

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE ENGENHARIA QUÍMICA
ENGENHARIA QUÍMICA**

TATIANA GULMINIE JOSUÉ

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO GERTRUDES COMPOSTA POR REATOR ANAERÓBIO E
FILTRO PERCOLADOR NA CIDADE DE PONTA GROSSA**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

PONTA GROSSA

2016

TATIANA GULMINIE JOSUÉ

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO GERTRUDES COMPOSTA POR REATOR ANAERÓBIO E
FILTRO PERCOLADOR NA CIDADE DE PONTA GROSSA**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação, apresentado à disciplina de TCC como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Química do Departamento Acadêmico de Engenharia Química, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Ciro Maurício Zimmermann.

PONTA GROSSA

2016



TERMO DE APROVAÇÃO

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO GERTRUDES COMPOSTA POR REATOR ANAERÓBIO E FILTRO PERCOLADOR NA CIDADE DE PONTA GROSSA

por TATIANA GULMINIE JOSUÉ

Monografia apresentada no dia 08 de junho de 2016 ao Curso de Engenharia Química da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Ponta Grossa. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho APROVADO.

Prof. Me. José Mauro Giroto
(UTFPR)

Profa. Dra. Juliana Martins Teixeira de Abreu Pietrobelli
(UTFPR)

Prof. Dr. Ciro Mauricio Zimmermann
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Juliana Martins Teixeira de Abreu Pietrobelli
Responsável pelo TCC do Curso de Engenharia Química

-O termo de aprovação assinado encontra-se na coordenação do curso.-

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar gostaria de agradecer a Deus por todos esses anos de estudo e por nunca ter me desamparado nos momentos de nervosismo, agonia e tensão. Também por estar do meu lado compartilhando comigo todas as minhas alegrias e mandando sempre seus espíritos de luz para me acompanhar e me iluminar.

Gostaria também de agradecer meus pais Antônio Josué Junior e Eunice Ap. Gulminie Josué por todo apoio, incentivo e por nunca terem medido esforços para me proporcionar uma vida maravilhosa e um estudo de qualidade. E também pelas cobranças que são muitas vezes necessárias. Também gostaria de agradecer a minha irmã Bianca Gulminie Josué que sempre teve uma palavra de motivação, paciência, carinho e esteve ao meu lado em todos os momentos. A minha família no geral que sempre torceu e acreditou em mim. Deixo a vocês minha imensa e eterna gratidão.

E não menos importante que todos esses citados, gostaria de agradecer, de todo meu coração, meu orientador Prof. Dr. Ciro Mauricio Zimmermann que me deu todo apoio, suporte, dedicação e ensinamentos para que eu concluísse esse trabalho. Com certeza, se não fosse pela ajuda dele eu não teria chego até aqui.

Agradeço a Sanepar que me disponibilizou a unidade Gertrudes para pesquisa, além de estar de portas abertas para qualquer outro tipo de ajuda.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Ponta Grossa, seu corpo docente, direção e administração que oportunizaram a janela em que hoje enxergo um horizonte superior.

E por ultimo, gostaria de agradecer aos meus amigos que sempre torceram para que eu chegasse até aqui. Com eles, as pausas entre um parágrafo e outro de produção melhora tudo o que tenho produzido na vida.

Para finalizar, um parágrafo que gosto muito da música Mais uma Vez de Renato Russo que diz: "Nunca deixe que lhe digam que não vale a pena acreditar no sonho que se tem, ou que seus planos nunca vão dar certo, ou que você nunca vai ser alguém. Tem gente que machuca os outros, tem gente que não sabe amar. Mas eu sei que um dia a gente aprende, se você quiser alguém em quem confiar, confie em si mesmo. Quem acredita sempre alcança!".

RESUMO

G. JOSUÉ, Tatiana. **Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgoto Gertrudes composta por reator anaeróbio e filtro percolador na cidade de Ponta Grossa**. 2016. 70 páginas. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Química) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Ponta Grossa, 2016.

Este trabalho apresenta os resultados de uma pesquisa realizada na estação de tratamento de esgoto Gertrudes localizada na cidade de Ponta Grossa – PR, composta por reator RALF e filtro percolador. A pesquisa consiste em avaliar a eficiência da ETE através das análises dos seguintes parâmetros: sólidos sedimentáveis, sólidos solúveis totais, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), carbono orgânico total, nitrato, nitrogênio amoniacal, pH, fósforo total e surfactantes. Para essas análises, as amostras foram coletadas em dois pontos da ETE: o primeiro é na entrada de esgoto bruto e o segundo é na saída do esgoto tratado. Os resultados encontrados foram comparados com a Resolução CONAMA nº 430/2005, que estabelece condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água. Os parâmetros como sólidos sedimentáveis, sólidos solúveis totais, DQO, DBO e COT apresentaram eficiência de tratamento. Já os parâmetros como nitrogênio amoniacal, fósforo total e surfactantes apresentaram baixa remoção ou até mesmo negativa, ou seja, o sistema produziu um efluente com concentração maior que a do afluente.

Palavras-chave: Eficiência. Esgoto. Filtro Percolador. Legislação. Reator RALF.

ABSTRACT

G. JOSUÉ, Tatiana. **Evaluation of the efficiency of Gertrudes sewage treatment plant consists of anaerobic and filter percolator in the city of Ponta Grossa.** 2016. 70 pages. Final Paper (Bachelor's Degree in Chemical Engineering) - Federal Technology University - Paraná. Ponta Grossa, 2016.

This paper presents the results of a survey conducted in Gertrudes sewage treatment plant located in Ponta Grossa - PR, composed by RALF reactor and filter percolator. The research is to evaluate the efficiency of the WWTP through the following parameters analysis: settleable solids, total soluble solids, chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD), total organic carbon, nitrate, ammonia nitrogen, pH, total phosphorus and surfactants. For these analyzes, the samples were collected at two points of ETE: the first is the raw sewage inlet and the second is the output of treated sewage. The results were compared with the CONAMA Resolution nº. 430/2005 laying down conditions and effluent discharge standards into water bodies. Parameters such as settleable solids, total soluble solids, COD, BOD and COT presented treatment efficiency. Since the facings as ammonia nitrogen, total phosphorus and surfactants showed poor removal or even negative, ie, the system produced an effluent with a higher concentration than the tributary.

Keywords: Efficiency. Sewer. Percolator filter. Legislation. RALF reactor.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Ilustração do Filtro Biológico Instalado na ETE – Cara-Cará	11
Figura 2 – Ilustração da Entrada de Oxigênio no Filtro e Decantador Secundário...	12
Figura 3 – Esquema Do Reator Ralf.....	19
Figura 4 – Processamento Do Reator Ralf.....	20
Fotografia 1 – Estação de Tratamento de Esgoto Gertrudes – Ponta Grossa – PR..	34
Fotografia 2 – Ponto de Entrada e Coleta do Esgoto Bruto.....	34
Fotografia 3 – Ponto de Coleta do Esgoto Tratado.....	35
Gráfico 1– Vazões (L/s) se Entrada no Sistema Obtidos ao Longo das Coletas.....	38
Gráfico 2 – Gráfico de Scores (Amostras).....	56
Gráfico 3 – Gráfico de Loadings (Parâmetros Físico-Químicos e Microbiológicos)...	57
Quadro 1 – Vantagens e Desvantagens dos Processo Anaeróbio.....	17

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Situação do Esgotamento Sanitário no Brasil em 2008 – Regiões Brasileiras.....	7
Tabela 2 - Classificação do Sistema de Lagoas Baseada na Presença de Oxigênio.....	22
Tabela 3 – Padrões de Lançamento de Efluentes aos Corpos Hídricos.....	30
Tabela 4 - Concentração de SS e Eficiência de Remoção do Tratamento.....	40
Tabela 5 - Concentração de Sólidos Solúveis Totais e Eficiência de Remoção do Tratamento.....	41
Tabela 6 – Valores de DQO para Esgoto Bruto e Tratado e Eficiência de Tratamento.....	42
Tabela 7 – Valores de DBO para Esgoto Bruto e Tratado e Eficiência de Tratamento.....	43
Tabela 8 – Relação DBO/DQO.....	45
Tabela 9 – Valores de COT para Esgoto Bruto e Tratado e Eficiência de Tratamento.....	46
Tabela 10 - Valores de Nitrogênio Amoniacal para Esgoto Bruto e Tratado e Eficiência de Tratamento.....	48
Tabela 11 - Valores de pH para Esgoto Bruto e Tratado e Eficiência de Tratamento.....	51
Tabela 12 – Resultados das Análises para o Fósforo.....	52
Tabela 13 – Valores de Surfactantes para Esgoto Bruto e Tratado e Eficiência de Tratamento.....	53
Tabela 14 - Parâmetros Físico-Químicos.....	55
Tabela 15 – Variância Via Análise PCA.....	56

LISTA DE SIGLAS

ETE	Estação de Tratamento de esgoto
SANEPAR	Companhia de Saneamento do Paraná
RALF	Reator Anaeróbio de Leito Fluidizado
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
SEMA	Secretaria de Meio Ambiente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
O ₂	Oxigênio
CO ₂	Gás Carbônico
CH ₄	Gás Metano
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
OD	Oxigênio Dissolvido
FBA	Filtros Biológicos Aeróbios Convencionas
COT	Carbono Orgânico Total
pH	Potencial Hidrogeniônico
TDH	Tempo de Detenção Hídrica
EB	Esgoto Bruto
ET	Esgoto Tratado
PCA	Análise de Componentes Principais

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 JUSTIFICATIVA.....	2
1.2 OBJETIVOS.....	3
1.2.1 Objetivo Geral.....	3
1.2.2 Objetivos Específicos.....	3
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	4
2.1 TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL.....	4
2.2 TIPOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO.....	8
2.2.1 Tratamento Aeróbio.....	8
2.2.1.1 Lodos ativados.....	9
2.2.1.2 Filtros biológicos aeróbios.....	10
2.2.1.3 Lagoas de estabilização.....	12
2.2.1.3.1 Lagoas facultativas.....	13
2.2.1.3.2 Lagoas aeradas facultativas.....	14
2.2.1.3.3 Lagoas aeradas com mistura completa.....	14
2.2.1.4 Lagoas de polimento.....	15
2.2.2 Tratamento Anaeróbio.....	15
2.2.2.1 Tipos De Tratamentos Anaeróbios.....	18
2.2.2.1.1 Reator anaeróbio do tipo RALF.....	18
2.2.2.1.2 Fossa séptica.....	21
2.2.2.1.3 Tanque imhoff.....	22
2.2.2.1.4 Lagoas anaeróbias.....	22
2.2.2.1.5 Filtros anaeróbios.....	23
2.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS.....	24
2.3.1 Demanda Bioquímica De Oxigênio (DBO).....	24
2.3.2 Demanda Química De Oxigênio (DQO).....	25
2.3.3 Sólidos Sedimentáveis.....	26
2.3.4 Sólidos Solúveis Totais.....	26
2.3.5 pH.....	27

2.3.6 Nitrogênio.....	27
2.3.7 Fósforo.....	28
2.3.8 Carbono Orgânico Total.....	28
2.3.9 Surfactantes.....	29
2.4 PADRÕES DE LANÇAMENTO.....	30
2.5 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA).....	31
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	33
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	33
3.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM.....	33
3.3 COLETA DAS AMOSTRAS.....	35
3.4 METODOLOGIAS DE ANÁLISE.....	35
3.4.1 DQO, DBO ₅ , COT, NO ₃ ⁻ , SST, SUR.....	37
3.4.2 Nitrogênio Amoniacal N(NH ₃)	37
3.4.3 Fósforo Total.....	37
3.5 ANÁLISE DOS DADOS.....	37
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
4.1 PARÂMETROS AVALIADOS.....	39
4.1.1 Sólidos Sedimentáveis.....	39
4.1.2 Sólidos Solúveis Totais.....	40
4.1.3 Demanda Química de Oxigênio.....	42
4.1.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio.....	43
4.1.5 Carbono Orgânico Total.....	46
4.1.6 Nitrato.....	47
4.1.7 Nitrogênio Amoniacal.....	48
4.1.8 pH.....	51
4.1.9 Fósforo Total.....	52
4.1.10 Surfactantes.....	53
4.1.11 Análise de Componentes Principais (PCA).....	55
5 CONCLUSÃO.....	59
REFERÊNCIAS.....	61
ANEXOS.....	69

1. INTRODUÇÃO

Devido ao crescimento industrial e do desenvolvimento de novas áreas e atividades teve-se também um grande crescimento populacional. Todos esses fatores aliados refletem em uma maior demanda de água, maior quantidade de insumos que supram as necessidades humanas e maior quantidade de resíduos (esgoto) gerados. Isso faz com que o meio ambiente seja afetado, tornando as estações de tratamento de esgoto (ETE's) indispensáveis nesse processo.

Dados do Instituto Trata Brasil (2013) indicam que no Brasil são produzidos em média 32 milhões de metros cúbicos de águas residuais por dia. Dessa média, apenas 14 milhões de metros cúbicos são coletados e 4,8 milhões de metros cúbicos são tratados, correspondendo a aproximadamente apenas 44% da população que recebe o sistema de coleta e tratamento de esgoto. Isso mostra que existe uma demanda muito grande da população que não é atendida com esse recurso.

Todas as cidades produzem suas águas residuais, também denominados de esgoto urbano, que tem características similares com alto poder de poluição. As águas residuais necessitam de tratamento e disposição final adequada sob pena de comprometerem o meio ambiente e a saúde pública.

As estações de tratamento de esgoto têm como objetivo tratar todos os efluentes gerados pela população de modo a proporcionar melhor qualidade de vida e proteção do meio ambiente. Esse efluente deve retornar ao corpos hídricos seguindo padrões de qualidade.

No estado do Paraná, o órgão responsável pelo tratamento de águas e efluentes é a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). Essa empresa é considerada uma das melhores no tratamento de esgoto do Brasil e também a que possui uma das melhores tecnologias para realização desse tratamento.

No estado do Paraná devido a reclamações o IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente) e Polícia Federal investigaram a Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), no sentido de apurar a qualidade do esgoto tratado em algumas cidades, que não estariam atendendo as determinações de lançamentos de efluentes, de acordo com a legislação 430 do CONAMA/2011, sendo essa investigação sem uma definição final do caso (GAZETA DO POVO, 2012).

Ainda existem pessoas com carência de conhecimento na área. Por isso, cabe aos órgãos públicos proporcionarem para essas pessoas os recursos necessários para que a coleta e o tratamento de efluentes atenda a toda população.

Em uma estação de tratamento de esgoto, o mesmo pode ocorrer de duas maneiras: tratamento aeróbio e tratamento anaeróbio, ambos utilizam-se de bactérias para degradação da matéria orgânica. As ETE's da Sanepar são compostas por reatores do tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) ou RALF (Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente), que operam anaerobiamente. Porém, para que o efluente possa entrar no reator de forma adequada é necessário que o mesmo passe antes por um tratamento preliminar ou gradeamento que visa a retirada de sólidos grosseiros desse efluente.

Mesmo que o tratamento por reator RALF se mostre eficiente, ainda não é suficiente para remover os compostos indesejáveis. Por isso é necessário um pós-tratamento para que esse esgoto possa retornar aos corpos hídricos seguindo os padrões de qualidade.

Dentre os tratamentos anaeróbios de esgoto presentes na cidade de Ponta Grossa destacam-se os seguintes processos: Reator RALF associado filtro anaeróbio; RALF associado com filtro biológico percolador e clarificador; RALF associado à lagoa de estabilização (SANEPAR, 2005).

Os órgãos responsáveis que determinam os padrões de lançamento a nível federal são: Conselho Nacional do Meio Ambiente 430 (CONAMA 430) que rege os padrões de lançamento de esgoto e Conselho Nacional do Meio Ambiente 357 (CONAMA 357) que rege os padrões de recebimento do rio. Também tem a Secretaria de Meio Ambiente 021 (SEMA 021) a nível estadual.

A pesquisa desse trabalho foi realizada na cidade de Ponta Grossa – PR e a estação de tratamento de esgoto avaliada foi a Gertrudes que utiliza no seu processo o RALF seguido de um tratamento complementar que se dá através de filtro biológico aeróbios e filtro percolador.

1.1 JUSTIFICATIVA

Atualmente está sendo estudada a renovação do contrato que existe entre a Prefeitura Municipal de Ponta Grossa e a Companhia de Saneamento do Paraná

(SANEPAR) um dos pontos polêmicos é sobre a eficiência e a qualidade do esgoto tratado na cidade de Ponta Grossa. (Jornal Diário dos Campos, 2015).

Estudos já foram realizados nas estações de tratamento de Ponta Grossa, tais como Avaliação da eficiência do esgoto urbano na ETE- Verde em 2010. Neste estudo foi verificado que o volume de esgoto bruto que chegava até a ETE era elevado para o dimensionamento de tratamento da estação prejudicando a eficiência do tratamento, em 2012 foram investidos 2.747.000,00 na construção de um novo RALF para atender a demanda visando a melhoria do tratamento.

Em 2014 foi realizado um estudo na ETE-Ronda que apresentou pouca eficiência no tratamento de parâmetros como nitrogênio amoniacal, fósforo e surfactantes.

