriado na estimativa de vazões médias para projetos onde não se dispõe de ferramentas para medição da vazão podendo, também, ser aplicado para seções regulares, sendo que a velocidade pode ser calculada, porém com precisão bem inferior.

A vazão média estimada pelo método volumétrico foi de 0,028 m³/s (2419 m³/dia), com coeficiente de variação de 48% no método volumétrico e de 37% no método flutuador. Estas variações são reflexos de fatores de

adequações no processo produtivo, eventuais problemas nas máquinas de papel que demandam um volume alto de água para reiniciar, gerando conseqüentemente vazões variáveis.

Com a obtenção da vazão média foi possível calcular o TDH das lagoas de aeração, 8,76 dias e de decantação, 1,87 dias. Esses valores são mais que duas vezes maiores que os TDH constantes no projeto da ETE (Tabela 3). Vale ressaltar que o valor obtido foi uma estimativa do TDH, já que não há certeza do real volume da lagoa devido ao acúmulo de lodo, podendo sua capacidade estar inferior ao informado no projeto.

Matos (2005b) reportou as eficiências em sistema de lagoa aerada de mistura completa seguido por lagoa de sedimentação, operadas com diferentes TDHs. Na primeira fase, com TDH de 4,8 dias para lagoa aerada e 1,5 dias para sedimentação, foram obtidas eficiências médias de remoção de 88% de DBO, 86% de DQO e 95% de SST. Na segunda fase, com TDH de 2,4 dias e 0,8 dias foram apuradas eficiências médias de remoção de 85% de DBO, 84 % de DQO e 93% de SST. Já na terceira fase, com TDH de 1,4 dias e 0,5 dias verificou-se eficiências médias de remoção de 78% de DBO, 76% de DQO e 95% de SST. Com relação ao desempenho do sistema de tratamento, foi constatado que a diminuição do tempo de detenção do sistema resultou em perda de qualidade do efluente tratado.

5.2 OD e DP

Com nove aeradores com potência de 7360 watts cada, a lagoa aerada apresenta densidade de potência de 3,12 W/m³, valor próximo ao mínimo recomendado de 3,0 W/m³ (VON SPERLING, 2002) para manter os sólidos em suspensão.

Nas Figuras 9 a 14 são apresentados os perfis de oxigênio dissolvido nas três profundidades estabelecidas, nas duas datas de medição. As temperaturas médias nas lagoas estão apresentadas na Tabela 6. (Os dados experimentais de OD e temperatura estão apresentados na Tabela A2 do Anexo).

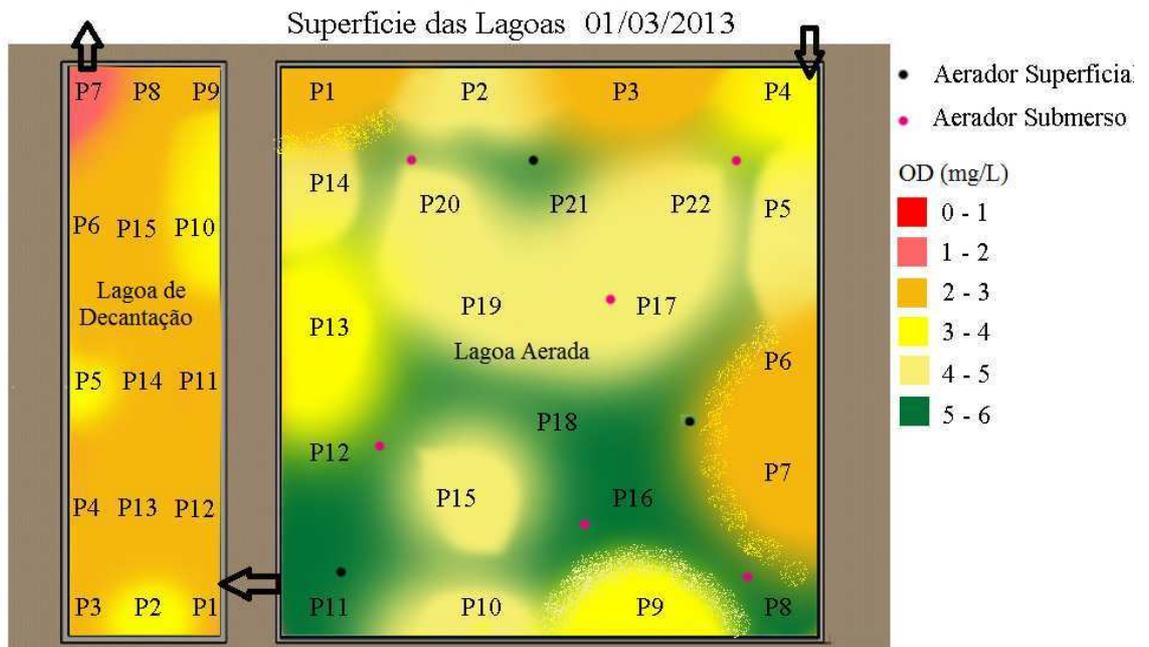


Figura 9 – Perfil de OD na superfície das lagoas da ETE Santher em 01/03/2013.

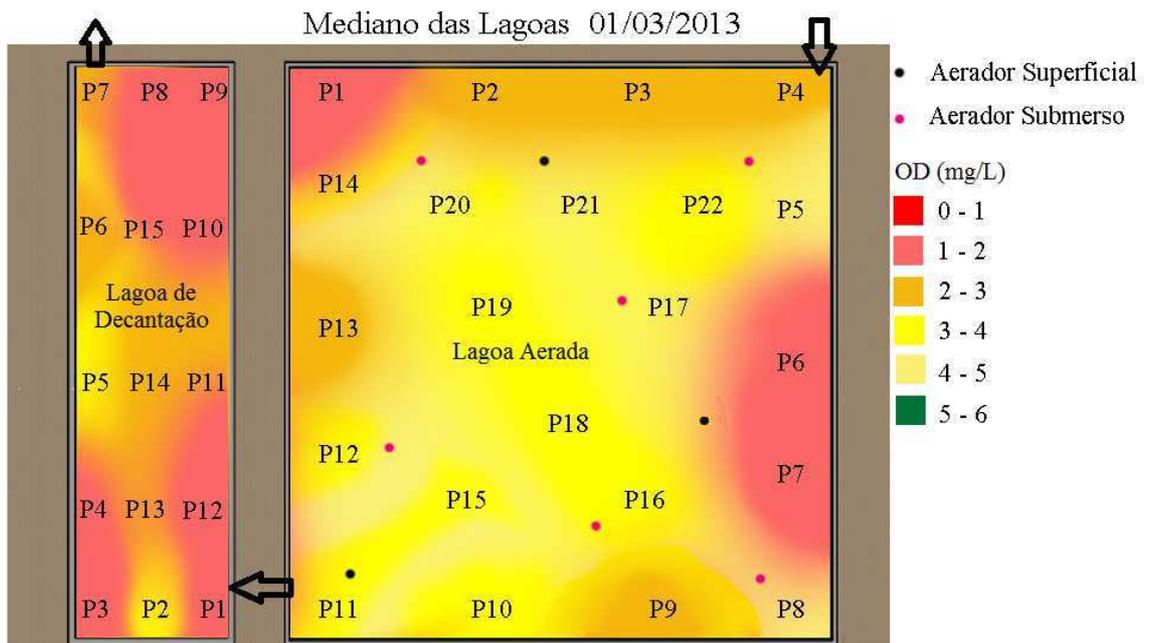


Figura 10 – Perfil de OD na região mediana da coluna d'água das lagoas da ETE Santher em 01/03/2013.

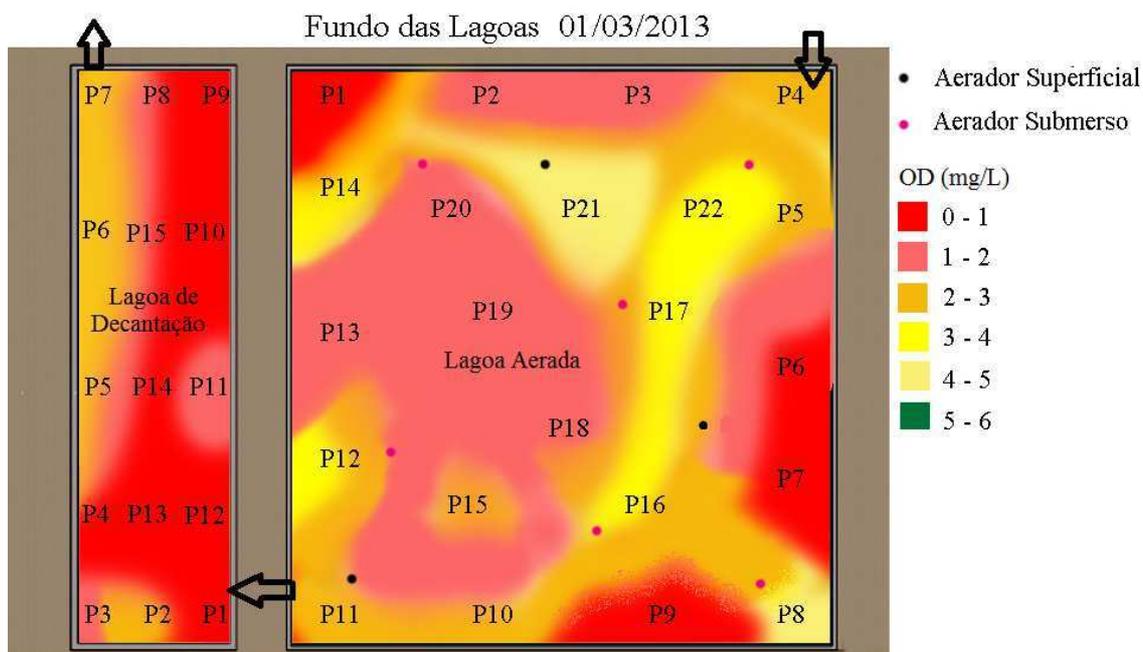


Figura 11 – Perfil de OD no fundo das lagoas da ETE Santher em 01/03/2013.