A partir dos conhecimentos adquiridos ao longo da graduação em engenharia química, em especial nas disciplinas aplicadas a preservação e tratamento ambiental, sabe-se da importância de seguir corretamente os parâmetros contidos na legislação (CONAMA 430, CONAMA 357 e SEMA 021) sobre o tratamento de esgoto evitando danos ambientais.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

- Avaliar a eficiência do tratamento de esgoto na Estação de Tratamento de Esgoto Gertrudes composta de reator anaeróbio (RALF) com filtro biológico aeróbio localizado na cidade de Ponta Grossa-PR por meio de análises físico-químicas em coletas periódicas.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Realizar monitoramento de parâmetros físico-químicos, na estação de tratamento através de coletas mensais.
- Comparar a eficiência do tratamento de esgoto, durante o período analisado.
- Avaliar se os resultados encontrados para os parâmetros estudados estão de acordo com a legislação.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 TRATAMENTO DE ESGOTO NO BRASIL

O tratamento de esgoto no Brasil e no mundo é um fator muito importante para toda a sociedade. No Brasil um número grande de pessoas ainda não possuem sistema adequado de coleta e tratamento de esgoto. Isso acarreta em danos para o meio ambiente e para sociedade em geral, pois, a maioria dos resíduos gerados por uma família acaba sendo despejados em rios e lagos sem tratamento adequado, causando a poluição e proporcionando a exposição a graves doenças.

Faria, (2015) ao referenciar o tratamento de esgoto enfatiza que:

Esgoto, efluente ou águas servidas são todos os resíduos líquidos provenientes de indústrias e domicílios e que necessitam de tratamento adequado para que sejam removidas as impurezas e assim possam ser devolvidos à natureza sem causar danos ambientais e à saúde humana.

Todo efluente gerado, seja ele por indústrias ou residências necessita receber o tratamento adequado para evitar que as pessoas e o meio ambiente sejam afetados. Para que esse efluente possa voltar aos corpos hídricos é necessário que ele esteja dentro dos padrões de lançamento.

Quem faz a decomposição de toda matéria prima presente no esgoto é a natureza. Porém, há uma grande quantidade de pessoas no mundo hoje em dia e isso faz com que, conseqüentemente, a quantidade de efluentes seja mais elevada. Para que se tenha um tratamento eficaz de todo esse efluente, existem as Estações de Tratamento de Esgoto que reproduzem a ação da natureza mais rapidamente.

É de suma importância conhecer os tipos de efluentes que existem, pois cada tipo de efluente deve receber um tratamento adequado. Também é importante saber qual o tipo do corpo de água em que esse efluente será lançado. Para saber o tipo do corpo de água, basta consultar a Resolução CONAMA 430.

Quando se fala de esgoto industrial torna-se mais difícil e mais caro o seu tratamento devido à quantidade de produtos químicos nele contido. Apesar disso, o seu tratamento é necessário, pois esse efluente deve ser lançado nos corpos hídricos dentro dos padrões para que não ocorra uma alteração física, química ou

biológica desse corpo hídrico. A classificação e o tipo de bacia hidrográfica tem sua importância, pois quando a bacia é o tipo especial, ela não pode receber efluentes, por mais que esses estejam tratados, devido ao fato de a mesma ser usada para abastecimento (FARIA, 2015).

A Organização Mundial de Saúde (OMS), (2015) define saneamento como:

Saneamento é o controle de todos os fatores do meio físico do homem que exercem ou podem exercer efeitos nocivos sobre o bem estar físico, mental e social. É o conjunto de medidas adotadas em um local para melhorar a vida e a saúde dos habitantes, impedindo que fatores físicos de efeitos nocivos possam prejudicar as pessoas no seu bem-estar físico mental e social.

O saneamento trata, em um dos seus campos, oferecer a população uma coleta adequada de esgoto que ocorre através de redes de ligações de esgoto que têm como função levar todo efluente até a estação de tratamento e o tratamento adequado ao mesmo proporcionando o seu retorno aos corpos d'água.

Todas as medidas que devem ser tomadas para que se tenha um saneamento de qualidade é de responsabilidade do governo nos três níveis (Municipal, Estadual e Federal). Essas medidas visam contemplar o abastecimento de água tratada, garantir que a população tenha coleta e tratamento adequado de esgoto, proporcionar limpeza urbana, entre outras medidas importantes (SANEAMENTO... 2015).

Em 2007, após décadas de discussões e diferentes projetos de lei, a Lei Federal 11.445 foi sancionada e estabelece as diretrizes nacionais e a política federal ao saneamento. A partir desta ficou definido que o planejamento do saneamento básico está a cargo do município, e a prestação dos serviços pode ser feito pelo ente público municipal ou por concessionária pública e/ou privada.

Segundo os dados do Trata Brasil, os brasileiros consomem em média 166,3 litros de água (dados de 2013). Desse total, o menor consumo de água se encontra na região Nordeste, totalizando um consumo de 125,8 litros; e o maior consumo de água se encontra na região sudeste, com um total de 194 litros consumidos.

O Instituto Trata Brasil (2013) totaliza a produção e o tratamento de esgoto no Brasil como sendo:

São produzidos 32 milhões de metros cúbicos de águas residuais por dia. Deste total, apenas 14 milhões são coletados e somente 4,8 milhões de

metros cúbicos de esgoto são tratados, volume que corresponde a apenas 15% do total produzido; o serviço é estendido a apenas 44% das famílias brasileiras. O restante é descartado de forma indiscriminada nos rios. Ainda assim, o investimento do Governo Federal é de apenas 0.04% do PIB.

Esses dados indicam que mais da metade da população brasileira não possui rede coletora e tratamento adequado de esgoto. Os órgãos governamentais responsáveis por essa função não estão cumprindo de maneira adequada e necessária.

Regiões como São Paulo e Minas Gerais são as duas regiões brasileiras que apresentam maiores investimentos no setor de saneamento básico. Em São Paulo tem-se uma coleta de esgoto de 87,36%. Desde porcentual, 53,34% são tratados. Já em Minas Gerais, a coleta de esgoto atinge um porcentual de 74,22% e, deste, 32,76% são tratados. O Paraná apresenta uma coleta de esgoto de 60% e de tratamento 63,75% (INSTITUTO TRATA BRASIL, 2013).

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), quando se fala em tratamento de efluentes o Brasil ainda se encontra em uma situação muito precária. O país possui 5.564 municípios brasileiros e, desse total, apenas 55,15% possuem rede de coleta de esgoto e 28,52% possuem tratamento de esgoto coletado (IBGE, 2008).

A Tabela 1 representa a situação do Esgoto Sanitário no Brasil no ano de 2008.

Tabela 1 - Situação do Esgotamento Sanitário no Brasil em 2008 – Regiões Brasileiras

	Total de Municípios	Com rede coletora de esgoto	Com tratamento de esgoto adequado	Porcentagem de cidades brasileiras com rede coletora e tratamento de efluentes por região
Norte	449	60	34	1,7
Nordeste	1793	819	341	20,84
Sudeste	1668	1586	808	43
Sul	1188	472	286	13,62
Centro-Oeste	466	132	118	4,5

Fonte: Adaptada de Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008).

A Tabela 1 indica a situação do Brasil em relação a coleta e tratamento de efluente. De um total de 5564 cidades brasileira tem-se a porcentagem, dividida por região, de quantas delas recebem coleta e tratamento adequado de esgoto.

Cada estado brasileiro possui uma empresa que é responsável pela coleta e pelo tratamento de esgoto. No Paraná, a Sanepar possui um total de 225 estações de tratamento de esgoto localizadas em algumas cidades do estado. Todas essas estações de tratamento conseguem servir 6,7 milhões de pessoas com ambos os serviços (coleta e tratamento de esgoto), e desse total de pessoas, 64% representa a área urbana atendida (ESGOTO, 2015).

Uma pesquisa realizada em 2007 pela Fundação Getúlio Vargas fez o cruzamento dos dados do IBGE e concluiu que, das regiões metropolitanas pesquisadas, o Paraná é um dos melhores estados no quesito saneamento básico.

Dados apresentados pela Sanepar (2013) mostram que o atendimento da Sanepar na cidade de Ponta Grossa se dá a 85,9% da população o que corresponde a uma média de 330.294 habitantes. Considerando que em cada residência habitem cerca de 3 pessoas, o total de residências atendidas na cidade de Ponta Grossa é de aproximadamente 110.098 residências atendidas (JURGENSEN et al., 2005).

A cidade de Ponta Grossa possui nove estações de tratamento sendo elas: Verde, Ronda, Olarias, Tibagi, Gertrudes, Congonhas, Cará-Cará, Cristo Rei e Santa Bárbara, atendendo praticamente toda a área urbana (JURGENSEN et al., 2005).

A situação do Brasil não é satisfatória em relação a coleta e tratamento de efluentes. Isso se mostra o quanto o governo é falho em alguns aspectos. A grande maioria da população sabe o quão importante e necessário é receber esse benefício. O Paraná possui uma das melhores tecnologias de coleta e tratamento do Brasil. Mesmo assim, em cidades como Ponta Grossa por exemplo muitas famílias ainda não são atendidas com esse sistema.

2.2 TIPOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO

O tratamento de esgoto consista de remoção dos poluentes através de processos físicos, químicos e biológicos. Essa remoção começa em um tratamento preliminar ou pré-tratamento que consiste na remoção grosseira dos sólidos através de gradeamento ou peneiramento. Depois tem-se o tratamento primário. Na estação de tratamento em estudo, o tratamento primário é dado por tratamento anaeróbio onde não é necessário a utilização de oxigênio para sobrevivência dos microorganismo. Após isso tem-se o tratamento secundário. Na Gertrudes este tratamento se dá na forma de tratamento aeróbio onde a utilização de oxigênio é imprescindível para sobrevivência dos microorganismos. Esses tratamentos serão melhores explicados neste trabalho.

2.2.1 Tratamento Aeróbio

O sistema aeróbio de Tratamento de Efluentes é utilizado quando o sistema anaeróbio se mostra falho ou incapaz de ser instalado. É uma técnica barata que permite que a água seja despoluída e purificada (TRATAMENTO... 2015).

O sistema aeróbio muitas vezes se dá como um complemento para o sistema anaeróbio para que o tratamento dos efluentes se torne mais eficiente e as águas sejam lançadas nos corpos hídricos de maneira mais adequada, ou mais limpa. O tratamento se dá através de bactérias ou microorganismos que fazem a degradação da matéria orgânica presente nos efluentes. Porém, para que essas bactérias

sobrevivam, é necessário que o meio seja oxigenado, por isso dá-se o nome de sistema aeróbio.

A combinação entre ambos os tipos de tratamentos torna o processo muito mais eficaz. Utilizando um tratamento anaeróbio seguido pelo tratamento aeróbio, grande parte da remoção de sólidos é realizada pelo reator anaeróbio. Apenas o remanescente seria removido através do tratamento aeróbio. Isso faz com o que o gasto de energia e a geração de lodo em processos aeróbios reduzam-se consideravelmente (PARSEKIAN, 2003).

Em tratamentos aeróbios, para que ocorra a sobrevivência das bactérias presentes no meio é necessário fornecer uma quantidade adequada de oxigênio. Esse suprimento é realizado através do oxigênio contido no ar atmosférico. Todavia, para que o processo se realize de forma mais rápida e controlada pode-se utilizar de mecanismos que promovam a oxigenação adequada. Esses mecanismos geralmente são aeradores mecânicos ou difusores de ar instalados no tanque de aeração. É esse meio artificial o principal responsável pelo gasto de energia elétrica no processo (BUENO, 2009).

A depender da quantidade de oxigênio fornecida ao meio, que se dá manualmente visto que a aeração de dá artificialmente é possível controlar a quantidade de microorganismos no meio. Esse número de microorganismos irá depender da quantidade de efluente que se deseja tratar.

2.2.1.1 Lodos ativados

O processo de lodo ativado trata-se de um reator onde toda a matéria orgânica ou biomassa fica em suspensão no meio líquido (lê-se meio líquido toda a quantidade de efluentes a ser tratada).

A quantidade dessa biomassa depende da quantidade de oxigênio fornecido ao meio. Quanto maior for a biomassa, maior será o consumo de alimento e conseqüentemente maior o consumo de matéria orgânica presente no esgoto bruto (lê-se esgoto bruto todo esgoto a ser tratado).

Nesse sistema a proliferação de microorganismos é intensa, especialmente as bactérias. Isso acontece pois essas bactérias são responsáveis por oxidar aerobicamente a matéria orgânica e a amônia, além de possuírem a características de formar grandes massas ou flocos biológicos que possuem a capacidade de

absorver as partículas que se encontram em suspensão. Essa é uma característica indispensável para o tratamento da fase líquida do esgoto que contém pequenas partículas em suspensão (BENTO, 2000, apud BUENO, 2009, p.27).

Como uma elevada concentração de biomassa é necessária no reator para que o sistema seja eficaz, essa biomassa que foi removida por um decantador é recirculada para unidade de aeração. Esse sistema de recirculação é o princípio básico de lodos ativados, e todo esse sistema irá depender das variantes do processo (PROCESSOS...2015).

Após a retirada de boa parte da matéria orgânica presente no efluente, este ainda não se encontra em perfeitas condições de ser lançado novamente ao corpo hídrico. Portanto, torna-se necessário pós tratamentos para retirada completa de todos os microorganismos. Esses pós tratamentos podem se dar de três maneiras. São elas: filtros biológicos, lagoas de estabilização e lagoas de polimento.

2.2.1.2 Filtros biológicos aeróbios

Quando se fala em líquido percolado refere-se a um líquido poluente, de cor escura e odor forte. Esse líquido é originado de processos biológicos, químicos e físicos da decomposição de resíduos orgânicos.

Os filtros biológicos podem também ser chamados de leito percoladores. Seu material consiste em um material altamente permeável onde os microorganismos se aderem. É através desses filtros biológicos que o líquido a ser tratado é percolado em fluxo descendente. (ALÉM SOBRINHO, apud AISSE, et all, 2000, p. 1).

A Figura 1 representa o filtro biológico que é utilizado em uma das estações de tratamento de esgoto da cidade de Ponta Grossa. A estação é a Cará-Cará que possui as mesmas instalações que a estação Gertrudes estudada nesse trabalho.

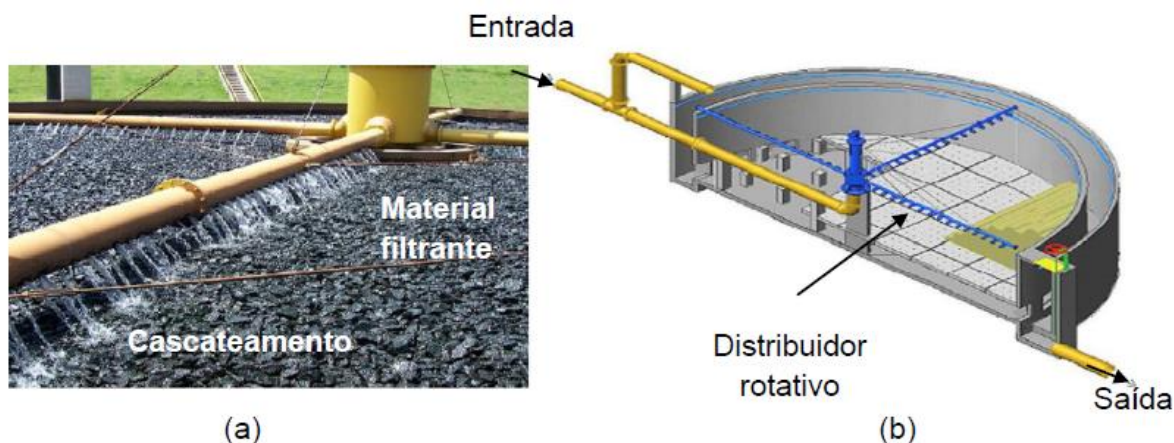


Figura 1 – Ilustração do filtro biológico instalado na ETE – Cará Cará
Fonte: Jurgensen et al., (2005)

Como observado nesta Figura, existe um material filtrante que funciona como um “recheio” e que é composto por pedra brita número 4. São nessas pedras que os microorganismos se fixam e realizam a degradação da matéria prima. Esses filtros possuem uma entrada por onde o efluente entra e segue para o distribuidor rotativo que realiza a distribuição desse efluente de forma uniforme. Todo lodo gerado por esse sistema é decantado.

Esses leitos ou filtros são constituído por drenos na parte inferior para coleta o liquido tratado e dos sólidos biológicos que se desprendem do material do leito. Esse sistema de drenagem é importante pois ele faz tanto a coleta dos líquidos já percolados como também permite a circulação do ar através do leito. Os líquidos coletados são encaminhados a um decantador que tem como função separar os sólidos do efluente final (ALÉM SOBRINHO, apud AISSE, et all, 2000, p. 1).

Como essa quantidade de lodo gerada é alta, é necessário um decantador secundário para remoção dos sólidos. A Figura 2 representa o esquema desse decantador secundário, também da ETE Cará-Cará:

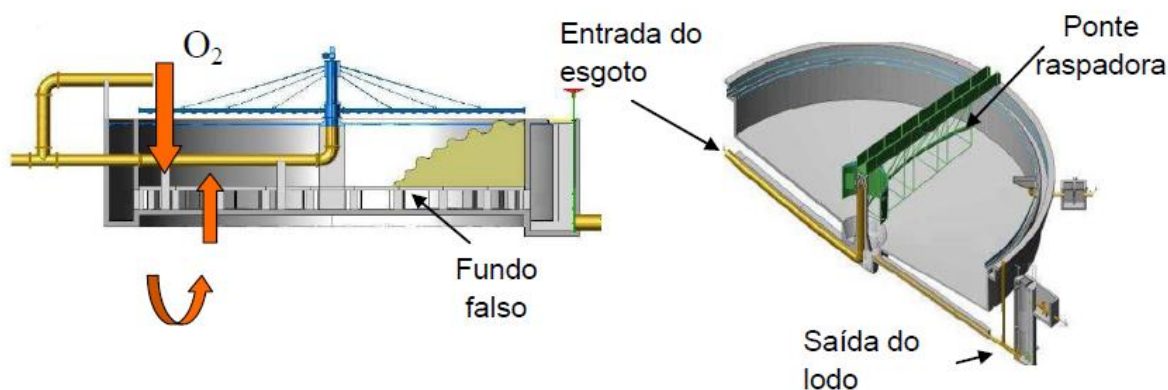


Figura 2 – Ilustração da entrada de oxigênio no filtro e decantador secundário

Fonte: JURGENSEN et al., (2005)

Através da ilustração é possível perceber como se dá a entrada de oxigênio no filtro e também a sua circulação necessária para manter as bactérias vivas. Já no decantador secundário é possível perceber que existe uma ponte raspadora que serve para não deixar que o lodo fique acumulado no fundo do filtro.

Os filtros biológicos são geralmente usados como complemento de algum outro tipo de tratamento. Isso se dá pelo fato de apresentarem uma eficiência alta de remoção de compostos orgânicos. Esses filtros não são exclusivos para o tratamento complementar, porém, a estação de tratamento de esgoto estudada nesse trabalho apresenta essa tecnologia para desempenhar tal função.

2.2.1.3 Lagoas de estabilização

As lagoas de estabilização são uma forma alternativa de tratamento complementar e que também possui alta eficiência.

As lagoas de estabilização são um corpo de água lântico artificial, que tem como finalidade armazenar resíduos líquidos originados por seres humanos. Entre esses resíduos destacam-se o esgoto bruto e sedimentado, os despejos industriais e as águas residuárias (UEHARA; VIDAL, apud ANDRADE, 2008, p.9).

São diversos os tipos de lagoas destinadas a remoção da matéria orgânica. As mais importantes e mais utilizadas são as lagoas facultativas, lagoas aeradas facultativas e lagoas aeradas com mistura completa. Todo o sistema de lagoas, quando utilizados para o tratamento de resíduos, se apresenta como a forma mais

simples para tal fim. Isso se dá devido a simplicidade do processo (VON SPERLING, apud SUNDEFELD JÚNIOR, 2012).

Em uma das estações de tratamento de esgoto da cidade de Ponta Grossa (ETE-RONDA), o tratamento complementar utilizado são as lagoas de estabilização. Estudos realizados nessa estação mostraram que essas lagoas são eficientes para a maioria dos parâmetros. Porém, elas se mostraram falhas para outros. Geralmente esse tipo de tratamento é escolhido por apresentar simplicidade de processo. Mas é importante salientar que o tratamento precisa se mostrar eficiente para todos os parâmetros de remoção.

As lagoas de estabilização podem ser subdivididas em quatro outros tipos de lagoa que serão apresentados na sequência.

2.2.1.3.1 Lagoas facultativas

As lagoas facultativas se caracterizam por apresentarem em seu processo a atividade metabólica para degradação da matéria orgânica. Elas podem ser divididas em três diferentes zonas. A primeira zona é a anaeróbia onde ocorre a formação do lodo de fundo e, este, é decomposto pela atividade das bactérias que geram CO₂, metano e água (VON SPERLING, apud CASALI, 2008).

A segunda zona é chamada de aeróbia onde a degradação da matéria orgânica ocorre devido as bactérias aeróbias facultativas. Como essas bactérias necessitam do oxigênio para sua sobrevivência, esse é suprido através do fitoplâncton (VON SPERLING, apud CASALI, 2008).

A terceira zona é a facultativa. As lagoas facultativas são classificadas dessa maneira devido a essa terceira zona, que está localizada entre as duas outras zonas (anaeróbia e aeróbia). Nessa zona, ocorrem relações simbióticas entre as bactérias as algas presentes (RUGGIERI JUNIOR, 2011).

O princípio de funcionamento é simples. O efluente entra por uma das extremidades e sai pela outra. Durante o percurso, o esgoto sofre a ação das bactérias presentes na lagoa para que ocorra sua purificação. A partir do momento em que o efluente entra na lagoa, toda a matéria orgânica presente na mesma se sedimenta e forma do lodo de fundo que por sua vez é tratado na zona anaeróbia da lagoa (LAGOAS, 2015).

Esse tipo de lagoa se torna interessante por apresentar em seu funcionamento ambos os tipos de tratamento: aeróbio e anaeróbio. Porém, o sistema aeróbio quando está presente em um tipo de tratamento exige como forma de sobrevivência das bactérias o oxigênio. Para que esse se torne presente ou o sistema torna-se mais caro por necessita da instalação de aeradores mecânicos ou se exige que o sistema esteja instalado em locais em que o suprimento do oxigênio de forma natural seja eficiente. Esses fatores dificultam o processo que nem assim deixa de ser eficiente.

2.2.1.3.2 Lagoas aeradas facultativas

As lagoas aeradas facultativas possuem tanto atividade aeróbia, como atividade anaeróbia. É devido a isso que se dá a designação de lagoas aeradas facultativas. Nesse tipo de lagoa, tem-se um sistema de potencia que fornece oxigênio ao processo. Porém, esse sistema de potencia não impede que a matéria orgânica bruta se sedimente. Em consequência disso, as bactérias anaeróbias realizam a digestão da matéria bruta sedimentada, enquanto que as bactérias aeróbias realizam a degradação da matéria bruta flutuante (JURGENSEN et al., 2005).

O fato de se ter a sedimentação do lodo pode ser um ponto negativo ao sistema, pois se as bactérias anaeróbias não se mostrarem eficientes para remoção desse lodo sedimentado, ocorrerá um acúmulo do mesmo na lagoa que necessitará de meios alternativos de remoção, podendo tornar o processo mais caro e trabalhoso.

2.2.1.3.3 Lagoas aeradas com mistura completa

Diferentemente do que ocorre nas lagoas aeradas facultativas, em que o nível de potencia aplicado a lagoa é alto mas não suficiente para impedir a sedimentação da matéria orgânica, nas lagoas aeradas com mistura completa essa potência já é suficientemente alta, o que impede a sedimentação dos sólidos em suspensão. Devido a isso, apenas a atividade aeróbia é necessária para degradação da matéria prima (JURGENSEN et al., 2005).

Um fator em comum entre as lagoas aeradas facultativas e as lagoas aeradas com mistura completa é o suprimento de oxigênio necessário para as bactérias aeróbias. Esse suprimento acontece através de aerados superficiais, podendo esses serem de baixa ou alta tensão. Também pode ocorrer através de injeção de ar comprimido (JURGENSEN et al., 2005).

As lagoas aeradas com mistura completa são vantajosas em relação as lagoas aeradas facultativas pois no primeiro caso não se tem a sedimentação do lodo. Isso pode tornar o processo mais vantajoso.

2.2.1.4 Lagoas de polimento

As lagoas de polimento são também denominadas de lagoas de maturação. O efluente que entra nesse tipo de lagoa geralmente já recebeu algum tipo de tratamento preliminar, fazendo com que se tenha uma redução da matéria orgânica e dos sólidos sedimentáveis em suspensão. Devido a isso, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) está estabilizada (GODINHO, 2010).

Mascarenhas; Von Sperling; Chernicharo (2004) alega que um reator do tipo RALF consegue remover cerca de 65 a 80% da matéria orgânica, além de remover material coloidal. O esgoto digerido passa então a ter uma baixa turbidez. devido a isso, tem-se uma maior incidência de luz na lagoa, acelerando o processo de fotossíntese e a produção de oxigênio. Isso garante a atividade bacteriana.

Geralmente os pré-tratamentos que antecedem as lagoas de polimento ocorrem em reatores RALF. Esses reatores não conseguem remover toda a matéria orgânica indesejável e, portanto, precisam de pós-tratamentos. As lagoas de polimento exemplificam um tipo desses pós-tratamentos.

2.2.2 Tratamento Anaeróbio

O tratamento anaeróbio é um processo biológico, onde vários tipos de microorganismos transformam compostos orgânicos complexos, podendo esses ser proteínas, lipídeos, carboidrato, em produtos mais simples como metano e gás carbônico. Trata-se de um processo biológico justamente pelo fato de que a degradação ocorre através de bactérias. Outra característica desse processo é que o mesmo ocorre na ausência de oxigênio, ou seja, as bactérias presentes no meio

sobrevivem sem o mesmo (CHERNICHARO et all, 2011, apud FAGUNDES, 2010, p.18).

O tratamento anaeróbio se tornou uma forma alternativa para remoção de resíduos sólidos orgânicos, devido ao fato da produção do biogás. Todavia, esse processo ainda não está muito difundido pois há uma falta de configuração de sistemas de tratamento. Além disso, o tempo que esse processo leva para que ocorra a estabilização dos resíduos ainda é alto, quando comparado com tratamentos aeróbios (LEITE et all., 2009).

Como esse tempo de estabilização se torna um problema para esse tratamento, viu-se a necessidade de acelerar o processo e isso se deu com a ajuda de inóculos empregados no processo. Esses inóculos são os lodos oriundos das ETE's ou ainda podem ser materiais de origem animal (dejetos) (LEITE et all., 2009).

Como já citado, o processo anaeróbio é um processo lento. Há outras maneiras de acelerar esse processo, como criar condições favoráveis que podem ser manutenção das bactérias ativas presentes no meio, fazer com que se tenha um intenso contato entre o efluente a ser tratado e as bactérias que farão a digestão, temperatura e pH adequado ao meio, ausência de toxicidade, presença de nutrientes (FAGUNDES, 2010).

Essa se torna uma vantagem de processo, pois o sistema não necessita dos distribuidores rotativos para suprimento de oxigênio, o que torna o processo mais barato e ao mesmo tempo não deixa de ser um tratamento eficaz.

São diversos os tipos de tratamentos que se caracterizam como anaeróbios. Podemos destacar: fossas ou tanques sépticos, lagoas anaeróbias, tanques imhoff, filtros anaeróbios, digestores anaeróbios de lodos, e os reatores UASB ou RALF que tem capacidade de receber maior carga orgânica por unidade volumétrica e devido a isso são muito utilizados nesse tipo de tratamento.

O Quadro 1 mostra as principais vantagens e desvantagens do tratamento anaeróbio:

Vantagens	Desvantagens
- Menor produção de sólidos	- Baixa remoção de nutrientes
- Baixo consumo de energia	- Baixa remoção de patógenos
- Baixo custo de implantação	- Efluente com aspecto desagradável
- Produção do gás metano	- Necessidade de um pós-tratamento
- Preservação da biomassa sem alimentação do reator por alguns meses	- As bactérias anaeróbias se tornam inibidas na presença de alguns compostos
- Aplicabilidade em pequena e grande escala	- Complexidade bioquímica e microbiológica

Quadro 1 - Vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (1997)

O processo anaeróbio consiste em converter toda a matéria orgânica presente no meio em gás carbônico (CO_2) e em uma forma mais reduzida em gás metano (CH_4). Como esses gases contribuem significativamente para poluir a camada de ozônio e ocasionar o efeito estufa, é recomendada que se tenha queimadores de gases nesse processo (DOMINATO, 2011).

São muitas as vantagens do tratamento anaeróbio. Entre elas pode-se destacar a baixa produção de lodo, o investimento no processo possui baixo custo, a energia elétrica utilizada no sistema é baixa, geração de biogás que pode ser queimado e servir como fonte de energia, pois o mesmo pode ser convertido em energia elétrica para ser utilizado em diversas atividades (LUNA et al., 2009). Outras vantagens apresentadas pelo sistema são a baixa necessidade de atenção operacional, mesmo com a paralização do sistema o mesmo ainda apresenta um bom funcionamento, lodo apresenta características que propiciam o desaguamento (FAGUNDES, 2010).

Embora o sistema apresente diversas vantagens, ele também possui algumas desvantagens no seu processamento. Pode-se citar a emissão de maus odores, longo período de processo caso não haja inóculos adequados, grande sensibilidade a mudanças ambientais (temperatura, pH, etc.) (FAGUNDES, 2010).

Como a massa microbiana não depende do oxigênio para sua locomoção, crescimento e reprodução, existem outros fatores que suprem essas necessidades. São eles: energia, carbono, macronutrientes inorgânicos (nitrogênio e fósforo), micronutrientes inorgânicos (principais: enxofre, potássio, cálcio, magnésio, ferro,

sódio e cloro; secundários: zinco, manganês, molibdênio, selênio, cobalto, cobre, níquel, vanádio e tungstênio) e fatores orgânicos de crescimento (vitaminas, aminoácidos, piridiminas e outros) (SCHLUSAZ, 2014).

Todos esses fatores são imprescindíveis no meio bacteriano pois são eles que ajudam na sobrevivência dessas bactérias.

É importante saber que tanto a falta como o excesso desses nutrientes podem limitar o crescimento dessa massa bacteriana. Por isso é importante ter um controle de como essa massa está se comportando no meio, pois a mesma pode tornar-se ineficiente nesse processo.

2.2.2.1 Tipos De Tratamentos Anaeróbios

Como já citado, existem muitos tipos de tratamentos anaeróbios. Serão apresentados alguns deles na sequência.

2.2.2.1.1 Reator anaeróbio do tipo RALF

O reator anaeróbio mais utilizado no Brasil é o tipo UASB também conhecidos como RALF. Esse tipo de reator possui uma tecnologia de tratamento que foi desenvolvida na Holanda, na década de 70 através da Universidade de Agricultura na cidade de Wangningen pelos professores Van der Meer e Gatzke Lettinga (HAANDEL, 1994).

Esse reator funciona através de processos biológicos, ou seja, utilizam a biomassa presente para degradar e digerir os compostos orgânicos. Toda essa degradação ocorre através de transformação anaeróbia, ou seja, microorganismos que não necessitam de oxigênio para sua sobrevivência (Pereira-Ramires et al., 2004, apud RODRIGUES et al., 2010).

Esses reatores são utilizados devido a sua facilidade operacional e por possui uma hidrodinâmica mais eficiente quando comparado a outros sistemas. Além disso, possui boas adaptações as mudanças climáticas que ocorrem no Brasil (Belli Filho et al., 2001, apud RODRIGUES et al., 2010).

Apesar de todas essas vantagens, os reatores anaeróbios ainda possuem uma desvantagem de processo que é em relação a sua eficiência e por isso

necessitam de um tratamento complementar ou pós tratamento, sendo esses de diversos tipos (RALF...2015).

O processo de funcionamento de reator RALF consiste em introduzir o lodo e distribuir o mesmo em toda base do reator. O esgoto é então forçado a percolar por todo o manto de biomassa que é mantido no interior do reator (BÁREA, 2015).

No processo de percolagem, todas as partículas finas que estão suspensas são filtradas e os componentes solúveis são absorvidos pela biomassa presente, que irá converter esses componentes solúveis em gás carbônico e metano, além de formar uma nova biomassa (BÁREA, 2015).

Todo o gás gerado com a degradação pela biomassa é direcionado para os coletores de biogás que estão presentes na parte de cima do reator. Os sólidos e o líquido que ficou no reator são direcionados para os compartimentos de decantação. Ocorre então a recirculação desses sólidos, pois os mesmos retornam para o compartimento em que o manto de biomassa se encontra. Nos decantadores encontram-se os vertedores que realizam a retirada do efluente tratado do reator (BÁREA, 2015).

A Figura 3 representa o esquema de um reator RALF localizado em uma das Estações de Tratamento de Esgoto da cidade de Ponta Grossa – PR.

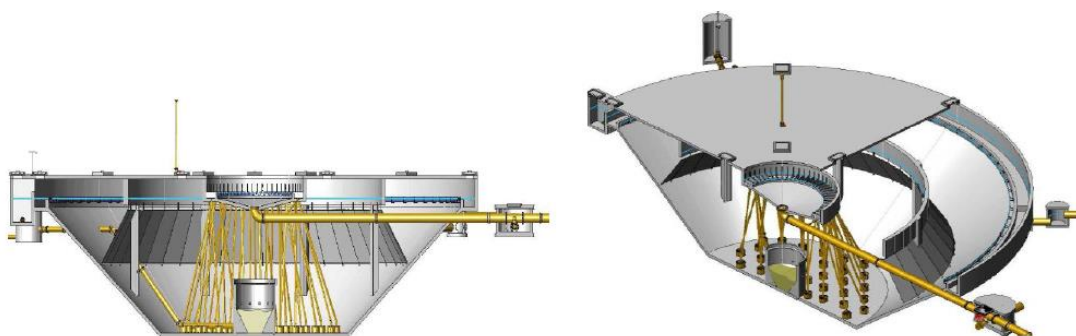


Figura 3 – Esquema do reator RALF

Fonte: SANEPAR (2015)

A Figura 4 representa o esquema de um processo que ocorre dentro de um reator RALF.

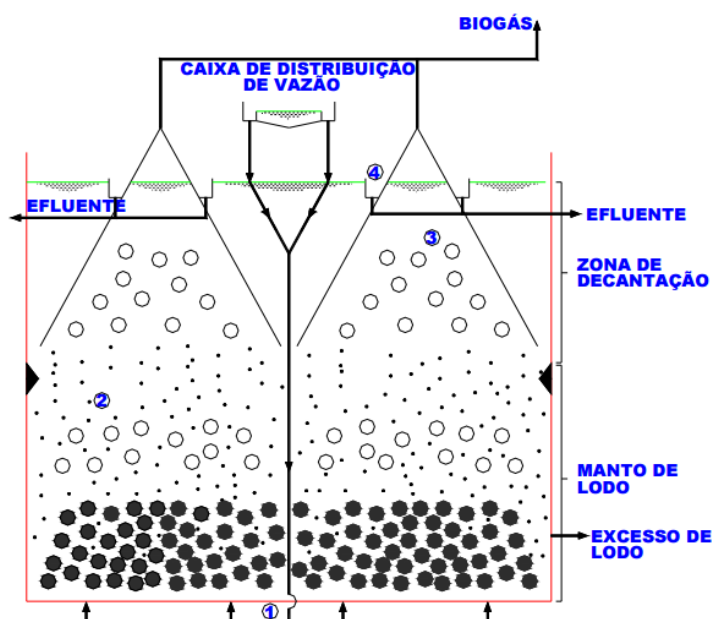


Figura 4 – Processamento do reator RALF

Fonte: Bárea, 2015

O reator RALF possui algumas vantagens quando comparado a processos aeróbios convencionais. São elas: baixa produção de lodo, baixa demanda de área, baixo custo de implantação e operação, baixo consumo de energia (apenas para a estação elevatória), produção de biogás metano (combustível), boa desidratabilidade do lodo, reinício de operação relativamente rápido, elevada concentração do lodo excedente (BARBOZA; AMORIM, 2015).