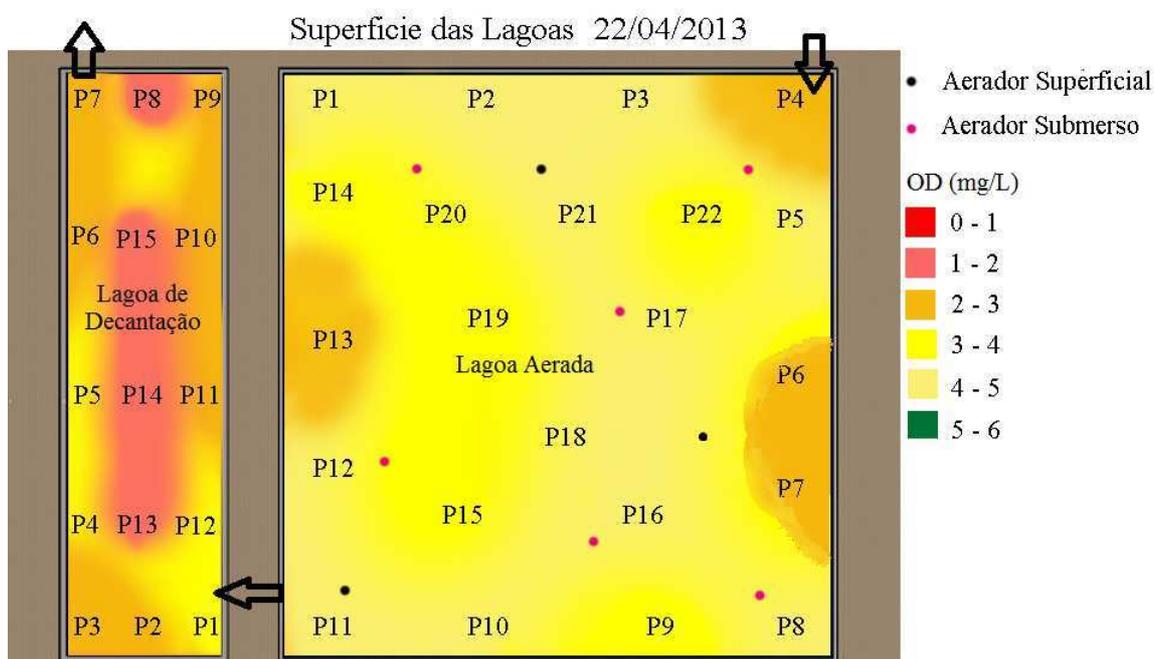


Figura 12 – Perfil de OD na superfície das lagoas da ETE Santher em 22/04/2013

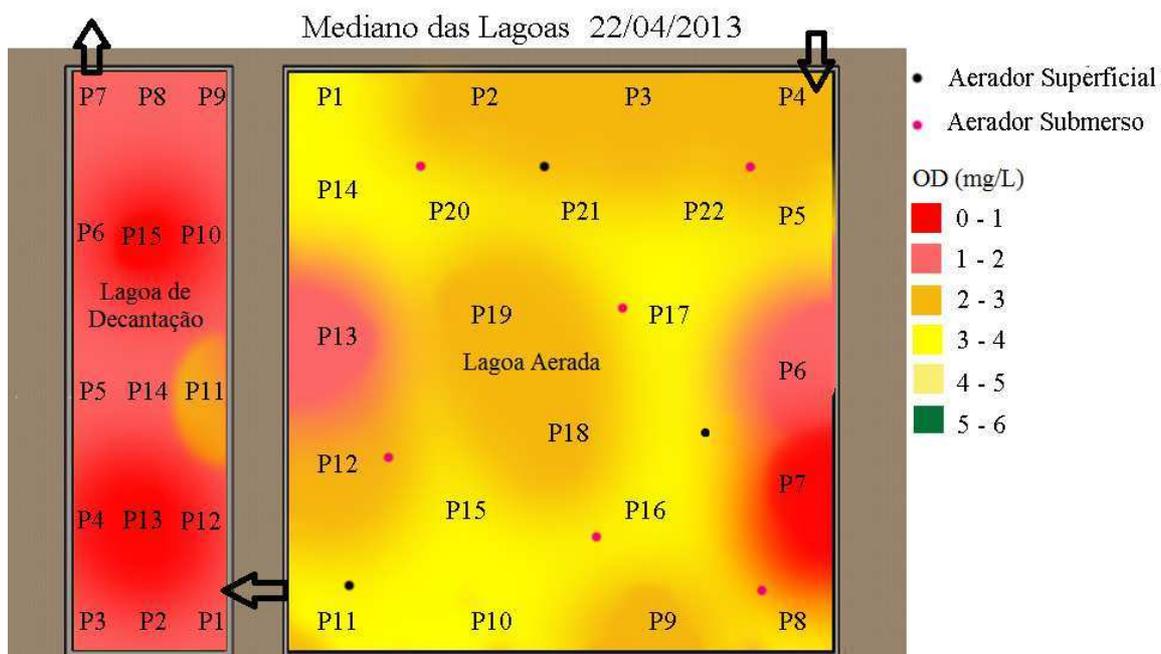


Figura 13 – Perfil de OD região mediana da coluna d’água das lagoas da ETE Santher em 22/04/2013.

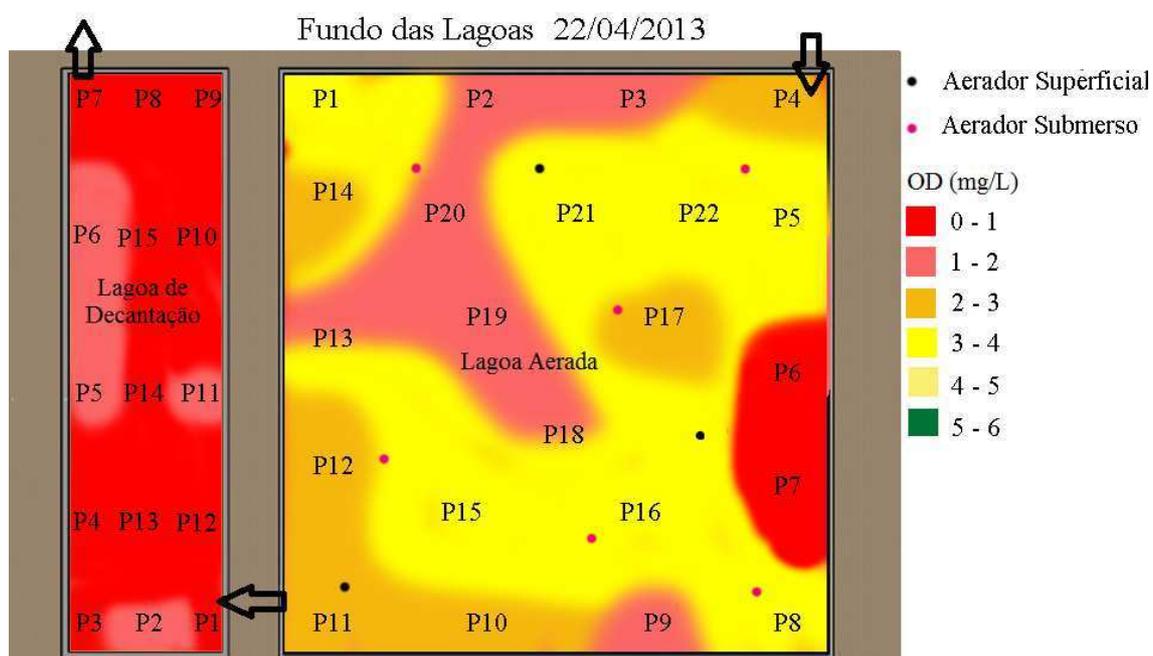


Figura 14 – Perfil de OD no fundo lagoas da ETE Santher em 22/04/2013.

As concentrações de OD na superfície da lagoa de aeração são superiores ao mínimo recomendado, da ordem de 2,0 mg/L (JORDÃO e PESSÔA, 2009), na região mediana as concentrações próximas aos pontos 1, 6, 7, 9 e 13 apresentaram-se abaixo do mínimo recomendado e a região

próxima ao fundo da lagoa apresentou faixas de OD de 0 a 2,0 mg/L. Nota-se que em todos perfis apresentados, próximo aos pontos 6 e 7, os teores de OD foram abaixo dos demais, fato que se deve à desativação de 2 aeradores nessa região.

Nunes *et al.* (2010) avaliaram a eficiência do sistema de tratamento de efluentes líquidos do Distrito Industrial de Natal composto por um sistema de aeração prolongada constituído por três lagoas em série, sendo uma lagoa aerada aeróbia de mistura completa, uma lagoa aerada facultativa e uma lagoa de decantação. A lagoa aerada de mistura completa projetada, com volume útil de 38.736 m³ e profundidade útil de 3 m, e aeração por meio de 14 aeradores com 25 cavalos cada, porém opera com 11 aeradores. A lagoa aerada facultativa com volume útil de 40.190 m³ e profundidade equivalente à da lagoa aerada de mistura completa, conta com 6 aeradores de 10 cavalos. A terceira lagoa, de decantação, tem volume útil de 41.659 m³ e profundidade útil de 2,2 m. Foi monitorado e verificado que as concentrações de OD nas lagoas são insatisfatórias, sendo encontrada ausência de OD em vários pontos. Constatou-se falha na aeração das lagoas e a necessidade de uma reavaliação no sistema de aeração, inserção de novos aeradores para aumento nas concentrações de OD, essenciais para sobrevivência de vários organismos aquáticos.

Matos *et al.* (2005) em um estudo de unidades experimentais composto por um sistema de lagoa aerada de mistura completa seguida de lagoa de sedimentação e dotada de um aerador tipo jato, avaliaram as condições de mistura e disponibilidade de oxigênio dissolvido, verificou densidade de potência de 42 W/m³ e concentrações de OD no interior da lagoa na faixa de 6,9 a 9,1 mg/L, superiores ao mínimo recomendado, em função da elevada capacidade de transferência de oxigênio do sistema de aeração.

Na lagoa de decantação do sistema estudado, exceto no perfil superficial, os demais apresentaram concentrações de OD próximas a zero. A água situada próxima ao fundo de lagos mais profundos está, constantemente, quase totalmente sem oxigênio, devido à sua reação com a matéria orgânica do lodo sedimentado e à falta de mecanismos que possibilitem sua reposição com rapidez, já que a difusão, possível forma de reposição de O₂, é um processo lento (FIORUCCI; FILHO, 2005).