Os tratamentos anaeróbios, muitas vezes, não conseguem digerir toda a massa orgânica presente nos efluentes. Portanto, é necessário que se tenha um tratamento complementar para que essa massa orgânica em sobra e indesejável seja consumida e a água possa retornar aos corpos hídricos dentro dos padrões de lançamento.

Como todo processo vida a economia de energia elétrica e, existem recursos para isso, o tratamento complementar também deve ser um processo que não exija energia elétrica para seu funcionamento. Em razão disso, os tratamentos de efluentes que passam por reatores anaeróbios de lodo fluidizado (Ralf) seguem um pós tratamento com Filtros Biológicos Aeróbios Convencionais (FBA). E essa combinação de ambos os tratamentos tem se mostrado muito eficaz.

Apesar de o processo não ser eficiente em termos de retirada de matéria orgânica indesejada, o processo anaeróbio apresenta diversas vantagens em

relação à economia e preservação do meio ambiente. Quanto à eficiência do processo, a mesma pode ser resolvida através de processos complementares que tornam o processo muito eficaz e respeitam as condições necessárias de lançamento em corpos hídricos.

2.2.2.1.2 Fossa séptica

As fossas constituem a unidade primária de tratamento de resíduos. Todo processo que é denominado de tratamento primário de resíduos sofre uma transformação físico-química. O tratamento primário consiste em separar a água da matéria poluente através da sedimentação. Todavia, mesmo com a sedimentação da matéria orgânica, ainda sobram resíduos indesejáveis nessa água que são retirados do processo através de pós-tratamentos.

As fossas sépticas geralmente são indicadas para zona rural ou para residências isoladas devido a sua instalação que é de maneira simples e barata.

Como estrutura complementar de tratamento, as fossas sépticas são fundamentais e muito indicadas. Os dejetos humanos que iriam ser lançados nos rios, lagos ou solo são destinados a essas estruturas. Isso faz com que doenças como verminoses e endemias (como a cólera) sejam evitadas. Geralmente é utilizada em locais onde não se tem rede de coleta e tratamento de esgoto (FOSSAS... 2015).

Como nos reatores anaeróbios, as fossas sépticas também funcionam na presença de bactérias anaeróbicas. Os gases que são liberados nos reatores também são liberados nas fossas. A diferença é que nesse sistema, esses gases se dissolvem no líquido contido na fossa e são esgotados e lançados nos terrenos (SENNÁ, 2015).

As fossas sépticas podem ser uma alternativa de tratamento para a população que não recebe coleta e tratamento de esgoto adequado. Como infelizmente isso ainda é muito comum no Brasil, as fossas sépticas podem se tornar uma alternativa eficiente para o processo.

2.2.2.1.3 Tanque imhoff

Os tanques imhoff possuem um sistema de tratamento primário de esgoto semelhantes ao tanques sépticos. O sistema se constitui por duas caixas, uma superior onde ocorre a sedimentação e outra inferior onde ocorre a digestão. Essas duas caixas são conectadas através de uma fenda por onde se dá a passagem do lodo (JURGENSEN et al., 2005).

A função desses tanques é separar os sólidos através do processo de decantação onde se tem a formação do lodo, separar gorduras e materiais flutuantes através do processo de flotação fazendo com que se forme uma espuma, transformar a matéria orgânica em biogás, água e materiais inertes através de bactérias anaeróbias (JURGENSEN et al., 2005).

Como os tanques imhoff possuem uma tecnologia semelhante as das fossas sépticas, eles também se mostram como uma alternativa de coleta e tratamento de esgoto para as famílias e casas que não possuem o benefício. Isso ajudaria a resolver problemas ambientais e de saúde que estão relacionados a falta de tratamento adequado.

2.2.2.1.4 Lagoas anaeróbias

A Tabela 2 representa os tipos de lagoas existentes e suas principais características:

Tabela 2 – Classificação do sistema de lagoas baseada na presença de oxigênio

Tipo de lagoa	Presença de oxigênio
Aeróbia	A fotossíntese garante oxigênio para as condições aeróbias através da coluna d'água
Facultativa	A zona superficial é aeróbia A zona subsuperficial pode ser anóxica ou anaeróbia
Aerada	A aeração de superfície produz uma zona aeróbia que pode variar de profundidades médias a profundidade total, dependendo da eficiência de aeração e da profundidade da lagoa.
Anaeróbia	Toda a lagoa é anaeróbia.

Fonte: CRITES, TCHOBANOGLOUS (1998), apud CERQUEIRA (2004)

Toda lagoa anaeróbia apresenta a característica de não precisar de oxigênio para sobrevivência e para realização das atividades dos microorganismos presentes na mesma. Essa é uma condição essencial para esse tipo de tratamento.

Nesse tipo de lagoa ocorre o lançamento de uma alta carga de DBO, carga essa maior do que o volume da lagoa. Isso faz com que a taxa de consumo de oxigênio se torne superior a taxa de produção de oxigênio. Nesse caso, o oxigênio é do tipo combinado, ou seja, se encontra em moléculas orgânicas e inorgânicas (JURGENSEN et al., 2005).

Mesmo que os tratamentos anaeróbios sejam muito utilizados e muito comuns, eles ainda necessitam de pós-tratamentos para retirada total de toda carga orgânica. Isso acarreta em custos mais elevados pois necessitam de infra estrutura adequada para os tratamentos adicionais necessários. Apesar disso, a eficiência se torna muito mais significativa.

2.2.2.1.5 Filtros anaeróbios

Os filtros biológicos anaeróbios são semelhantes aos filtros biológicos aeróbios. Ambos são constituídos de um tanque que contem um material de enchimento (geralmente são pedras britas). É nesse material de enchimento que os microorganismos se fixam e se desenvolvem ocorrendo então à formação de blocos. A eficiência do processo se dá pelo fluxo de efluentes através do meio filtrante e do lodo ativado (ANDRADE NETO, 2015).

Os materiais de enchimento têm muitas finalidades como facilitar a agregação de microorganismos, tornar mais difícil a perda dos sólidos biológicos e propiciar o acúmulo de grande quantidade de lodo ativo, além de ajudar com que o fluxo que será distribuído no reator o faça de forma uniforme (ANDRADE NETO, 2015).

Geralmente o tratamento anaeróbio antecede o tratamento aeróbio que, muitas vezes, é considerado como um tratamento alternativo para efluentes. Porém, existe a possibilidade de se utilizar tratamentos anaeróbios como pós-tratamentos. Um bom exemplo disso é a utilização dos filtros anaeróbios como tratamentos complementares.

Os filtros anaeróbios podem ser utilizados como pós-tratamentos, pois possuem uma boa capacidade de reter os sólidos. Além disso, possui uma capacidade significativa de recuperação após elevadas sobrecargas, sejam elas qualitativas ou quantitativas. É um tratamento que possui muita segurança e

estabilidade, além de produzir pouco lodo, não consumir energia operar de forma simples e barata (ANDRADE NETO, 2015).

Os filtros anaeróbios possuem um funcionamento simples. O esgoto é introduzido no centro de um tanque e segue para o fundo onde é distribuído de forma uniforme do centro para zona periférica desse tanque. Acima do fundo tem uma laje perfurada que faz com que o líquido circule. Esse líquido passa pelo meio filtrante, onde estão as pedras britas e as bactérias anaeróbias. Os espaços vazios que sobram são ocupados pelo lodo ativo em forma de flocos (JURGENSEN et al., 2005).

Todo componente orgânico entra em contato com os microorganismos, e esses, através de todo processo anaeróbio, realizam a degradação desse componente orgânico. Ocorre então a separação da parte sólida (que fica retida no meio) e do líquido que segue para superfície onde é coletado através de vertedores. Como esse líquido ainda não está totalmente desinfetado, ele segue, através de tubulações, para próximas etapas do processo (JURGENSEN et al., 2005).

A SANEPAR utiliza o filtro anaeróbio de fluxo ascendente submerso. O recheio utilizado no tratamento é a pedra brita nº 4. Assim como o aeróbio, os filtros anaeróbios também se mostram eficientes ao tratamento complementar dos efluentes.

2.3 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

A seguir serão apresentados parâmetros que envolvem o tratamento de efluente e que são importantes para o entendimento das futuras análises a serem feitas.

2.3.1 Demanda Bioquímica De Oxigênio (DBO)

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é a retirada do oxigênio da água através das bactérias aeróbias que utilizam a matéria orgânica para se reproduzir e produzir sua energia (Brookmam, 1996, apud BARBOSA 2003, p. 36).

Trata-se de um parâmetro que mede a capacidade de um determinado efluente em ser decomposto através de bactérias aeróbias, tendo como consequência desse processo o consumo de oxigênio. É um parâmetro muito

utilizado no Brasil em estações de tratamento de esgoto, sejam eles industriais ou domésticos, além de controlar as operações de estação já existentes e caracterizar o nível de biodegradabilidade de um efluente (BARBOSA, 2003).

Em um corpo d'água, pode-se ocorrer o aumento da DBO devido a despejos de compostos predominantemente orgânicos. Em excesso, esses compostos podem provocar um esgotamento do oxigênio na água e com isso, o desaparecimento de peixes, algas marinhas, etc. Quando o valor da DBO é alto a vida aquática pode estar prejudicada, além da água apresentar odor e sabor indesejável e ocorrer a obstrução dos filtros de areia usados nas ETE's. (DEMANDA... 2015)

As bactérias aeróbias necessitam de oxigênio para viver, se reproduzir e degradar a matéria orgânica. A depender da quantidade de oxigênio que essas bactérias irão consumir do meio é possível saber a quantidade de matéria bruta a ser degradada. Se as bactérias consumirem muito oxigênio do meio quer dizer que existe muita matéria bruta para ser degradada tornando o trabalho das bactérias intenso.

2.3.2 Demanda Química De Oxigênio (DQO)

A demanda química de oxigênio (DQO) é usado para indicar o conteúdo orgânico das águas residuais e superficiais. Também é utilizado no monitoramento de ETE's (AQUINO, 2006). Esse indicador avalia o quando de oxigênio dissolvido (OD) consumido em meio ácido que leva à degradação de matéria orgânica (SOUZA, 2015).

A análise de DQO é uma importante determinação do grau de poluição da água, pois indica a quantidade de componentes oxidáveis, dentre eles carbono, nitrogênio, enxofre, entre outros (SOUZA, 2015).

A DQO é muito importante para determinação de compostos indesejáveis compostos em efluentes. Quando aliada a DBO se torna muito mais eficiente. Ambas as análises são fundamentais em estações de tratamento de esgoto pois indicam se água está apta ou não para despejo.

2.3.3 Sólidos Sedimentáveis

Sólidos sedimentáveis são diferentes de sólidos não sedimentáveis pelo fato de que o primeiro se deposita quando a amostra se encontra em repouso por um tempo de aproximadamente uma hora. Com os não sedimentáveis essa deposição não ocorre (PÁDUA, 2015).

Quando se fala em saneamento, os sólidos que se fazem presentes nas águas nada mais é que toda matéria que permanece em forma de resíduo, após a amostra ser evaporada, secada ou calcinada em temperatura pré-estabelecida. Essas operações que ocorrem na amostra definem as diversas frações de sólidos presentes na água (sólidos em suspensão, totais, dissolvidos, voláteis e fixos) (PIVELI, 2015).

Os métodos que determinam a maioria desses sólidos são gravimétricos (faz-se o uso de balança analítica ou de precisão). Apenas os sólidos sedimentáveis que utiliza de métodos volumétricos para sua determinação, onde o mais utilizado é o cone Imhoff (PIVELI, 2015).

A realização da análise de sólidos sedimentáveis nos corpos d'água é uma das exigências feitas pela legislação ambiental a respeito do lançamento de efluentes em corpos hídricos (JÚNIOR; DUARTE JUNIOR, 2015).

Dependendo da quantidade de sólidos sedimentáveis que restaram na água, essa não se mostra apta para retornar aos corpos hídricos. Existe um limite de sólidos sedimentáveis que podem estar presentes na água e que indicam que o tratamento foi eficaz.

2.3.4 Sólidos Solúveis Totais

Os sólidos solúveis totais representam o quanto de substâncias se tem dissolvidas na água, substâncias essas que alteram as propriedades físicas e químicas da água. Entre essas propriedades é possível citar cor aparente, absorção, alteração da temperatura, estabilização em lagoa, transmissão da luz para corpos d'água que é utilizada para fotossíntese. Devido a todos esses fatores que se dá a importância do monitoramento desses sólidos nas estações de tratamento (MARTINS, 2010; VON SPERLING, 1996).

2.3.5 pH

A determinação do pH em águas é um fator de extrema importância e necessidade.

Monteiro et al. (2012), p. 3, define pH como sendo:

Concentração de íons hidrogênio presentes em uma solução, sendo que quando igual ao logaritmo negativo (10^{-7}) é classificado como neutro, pois permite que os íons hidrogênio sejam neutralizados pelos íons hidroxila).

Esse parâmetro indica a neutralidade, acidez ou basicidade da água, fatores esses influenciados pelos sólidos ou gases dissolvidos na água. O conhecimento do seu valor possui grande importância, pois diversas espécies que habitam o meio aquático dependem desses fatores para sobreviver. Também são importantes para processos de tratamento de esgotos. Determinados processos só ocorrem em uma definida faixa de pH, como por exemplo a precipitação de metais que só ocorre quando o pH está elevado e a oxidação de metais, que só ocorre quando o pH é baixo (CETESB, 2008).

O pH é um fator muito importante e deve estar sempre sendo monitorado e controlado no meio em questão. Muitos fatores dependem dele, desde a vida aquática até mesmo o processo de tratamento de esgoto. É importante o conhecimento dos fatores que podem alterar o pH pois o mesmo pode causar danos irreversíveis a natureza.

2.3.6 Nitrogênio

Diversas são as formas de nitrogênio presentes na água, sendo elas: nitrito, amoniacal, nitrato e orgânico. Quando em forma de amoniacal e orgânico podem também ser chamados de formas reduzidas e quando em forma de nitrato e nitrito são chamados de formas oxidadas (CHEIS, 2015).

O nitrogênio é um elemento muito exigido pelas células vivas. Ele é utilizado como nutrientes para os processos biológicos. Depois do carbono é ele que possui maior importância para as células vivas (CHEIS, 2015).

O processo chamado de eutrofização ocorre quando se tem um alto despejo de nitrogênio e fosforo nas águas, o que provoca o enriquecimento do meio e o torna

mais fértil. Isso possibilita o crescimento dos seres vivos presentes no meio, especialmente as algas. Porém, quando esse despejo ocorre de forma muito intensa pode prejudicar o meio, pois ocorre o florescimento de gêneros que predominam em cada situação. Isso pode prejudicar o abastecimento público ou poluição por morte e decomposição (CHEIS, 2015).

O controle da eutrofização pode ocorrer por meio de processos físico-químicos como arraste do ar onde se adiciona soda cáustica ou cal hidratada para aumento do pH fazendo com que o íon amônio se converta quase totalmente para forma gasosa e também processos biológicos (CHEIS, 2015).

O nitrogênio presente no meio, de maneira controlada, se mostra indispensável visto que é utilizado por processos importantes. O controle do nitrogênio e dos meios que podem aumentar ou diminuir a quantidade dos mesmo é essencial para manter o meio saudável e ativo.

2.3.7 Fósforo

Conforme Von Sperling (2005), o uso de detergentes, produtos utilizados para limpeza de equipamentos, pisos e utensílios contribuem em 50% da presença do fósforo em águas residuais.

Para remoção do fósforo de efluentes pode ocorrer de duas maneiras: o fósforo reativo solúvel é absorvido pelas plantas que o transformam em fósforo orgânico estrutural, que é armazenado pela biomassa das vegetações. Os fósforos que se encontram precipitados e insolúveis são adsorvidos por estruturas de rochas ricas em ferro e alumínio presentes no meio suporte (MENDONÇA et al., 2012).

2.3.8 Carbono Orgânico Total

De acordo com Bennetti (2012), p. 30:

O carbono orgânico total (COT) é uma expressão que denomina toda a matéria orgânica presente em uma amostra aquosa. As substâncias orgânicas podem ser classificadas com base nas características físico-químicas entre si.

Diversos são os fatos indicados pela análise da quantidade de COT. Entre elas, é possível citar: se a água está contaminada por compostos sintéticos, se o fluxo de carbono está presente no sistema, se os biofilmes formados causaram algum tipo de contaminantes na água, qual o estado de conservação e se o sistema de purificação se encontra eficiente. A determinação da COT pode ser aplicada a diversas áreas, entre elas a industrial, a de pesquisa, ambiental, entre outras, todas tendo diferentes objetivos (BENEDETTI, 2012).