Soares *et al.* (2008) avaliaram o oxigênio dissolvido a 20 e 80 cm em uma lagoa de decantação e foram encontrados teores sempre abaixo de 1 mg/L na profundidade de 80 cm e média de 3,0 mg/L a 20 cm.

Tabela 6 – Temperaturas do sistema de lagoas da ETE SANTHER

	Data	Temp afluente (°C)	Temp média lagoa (°C)	Temp do ar (°C)
Lagoa aerada	01/03/2013	33,6	28,8	24,6
	22/04/2013	31,8	25,7	20,4
Lagoa decantação	01/03/2013	31,3	29,2	24,6
	22/04/2013	28,1	25,1	20,4

Com base nos valores apresentados na Tabela 6, fatores de proporcionalidade do balanço calorífico (equação 2) foram estimados para as duas lagoas (Tabela 7). As lagoas apresentaram valores distintos, devido às diferenças na suas geometrias (áreas e profundidades) que afetam a transferência de calor (Metcalf e Eddy, 2003).

Tabela 7 – Fator de proporcionalidade, f, para o balanço calorífico das lagoas da ETE SANTHER

Data	Lagoa Aerada	Lagoa de decantação
01/03/2013	0,27	0,42
22/04/2013	0,27	0,59

De acordo com Mara *et al.* (1997 *apud* VON SPERLING, 2002), a temperatura da lagoa é cerca de 2 a 3 °C maior do que a do ar, no período frio, ocorrendo o inverso no período quente. Os resultados obtidos se aproximam dessa relação, visto que a região de Governador Valadares–MG, considerada muito quente, os dias amostrados apresentaram valores de temperatura do ar condizentes com os períodos de outono/inverno na região.

A baixa variação de temperatura da água entre as camadas da lagoa de aeração é atribuída ao mecanismo de aeração que promove a mistura do meio líquido, evitando a estratificação térmica.

5.3 Caracterização físico-química

As características físico-químicas dos efluentes coletados na entrada da ETE (efluente bruto), entrada da lagoa de aeração (EA), saída da lagoa de aeração (SA) e na saída da lagoa de decantação (SD), nas seis campanhas realizadas nos meses de abril a agosto de 2013 são apresentadas na Tabela 8 (valores médios e desvios). Os resultados mensais estão apresentados na Tabela A3 do Anexo.

Tabela 8 – Resultados médios das análises físico-químicas de seis campanhas de amostragem na ETE SANTHER

Variável	Média+desvio				Padrão de lançamento*
	Bruto	EA	SA	SD	
pH	7,4±0,87	6,7±0,55	7±0,18	6,9±0,23	6,0 a 9,0
DBO (mg/L)	163±150	40±13	31±15	27±6,65	60 ou Efic/trat > 75%
DQO (mg/L)	446±390	78±24	94±63	77±42	180 ou Efic/trat > 70%
SST (mg/L)	593±284	1502±304	672±30	32±11	150
N total (mg/L de N)	5,76±2,6	15,84±11	10,43±5,15	6,97±3,18	
P (mg/L de P)	1±0,46	3,92±2,5	2,76±1,82	0,89±0,60	
Temp (°C)	34,4±1,27	32,8±1,5	28,4±1,44	27,5±1,5	<40°
Óleos e graxas (mg/L)	29,7±12,3	-	-	4,5±4,17	Óleos minerais < 20 / Óleos vegetais e gorduras animais < 50

*De acordo com a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de maio de 2008

Nas seis amostragens não foram detectadas concentrações de matéria orgânica (DBO e DQO), sólidos em suspensão totais, óleos e graxas e valores de temperatura na saída da ETE em desconformidade com os padrões para lançamento de efluentes, de acordo com a legislação vigente no Estado de Minas Gerais.

Apesar de não possuir padrão legal de emissão, os teores para nitrogênio total e fósforo no efluente, quando o sistema for bem otimizado as descargas de fósforo abaixo de 0,5 mg/L de P e nitrogênio abaixo de 5 mg/L de N são alcançados (EUROPEAN COMMISSION, 2001), sendo assim, de acordo com a European Commission (2001), esse efluente lança mais fósforo que o recomendado.

Os valores de pH da água coletado nos diversos pontos de amostragem foram bastante satisfatórios, apresentando menor valor de 6 (EA) e maior valor 9 (efluente bruto). Para as amostras coletadas na saída da ETE os valores de pH apresentaram-se em conformidade com a legislação vigente no estado de MG.

Pela análise da Tabela 8, observa-se que, no período amostrado, o sistema de tratamento aplicado foi responsável por cerca de 82% da remoção de DQO, 83% da remoção da DBO, 95% da remoção de SST e 84% da remoção de óleos e graxas.

Com relação à biodegradabilidade da matéria orgânica presente nas amostras avaliadas, a Tabela 9 apresenta as relações DBO/DQO para cada ponto monitorado e as médias no período de 6 meses.

Tabela 9 – Relação DBO/DQO de seis campanhas de amostragem na ETE SANTHER

	Relação DBO/DQO							
	Bruto	EA	SA	SD (final)	Média			
					Bruto	EA	SA	SD
mar-13	0,55	0,71	0,48	0,67				
abr-13	0,24	0,20	0,12	0,17				
mai-13	0,62	0,74	0,35	0,46				
jun-13	0,22	0,61	0,23	0,27	0,41	0,55	0,41	0,41
jul-13	0,48	0,36	0,77	0,35				
ago-13	0,35	0,66	0,50	0,51				

Obteve-se uma razão média DBO/DQO de 0,41 para o efluente bruto, o que corresponde a uma fração biodegradável não muito elevada no efluente. De acordo com Chamarro *et al.* (2001), para o efluente manter completamente biodegradável, é necessário razões DBO/DQO acima de 0,40. Mounter *et al.* (2005), em um estudo de efluentes de celulose e papel encontrou, uma relação DBO/DQO de 0,47 para o efluente bruto.

Os resultados da relação DBO/DQO para o ponto de saída da lagoa de decantação (efluente final), obtidos neste estudo, estão dentro do intervalo citado na literatura.

Moraes (2007) encontrou uma relação média DBO/DQO de efluente bruto de uma indústria de papel e celulose de 0,43, e para o efluente final uma relação média igual a 0,33.

O balanço de nutrientes nas unidades de tratamento está apresentado na Tabela 10. Tanto nitrogênio quanto o fósforo apresentaram-se em concentrações elevadas e superiores à proporção recomendada de DBO/N/P = 100/5/1 para adequado desenvolvimento de microrganismos no meio. Esse fato provavelmente se deve à adição de micronutrientes no sistema. O excesso de nutrientes na lagoa poderia levar ao aporte de nutrientes ao corpo receptor.

Tabela 10 – Relação DBO/N/P de duas campanhas de amostragem na ETE SANTHER

	mar/13	mai/13
Bruto	49,7/4,4/1	30,3/3,2/1
EA	69,8/39,5/1	20,3/1,9/1
SA	33,9/16,3/1	24,0/4,3/1
SD (final)	93,1/4,6/1	54,2/19,0/1

A Tabela 11 apresenta as características físico-químicas do Córrego Capim, amostras coletadas a montante da fábrica e a jusante - próximo ao ponto de lançamento do efluente final.

Os valores de pH no que diz respeito à DN COPAM/CERH 01 (2008) estão dentro dos limites estabelecidos para corpos d'água de classe 2 conforme classificado o ribeirão em questão. A faixa de concentração dos valores de pH é um significativo parâmetro de qualidade de efluentes industriais, sendo estreita e crítica para a existência de vida. Valores baixos de pH em sistemas hídricos comprometem a vida aquática e inviabiliza a sua utilização para recreação. Ademais, eleva a solubilidade de alguns elementos como Al, B, Cu, Cd, Hg, Mn e Fe. Já valores de pH elevados podem alterar o nível de toxicidade de certos poluentes. (DWAF, 1996).

Os valores de OD para limite padrão de corpos d'água de classe dois mantiveram-se sempre acima de 5 mg/L, conforme as referências normativas. A concentração de nitratos e turbidez, ao contrário, se mantiveram abaixo dos limites estabelecidos pela legislação para cursos de água classe 2.

Tabela 11 – Resultados das análises físico-químicas de duas campanhas de amostragem no Córrego Capim

Variável	Coleta	Montante Fábrica	Jusante Fábrica	Padrão corpos d'água classe 2*
pH	abr-13	6,9	7,6	6,0 a 9,0
	jul-13	8,1	8,3	
OD (mg/L)	abr-13	6,8	7,01	não inferior a 5 mg/L
	jul-13	7,1	7,14	
DBO (mg/L)	abr-13	<5,0	8	5 mg/L
	jul-13	<5,0	5	
DQO (mg/L)	abr-13	<8,0	32	-
	jul-13	<8,0	26	
SST (mg/L)	abr-13	117	77	100 mg/L
	jul-13	58	95	
Nitratos (mg/L de N)	abr-13	<0,10	<0,10	10,0 mg/L de N
	jul-13	<0,10	<0,10	
Fosfato (mg/L de P)	abr-13	<0,015	<0,015	
	jul-13	<0,015	0,155	
Temp (°C)	abr-13	27,8	25,9	-
	jul-13	27,9	26,6	
Óleos e graxas (mg/L)	abr-13	<10,0	<10,0	virtualmente ausentes
	jul-13	<10,0	10,3	
Turbidez (UNT)	abr-13	16,1	21,1	até 100 UNT
	jul-13	5,95	6,8	

* Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de maio de 2008

A turbidez não apresentou variações discrepantes entre montante e jusante. A avaliação da turbidez nos corpos d'água é relevante, já que a turbidez influencia a intensidade de luz difundida e a absorção de calor na água. O aumento no valor da turbidez pode ser ocasionado por erosão das margens dos rios e áreas próximas, crescimento excessivo de algas, alterações no fluxo do rio, efluentes domésticos e industriais. Em um estudo nas águas do rio Cuiabá-MT, LIMA (2001) encontrou valores de turbidez no ponto na seção a montante do perímetro urbano, na faixa entre 1,7 a 65,0 UNT, durante a seca, e de 4,0 a 275,0 UNT no período de cheia. A jusante do perímetro urbano foi identificadas variações de 1,2 a 65,1 UNT e entre 12,0 e 160,0 UNT, nas épocas de seca e cheia, respectivamente.

Os resultados obtidos de DBO no corpo d'água a jusante da fábrica excederam o limite preconizado na legislação, podendo estar associado à proximidade de uma comunidade que lança efluentes sanitários entre a montante e jusante da fábrica. Os maiores acréscimos em termos de DBO, em um corpo d'água são gerados por despejos de origem predominantemente orgânica, como é o caso de efluentes domésticos (CETESB, 2009).

São escassos valores da relação DBO/DQO para corpos d'água na literatura. No entanto, nota-se que quanto maior os valores dessa relação, melhor são as condições ambientais no que se refere a estes parâmetros. No mês de julho/2013 no ponto a jusante da fábrica, os valores de relação DBO/DQO foram ordem de 0,2, indicando impactos antrópicos consideráveis.

Os valores elevados de oxigênio a jusante da fábrica estão associados a oxigenação proporcionada pelas quedas no lançamento dos efluentes.

Na resolução não foi estabelecido limite padrão de óleos e graxas para corpos d'água classe 2 e sim, observação visual (presente/ausente). De acordo com Tiwary (2001), as fontes de óleo e graxa principais são os efluentes industriais, após lavagem de suas máquinas e caldeiras e o óleo derivado do consumo caseiro, esse último presente nos esgotos urbanos.

A presença de óleos e graxas deriva uma camada de óleo que diminui a área de contato entre a superfície da água e o ar atmosférico, impedindo a transferência do oxigênio da atmosfera para a água, ocasionando a morte de organismos aquáticos. (LEAL, 2006).

Segundo Andreoli e Carneiro (2005) o fósforo é considerado o maior responsável pela eutrofização artificial e concentrações superiores a 0,05 mg/L (VON SPERLING, 2005) já caracterizam um ambiente como eutrófico.

O tipo de tratamento aplicado é indicado para esse tipo de efluente, a caracterização físico-química dos efluentes evidenciou que houve melhoria na qualidade do efluente tratado em relação ao efluente bruto, indicando a eficiente operação do sistema de tratamento nos períodos em que a amostragem foi realizada, no entanto, alerta-se para os resultados da avaliação de nutrientes sendo necessário reavaliar as dosagens de nutrientes na entrada da lagoa de aeração, que estão elevados.

5.4 Caracterização ecotoxicológica

Amostras do efluente final na saída da ETE coletadas em maio e setembro de 2013 não apresentaram toxicidade aguda à *D. similis*. Diante da ausência de toxicidade aguda na amostra, uma averiguação qualitativa de toxicidade crônica foi realizada. O efluente final também não apresentou efeito crônico a *C. dúbia*.

Galvão *et al.* (1987) realizaram testes de toxicidade com o efluente final da indústria Ripasa S/A Papel e Celulose e não observaram efeitos tóxicos agudos a *D. similis*. Almeida (2013) estudou a toxicidade aguda de efluentes de diversas tipologias industriais, entre elas duas de celulose e papel, sendo uma produtora de papel higiênico e a outra de papel reciclável, caixas e papelão. Para a fábrica de papel higiênico não foi detectado toxicidade aguda a *D. similis* no efluente final, mas para a outra fábrica em uma das 9 coletas foi encontrada toxicidade aguda.

Furley (2009), durante os anos de 2003 a 2008, realizou estudos para a identificação da causa da toxicidade de 10 diferentes efluentes oriundos de quatro fábricas de papel e celulose, sendo uma fábrica de papel. Foram realizados testes de toxicidade crônica com o crustáceo *Ceriodaphnia dubia* ou ouriço *Echinometra lucunter*. As amostras do efluente apresentaram toxicidade, sendo a amônia e os sólidos dissolvidos causadores de parte da toxicidade desse efluente.

5.5 Cinética de remoção da matéria orgânica

Os valores de DQO solúvel na entrada e saída da lagoa aerada e saída da lagoa de decantação estão apresentados na Figura 15, estando os resultados experimentais apresentados na Tabela A4 do Anexo. A eficiência na remoção de DQO na lagoa aerada no período foi de $68\% \pm 12\%$ e a remoção global foi de $72\% \pm 14\%$.

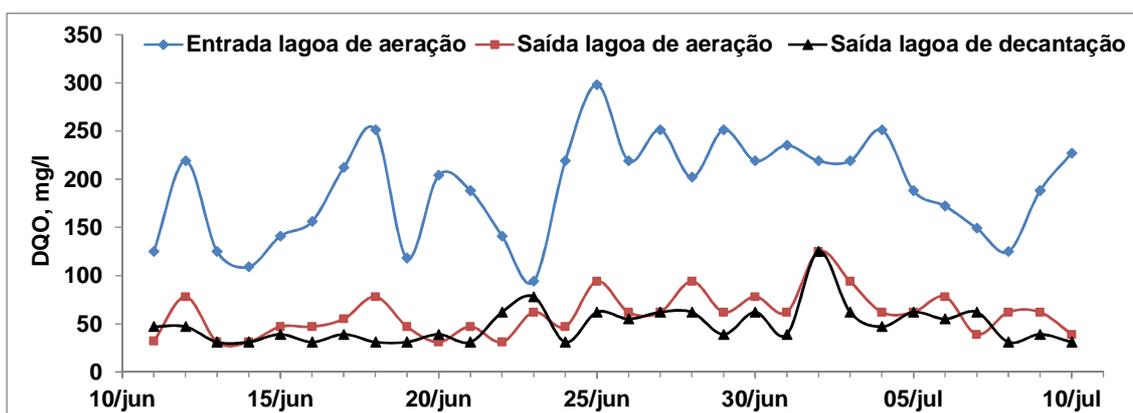


Figura 15 – Valores de DQO na entrada e saída da lagoa de aeração e saída da lagoa de decantação da ETE SANTHER.

A estimativa do coeficiente de remoção de matéria orgânica na lagoa aerada pelo modelo de mistura completa, k obtida a partir dos resultados de DQO solúvel e corrigida para 20 °C ($\theta_k = 1,035$), foi de $0,23/d \pm 0,10/d$, estando os resultados experimentais apresentados na Tabela A4 do Anexo.

A Tabela 12, adaptada de Jordão e Pessoa (2009), mostra que as estimativas de diversos autores quanto aos valores de coeficientes de remoção de DBO $k_{20^\circ\text{C}}$ apresentam grande variação; vale ressaltar que os valores apresentados referem-se de forma genérica ao processo de lagoas aeradas, e não estritamente à lagoa aerada de mistura completa.

Tabela 12 – Coeficientes de remoção de DBO em lagoas aeradas $k_{20^\circ\text{C}}$ (Jordão e Pessoa, 2009)

Autor	$K_{20^\circ\text{C}}$ (1/d)
Metcalf e Eddy	2-10
Tchobanoglous	2,5
Mara	5
Balasha	6,7
Fleckseder	8,1
Arceivala	0,254*
Kouzell-Katsiri	2,7-4,8
CRWR, U.Texas	8

* Segundo Arceivala, coeficiente de remoção de matéria orgânica total

Na operação de um sistema no Colorado nos EUA, de lagoas aeradas completamente misturadas (complete-mix aerated ponds), Reynolds e

Middlebrooks (1990 *apud* CRITES *et al.*, 2006) encontraram valor de $k_{20^{\circ}\text{C}}$ de 2,5/d, o que indica maior taxa de remoção de matéria orgânica em lagoas completamente aeradas do que é indicado por Von Sperling (2002), e evidencia a consequência da aeração sobre o comportamento desse tipo de sistema.

5.6 COD, Absorvância e SUVA

Valores de SUVA e UV_{254}/UV_{280} na ETE SANTHER estão apresentados na Tabela 13 e os resultados experimentais se encontram apresentados na Tabela A5 do Anexo.

Tabela 13 – SUVA e UV_{254}/UV_{280} nos efluentes da ETE SANTHER

	Lagoa aerada		Saída lagoa de decantação
	Entrada	Saída	
SUVA	$0,22 \pm 0,05$	$0,55 \pm 0,16$	$0,75 \pm 0,18$
UV_{254}/UV_{280}	$1,11 \pm 0,07$	$1,06 \pm 0,09$	$1,09 \pm 0,03$

O aumento nos valores de SUVA foi resultado do decréscimo de COD, uma vez que absorvância a 254 nm (A_{254}) permaneceu relativamente constante. Absorvância a 254 nm indica a presença de duplas e triplas ligações apresentando, deste modo, uma avaliação do grau de aromaticidade da amostra (RATPUKDI *et al.*, 2010; GONG *et al.*, 2008). Decréscimos significativos nos valores de ABS_{254} sugerem a ruptura das ligações e degradação dos compostos, podendo indicar uma mudança na natureza do efluente (RIBEIRO, 2012). Os resultados de SUVA elevaram-se a cada etapa do tratamento biológico, mas todos os valores foram inferiores a 1. Rodrigues (2011) obteve valores inferiores a 2 e aumento do valor da SUVA no efluente pós tratamento, indicando presença de subprodutos de degradação microbiana e menores remoções de cor. Conforme os critérios de análise da SUVA por Edzwald e Tobiason (1999), considerado um parâmetro funcional para indicar a natureza da matéria orgânica em termos de massa molar e aromaticidade e a eficácia de sua remoção, os valores <2 indicam que a matéria orgânica é altamente hidrofílica com menor aromaticidade e menor massa molar.

De acordo com Çeçen (1999), a relação UV_{254}/UV_{280} é utilizada como um indicador de presença compostos derivados de lignina nas águas residuárias, valores baixos indicam maior porcentagem destes compostos. Chamorro *et al.* (2009) avaliou a mesma relação durante o processo de tratamento por lagoa aeróbia de uma fábrica e papel *kraft* situada no Chile, a relação UV_{254}/UV_{280} obtida foi de cerca de 1,26-1,28. Da mesma forma, Çeçen (1999) mostra que a relação não sofreu alteração significativa (variando entre 1,1-1,13). Estes resultados sugerem que o DQO residual consistiu em compostos de lignina, que foram também as principais espécies aromáticas nesses efluentes. A mesma relação foi encontrada por Chamorro *et al.* (2005) e Rodrigues (2011).