2.3.9 Surfactantes

Os surfactantes são compostos químicos amplamente utilizados em diversos setores da indústria. A grande maioria dos surfactantes são produzidos através de derivados do petróleo. Entretanto, devido a preocupação ambiental e das novas leis de controle do meio ambiente viu-se a necessidade de se produzir surfactantes a partir de maneiras naturais (NITSCHKE; PASTORE, 2002).

De acordo com Nitschke; Pastore (2002), p. 772:

Os surfactantes são moléculas anfipáticas constituídas de uma porção hidrofóbica e uma porção hidrofílica. A porção apolar é freqüentemente uma cadeia hidrocarbonada enquanto a porção polar pode ser iônica (aniônica ou catiônica), não-iônica ou anfotérica. Alguns exemplos de surfactantes iônicos utilizados comercialmente incluem ésteres sulfatados ou sulfatos de ácidos graxos (aniônicos) e sais de amônio quaternário (catiônico).

Os surfactantes geralmente são utilizados na indústria de produtos de limpeza (detergentes e sabões), na indústria de cosméticos, produtos de higiene e petróleo (NITSCHKE; PASTORE, 2002).

Entre os materiais que poluem os esgotos, os materiais compostos de surfactantes e aditivos se fazem presentes. Os detergentes sintéticos, que fazem parte desse grupo de materiais que são compostos de surfactantes, se tornou um grande empecilho no tratamento de esgoto devido ao fato de não serem biodegradados por bactérias anaeróbias. Devido a isso, a transferência de oxigênio se torna difícil modificando as características de sedimentação dos sólidos em suspensão. Outro problema é a formação de espumas nos corpos hídricos que podem ocasionar problemas a saúde (RAMOS; ALEM SOBRINHO, 2002).

Devido ao fato de os surfactantes não serem decompostos em tratamentos convencionais de esgoto é de extrema importância diferentes formas de estudos de como tratar esse tipo de produto visto que ele se caracteriza como um dano ao meio ambiente e a saúde humana.

2.4 PADRÕES DE LANÇAMENTO

Alguns padrões de lançamento foram estabelecidos, a critério nacional e paranaense, para que os efluentes tratados possam retornar aos corpos hídricos. A Tabela 3 apresenta esses padrões.

Tabela 3 – Padrões de lançamento de efluentes aos corpos hídricos

PARÂMETROS	CONAMA 430	CONAMA 357	SEMA 021
DBO	Máximo de 120 mg.L ⁻¹	-	90 mg.L ⁻¹
DQO	-	-	225 mg.L ⁻¹
ÓLEOS VEGETAIS E GORDURAS ANIMAIS	-	-	50 mg.L ⁻¹
ÓLEOS MINERAIS	-	-	20 mg.L ⁻¹
SÓLIDOS SEDIMENTÁVEIS	< 1 mL.L ⁻¹	-	-
SÓLIDOS SUSPENSOS	-	-	-
pH	Entre 5 e 9	-	-
TEMPERATURA	< 40°C	-	-
MATERIAIS FLUTUANTES	Ausente	-	-
SURFACTANTES	-	≤ 0,1 mg.L ⁻¹	-
FÓSFORO TOTAL	-	<0,05 mg.L ⁻¹	-
NITROGÊNIO AMONÍACAL	-	< 3,7 mg.L ⁻¹	-

FONTE: Adaptado de Resolução CONAMA 430 (2011), Resolução CONAMA 357 e Resolução SEMA 021 (2009)

Esses padrões de lançamento são determinados e exigidos pelo CONAMA 430 (2011) e SEMA 021 (2009). Os números apresentados na tabela representam o limite de esgoto sanitário que deve ser seguido pela SANEPAR e por todos os órgãos responsáveis pelo tratamento de esgoto no Paraná.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA é órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente – SISNAMA, o qual atribui e estabelece normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio ambiente, com vistas ao uso racional dos recursos ambientais, principalmente os hídricos (MMA, 2016).

A CONAMA 430/2011 trata-se de uma resolução que dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos de água receptores, sendo que o órgão ambiental poderá a qualquer momento, baseando-se em estudo técnicos, acrescentar outros padrões para o lançamento de efluentes, ou torna-los mais restritivos, levando em consideração a situação em que se encontra o corpo receptor ou exigir tecnologia mais avançada e viável economicamente do tratamento de efluentes. Nesta resolução, também define-se a capacidade de suporte do corpo receptor, como sendo o valor máximo de um poluente que um corpo hídrico pode receber, sem comprometer a qualidade da água presente neste e sem alterar a classe de enquadramento deste corpo nem modificar os usos destinados desta classe (CONAMA 430/11).

A CONAMA 357/2005 é complementada e alterada pela CONAMA 430/2011. A resolução da 357 dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências (CONAMA 357/2005).

2.5 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS (PCA)

A análise PCA é um método de discriminação de dados que tem por objetivo reduzir sua dimensionalidade, com possibilidade de utilização das informações, com ou sem pré-processamento, para fazer uma verificação inicial de sua homogeneidade. O processamento de PCA mais comum é a projeção linear que maximiza a variância projetada no espaço (MARTENS e NAES, 1989; WANG & PALIWAL, 2003).

Ao empregar a Análise de Componentes Principais em um sistema, a visualização das variáveis de um determinado conjunto torna-se mais objetiva, fácil, eficiente e rápida. Assim, a união da Química Ambiental com a Quimiometria apresenta uma sinergia, ou seja, tem-se uma maior qualidade nas informações geradas sendo possível abrir espaço para outros estudos (BRERETON, 2000).

Quando se fala em fatores que podem discriminar dois pontos de uma amostra ou identificar comportamentos em função da vazão, o conjunto de resultados foi avaliado por uma rotina multivariada fundamentada em análise de componentes principais (PCA). A análise PCA torna possível ter-se um resumo, em poucas dimensões, a maior parte da variabilidade de uma matriz de dados, quando essa é construída por muitas variáveis, onde esse resumo não compromete ou altera informações importantes (YABE e OLIVEIRA, 1998).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na estação de tratamento de esgoto da SANEPAR a ETE- Gertrudes situada no bairro Schangrilá no município de Ponta Grossa - PR, o corpo hídrico receptor é o Arroio Gertrudes, afluente do Rio Taquari e este pertence a bacia do Rio Tibagi. O valor médio de vazão de lançamento da ETE Gertrudes é 21L/s.

A ETE Gertrudes iniciou sua operação em 2003, possui vazão nominal de 30 L/s e atende aproximadamente 7% da população de Ponta Grossa aproximadamente 7 mil imóveis. É constituída de estação elevatória de esgoto bruto, tratamento preliminar e biológico, apresentando um reator anaeróbio tipo RALF, um filtro biológico percolador de fluxo descendente e decantador secundário (clarificador) (JURGENSEN et al., 2005).

3.2 PONTOS DE AMOSTRAGEM:

As coletas foram realizadas mensalmente entre os meses de Novembro, 2015 a abril 2016, totalizando seis coletas, para avaliação da eficiência da ETE, A amostragem foi realizada no pós gradeamento, antes da entrada do reator RALF, e na saída do filtro percolador, ambas realizadas no mesmo dia. Esses pontos estão apresentados na Fotografia 1, sendo o ponto 1 o pós gradeamento e o ponto 2 a saída do decantador secundário.



Fotografia 1 – Estação de Tratamento de Esgoto Gertrudes – Ponta Grossa – PR
Fonte: GOOGLE maps (2015)

A Figura 2 apresenta o ponto pós gradeamento, na entrada do esgoto bruto e foi escolhido devido a não apresentar nenhuma fase do tratamento realizado pela ETE, ou seja, trata-se do esgoto na sua forma natural.



Fotografia 2 – Ponto de entrada e coleta do esgoto bruto
Fonte: Autoria própria (2016)

A figura 3 demonstra o ponto de coleta 2 localizado na saída do decantador secundário e foi escolhido para avaliação da qualidade do esgoto tratado (ET), bem como servirá de parâmetro final para avaliação da eficiência do sistema de tratamento.



Fotografia 3 – Ponto de coleta do esgoto tratado

Fonte: Aatoria própria (2016)

3.3 COLETA DAS AMOSTRAS

As 6 coletas foram realizadas mensalmente, com início no mês de novembro de 2015. As amostragens dos dois pontos se deram no mesmo dia no período da tarde, tendo duração total de 2 horas. Em cada ponto foram utilizados 2 frascos com capacidade de 2 litros cada. Os frascos com as amostras foram ensacados e colocados em caixa de isopor com gelo. Para as análises de nitrogênio amoniacal e fósforo foram coletados 2 litros e fixados com solução de ácido sulfúrico.

No momento da coleta foi medido com o operador da estação, sólidos sedimentáveis (SS) em cone de Imhoff, teste que leva aproximadamente uma hora. O pH dos dois pontos foi medido pelo analisador GEHAKA HI-8417, com o eletrodo previamente calibrado.

3.4 METODOLOGIAS DE ANÁLISE

As análises realizadas neste trabalho fazem parte dos parâmetros físico-químicos para avaliação da qualidade do tratamento de esgoto. As análises realizadas são nos 10 parâmetros: pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5 dias), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (FT), carbono orgânico total (COT), nitrogênio amoniacal $N(NH_3)$, nitrogênio nitrato $N(NO_3^-)$, sólidos sedimentáveis (SS), sólidos solúveis totais (SST), e surfactantes (SUR).

Para comparação dos resultados utilizaram-se valores registrados em literatura técnica e padrões determinados por legislações vigentes de lançamento de efluentes sanitários.

3.4.1 DQO, DBO₅, COT, NO₃⁻, SST, SUR

Para determinação dos parâmetros SST, DQO, DBO, COT, N(NO₃) e Surfactantes utilizou o equipamento *Pastel UV – Secomam* sendo todas as análises realizadas em triplicata.

O *Pastel UV – Secomam* é um equipamento utilizado em estudos internacionais como estudos desenvolvidos por Marinovic et al.(2010), Drouiche et al.,(2004) e Gonzalez et al.,(2007). É um aparelho de origem francesa que atua como um espectrofotômetro analisador de qualidade de águas e efluentes.

Seu método é baseado na deconvolução espectral onde a hipótese de que um espectro de ultravioleta de efluentes pode ser, na maioria das vezes, modelado por um número limitado do espectro estável chamado espectro de referência.

As informações obtidas pelo aparelho são de origem quantitativa onde é feito uma estimativa da concentração de parâmetros monitorados em tempo real de acordo com o dispositivo de calibração e de origem qualitativa onde o espectro da amostra é comparado com o modelo digital interno.

O equipamento também faz comparação do perfil da amostra com o tipo de água selecionado, podendo ser água ou efluente, completando assim os dados quantitativos. Isso permite com que os dados quantitativos se tornem válidos e detecta a presença de poluentes químicos. O equipamento trabalha com faixa espectral de 200 a 320 nm e possui dois caminhos ópticos de 5 e 10 mm.

O procedimento de análise consiste na coleta de 1mL da amostra em uma pipeta, sendo essa amostra sem pré-tratamento e devidamente homogeneizada. Para cada amostra coletada a análise é realizada em triplicata. O volume de amostra é colocado em uma célula de quartzo e esta é introduzida no equipamento realizando a leitura dos seis parâmetros e obtendo um resultado em mg/L.

A validação do equipamento foi obtida através de trabalhos anteriores, onde pode-se comprovar sua metodologia através de resultados aproximados também obtidos com o “*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*”,

onde a comparação dos resultados obteve um grau de confiança de 95% (RODRIGUES, 2010; SCHLUSAZ, 2014).

3.4.2 Nitrogênio Amoniacal N(NH₃)

Realizado pelo método Kjeldahl, que consiste em separar o nitrogênio amoniacal da amostra através do processo de evaporação que ocorre em um destilador. A amônia que foi evaporada passa para um frasco que contém ácido bórico, sendo essa titulada com solução padrão de ácido sulfúrico, segundo Standard Methods 20^aEd (APHA, 1995).

3.4.3 Fósforo Total.

A quantificação do Fósforo (P) Total foi realizada pela digestão à quente com mistura sulfo-nítrica, pelo método do ácido ascórbico o procedimento baseia-se na reação do molibdato de amônio e do antimonil tartarato de potássio com o ortofosfato, em meio ácido, para formar o ácido fosfomolibdico que reduz a intensidade do azul de molibdênio na presença do ácido ascórbico medido em um comprimento de onda de 880nm (APHA, 1995).

3.5 ANÁLISE DOS DADOS:

Os resultados obtidos foram submetidos ao cálculo de eficiência de remoção, utilizando a subtração entre a concentração de entrada e concentração de saída, dividida pela concentração de entrada multiplicada por 100.

As análises via Análise de Componentes Principais (PCA) foram realizados utilizando-se o programa PLS-TooBox 1.5, que opera em ambiente MATLAB 4.0. A Análise de Componentes Principais tem sido largamente difundida nos últimos anos, devido à necessidade de se ter uma redução drástica dos dados para análise e tomada de decisão. Vários autores aplicaram essa técnica para reduzir o número de variáveis utilizadas e avaliar as variações espaciais e temporais da qualidade das águas e efluentes (BENGRINE & MARHABA, 2003; ORSSATO et al., 2009; ZIMMERMANN et al., 2008 entre outros).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diversos são os fatores que podem influenciar no resultado das análises: fatores climáticos como dias chuvosos, horário da realização da coleta, redes de esgotos industriais ligadas clandestinamente ao sistema coletor, entre outros. Outro fator relevante é o funcionamento do reator RALF que pode alterar e influenciar no tratamento do esgoto. As alterações do RALF são falhas mecânicas causadas pela velocidade do fluxo, pH inadequado do afluente, temperatura, tempo de detenção hídrica (TDH), entre (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2005b; SILVA et al., 2005). Esses fatores afetam direta e significativamente o tratamento do esgoto fazendo com que se tenha alterações nos valores obtidos através das análises dos parâmetros físico-químicos.

Outro ponto importante é a vazão do sistema que pode ser alterada a cada dia fazendo com que se tenha diferença de resultado. A vazão está relacionada ao clima e é uma grandeza inversamente proporcional a concentração, ou seja, em dias chuvosos tem-se vazões mais altas e concentrações mais baixas devido a diluição.

Abaixo segue o gráfico 1 relacionando a datas das coletas com as vazões obtidas nos mesmos:

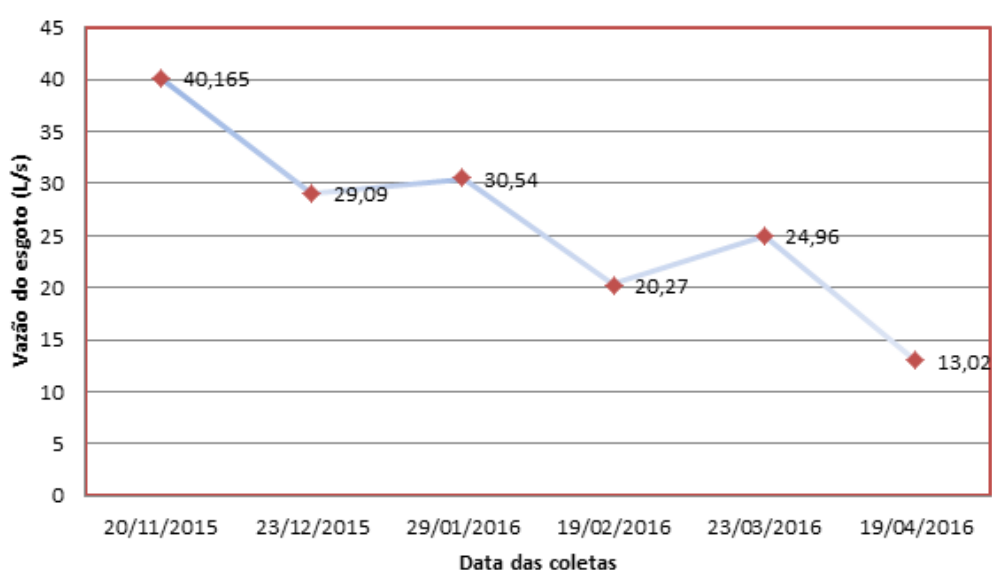


Gráfico 1– Vazões (L/s) de entrada no sistema obtidos ao longo das coletas

Fonte: Autoria própria (2016)

Através do gráfico foi possível perceber que no dia 20/11/2015 tem-se um alto valor da vazão do esgoto bruto. Esse valor elevado é devido a condições climáticas na época da coleta onde ocorreu uma grande quantidade de dias com chuva intensa fazendo que se aumentasse a vazão de esgoto. Outra anormalidade foi no dia 19/04/2016 onde ocorreu uma baixa vazão de esgoto. Neste dia aconteceu o oposto da primeira coleta em relação as condições climáticas, ou seja, foram dias sem chover tornando o clima seco e fazendo com que a vazão de esgoto ficasse muito baixa.

A ETE Gertrudes foi dimensionada para uma vazão de entrada de aproximadamente 20L/s. Portanto, vazões elevadas ou vazões reduzidas podem influenciar na eficiência da ETE. Isso está relacionado ao TDH (tempo de detenção hídrica), pois vazões mais elevadas que 20L/s terão um TDH menor. Já vazões menores terão TDH maiores fazendo com que a eficiência da ETE seja maior. Pode-se então esperar resultados alterados para a primeira coleta que apresentou uma vazão muito acima da vazão nominal da ETE.

A partir dos resultados encontrados é possível comparar com a legislação e saber se o esgoto está recebendo tratamento adequado. Os valores apresentados são referentes ao Esgoto Bruto (EB) e ao Esgoto Tratado (ET). As coletas foram realizadas mensalmente começando no mês de novembro/2015 e terminando no mês de abril/2016.