5.7 Escurecimento da lagoa de decantação

Desde o início dos estudos na estação de tratamento de efluentes da fábrica de papel, houve apenas uma ocorrência (06/06/2013) do escurecimento e maus odores da lagoa de decantação, que logo no dia seguinte a situação voltou ao normal. Uma caracterização físico-química do efluente da lagoa foi realizada e a Tabela 14 apresenta os resultados obtidos.

Tabela 14 – Resultados das análises físico-químicas da lagoa de decantação no episódio de escurecimento em junho/2013

Variável	Saída Decantação	Padrão de lançamento*
pH	7,7	6,0 a 9,0
DBO (mg/L)	37	60 ou Efic. > 85%
DQO (mg/L)	82	180 ou Efic > 70%
SST (mg/L)	29	150
N (mg/L de N)	<10,0	
P (mg/L de P)	3,76	
Temp (°C)	25,8	<40°
Óleos e graxas (mg/L)	<10,0	Óleos minerais < 20 / Óleos vegetais e gorduras animais < 50
OD (mg/L)	0 não detectado em qualquer ponto de amostragem	

* Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1, de 05 de maio de 2008

Os resultados não indicaram nenhum parâmetro fora do limite preconizado pela legislação. Além disso, apresentaram coerência e similaridade com os resultados dos monitoramentos mensais, diferentemente dos episódios de escurecimento relatados anteriores ao início do presente estudo, que estavam sempre associados a picos de DBO e DQO.

A amostra também foi submetida a uma avaliação qualitativa de toxicidade aguda ao microcrustáceo *Daphnia similis* e não foi identificada toxicidade. Os teores de OD foram medidos e em todos os pontos da lagoa de decantação foi detectado ausência de oxigênio.

Em lagoas facultativas, de acordo com Von Sperling (2005), a liberação de maus odores está geralmente associada a sobrecargas orgânicas, longos períodos com seu encoberto por nuvens e baixas temperaturas, presenças de substâncias tóxicas nos esgotos, formação de curtos-circuitos e zonas mortas nas lagoas e presença de massa flutuante na superfície líquida. A sobrecarga orgânica em uma lagoa facultativa está sempre combinada a decréscimos no pH, redução do nível de oxigênio dissolvido, alteração na cor do efluente de verde-escuro para verde amarelado e do aparecimento de manchas acinzentadas junto à tubulação afluente à lagoa. No caso de sobrecargas consistentes, considerar a inclusão de aeradores na lagoa. Eventualmente adicionar nitrato de sódio, como complementação de fonte de oxigênio combinado (KELLNER e PIRES, 1998).

Truppel (2002) em um estudo da avaliação de metodologias para desodorizar uma lagoa facultativa de tratamento de esgotos sanitários, obteve melhores resultados com aplicação do processo de recirculação combinado com a aeração.

O escurecimento e odor na lagoa está associado a ausência do oxigênio, em que a decomposição se dá pela ação das bactérias anaeróbias. O resultado da decomposição anaeróbia é a geração de gases como o sulfídrico, metano, nitrogênio, amoníaco e outros, muitos dos quais malcheirosos (VON SPERLING, 2002). Para melhor entendimento do seriam necessários novos episódios e uma investigação mais aprofundada. Em contrapartida, a inclusão de um aerador próximo a entrada da lagoa de decantação poderia ser avaliado.

6 CONCLUSÕES e RECOMENDAÇÕES

A vazão média obtida na entrada da ETE SANTHER, de 2419 m³/d é cerca de 2,5 vezes menor que a de projeto, acarretando um tempo de detenção para as lagoas de aeração de mistura completa e para a de decantação de 8,76 e 1,87 dias, respectivamente.

A proximidade da condição de mistura completa da lagoa aerada foi constatada em termos das concentrações de OD monitorados ao longo do tempo, e a densidade de potência, relacionada ao funcionamento de 9 aeradores, apresentou valor próximo ao mínimo recomendado. Os teores de OD apresentaram-se satisfatórios na superfície da lagoa de aeração, mas em níveis baixos em camadas mais profundas. Recomenda-se a reativação de dois aeradores próximos aos pontos 6 e 7, o deslocamento do aerador próximo ao ponto 8 para o ponto 9, e inserção de um novo aerador submerso próximo ao ponto 19. Os níveis de OD na lagoa de decantação foram baixos e em vários pontos concentrações próximas a 0 mg/L. As temperaturas para ambas lagoas mantiveram-se constantes, com pouca variação em cada lagoa. Um valor de 0,27 foi estimado para o coeficiente de proporcionalidade do balanço calorífico da lagoa aerada.

Os valores de DBO, DQO e SST, óleos e graxas, temperatura e pH do efluente na saída da ETE apresentaram-se dentro dos limites da legislação para lançamento de efluentes e o efluente não apresentou toxicidade aguda ou crônica. O sistema de tratamento apresentou eficiências de remoção de cerca de 82% da remoção de DQO, 83% da DBO, 95% de SST e 84% de remoção de óleos e graxas. Apesar da legislação não apresentar limite das concentrações de N e P para lançamento, tanto nitrogênio quanto o fósforo foram encontrados em excesso, possivelmente associados à adição de micronutrientes no sistema, devendo ser reavaliada essa dosagem.

Os resultados obtidos na avaliação das características físico-químicas do Córrego Capim a montante da fábrica e a jusante, a DBO a jusante da fábrica excedeu o limite preconizado na legislação. Há indícios de aumento de matéria orgânica, sólidos suspensos, fósforo e pH do córrego após o lançamento do efluente da fábrica.

O valor estimado do coeficiente de remoção de DQO solúvel na lagoa aerada foi 0,23/d.

A SUVA aumentou ao longo da ETE, mas todos os valores foram inferiores a 1, indicando uma característica da matéria orgânica altamente hidrofílica com menor aromaticidade e menor massa molar.

Os episódios de escurecimento e odor da lagoa de decantação foram associados a ausência de oxigênio dissolvido, estabelecendo condições anaeróbias, não foram constatadas alterações dos parâmetros físico-químicos e não detectou-se toxicidade no efluente.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAF. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. **Anuário estatístico ABRAF 2013 ano base 2012** / ABRAF. – Brasília: 2013.
- ALMEIDA, C. S.; VIDAL, C. M. S. Avaliação do Desempenho da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) de uma Indústria Papeleira após Alteração em seu Fluxograma de Tratamento. **Revista Eletrônica Lato Sensu** – UNICENTRO Ed. 6 Ano: 2008.
- ALMEIDA, I. S. **Avaliação de toxicidade aguda de efluentes industriais utilizando organismos de três níveis tróficos**. 2013. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.
- ALVES, G. M.; REIS, J. F.; SOUZA, W. L. C.; FILHO, S. L. O. J. **Medição da vazão da usina hidrelétrica de Roncador**. Trabalho de Conclusão de Curso. DAELT – Departamento Acadêmico de Eletrotécnica / UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2011.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington: APHA, AWWA, WEF. 22.ed., 2012.
- ANDREOLI, C. V. & CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Sanepar, FINEP – Curitiba - PR. 2005.
- ARANTES, B. M.; MIRANDA, J. L.; PEREZ, N.; SOUZA, R. D.; NERY, F. J.; PATAR, A. M.; RIBEIRO, V. M. Fechamento do circuito de águas do processo de fabricação do papel. **O Papel**, São Paulo, p. 79-85, out. 2000.
- ARAUJO, A. L. P.; COSSICH, E. S.; TAVARES, C. R. G.; Remoção de DQO de efluente de indústria de celulose e papel empregando reagente fenton. **Scientia Plena**, Paraná, v. 5, n. 7, 2009.
- ARRUDA, C. B. A.; OLIVEIRA, R.; COURA, M. A.; ALMEIDA, T. M. V. Estudo da vazão horária afluenta da lagoa anaeróbia profunda da pedreira nº 7 do pólo de tratamento de esgotos da bacia do rio Paraíba na grande João Pessoa (estudo de caso). **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande/MS. 2005.
- ASSALIN, M. R.; DURÁN, N. Aplicação do processo de lodo ativado convencional na remediação do efluente papeleiro Kraft E₁. **XIV Simpósio Nacional de Fermentações**. Florianópolis, 2003.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713**: Ecotoxicologia aquática: toxicidade aguda: método de ensaio com *Daphnia spp* (Cladocera, Crustacea). Rio de Janeiro: 2009.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13373**: Ecotoxicologia aquática: toxicidade crônica: método de ensaio com *Ceriodaphnia* spp (*Crustacea*, *Cladocera*). Rio de Janeiro: 2010.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13403**: Medição de vazão em efluentes líquidos e corpos receptores - Escoamento livre. Rio de Janeiro: 1995.
- BACHMANN, D.L. Benchmarking ambiental na indústria de celulose e papel. **O Papel**, São Paulo, p. 57, jun. 2009.
- BRACELPA - Associação Brasileira de Celulose e Papel. **Evolução da Produção Brasileira de Papel**. 2013. Disponível em: <<http://www.bracelpa.org.br/bra2/?q=node/140>> Acesso em: 01 jun, 2013.
- BRACELPA - Associação Brasileira de Celulose e Papel. **História do Papel no Brasil**. 2007. Disponível em: <<http://www.bracelpa.org.br/bra/saibamais/historia/index.html>> Acesso em: 01 jun, 2012.
- BRACELPA - Associação Brasileira de Celulose e Papel. **Processo Produtivo**. 2010. Disponível em: < <http://www.bracelpa.org.br/bra2/?q=node/169> > Acesso em: 15 jul, 2012.
- BRASIL, CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília. 2005.
- BRASIL, CONAMA. **Resolução nº 430 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. Brasília. 2011.
- CAMPBELL, L. **Environmental Impacts of Pulp & Paper Mills**. Engineering Science (ENSC), Department of the Faculty of Applied Sciences at Simon Fraser, Burnaby, British Columbia, Canada. 2007.
- ÇEÇEN, F. Investigation of substrate degradation and non-biodegradable portion in several pulp bleaching wastes. **Water Science and Technology**. Londres. v. 40. n. 11-12, p.305-312, 1999.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Carbono Orgânico Dissolvido (COD) e Carbono Orgânico Total (COT)**. 2013. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/carbono_organico_dissolvido_e_carbono_organico_total.pdf . Acesso em: 01 dez, 2013.
- CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e**