4.1 PARÂMETROS AVALIADOS:

A seguir serão apresentados todos os parâmetros avaliados durante a pesquisa, bem como os resultados obtidos para cada coleta.

4.1.1 Sólidos Sedimentáveis

As análises de sólidos sedimentáveis são realizadas diariamente pela própria estação de tratamento de esgoto estudada e, devido a isso, em cada coleta realizada o valor dos sólidos sedimentáveis já era fornecido pela própria estação.

A Tabela 4 apresenta esses valores fornecidos tanto para esgoto bruto(EB) quanto para esgoto tratado (ET):

Tabela 4 – Concentração de SS e eficiência de remoção do tratamento

Coleta	Data	EB (ml/L)	ET (ml/L)	Eficiência de Tratamento (%)
1	20/11/2015	2,0	0,10	95%
2	23/12/2015	8,0	0,20	96,8%
3	29/01/2016	2,0	0,30	92,5%
4	19/02/2016	3,0	0,10	95%
5	23/03/2016	4,0	0,20	95%
6	19/04/2016	3,0	0,20	93,3%
Média		3,67	0,175	94,6%

Fonte: Autoria própria (2016)

Valores de sólidos sedimentáveis acima de 1,0 ml/L indicam grande quantidade de lodo no sistema. Para que os resultados não sejam afetados significativamente é necessária a retirada e manutenção do lodo.

A legislação do CONAMA 430/2011 determina que a quantidade de sólidos sedimentáveis presente nas amostras de esgoto tratado deve ser inferior a 1,0 ml/L. a partir dos resultados encontrados em análises é possível observar que a estação de tratamento de esgoto Gertrudes possui boa eficiência na remoção de sólidos sedimentáveis, visto que nas 6 análises realizadas, todas obtiveram valores abaixo de 1,0 ml/L e, todas as análises obtiveram uma eficiência de remoção acima de 92%.

4.1.2 Sólidos Solúveis Totais (SST)

A Tabela 5 apresenta os valores de sólidos solúveis totais encontrados nas análises de esgoto bruto e esgoto tratado:

Tabela 5 - Concentração de Sólidos Solúveis Totais e eficiência de remoção do tratamento

Coleta	Data	EB (mg/L)	ET (mg/L)	Eficiência de Tratamento (%)
1	20/11/2015	74,3	58	21,9%
2	23/12/2015	348,3	90	74,16%
3	29/01/2016	280,6	78,7	71,95%
4	19/02/2016	290,7	77,3	73,4%
5	23/03/2016	297,3	62,25	79,06%
6	19/04/2016	680	73,7	89,16%
Média		379,38	73,8	68,27%

Fonte: Autoria própria (2016)

Von Sperling (2005) determina que a eficiência esperada por uma ETE composta por reator RALF seguido por filtro percolador para o parâmetro de sólidos solúveis totais fica entre 87% a 93% e o resultado do efluente final fica entre 20 mg/L a 40 mg/L. Ao analisar os resultados encontrados através das análises nas amostras coletadas é possível perceber que a média das concentrações ficaram fora da faixa aceitável para esgoto tratado. Todas ultrapassaram o limite de 40 mg/L. Quanto a eficiência de tratamento somente a ultima coleta ficou dentro da faixa aceitável, tendo esta uma eficiência de tratamento de 89,16%.

Uma justificativa para essa fuga de resultado aceitável são as condições climáticas. A coleta 1 foi que mostrou a menor eficiência de remoção e a menor concentração de SST no esgoto bruto. Isso é devido aos dias anteriores da coleta que apresentaram grande quantidade de chuva, deixando a vazão de esgoto muito maior e a concentração muito menor. Na coleta 6 ocorreu o oposto. Os dias estavam muito secos e precários de chuvas, e por isso, a vazão diminuiu muito e a concentração aumentou consideravelmente, apresentado o melhor resultado em eficiência de remoção.

Resultados semelhantes foram obtidos por Belloni & Lautenschlager (2009) que verificaram que nos períodos de vazão elevada da ETE-S2 em Maringá a eficiência na redução foi de 23,6% e nos períodos de menor vazão a eficiência subia para 90% na retirada de SST.

A ETE Gertrudes para manter sua produtividade e atender a demanda de tratamento, muitas vezes não passa por condições adequadas de tratamento, como TDH e vazões adequadas (esta ligada diretamente a velocidade ascensional do fluido no reator). Segundo Schoenhals, et al., (2007) as oscilações no reator e valores elevados de vazão resultam em valores ainda elevados de SST no efluente final, mostrando que para uma eficiente remoção é necessário um ajustamento destes parâmetros de processo.

4.1.3 Demanda Química de Oxigênio

A Tabela 6 apresenta valores encontrados através de análises para demanda química de oxigênio tanto para esgoto bruto quanto para esgoto tratado:

Tabela 6 – Valores de DQO para esgoto bruto e tratado e eficiência de tratamento

Coleta	Data	Esgoto Bruto (mg/L)	Esgoto Tratado (mg/L)	Eficiência de Tratamento (%)
1	20/11/2015	154,7	126,3	18,35
2	23/12/2015	738,3	191,5	74,06
3	29/01/2016	673,3	162,6	75,85
4	19/02/2016	631,7	168,7	73,29
5	23/03/2016	695	149,5	78,48
6	19/04/2016	1166,7	165,3	85,83
Média		676,61	160,65	67,64%

Fonte: Autoria própria (2016)

Em relação a legislação, a CONAMA 430/2011 atribui aos órgãos estaduais a parametrização, aplicado pela SEMA 021/09 que delimita o valor de 225 mg/L. Quando avaliada a concentração final média de tratamento de 160,65 mg/L, pode-se dizer que para a remoção de DQO o sistema mostrou eficiência de 67,64% atendendo a legislação aplicada.

Parâmetros como DQO e DBO são indispensáveis em estudos de caracterização de esgotos sanitários e torna-se muito útil quando utilizada

conjuntamente, onde é possível observar a biodegradabilidade dos esgotos, sendo os valores de DQO superiores aos de DBO (CETESB, 2016).

Segundo Haandel e Lettinga (1994), a maior parte da remoção de DQO se dá no reator RALF, sendo este capaz de ter uma remoção de 65% a 80% da taxa de DQO presente no esgoto. Com isso, apenas 1/3 da DQO presente no esgoto bruto seguiria para o filtro percolador.

Em um trabalho realizado por Machado Filho (2015) na ETE Cara-Cará que possui o mesmo sistema de tratamento da ETE Gertrudes, os resultados dos valores médios de DQO no esgoto tratado foram de 113,6 mg/L, obtendo uma eficiência de remoção de 92%. Ele atribui a eficiência de remoção ao tratamento secundário, ou seja, o filtro percolador citando a importância de um tratamento secundário em uma ETE.

Gonçalves et al. (2001) realizou um estudo do retorno do lodo do filtro biológico aeróbio para ser digerido no reator RALF e encontrou valores de DQO abaixo de 90 mg/L.

4.1.4 Demanda Bioquímica de Oxigênio

A Tabela 7 apresenta valores encontrados através de análises para demanda bioquímica de oxigênio tanto para esgoto bruto quanto para esgoto tratado:

Tabela 7 – Valores de DBO para esgoto bruto e tratado e eficiência de tratamento

Coleta	Data	EB (mg/L)	ET (mg/L)	Eficiência de Tratamento (%)
1	20/11/2015	62,2	52,6	15,43
2	23/12/2015	176,6	75,75	57,1
3	29/01/2016	200,6	68,2	66,0
4	19/02/2016	162	85	47,53
5	23/03/2016	169,3	72,25	57,32
6	19/04/2016	498,3	79	84,14
Média		211,5	72,13	54,58

Fonte: Autoria própria (2016)

Von Sperling (2005) determina faixas médias de eficiências das estações de tratamento de esgoto considerando tratamento através de RALF com pós filtro biológico de aproximadamente 80 a 93% para DBO. Sendo assim, e de acordo com os resultados encontrados a ETE Gertrudes não possui tratamento eficiente para DBO visto que se teve uma eficiência média de 54,58%.

A ETE Cara-Cará também se localiza na cidade de Ponta Grossa e possui o mesmo sistema de tratamento (RALF e filtro percolador) que a ETE Gertrudes. Um estudo realizado na ETE Cara-Cará mostrou que a eficiência do tratamento é significativa para esta estação, visto que o valor médio encontrados para o esgoto tratado foi de 57,8 mg/L resultando em um eficiência ficou na média de 90%.

A legislação CONAMA 430 determina que deve-se ter uma concentração máxima de 120 mg/L sendo que este limite só poderá ser ultrapassado no caso de estar com remoção mínima de 60% de DBO no efluente. Como a concentração média final foi de 72,13 mg/L, o tratamento aplicado pela ETE também está fora dos padrões da legislação. A SEMA 021 determina que a quantidade de DBO na amostra final deve ser menor que 90mg/L, portanto a ETE atende essa legislação já que a concentração media de DBO na amostra tratada foi 72,13 mg/L.

A partir dos resultados encontrados é possível concluir que a DBO tem relação direta com a concentração visto que a amostra que teve maior eficiência de remoção foi a amostra 6. Essa amostra foi coletada em período de seca e, devido a isso, sua concentração estava elevada. Também é possível perceber essa relação através da amostra 1 que foi a amostra mais diluída devido a períodos chuvosos e a que apresentou menor eficiência de remoção para esse parâmetro.

Schoenhals et al.,(2007) em um estudo realizado utilizando RALF para tratamento de efluentes monitorou o TDH e mostrou, que nesse período de monitoramento o TDH estava abaixo do valor de projeto do sistema, sendo projeto de sistema a projeção de suporte da ETE como receptor de esgoto para tratamento. Isso não é recomendado pois acarreta em uma sobrecarga no sistema causando a queda da eficiência do tratamento.

Um baixo TDH faz com que o os microorganismos não tenham tempo de ação adequado para digestão da matéria orgânica presente no efluente e, portanto a não

adequação aos parâmetros dos processos, afetando diretamente a eficiência de parâmetros físico-químicos de remoção, neste caso de DBO.

Este fator pode ser a causa da baixa remoção de DBO apresentada nas análises da ETE Gertrudes. Este parâmetro é tido como fundamental quesito de análise na qualidade e eficiência dos efluentes destinados aos recursos hídricos e, portanto sua remoção é de extrema importância.

Parâmetros como DQO e DBO são indispensáveis em estudos de caracterização de esgotos sanitários e torna-se muito útil quando utilizada conjuntamente, onde é possível observar a biodegradabilidade dos esgotos, sendo os valores de DQO superiores aos de DBO (CETESB, 2016).

Segundo Metcalf & Eddy (2003) a relação DBO/DQO atua como um indicativo desta biodegradabilidade do efluente. Altos valores da razão DBO/DQO indicam que a fração biodegradável é elevada. Para efluentes domésticos essa razão está na faixa de 0,3 a 0,8 onde valores acima de 0,5 indicam que o esgoto é facilmente tratável biologicamente e, portanto, facilmente biodegradável. Já valores $\leq 0,3$ indicam que o esgoto pode estar contaminado com elementos tóxicos ou componentes que possuem baixa biodegradabilidade necessitando de tratamentos físico-químicos adicionais. Portanto além de analisar o grau de biodegradabilidade do esgoto, essa relação DBO/DQO também aponta o melhor tratamento a ser empregado.

A Tabela 8 mostra essa razão entre DBO/DQO das coletas analisadas:

Tabela 8 – Relação DBO/DQO

COLETA	DIA	DBO/DQO
1	20/11/2015	0,4020
2	23/12/2015	0,2391
3	29/01/2016	0,2979
4	19/02/2016	0,2564
5	23/03/2016	0,2435
6	19/04/2016	0,4271
MÉDIA		0,311

Fonte: Autoria Própria (2016)

Através dos resultados apresentados na Tabela 8 é possível perceber que, apesar da média ter dado maior que 0,3 caracterizando o efluente como facilmente tratável e biodegradável, a maioria dos valores apresentaram valores menores que 0,3 caracterizando um efluente com baixo grau de biodegradabilidade, necessitando de tratamentos adicionais devido ao fato de que esse efluente pode estar contaminado.

4.1.5 Carbono Orgânico Total

O COT é um componente presente nos efluentes e é decorrente da matéria viva do efluente. Tem um papel importante, pois é ele que fornece energia para bactérias e algas, principalmente para aquelas que estão presentes do reator. A análise de COT é um indicador útil para conhecer o grau de poluição do corpo hídrico (CETESB, 2016).

A Tabela 9 apresenta valores obtidos através de análises de carbono orgânico total tanto para esgoto bruto quanto para esgoto tratado:

Tabela 9 – Valores de COT para esgoto bruto e tratado e eficiência de tratamento

Coleta	Data	EB (mg/L)	ET (mg/L)	Eficiência de Tratamento (%)
1	20/11/2015	40,7	35,6	12,53
2	23/12/2015	195,3	49,5	74,65
3	29/01/2016	188,6	48	74,54
4	19/02/2016	170,7	66	61,33
5	23/03/2016	180,7	52,37	71,01
6	19/04/2016	380	58,3	84,65
Média		223,06	51,63	61,12

Fonte: Autoria própria (2016)

Não existe legislação que determine um padrão para quantidade de COT permitida. Porém, o controle desse parâmetro é importante tanto para a manutenção do sistema biológico quanto para o controle de eutrofização das águas. O COT é

responsável pela eutrofização, pois contribui para uma proliferação de algas, visto que fornece energia para sobrevivência das mesmas.

As ETE Ronda e ETE Verde possuem o sistema primário de tratamento composto por RALF e o sistema secundário composto por lagoa de estabilização. Apesar de possuírem tratamento secundário diferente da ETE Gertrudes, é possível realizar um comparativo entre essas três ETE's.

SCHLUSAZ (2014) na ETE Ronda encontrou uma eficiência de remoção de COT de 73,27 %. Já em um estudo realizado por Rodrigues (2010) na ETE Verde a eficiência de remoção foi de 76%. Na ETE Gertrudes essa eficiência foi de 61,12%. A média de COT para o EB e ET da ETE Ronda foi 163,18mg/L e 43,58 mg/L. Na ETE Verde esses valores conferem 114,55 mg/L e 27,38mg/L. Na ETE Gertrudes o EB tem uma média de 223,06mg/L e ET de 51,63nmg/L.

Apesar dos valores diferirem um pouco, o que pode ser causado pela diferença de tratamento utilizado, é possível perceber que o COT é um parâmetro que necessita de atenção especial por suas altas concentrações. Em cidades que apresentam crescimento populacional intenso essa preocupação necessita ser maior ainda devido a maior quantidade de esgoto gerado, maior quantidade de esgoto lançado para tratamento, maior quantidade de esgoto lançado nos rios e, conseqüentemente, maior quantidade de proliferação de algas e bactérias nos corpos hídricos.

4.1.6 Nitrato

O Nitrato apresentou o mesmo resultado em todas as análises, tanto para o esgoto bruto quanto para o esgoto tratado. O valor encontrado em todas as análises foi menor que 0,5 ($\leq 0,5$) não sendo possível avaliar e determinar a eficiência de remoção.

Esse parâmetro também não é apresentado em nenhuma legislação, porém é possível fazer comparações com outros trabalhos realizados em ETE's que possuem sistemas semelhantes de tratamentos de efluentes. Um comparativo possível é na pesquisa realizada na ETE Ronda, por SCHLUSAZ (2015), que também apresentou

valores de nitrato menores que 0,5 mg/L. Isso mostra que nesses sistemas de tratamento a concentração de nitrato é muito baixa devido não haver a conversão de nitrogênio orgânico em nitrato devido a falta de oxigênio no efluente fazendo com que as bactérias nitrificantes tenham ação ineficiente devido a falta de energia. Como trata-se de um tratamento anaeróbio, a ação das bactérias torna-se ainda mais ineficiente.

4.1.7 Nitrogênio Amoniacal

A Tabela 10 representa os valores encontrados nas análises para o nitrogênio amoniacal:

Tabela 10 - Valores de nitrogênio amoniacal para esgoto bruto e tratado e eficiência de tratamento

Coleta	Data	EB (mg/L)	ET (mg/L)	Eficiência de Tratamento (%)
1	20/11/2015	29,84	31,33	-
2	23/12/2015	29,81	38,43	-
3	29/01/2016	32,22	38,52	-
4	19/02/2016	36,42	51,13	-
5	23/03/2016	36,42	49,73	-
6	19/04/2016	50,43	61,64	-
Média		35,85	45,13	-

Fonte: Autoria própria (20016)

Para lançamento de nitrogênio amoniacal, a CONAMA 430, estabelece o valor máximo de 20 mg/L para efluentes gerais e industriais, Seção II, art. 16, incisos I e II, porém a mesma resolução faz uma exceção para lançamento de efluentes sanitários:

§ 1o As condições e padrões de lançamento relacionados na Seção II, art. 16, incisos I e II desta Resolução, poderão ser aplicáveis aos sistemas de tratamento de esgotos sanitários, a critério do órgão ambiental competente,

em função das características locais, **não sendo exigível o padrão de nitrogênio amoniacal total.**

É possível observar que para esgotos sanitários, como é o caso da ETE Gertrudes, a legislação se abstém da parametrização, ou seja, não é exigido por lei que se tenha um tratamento para esse parâmetro.

Através dos resultados encontrados é possível perceber que não existe eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal durante o processo de tratamento e também, que houve um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal durante o tratamento.