- Metodologias Analíticas e de Amostragem.** Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo. Série Relatórios. Apêndice A. 2009.
- CHAMARRO, E.; MARCO, A.; ESPLUGAS, S.; Use of fenton reagent to improve organic chemical biodegradability. **Water Research.** 35 (4), p.1047-1051, 2001.
- CHAMORRO, S.; XAVIER, C. R.; HERNANDEZ, V.; BECERRA, J.; VIDAL, G. Aerobic removal of stigmasterol contained in kraft mill effluents. **Electronic Journal of Biotechnology**, Chile, v. 12. n.2. Abril, 2009.
- CHAMORRO, S.; XAVIER, C.; VIDAL, G. Behavior of aromatic compounds contained in kraft mill effluents treated by an aerated lagoon. **Biotechnology Progress.** Washington, D.C.. v. 21. p.1567-1571, 2005.
- CHAPARRO R,T. **Tratamento de efluentes de branqueamento de polpa celulósica em reator anaeróbio seguido de processo oxidativo avançado.** Tese (Doutorado). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2010.
- COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química. Nova**, v. 31, n. 7, p.1820-1830, 2008.
- CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL; CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG Nº. 01, de 05 de maio de 2008.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Belo Horizonte, 2008.
- CRITES, R.; MIDDLEBROOKS, E.J.; REED, S. **Natural wastewater treatment systems.** 1ª ed. Boca Raton: CRC Press, 552p. 2006.
- DA-RIN, B. P.; NETO, J. N. V.; CUNHA, M. F.; RAMOS, R.; **Tratamento de esgotos.** SENAI-RJ, Rio de Janeiro, 2008.
- DAWF. **South African Water Quality Guidelines.**1: Domestic Water Use. 2. ed. Department of Water Affairs & Forestry, Pretoria. p. 64-94. 1996.
- DEZOTTI, M. **Processos e técnicas para o controle ambiental de efluentes líquidos.** Série Escola Piloto de Engenharia Química COPPE/UFRJ. E-papers. Rio de Janeiro. 2008.
- EDZWALD, J.; TOBIASON, J. Enhanced coagulation: US requirements and broader view. **Water Science and Technology.** Londres. v. 40. n. 9, p. 63-70, 1999.
- ELÍAS, E. G.; MOJARRO, F. Medidor de flujo de agua para canales de riego. **5ª Jornadas de Investigación Universidad Autónoma de Zacatecas.** 2001
- EUROPEAN COMMISSION, 2001, **Integrated pollution prevention and control (IPPC) - Reference document on best available techniques in the pulp and**

- paper industry**. Disponível em: <<http://europa.eu.int/comm/environment/pubs/>> . Acesso em 2 de dezembro de 2013.
- FIORUCCI, A. R.; FILHO, E. B. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**, nº 22, Nov. 2005.
- FLORES, D. M. M.; FRIZZO, S. M. B.; FOELKEL, C. E. B. Tratamentos alternativos do efluente de uma indústria de celulose branqueada e papel. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.8, n.1, p. 93-107. 1998.
- FONSECA, J. A. V. M.; BARBOSA, M.; PINTO, N. O.; SALAN, R. S.; SOBRINHO, G. D.; BRITO, N. N.; CONEGLIAN, C. M. R.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Tratamento de Efluentes Líquidos de Indústria de Papel e Celulose. **In: III Fórum de Estudos Contábeis**, Faculdades Integradas Claretianas, Rio Claro, 2003
- FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; DURÁN, N.; PERALTA-ZAMORA, P.; Novas Tendências para o Tratamento De Resíduos Industriais contendo Espécies Organocloradas. **Química Nova**, v. 23, nº 4, 2000.
- FURLEY, T. H. Identificação da causa da toxicidade de efluentes de fábricas de celulose e papel da América Latina. **O Papel**, p.34-42. 2009.
- GALVÃO, J.B.; GRIECO, V.M.; ARAÚJO, R. P. A.; ORTOLANO, M.R. ; BERTOLETTI, E.; RAMOS, M.L.L.C. Treatability studies and toxicity reduction in pulp and paper mill effluents. **In: The second IAWPRC symposium on forest industry waste waters**. Tampere, Finland. p.18 - 28. 1987.
- GONÇALVES, R. F. (coordenador). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro : ABES, RiMa, 2003. 438 p. :il. Projeto PROSAB.
- GONG, J., LIU, Y., SUN, X. O₃ and UV/O₃ Oxidation of Organic Constituents of Biotreated Municipal Wastewater, **Water Research**, n. 42, p. 1238-1244, 2008.
- HOGLUND, O. **Environmental technology in pulp and paper industries**. Kvaerner Pulping AB. Markaryd, Sweden. May 1999.
- IMMICH, A. P. S.; SOUZA, A. A. U.; SOUZA, S. M. A. G. U. Removal of Remazol Blue RR dye from aqueous solutions with Neem leaves and evaluation of their acute toxicity with *Daphnia magna*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 164, p. 1580-1585, 2009.
- GULLICHSEN, J.; PAULAPURO, H. **Paper and paperboard converting**. Book 11, Helsinki University of Technology, Finland, 2000.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
- JORGE, M. M.; SOARES, J. M. S.; NARRETO, N. A. **Estudo da competitividade da indústria brasileira**. Ministério da Ciência e Tecnologia – MCT. Financiadora de Estudos e Projetos – FINEP. Programa de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico – PADCT. Campinas, 1993.

- JUNIOR, J. L.; RODRIGUES, P. P. G. W. **Hidrologia**. Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego, v. 2 n. 2, jul. / dez. 2008.
- KNIE, J. L.; LOPES, E. W. B. **Testes ecotoxicológicos**: métodos, técnicas e aplicações. Florianópolis: FATMA / GTZ, 289 p. 2004.
- KONDURU, R.R.; LISS, S.N.; ALLEN, D.G. Recalcitrant organics emerging from biological treatment of kraft Mill effluents. **Water Quality Research Journal of Canada**. Ottawa, v. 36. n. 4, p. 737-757, 2001.
- LACORTE, S.; LATORRE, A.; BARCELÓ, D.; RIGOL, A.; MALMQVIST, A.; WELANDER, T. Organic compounds in paper-mill process water and effluents. **Trends in Analytical Chemistry**, Vol. 22, Nº10. 2003.
- LEAL, I. **Utilização do hexano como solvente no tratamento dos resíduos, óleos e graxas**. SBRT - Sociedade Brasileira de Respostas Técnicas. p. 01-05. Jul. 2006.
- LEOPOLDO, P. R.; SOUSA, A. P. **Hidrometria: medição de vazão**, Botucatu: UNESP, 1979.
- LEUSCH, F.; CHAPMAN, H. **The role of toxicity testing in identifying toxic substances**: A framework for identification of suspected toxic compounds in water. Griffith University, 2010.
- LIBÂNIO, M. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água**. 2ª Ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2008.
- LIBÂNIO, M.; LIBÂNIO, P. A. C.; COSTA, B. M. P; VON SPERLING, E. Avaliação da relevância do carbono orgânico total como parâmetro de caracterização de águas de abastecimento. **RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.5 n.4, p.41-55. Out/Dez 2000.
- LIMA, E. B. N. R. **Modelação integrada para gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.
- MACÊDO, J. A. B. de. **Introdução à química ambiental: química & meio ambiente & sociedade**. 2 ed. Minas Gerais: CRQ, 2006.
- MATOS, A. T. **Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais**. Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental Universidade Federal de Viçosa. Fundação Estadual do Meio Ambiente, Maio. 2005b.
- MATOS, A. T. **Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais**. Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental Universidade Federal de Viçosa. Fundação Estadual do Meio Ambiente, Maio. 2005b.
- MATOS, A. T.; SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F. **Barragens de terra de pequeno porte**. Viçosa: UFV, 2006. 124p. (Caderno didático 73)
- MATOS, O. S.; JUNIOR, I. V.; JORDÃO, E. P.; AZEVEDO, J. P. S. Condições de mistura, oxigenação e desempenho de uma lagoa aerada de mistura completa. **In:**

- 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.** Campo Grande, 2005.
- METCALF E EDDY, Inc. **Wasterwater engineering. Treatment, disposal, reuse.** 4 ed. Boston: McGraw Hill, 2003.
- MICHALSKI, R. **Reutilização de água na indústria de papel e celulose.** São Paulo, p.57, jul. 2004
- MILLER, Percival A.; CLESCERI, Nicholas L. **Waste sites as biological reactors – characterization and modelling.** Boca Raton: Lewis Publishers. 398 p. 2003.
- MORAES, J. E. **Estimativa da DBO através da DQO nos efluentes da empresa Primo Tedesco S.A.** 2007. 60 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Título de Engenheiro Ambiental) - Universidade do Contestado – UnC, Caçador, 2007.
- MORRISON, G.; FATOKI, O. S.; PERSSON, L.; EKBERG, A. Assessment of the impact of point source pollution from the Keiskammahoe Sewage Treatment Plant on the Keiskamma River – pH, electrical conductivity, oxygen demanding substance (COD) and nutrients. **Water SA.**, v.27, p.475-480, 2001.
- MOUNTEER, A. H.; MOKFIENSKI, J. J.; AMORIM, F. R. Remoção de matéria orgânica recalcitrante de efluentes de celulose Kraft de branqueamento por ozonólise. **O Papel.** p.64-70. Março, 2005.
- NCASI. **National Council for Air and Stream Improvement.** Disponível em: <<http://www.ncasi.org>>. Acesso em: 24 de novembro de 2013.
- NIRMALAKHANDAN, N. **Modeling Tools for environmental engineers and scientists.** Boca Raton: CRC Press, 323p. 2002.
- NUNES, A.; ALBUQUERQUE, B.; SILVA, L.; ARAUJO, A. Remoção de matéria orgânica e coliformes termotolerantes de uma estação de tratamento de efluentes industriais de Natal-RN. In: **V Congresso Norte-Nordeste de Pesquisa e Inovação.** Maceió, 2010.
- ORR, P.; RIEBEL, M. O.; YAZER, M. Approaches to Effluent Toxicity Redution at Pulp and Paper Mills. **NCASI-Sponsored Workshop on TIE/TRE for Pulp and Paper Mills,** 1996.
- PANHOTA, R. S. **Utilização e destino do carbono orgânico dissolvido em um reservatório eutrófico (Barra Bonita, SP).** 2007. 124 f. Tese (Doutorado Ciências) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2007.
- PIOTTO, Z. C. **Eco-eficiência na indústria de Celulose e Papel – Estudo de Caso.** Tese de Doutorado, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, 379 p. São Paulo, 2003.
- POKHREL, D.; VIRARAGHAVAN, T. Treatment of Pulp and Paper Mill Wastewater – a Review. **Science of the Total Environment.** 333:p.37-58. 2004.

- RATPUKDI, T., SIRIPATTANAKUL, S., KHAN, E., Mineralization and Biodegradability Enhancement of Natural Organic Matter by Ozone-VUV in Comparison with Ozone, VUV, Ozone-UV, and UV: Effects of pH and Ozone Dose, **Water Research**, v. 44, p. 3531-3543, 2010.
- RIBEIRO, T. F. S. **Avaliação da ozonização e O₃/UV seguido de membranas para o reúso de efluentes da indústria do petróleo.** 2012. 154 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química COPPE) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.
- RODRIGUES, C. L. S. **Mecanismos de remoção de compostos orgânicos no sistema de lodos ativados de uma fábrica de polpa kraft branqueada de eucalipto.** 2011. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.
- RODRIGUES, C. L. S.; MOUNTEER, A. H.; STOPPA, T. V.; DALVI, L. C. Chemical components of bleached eucalypt kraft pulp effluent COD and treatment removal efficiency during normal mill operation and maintenance shutdowns. **Water Science Technology**. Londres. v. 62. n.7, p. 1567-1573. 2010.
- RÖMMP, 2006, **Lexikon der Chemie**. Thieme Römmp On line, Thieme Chemistry. Disponível em:<<http://www.roempp.com/>> . Acesso em 03 de dezembro de 2013)
- SILVA, S. R. & MENDONÇA, A. S. F. Correlação Entre DBO e DQO em Esgotos Domésticos para a Região da Grande Vitória – ES. **Rev. Eng. Sanitária Ambiental**, v.08. n. 04. p. 213-220. Out/Dez. 2003.
- SILVA, T. A.; COSTA, C. T. F. Estudo comparativo da aplicação de métodos de hidromedicação em uma seção do rio Carás na sub-bacia hidrográfica do rio Salgado, Crato/CE. In: **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Maceió. 2011.
- SOARES, A. M. E.; ZERBINI, A. M.; MELO, M. C.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. Perfil longitudinal de escherichia coli e ovos de helmintos em um sistema reator uasb/ lagoa de polimento com chicanas. In: **XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Porto Alegre, 2000.
- SPRINGER, A. M.; NOLASCO, M. A.; PIRES, E. C. Uma Revisão sobre Aspectos Ambientais Relacionados aos Efluentes Líquidos das Indústrias de Celulose e Papel. **O Papel**. Setembro: p.70-75. 2000.
- TIWARY, R. K. Environmental Impact of Coal Mining on water Regime and its Management. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 132, p. 185-199. 2001.
- TRUPPEL, A. **Redução de odores de uma lagoa de estabilização de esgoto sanitário e avaliação da qualidade de seu efluente.** 2002. 207 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 415.3** - Determination of total organic carbon and specific UV absorbance at 254 nm in source water and drinking water. 2003.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Statistical Analysis for Biological Methods**, 2006.
- VÁSQUEZ; M. A. N.; VALNIR, M. J.; RAMOS, M. J. B.; SENA, E. M. F.; FARIAS, A. C. Comparativo de métodos para medida de vazão em condutos livres. **IV WINOTEC - Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação**. Fortaleza, 2012.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA; Universidade Federal de Minas Gerais- UFMG. 2005.
- VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 1º ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-DESA da Universidade Federal de Minas Gerais- UFMG. 2002. 196p.
- WEISHAAR, J. L.; AIKEN, G. R.; BERGAMASCHI, B.A.; FRAM, M. S.; FUJII, R.; MOPPER, K. Evaluation of Specific Ultraviolet Absorbance as an Indicator of the Chemical Composition and Reactivity of Dissolved Organic Carbon. **Environmental Science and Technology**. v.37, n. 20, 2003.
- ZAGATTO, P. A. & BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática - Princípios e Aplicações**. São Carlos: RiMa, 2008.

8 ANEXO

Tabela A1 - Valores de vazão pelos métodos volumétrico e flutuador

Vazão (m³/s)		
Medição	Volumétrico	Flutuador
nov/13	0,036	0,060
	0,028	0,053
	0,023	0,033
	0,020	0,037
	0,017	0,032
	0,021	0,027
	0,017	0,031
	0,016	0,025
	0,022	0,047
	0,019	0,040
	0,023	0,043
	0,026	0,047
	0,034	0,059
	0,053	0,081
	0,061	0,082
	0,055	0,079
	0,052	0,072
	0,049	0,070
	0,044	0,067
	0,042	0,068
0,041	0,062	
0,037	0,059	
0,039	0,064	
0,034	0,060	
dez/13	0,015	0,032
	0,024	0,042
	0,026	0,042
	0,021	0,033
	0,017	0,031
	0,014	0,030
	0,018	0,039
	0,020	0,042
	0,016	0,030
	0,017	0,036
0,015	0,027	
0,013	0,021	

Tabela A2 – Resultados do monitoramento de oxigênio dissolvido e temperatura nas lagoas aerada e de decantação

<u>Medição OD</u> <u>Lagoa de Aeração</u> <u>01/03/2013</u>				<u>Medição OD</u> <u>Lagoa de Aeração</u> <u>22/04/2013</u>			
		T (°C)	OD (mg/L)			T (°C)	OD (mg/L)
P1	SUP	29,5	2,87	P1	SUP	25,5	4,12
	MED	29,6	1,26		MED	25,8	3,79
	PROF	29,5	0,89		PROF	25,8	3,12
P2	SUP	28,2	4,42	P2	SUP	25,2	4,82
	MED	28,8	2,1		MED	25,5	2,84
	PROF	29,1	1,43		PROF	25,8	1,87
P3	SUP	29,1	2,88	P3	SUP	24,9	3,53
	MED	29,1	2,23		MED	25,3	2,56
	PROF	29,1	1,05		PROF	25,5	1,71
P4	SUP	28,7	3,07	P4	SUP	25,8	2,96
	MED	28,9	2,55		MED	25,8	2,67
	PROF	29	2,31		PROF	25,9	2,54
P5	SUP	27,2	4,97	P5	SUP	24,9	4,39
	MED	28,6	4,33		MED	25,3	3,78
	PROF	28,9	4,08		PROF	25,9	3,52
P6	SUP	27,3	2,13	P6	SUP	24,9	2,98
	MED	28,1	1,07		MED	25,2	1,49
	PROF	28,3	0,63		PROF	25,4	0,71
P7	SUP	28,3	2,46	P7	SUP	25,6	2,94
	MED	28,4	1,11		MED	25,8	0,91
	PROF	28,5	0,56		PROF	25,9	0,56
P8	SUP	27,7	5,13	P8	SUP	25,8	4,26
	MED	28,4	4,53		MED	25,8	3,92
	PROF	28,8	4,09		PROF	25,9	3,23
P9	SUP	28,8	3,8	P9	SUP	25,8	3,5
	MED	28,7	2,05		MED	25,9	2,01
	PROF	28,7	0,61		PROF	25,9	1,29
P10	SUP	28,6	4,15	P10	SUP	25,0	4,02
	MED	29	3,05		MED	25,6	3,26
	PROF	29,1	2,36		PROF	25,8	2,44
P11	SUP	28	5,21	P11	SUP	25,7	4,92
	MED	28,6	4,11		MED	25,8	3,71
	PROF	28,8	2,78		PROF	25,9	2,13
P12	SUP	28,7	5,89	P12	SUP	25,8	4,01
	MED	28,8	3,69		MED	25,9	2,9
	PROF	29	3,07		PROF	26	2,23
P13	SUP	29	3,3	P13	SUP	25,9	2,9
	MED	29,1	2,78		MED	26,0	1,87
	PROF	29,3	1,7		PROF	26,0	1,3
P14	SUP	27,7	4,32	P14	SUP	26,0	3,82

	MED	28,6	3,42
	PROF	29	3,14
P15	SUP	28,8	4,1
	MED	29,1	3,9
	PROF	29,3	2,2
P16	SUP	28,4	5,1
	MED	29,1	3,93
	PROF	29,3	3,33
P17	SUP	29,5	4,95
	MED	29,5	4,14
	PROF	29,4	3,21
P18	SUP	29,4	4,49
	MED	29,4	3,29
	PROF	29,3	1,87
P19	SUP	29,2	3,36
	MED	29,4	3,01
	PROF	29,4	1,78
P20	SUP	28,9	4,54
	MED	29,2	3,33
	PROF	29,2	1,16
P21	SUP	29	5,98
	MED	29,3	4,48
	PROF	29,4	4,03
P22	SUP	29,5	4,29
	MED	29,5	3,45
	PROF	29,5	3,07

	MED	26,1	3,02
	PROF	26,1	2,87
P15	SUP	25,8	3,6
	MED	25,8	3,2
	PROF	25,9	2,3
P16	SUP	26,0	4,5
	MED	26,0	3,87
	PROF	26,1	3,2
P17	SUP	25,4	4,63
	MED	25,6	3,48
	PROF	25,7	2,99
P18	SUP	25,5	4,1
	MED	25,6	2,86
	PROF	25,6	1,79
P19	SUP	25,8	3,1
	MED	25,8	2,68
	PROF	26,0	1,55
P20	SUP	25,5	4,21
	MED	25,8	3,03
	PROF	25,9	1,25
P21	SUP	25,6	4,33
	MED	25,6	3,96
	PROF	25,7	3,64
P22	SUP	25,2	3,89
	MED	25,3	3,55
	PROF	25,5	3,12