Em estudo realizado por Schlusaz (2014), em uma ETE que apresenta sistema primário composto por RALF e sistema secundário composto por lagoa de polimento, ao estudar a remoção do nitrogênio amoniacal obteve uma eficiência média de remoção de 13,9%, com uma concentração média de esgoto tratado de 27,87 mg/L. Com isso é possível perceber que sistemas constituídos por lagoas de polimento como tratamento secundário são mais eficientes no tratamento de nitrogênio amoniacal que sistemas constituídos por filtros biológicos. Isso pode ser justificado devido ao tempo de retenção existente nas lagoas de polimento, fazendo com que ocorra processo de nitrificação. Isso não se observa nos filtros devido ao tempo de retenção ser muito pequeno.

Outro estudo realizado por Machado Filho (2015) em uma ETE com o mesmo sistema de tratamento que a ETE em estudo, também apresentou eficiência de remoção para o nitrogênio amoniacal, sendo essa de 29,75%. Porém, após o efluente sair do RALF, ele passou por um tanque de aeração ficando por um tempo de aproximadamente 12 min antes de ser enviado ao filtro percolador. Isso mostra que sistemas compostos por filtros podem ser eficientes na remoção, desde que se tenha um sistema intermediário entre RALF e filtro, e que esse sistema seja aerado.

Outra solução seria a instalação de um tratamento terciário utilizando alcalizante para elevar o pH a níveis alcalinos e liberar amônia para atmosfera, antes do lançamento no corpo hídrico (VON SPERLING, 1996). Porém esta medida elevaria o custo do tratamento e, como a legislação não exige limitação para este parâmetro, não há preocupação gestores das ETEs visando a melhoria no tratamento deste parâmetro

Von Sperling (1996) descreve que um dos principais mecanismos de remoção do nitrogênio amoniacal é a volatilização para a atmosfera, tendo como intervenientes o pH e a temperatura. A amônia apresenta-se segundo reação de equilíbrio:



A amônia livre (NH_3) é passível de volatilização, ao passo que amônia ionizada não pode ser removida por volatilização. Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH_3 . No pH em torno da neutralidade, praticamente toda amônia encontra-se na forma de NH_4^+ . No pH próximo a 9,5, aproximadamente 50% da amônia encontra-se na forma de NH_3 e 50% na forma de NH_4^+ . Em pH superior a 11, praticamente toda amônia está na forma de NH_3 , contribuindo dessa forma a remoção de nitrogênio.

A legislação CONAMA 430/2011 não estipula valores máximos para lançamento de nitrogênio amoniacal, porém o CONAMA 357/2005 determina que as concentrações de nitrogênio amoniacal não ultrapassem o limite de até 3,7 mg/L com pH inferior a 7,5, para os rios de classe 2, como o Arroio Gertrudes.

A presença da amônia impacta comunidades aquáticas, em peixes e na população de invertebrados bentônicos, pode se dar em termos de toxicidade crônica, com efeito, sobre a capacidade reprodutiva (produção de ovos e sobrevivência larval), o crescimento (comprimento e peso), o comportamento, os tecidos (mudanças patológicas nos tecidos das brânquias, rins e fígado dos peixes) alterações bioquímicas e fisiológicas (ENVIROMENT CANADÁ, 2000).

A ecotoxicidade da amônia em corpos hídricos é um campo aberto de estudo. Estudos recentes têm mostrado que algumas espécies bivalves apresentam uma sensibilidade à amônia maior que as observadas nos estudos que fundamentaram o corrente critério. No Brasil, estudos com nosso ecossistema, considerando as espécies nativas e as características físico-químicas, poderiam auxiliar na definição desses valores ecotoxicológicos de um modo mais apropriado.

4.1.8 pH:

Os valores de pH foram fornecidos pela própria ETE nos dias de coleta. A Tabela 11 apresenta os valores medidos de pH em cada coleta:

Tabela 11 - Valores de pH para esgoto bruto e tratado e eficiência de tratamento

Coleta	Data	EB	ET
1	20/11/2015	6,9	7,3
2	23/12/2015	7,23	7,15
3	29/01/2016	7,38	7,09
4	19/02/2016	7,10	7,23
5	23/03/2016	7,14	7,30
6	19/04/2016	7,22	7,42
Média		7,16	7,23

Fonte: Aatoria própria (20016)

A partir dos dados apresentados é possível verificar que este tipo de tratamento eleva os valores de pH, os valores médios encontrados para EB (7,16) e ET (7,23)

A elevação de pH neste tipo de tratamento também foi avaliada por Belloni & Lautenschlager (2009) em Maringá onde os valores médios para EB foram (7,2) e ET (7,7). Esta elevação pode estar relacionada com aumento da concentração de nitrogênio amoniacal no processo de tratamento.

A correlação de nitrogênio amoniacal com pH foi avaliada utilizando análise multivariada no rio Tibagi por Zimmermann et al (2008) e os resultados apontados comprovaram que fontes pontuais de efluentes foram responsáveis pela elevação do pH correlacionado pelo aumento de nitrogênio amoniacal.

A resolução CONAMA 430/2011 determina que a faixa de pH deve estar entre 5,0 e 9,0. Diante disso pode-se dizer que o pH encontrado na ETE Gertrudes está dentro da faixa exigida pela legislação. Meystre (2007), afirma que o pH deve se manter próximo da neutralidade, e atribui faixa de 6,5 a 7,5 como pH ideal para a ocorrência da digestão anaeróbia.

4.1.9 Fósforo Total

A Tabela 12 apresenta os resultados referentes ao parâmetro fósforo para o esgoto bruto e esgoto tratado.

Tabela 12 – Resultados das análises para o Fósforo

Coleta	Data	EB (mg/L)	ET(mg/L)	Eficiência de Tratamento (%)
1	20/11/2015	9,0	7,5	16,67%
2	23/12/2015	6,0	7,0	-
3	29/01/2016	7,0	8,0	-
4	19/02/2016	6,0	10,0	-
5	23/03/2016	6,0	8,0	-
6	19/04/2016	9,0	10,0	-
Média		7,16	8,41	

Fonte: Aatoria própria (2016)

A partir dos resultados apresentados é possível verificar que este tipo de tratamento concentra fósforo onde os valores médios para EB (7,16) foram inferiores a (8,41) para ET.

Resultados semelhantes foram encontrados por Belloni & Lautenschlager (2009), onde avaliaram fósforo neste mesmo tipo de tratamento na cidade de Maringá os resultados de 12 meses de avaliação demonstraram que os valores médios de EB foram 5,9 mg/L e 7,2 mg/L para ET, concentrando fósforo total.

A legislação CONAMA 430/2011 não estipula valores máximos para lançamento de fósforo total, porém o CONAMA 357/2005 determina que as concentrações de fósforo total não ultrapassem o limite de até 0,05 mg/L, para os rios de classe 2, como o Arroio Gertrudes.

Na vida aquática, o fósforo tem sua importância por fazer parte de um dos principais nutrientes para os processos biológicos, por ser exigido pelas células biológicas. É devido a isso que ele é imprescindível para caracterização dos esgotos que se pretende tratar através de processos biológicos. Porém, quando se encontra

em quantidades elevadas em meio aquático pode causar o processo de eutrofização das águas, ou seja, acúmulo de nutrientes que pode levar a morte de seres vivos por asfixia (CETESB, 2014).

Os esgotos sanitários brasileiros apresentam concentração típica de fósforo total na faixa de 6 a 10 mg/L, e portanto não exercem efeito limitante sobre os tratamentos biológicos (CETESB, 2016). A partir dos resultados encontrados é possível perceber que a quantidade de fósforo presente no esgoto tratado está dentro desta faixa.

Von Sperling (1996) afirma que para remoção de nutrientes como fósforo total seria necessário um tratamento terciário para precipitar fosfatos em meio básico e complementar que este tipo de tratamento é muito raro no Brasil, pois elevaria os custos do tratamento de esgoto.

4.1.10 Surfactantes

A Tabela 13 apresenta valores encontrados através de análises de surfactantes tanto para esgoto bruto quanto para esgoto tratado:

Tabela 13 – Valores de surfactantes para esgoto bruto e tratado e eficiência de tratamento

Coleta	Data	EB (mg/L)	ET (mg/L)	Eficiência de Tratamento (%)
1	20/11/2015	0,9	4,3	-
2	23/12/2015	12,3	6,0	51,21
3	29/01/2016	11,6	6,3	45,68
4	19/02/2016	7,9	7,5	5,06
5	23/03/2016	8,7	6,45	25,86
6	19/04/2016	14,0	8,2	41,42
Média		9,23	6,45	33,84

Fonte: Autoria própria (2016)

Os detergentes são os responsáveis pela concentração de surfactantes. Em esgoto sanitário essa concentração se encontra em uma faixa de 3 a 6 mg/L (CETESB, 2016). Na pesquisa realizada na ETE Gertrudes a concentração de surfactantes encontrada no esgoto bruto é de 9,23 mg/L e uma eficiência média de remoção de 33,84%. Os valores encontrados excedem as concentrações desejáveis mostrando que existe uma alta concentração de surfactantes no esgoto recebido pela ETE.

Na primeira coleta realizada houve aumento de surfactantes devido ao fato do parâmetro ser concentrado e arrastado durante o tratamento resultando em uma difícil degradação em sistemas anaeróbios.

A justificativa desse valor mais elevado pode se dar as condições climáticas no dia da coleta, em que se teve grande quantidade de chuvas nos dias anteriores, fazendo com que o esgoto chegasse na ETE mais diluído. Também pode se ter influencia no horário da coleta, pois concentrações maiores de surfactantes ocorrem no período da tarde devido ao fato de se ter maior recolhimento de efluentes proveniente de lavagens de calçadas, roupas, etc. Isso é comprovado pelo fato de a primeira coleta ser a única realizada no período da manhã.

Em determinados casos é possível observar uma grande quantidade de espuma no momento do lançamento do esgoto tratado no rio devido a pressão de lançamento e a pequena área de diluição. A alta concentração de surfactantes pode impactar drasticamente o meio ambiente devido a contaminação por ingestão de algas e animais. A ineficiência ou inexistência do tratamento de surfactantes pode vir a acarretar uma aceleração da eutrofização no Arroio Gertrudes, já que a maioria dos detergentes usualmente utilizados possui fósforo em suas formulações, além de exercer efeito tóxico sobre no corpo receptor.

O CONAMA 430/11 não determina valores padrões de lançamento de surfactantes em corpos hídricos. Porém a CONAMA 357/2005 estabelece somente o limite de substancias tenso ativas nos corpos hídricos, sendo o Arroio Gertrudes de Classe 2 aceitando emissões com concentrações de até 0,5 mg/L. O resultado médio desse parâmetro encontrado no esgoto tratado foi de 6,45 mg/L, ou seja, muito acima do permitido, mostrando um sistema não eficaz. A divergência se dá para a primeira coleta que apresentou concentrações bem menores na entrada e

saída, sendo EB= 0,9mg/L e ET= 4,3 mg/L, comprovando que os surfactantes são afetados pelas condições climáticas.

4.1.11 Análise de Componentes Principais (PCA)

Neste trabalho, a análise de componentes principais foi utilizada para avaliar eficiência no tratamento esgoto onde as informações podem identificar diferenças e características de um esgoto bruto e tratado na ETE em estudo. Os parâmetros utilizados para análise de componentes principais estão discriminados na tabela abaixo:

Tabela 14 - Parâmetros Físico-químicos

Identificação	Variáveis	Unidade
SST	Sólidos Solúveis Totais	mg L ⁻¹
COT	Carbono Orgânico Total	mg.L ⁻¹
Ph	pH	-
DBO	Demanda Bioquímica de oxigênio	mg L ⁻¹
N(NH ₃)	Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹
FT	Fósforo total	mg L ⁻¹
Turb	Demanda Química de Oxigênio	mg L ⁻¹
Surf.	Surfactantes	mg L ⁻¹
Vazão	Vazão da ETE	L.s ⁻¹

Fonte: Yabe e Oliveira (1998)

Para análise discriminatória relacionada com o local e o período da coleta, a análise de componentes principais foi realizada, reunindo todos os resultados conseguidos. Os dois pontos de coleta e as seis campanhas de amostragem permitiram a elaboração de uma matriz 12x9, que corresponde 12 coletas e nove parâmetros. Para facilitar a interpretação dos resultados, ficou convencionado que para esgoto bruto, os códigos variam de 1 à 6; e esgoto tratado de 7 à 12, sendo 1 relativo ao esgoto bruto da primeira coleta e 7 o esgoto tratado, e assim respectivamente, conforme tabela de dados em anexo.

O critério adotado para definir a quantidade de componentes principais a ser mantida para a condução do PCA foi fundamentado na identificação de tendências gerais, neste caso, permitida pelo uso das primeiras componentes principais, as quais, representando aproximadamente 82% da variância total dos dados originais.

A tabela 15 mostra a percentagem da variância capturada por cada componente principal e a variância total capturada na análise do PCA.

Tabela 15 – Variância via análise PCA

Nº DA CP	AUTOVALOR DA COVARIÂNCIA (X)	% DA VARIÂNCIA CAPTURADA ESTA CP	% VARIÂNCIA CAPTURADA TOTAL
1	4,55	55,26	55,89
2	1,76	26,23	82,38

Fonte: Autoria própria (2016)

No Gráfico 2 é apresentado o gráfico de escores e pesos de todas as amostras, relativas aos dois pontos de amostragem.

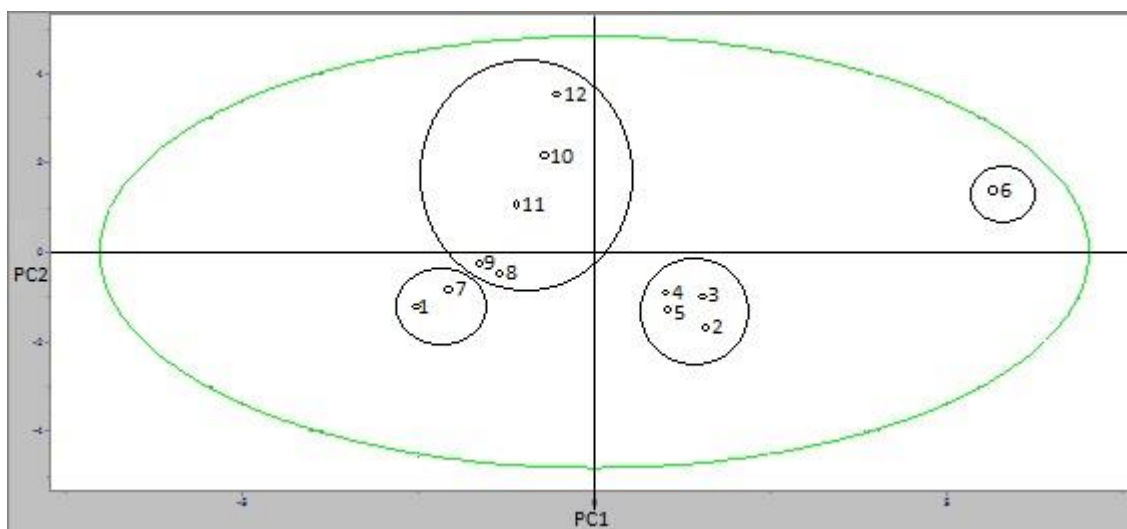


Gráfico 2 – Gráfico de escores (amostras)

Fonte: Autoria própria (2016)

A partir dos dados do gráfico foi possível observar que a primeira componente PC1, foi responsável por discriminar as amostras de esgoto bruto e esgoto tratado. A direita da PC1 encontramos as amostras relativas ao esgoto bruto onde forma-se um conjunto das amostras (2,3,4,5) relativas a um período onde a vazão de entrada da ETE foi em média de 26, 21 L/s um pouco acima do valor médio de lançamento da ETE. A direita também encontramos a amostra 6 separada do grupo, sua separação

é explicada pois sua discriminação ocorreu no período de menor vazão verificada no período de coleta (13,02 L/s). A única amostra de esgoto bruto que se encontra a esquerda da PC1 é amostra 1 que corresponde ao período de maior vazão da ETE e a mesma se comportou como esgoto tratado.

A esquerda da PC1 temos as amostras relativas ao esgoto tratado durante o período de amostragens. As amostras (8,9,10 e 11) correspondem ao esgoto tratado relativas ao período onde a vazão média foi de 26,21. A amostra 7 de esgoto tratado foi relativa ao período de maior vazão.

No gráfico 3 é apresentado o gráfico de loadings, relativos aos parâmetros analisados de todas as amostras, nos dois pontos de amostragem.