Medição OD

Lagoa de Decantação

01/03/2013

		T (°C)	OD (mg/L)
P1	SUP	29,3	2,36
	MED	29,1	1,23
	PROF	29,1	0,72
P2	SUP	29,5	3,31
	MED	29,4	3,04
	PROF	29,2	2,51
P3	SUP	29,4	2,29
	MED	29,3	1,95
	PROF	29,3	1,35
P4	SUP	29,5	2,68
	MED	29,2	1,55
	PROF	29,1	0,61
P5	SUP	29,3	3,51
	MED	29,3	3,08

Medição OD

Lagoa de Decantação

22/04/2013

		T (°C)	OD (mg/L)
P1	SUP	25,6	3,59
	MED	25,4	1,6
	PROF	25	0,78
P2	SUP	25,5	2,97
	MED	25,3	1,9
	PROF	25,2	1,2
P3	SUP	25,7	2,7
	MED	25,4	1,63
	PROF	25,4	0,83
P4	SUP	26,1	3,12
	MED	25,9	1,49
	PROF	25,8	0,88
P5	SUP	25,7	3,23
	MED	25,6	1,71

	PROF	29,5	2,55
P6	SUP	28,7	2,9
	MED	29,4	2,59
	PROF	29,5	2,34
P7	SUP	29	1,63
	MED	28,9	2,33
	PROF	29	2,22
P8	SUP	29,1	2,34
	MED	29	1,53
	PROF	28,9	0,83
P9	SUP	29,3	2,21
	MED	28,8	1,2
	PROF	29	0,32
P10	SUP	29,1	3,23
	MED	28,9	1,32
	PROF	29,0	0,4
P11	SUP	29,6	2,72
	MED	30	2,02
	PROF	30,1	1,52
P12	SUP	29,6	2,79
	MED	30,2	1,55
	PROF	30,2	0,6
P13	SUP	29,9	2,39
	MED	29	1,83
	PROF	28,5	0,46
P14	SUP	29,3	2,3
	MED	28,9	2,05
	PROF	28,1	0,29
P15	SUP	29,3	2,04
	MED	28,6	1,25
	PROF	28,4	0,56

	PROF	25,6	1,01
P6	SUP	24,9	2,4
	MED	24,7	1,98
	PROF	24,7	1,32
P7	SUP	24,6	2,2
	MED	24,6	1,27
	PROF	24,8	0,93
P8	SUP	23,8	1,96
	MED	23,6	1,69
	PROF	23,5	0,84
P9	SUP	24,8	2,35
	MED	25,1	1,4
	PROF	25,4	0,77
P10	SUP	25,2	2,76
	MED	25,1	1,63
	PROF	24,8	0,68
P11	SUP	25,4	2,94
	MED	25,1	2,01
	PROF	24,9	1,14
P12	SUP	25,5	2,43
	MED	25,3	1,59
	PROF	25,3	0,97
P13	SUP	26,4	1,71
	MED	25,5	0,87
	PROF	24,8	0,32
P14	SUP	25,9	1,92
	MED	25,3	1,38
	PROF	24,6	0,26
P15	SUP	26,3	1,79
	MED	25,4	0,86
	PROF	24,9	0,39

Tabela A3 - Resultados das análises físico-químicas de seis campanhas de amostragem na ETE SANTHER

Variável	Coleta	Bruto	EA	SA	SD (final)	Padrão de lançamento*
pH	mar-13	6,4	6,3	7,2	7,2	6,0 a 9,0
	abr-13	7,0	6,4	7	6,6	
	mai-13	9,0	7,2	7,2	6,9	
	jun-13	6,7	6,8	7,1	7,2	
	jul-13	7,6	6,0	6,7	6,7	
	ago-13	7,9	7,6	7,1	7,0	
DBO (mg/L)	mar-13	45	59	37	36	60 ou Efic./ trat > 75%
	abr-13	222	16	28	29	
	mai-13	32	41	19	26	
	jun-13	15	45	16	14	
	jul-13	435	45	62	30	
	ago-13	229	32	24	26	
DQO (mg/L)	mar-13	81	83	77	54	180 ou Efic./ trat > 70%
	abr-13	927	80	232	166	
	mai-13	51	56	53	56	
	jun-13	68	74	71	52	
	jul-13	902	124	80	86	
	ago-13	650	49	49	50	
SST (mg/L)	mar-13	1.137	6,4	36	21	150
	abr-13	585	17,5	80	28,9	
	mai-13	362	24	62	38	
	jun-13	424	8	36	17	
	jul-13	745	830	125	51	
	ago-13	305	18	65	34	
N total (mg/L de N)	mar-13	3,92	33,6	17,92	1,8	
	abr-13	-	-	-	-	
	mai-13	3,36	3,92	3,36	9,1	
	jun-13	< 10,0	<10,0	< 10,0	< 10,0	
	jul-13	-	-	-	-	
	ago-13	-	-	-	-	
P (mg/L de P)	mar-13	0,907	0,857	1,11	0,395	
	abr-13	0,402	-	-	0,336	
	mai-13	1,04	2,02	0,788	0,486	
	jun-13	1,852	8,9	6,4	1,938	
	jul-13	1,19	-	-	0,714	
	ago-13	0,607	-	-	1,47	
Temp (°C)	mar-13	33,2	30,1	31,2	30,1	<40°
	abr-13	32,2	31,8	28,1	27,8	
	mai-13	35,8	33,8	27,4	26,1	
	jun-13	34,9	32,7	26,6	25,4	
	jul-13	35	33,8	28,9	28	
	ago-13	35,3	34,6	28,2	27,5	
Óleos e	mar-13	20,8	-	-	< 10,0	Óleos

graxas (mg/L)	abr-13	41,4	-	-	14,3	minerais < 20 / Óleos vegetais e gorduras animais < 50
	mai-13	41,7	-	-	< 10,0	
	jun-13	42,9	-	-	< 10,0	
	jul-13	31,2	-	-	< 10,0	
	ago-13	< 10,0	-	-	12,9	

Tabela A4 – Valores de DQO total e solúvel na ETE SANTHER

	DQO (mg/L)					
	Entrada lagoa de aeração	Entrada lagoa de aeração Filt	Saída lagoa de aeração	Saída lagoa de aeração Filt	Saída lagoa de decantação	Saída lagoa de decantação Filt
11/jun	172	125	125	32	86	47
12/jun	235	219	125	78	62	47
13/jun	188	125	109	31	47	31
14/jun	156	109	94	31	62	31
15/jun	156	141	62	47	47	39
16/jun	188	156	62	47	47	31
17/jun	251	212	156	55	62	39
18/jun	313	251	94	78	62	31
19/jun	188	118	94	47	62	31
20/jun	219	204	94	31	54	39
21/jun	235	188	62	47	47	31
22/jun	156	141	94	31	94	62
23/jun	125	94	109	62	94	78
24/jun	282	219	62	47	62	31
25/jun	345	298	188	94	78	62
26/jun	314	219	110	62	78	55
27/jun	314	251	94	62	94	62
28/jun	314	202	125	94	78	62
29/jun	282	251	125	62	78	39
30/jun	251	219	110	78	94	62
01/jul	251	235	125	62	70	39
02/jul	314	219	157	125	141	125
03/jul	345	219	110	94	94	62
04/jul	298	251	125	62	78	47
05/jul	266	188	110	62	94	62
06/jul	282	172	94	78	78	55
07/jul	188	149	102	39	125	62
08/jul	196	125	94	62	78	31
09/jul	235	188	133	62	94	39
10/jul	251	227	102	39	78	31

Tabela A4 – Coeficientes de remoção de matéria orgânica na lagoa aerada de mistura completa da ETE SANTHER, corrigidos para 20°C

	k (1/d)	Temp (°C)	k₂₀ (1/d)
11/jun	0,33	26,6	0,264
12/jun	0,21	25,3	0,172
13/jun	0,35	24,6	0,295
14/jun	0,29	24,8	0,244
15/jun	0,23	24,8	0,194
16/jun	0,26	25,5	0,219
17/jun	0,33	25,0	0,274
18/jun	0,25	26,0	0,206
19/jun	0,17	26,2	0,139
20/jun	0,64	25,7	0,524
21/jun	0,34	26,4	0,275
22/jun	0,41	26,8	0,321
23/jun	0,06	27,2	0,046
24/jun	0,42	26,6	0,333
25/jun	0,25	26,7	0,197
26/jun	0,29	26,7	0,230
27/jun	0,35	26,1	0,282
28/jun	0,13	26,1	0,106
29/jun	0,35	25,9	0,284
30/jun	0,21	26,6	0,164
01/jul	0,32	27,3	0,248
02/jul	0,09	26,5	0,069
03/jul	0,15	26,9	0,120
04/jul	0,35	26,3	0,280
05/jul	0,23	25,6	0,191
06/jul	0,14	25,4	0,114
07/jul	0,32	26,1	0,261
08/jul	0,12	26,1	0,094
09/jul	0,23	26,4	0,186
10/jul	0,55	25,8	0,451

Tabela A5 – Valores de COD , UV₂₅₄, UV₂₈₀ e SUVA na ETE SANTHER

Data	Pontos	COD mg/L	Absorvância		UV ₂₅₄ / UV ₂₈₀	SUVA
			254nm	280nm		
05/set	Ent.aeração	37,6	0,075	0,062	1,210	0,199
	Saída aeração	19,66	0,064	0,056	1,143	0,326
	Saída decantação	17,31	0,098	0,089	1,101	0,566
06/set	Ent.aeração	45,62	0,103	0,096	1,073	0,226
	Saída aeração	22,09	0,143	0,153	0,935	0,647
	Saída decantação	16,08	0,129	0,121	1,066	0,802
07/set	Ent.aeração	60,97	0,109	0,105	1,038	0,179
	Saída aeração	18,17	0,131	0,123	1,065	0,721
	Saída decantação	15,35	0,143	0,135	1,059	0,932
08/set	Ent.aeração	49,11	0,149	0,134	1,112	0,303
	Saída aeração	20,45	0,122	0,12	1,017	0,597
	Saída decantação	16,08	0,144	0,13	1,108	0,896
09/set	Ent.aeração	48,28	0,087	0,077	1,130	0,180
	Saída aeração	22,65	0,107	0,092	1,163	0,472
	Saída decantação	16,6	0,09	0,079	1,139	0,542
-	água destilada	0,0507				