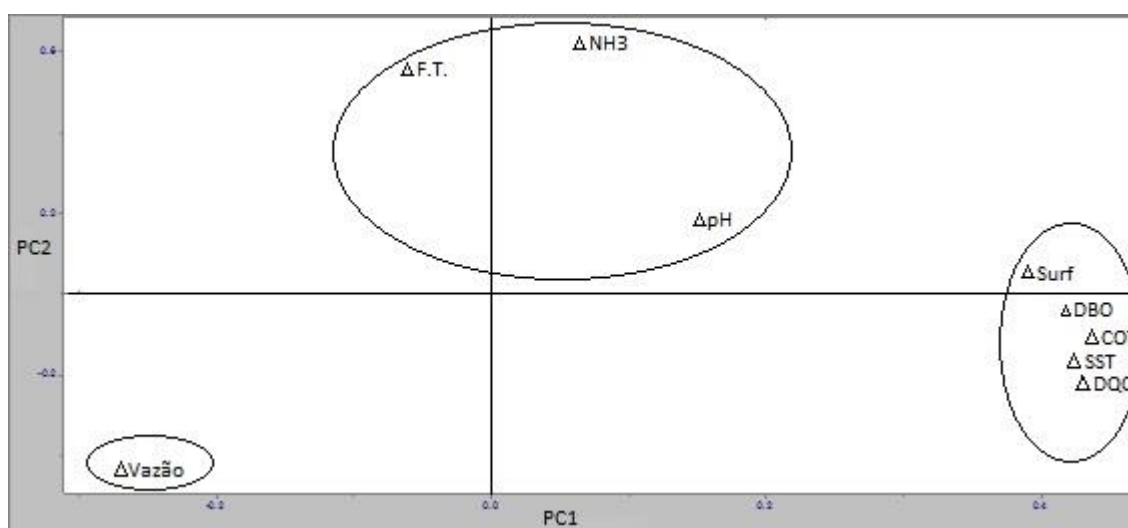


Gráfico 3 – Gráfico de loadings (parâmetros físico-químicos)

Fonte: Autoria própria (2016)

No gráfico, a direita da PC1, encontramos um conjunto com os seguintes parâmetros DBO, DQO, COT, SST, e Surf. que se associam a amostra 6, pois foi a coleta realizada no período de menor vazão. Analisando a tabela de dados verificamos que em época de vazão muito baixa aumenta a concentração desses parâmetros caracterizando um esgoto bruto concentrado. A esquerda da PC1 analisamos a variável vazão, relativa às amostras 1 e 7 que não foram discriminadas por nenhum parâmetro, pois seus valores foram os menores de carga. Já a discriminação das amostras tratadas 8,9,10,11 e 12 foi dada pelo pH, nitrogênio

amoniaco e fósforo o que caracteriza que o tratamento eleva os teores dos mesmos.

Através da análise das amostras de EB fica caracterizado que em períodos de vazão média as amostras de esgoto bruto apresentam homogeneidade nos seus parâmetros físico-químicos e no período de vazão elevada EB e ET não apresentam significativa diferença (1 e 7), pois a percentagem de eficiência é baixa como constatado na avaliação dos parâmetros individuais. Já em período de baixa vazão EB e ET apresentam percentagem elevada de eficiência no tratamento.

Através da discriminação da maioria das amostras de esgoto tratado, verificamos que o sistema de tratamento concentra os parâmetros de fósforo total e nitrogênio amoniacal com elevação das médias de pH.

5 CONCLUSÃO

A partir das análises realizadas via PCA ficou mais claro a interpretação e conclusão dos resultados. Através dela foi possível comprovar e concluir que a relação direta entre vazão e concentração e como esses pilares interferem na eficiência do tratamento. Além disso, a análise comprovou que os fatores nitrogênio amoniacal e fósforo não são tratados pela ETE fazendo com que se concentre o pH do meio. Foi possível concluir isso através dos gráficos do PCA onde esses parâmetros não foram discriminados por nenhum outro parâmetro, mostrando a relação direta entre eles.

Para o tratamento, existe uma relação direta de eficiência de tratamento com a concentração para os parâmetros SST, DBO, DQO e COT. Quanto mais concentrado for o esgoto, maior a eficiência de remoção destes parâmetros. Apesar de apresentarem excelente eficiência de remoção em dias de esgoto concentrado, também apresentaram eficiência de remoção significativa em dias de vazão normal.

Os sólidos sedimentáveis apresentaram bons resultados de eficiência e as análises provaram que a ETE possui tratamento eficaz para esse parâmetro, visto que atende a legislação vigente.

Os parâmetros como surfactantes, nitrogênio amoniacal e fósforo total não recebem tratamento adequado pela ETE, visto que são concentrados durante o processo de tratamento e não possuem eficiência de tratamento. Os valores de concentração encontrados para esgoto tratado foram maiores que as concentrações de esgoto bruto, podendo impactar significativamente a preservação da vida aquática no Arroio Gertrudes.

Apesar de muitos parâmetros (DQO, COT, SST) ainda não constarem na legislação do CONAMA 430, estes apresentam eficiência de remoção significativa. Uma atenção especial deve ser dada aos parâmetros nitrogênio amoniacal, fosforo total e surfactantes que apresentaram eficiência negativa de remoção, ou concentração de parâmetros durante o tratamento. Mesmo que a legislação não exija tratamento apropriado para esses parâmetros é de extrema importância a consciência do impacto causado pelo lançamento inadequado dos mesmos na vida aquática e suas consequências. É necessário um estudo mais aprofundado do corpo receptor visando levantar a biota aquática e as consequências que os elevados teores destes parâmetros possam vir a acarretar à vida aquática no Rio Tibagi.

Com isso é possível concluir que a ETE aplica o tratamento necessário e adequado aos parâmetros que são exigidos por lei. Os parâmetros que a legislação CONAMA 430 não se aplica não recebem tratamento impactando significativamente os corpos hídricos quando lançados novamente ao meio, visto que estão fora dos padrões exigidos pela legislação do CONAMA 357.

Em termos de tratamento secundário o filtro percolador não se mostrou muito eficiente, visto que, ao ser comparado com lagoas de polimento, estas apresentaram eficiências de remoção maiores tornando o sistema com lagoas mais viável do que sistemas com filtros.

Para provar o impacto causado pela falha de legislação seria um estudo no arroio Gertrudes para saber a situação dos corpos hídricos após receber o esgoto já tratado. Outra solução para o problema seria o estudo de um tratamento terciário que realizasse o tratamento dos parâmetros que não são exigidos pela legislação, mas que precisam receber tratamento adequado para não prejudicar os corpos hídricos.

REFERÊNCIAS

APHA, AWWA, WEF.; **Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington. 19th ed. 1995.

AISSE, Miguel Mansur et al. I-108 - AVALIAÇÃO DO SISTEMA REATOR UASB E FILTRO BIOLÓGICO PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO. In: XXVII CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **I-108 - AVALIAÇÃO DO SISTEMA REATOR UASB E FILTRO BIOLÓGICO PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**. Porto Alegre: Qualitymark, 2000. p. 1 - 9.

ANDRADE, Andresa Cristina de. **Cultivo de tilápia do nilo (*oreochromis niloticus*) em efluente do sistema de lagoas de estabilização da estação de tratamento de esgotos de Samambaia-DF**. 2008. 205 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

ANDRADE NETO, Cícero Onofre de. **O uso do filtro anaeróbio para tratamento de esgoto sanitário**. Disponível em: <<http://www.meiofiltrante.com.br/materias.asp?action=detalhe&id=207>>. Acesso em: 19 maio 2015.

Apostila SANEPAR, Programa de Educação e Qualificação – TRATANDO O ESGOTO, AMBIENTE LEGAL. Tratamento Biológico Aeróbio, 2015.

Apostila SANEPAR, Programa de Educação e Qualificação – TRATANDO O ESGOTO, AMBIENTE LEGAL. Tratamento Biológico Anaeróbio, 2015.

BARBOSA, João Marcelo do Nascimento. **“Estudo do comportamento da DBO em suporte aeróbio de oxigênio puro”. Coeficientes cinéticos e Fatores de correlação**”. 2003. 170 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2003.

BARBOZA, Marcio Gomes; AMORIM, Eduardo L. C. de. **TRATAMENTO ANAERÓBIO DE ESGOTOS ATRAVÉS DE REATORES DO TIPO UASB**. Disponível em: <[http://www.ctec.ufal.br/professor/elca/Reatores UASB v2.pdf](http://www.ctec.ufal.br/professor/elca/Reatores%20UASB%20v2.pdf)>. Acesso em: 17 maio 2015.

BARÉA, Luis César. **RALF, Reator Anaeróbio de Manto de Lodo e Fluxo Ascendente reduzindo custos e economizando energia no Tratamento de Esgotos**. Disponível em: <[http://www.sanepar.com.br/sanepar/calandrakbx/filesmng.nsf/1B9DF09C9EAE4D2B832573760042EB40/\\$File/APRESENTAÇÃO_RALF_SANEPAR -.pdf?OpenElement](http://www.sanepar.com.br/sanepar/calandrakbx/filesmng.nsf/1B9DF09C9EAE4D2B832573760042EB40/$File/APRESENTAÇÃO_RALF_SANEPAR-.pdf?OpenElement)>. Acesso em: 17 maio 2015.

BELLONI, D. F., LAUTENSCHLAGER, S.R. Avaliação de um sistema composto RALF seguido de filtro biológico no tratamento de esgoto doméstico. Simpósio de pós-graduação em engenharia urbana, Maringá. Agosto de 2009.

BENEDETTI, Stella. **AVALIAÇÃO DO TEOR DE CARBONO ORGÂNICO TOTAL NA QUALIDADE DA ÁGUA: APLICAÇÃO NA RADIOFARMÁCIA**. 2012. 107 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências na Área de Tecnologia Nuclear, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

BENGRINE, K.; MARHABA, T. F. Using principal component analysis to monitor spatial and temporal changes in water quality. *J. Haz Mater*. 100:179-195, 2003

BRERETON, R. G. Introduction to multivariate calibration in analytical chemistry. *Analyst*. London 125:2125-2154, 2000.

BUENO, Gisele Ferreira. **INFLUÊNCIA DA PARALISAÇÃO ESCALONADA DA AERAÇÃO NA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO AERÓBIO DA MANIPUEIRA EM BATELADA**. 2009. 118 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia e Ciência de Alimentos, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2009.

CASALI, Simone Pereira. **Variabilidade temporal da comunicação fitoplanctônica em lagoas facultativas de dois sistemas de tratamento de esgoto com diferentes configurações (Baixo Ribeira de Iguape, SP)**. 2008. 106 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2008.

CERQUEIRA, Raul Sandoval. **PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LAGOA ANAERÓBIA POR ESCOAMENTO SUPERFICIAL NO SOLO**. 2004. 172 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL Disponível em <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguasinteriores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/carbono_organico_dissolvido_e_carbono_organico_total.pdf>. Acesso em 10 mar. 2016.

CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas superficiais do estado de São Paulo**. Apêndice A. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2008. Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/35-publicacoes/-/relatorios>>. Acesso em 17 maio. 2015.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Influência da alteração e da distribuição do tamanho de partículas no desempenho de reator UASB no tratando esgoto doméstico. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 14, n. 2, p. 159-166, abr./jun. 2009.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 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, e dá outras providências. Diário Oficial da

União n. 53, Brasília, 2005.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 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-CONAMA. Diário Oficial da União n. 92, Brasília, 2011.

DEMANDA Bioquímica de Oxigênio. Disponível em:
<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/demanda_bioquimica_de_oxigenio.pdf>
. Acesso em: 17 maio 2015.

DEMANDA Química de Oxigênio. Disponível em:
<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/variaveis/aguas/variaveis_quimicas/demanda_quimica_de_oxigenio.pdf>.
Acesso em: 17 maio 2015.

DOMINATO, Daniele Tonon. **TRATAMENTO DE EFLUENTE ANAERÓBIO: CONDICIONAMENTO EM FILTRO DE AREIA VISANDO LANÇAMENTO E REÚSO**. 2011. 251 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2011.

DROUCHE, M. et al. A compact process for the treatment of olive mill wastewater by combining UF and UV/H₂O₂ techniques. *Desalination*, 169:81-88, 2004.
Environmental Canada; Priority Substances List – Assessment Report – Ammonia in The Aquatic Environment – May 2000, Canadá, 2000.

ENVIRONMENTAL CANADÁ; Priority Substances List- Assessment- Ammonia in the Aquatic Environment – May 2000, Canadá, 2000.

EPA - Update of ambient Water Quality Criteria for Ammonia. Environment Protection Agency. USA, 2006. <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/ammonia>, acesso em maio de 2015.

ESGOTO. Disponível em: <<http://site.sanepar.com.br/a-sanepar/servicos/esgoto>>.
Acesso em: 27 abr. 2015.

ESTAÇÕES de tratamento de esgoto Anaeróbias. Disponível em:
<<http://www.deltasaneamento.com.br/pagina/estacoes-de-tratamento-de-esgoto-anaerobias>>. Acesso em: 14 maio 2015.

FAGUNDES, Thalita Salgado. **Uso de polímero natural a base de amido como auxiliar de floculação no pós-tratamento de efluentes UASB com flotação por ar dissolvido**. 2010. 111 f. Monografia (Especialização) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2010.

FARIA, Caroline. **Tratamento de Esgoto**. Disponível em:
<<http://www.infoescola.com/geografia/tratamento-de-esgoto/>>. Acesso em: 26 abr. 2015.

FOSSAS Sépticas. Disponível em: <[http://www.bioproject.com.br/Edital/BioProject - Edital N 28.pdf](http://www.bioproject.com.br/Edital/BioProject-Edital%20N%2028.pdf)>. Acesso em: 19 maio 2015.

GAZETA DO POVO. Polícia Federal classifica a SANEPAR como empresa de fachada. Disponível em <[http://www.gazetadopovo.com.br/vidaecidadania/conteudo.phtml?id=1299334&tit=Polícia-Federal-classifica-Sanepar-como-empresa-de-fachada](http://www.gazetadopovo.com.br/vidaecidadania/conteudo.phtml?id=1299334&tit=Pol%C3%ADcia-Federal-classifica-Sanepar-como-empresa-de-fachada)>. Acesso em 15 dez. 2013.

GUEDES, Vagner. **Caracterização físico química do lodo gerado em um sistema anaeróbico de tratamento de efluentes de origem residencial**. 2013. 87 f. Tese (Doutorado) - Curso de Química Aplicada, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2013.

GODINHO, Valéria Martins. **INVESTIGAÇÃO DE BACTÉRIAS PATOGENICAS POR TÉCNICAS MOLECULARES EM UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTOS COMPOSTO POR REATOR UASB E LAGOAS DE POLIMENTO**. 2010. 166 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de PÓS-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

GONÇALVES, R.F., VERONEZ, F.A., BERNARDES, C.F., KIGGLING, C.M.S. Desempenho de um reator UASB na digestão de esgoto sanitário e lodo aeróbio descartado de biofiltros aerados submersos – Escala 1000 habitantes. In: XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais... João Pessoa, 16 a 21 de setembro, 2001.

GONZALEZ, C. et al. Validation procedure for existing and emerging screening methods. Trends in Analytical Chemistry, 26 (4):315-322, 2007.

HAANDEL A. V.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos** - um manual para regiões de clima quente. Campina Grande; Guerreiro e Catunda, 1994.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Esgotamento sanitário, tabela 56: Municípios, total e com rede coletora de esgoto, por existência e tipo de tratamento do esgoto coletado, segundo as Grandes Regiões e as Unidades d Federação**. 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/tabelas_pdf/tab056.pdf>. Acesso em 26 abr. 2015.

Instituto Trata Brasil. Disponível em <www.tratabrasil.org.br>. Acesso em 26 abr. 2015.

Jornal Diário dos Campos. Sanepar apresenta proposta de renovação. Disponível em <<http://www.diariodoscampos.com.br/politica/2015/06/sanepar-apresenta-proposta-de-renovacao/1418583/>>. Acesso em 20 jun. 2015.

JURGENSEN, Décio et al. **Tratamento Biológico Anaeróbio**. Curitiba: Sanepar, 2005.

LAGOAS facultativas e maturação. Disponível em: <<http://www.saneamento.poli.ufrj.br/site/pt-br/lagoa-facultativa/>>. Acesso em: 14 maio 2015.

LAGOAS. Disponível em: <<http://www.fec.unicamp.br/~bdta/esgoto/lagoas.html>>. Acesso em: 14 maio 2015.

LEITE, Valderi Duarte et al. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 13, n. 2, p.280-284, abr. 2009.

LUNA, Maria L. D. de et al. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 1, p.113-121, mar. 2009.

MARTENS, H.; NAES, T. Multivariate Calibration, John Wiley & Sons; Chichester, 1991.

MACHADO FILHO, José Geraldo. **Tratamento biológico de esgoto sanitário composto por reator anaeróbio de leito fluidizado e filtro percolador com inserção de uma etapa intermediária de aeração**. 2015. 59 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2015.

MARINOVIC, D. et al. Purification of waters and elimination of organochloric insecticides by means of active coal. *J. Serb. Chem. Soc.*, 75 (4): 575-586, 2010.

MASCARENHAS, Luciana Curi Araújo; VON SPERLING, Marcos; CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LAGOAS DE POLIMENTO RASAS, EM SÉRIE, PARA O PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATOR UASB. In: I CONGRESSO INTERAMERICANO DE SAÚDE AMBIENTAL, 1., 2004, Porto Alegre. **AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE LAGOAS DE POLIMENTO RASAS, EM SÉRIE, PARA O PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATOR UASB**. Porto Alegre: ---, 2003. p. 45 - 54.

MENDONÇA, Henrique Vieira de et al. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 2, p.75-87, maio 2012.

METCALF & EDDY. Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse. 3 ed. New York, McGraw - Hill Book, 1991. 1334 p.

MEYSTRE, Josué de A. Partida de um reator UASB, em escala piloto, para 77 tratamento de efluente doméstico: estudo de caso para a região da Serra da Mantiqueira. 2007. 128f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia da Energia), Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2007.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em <http://www.mma.gov.br/estruturas/sedr_proecotur/_publicacao/140_publicacao09062009025910.pdf>. Acesso em 06 jan. 2016.

MONTEIRO, Cintia et al. Potencial hidrogeniônico de soluções de antibióticos submetidas a condições ambientais: ensaio preliminar. **Revista da Escola de Enfermagem da Usp**, São Paulo, v. 46, n. 2, p.1-10, 17 maio 2012.

NITSCHKE, M; PASTORE, G. M. Biossurfactantes: propriedades e aplicações. **Química Nova**, Campinas (SP), v. 25, n. 5, p. 772-776, 2002.

NOVO Tratamento de chorume – Sistema para redução do volume de chorume no próprio aterro e extração de amônia. Disponível em: <<http://www.ebccomercio.com.br/capa.asp?idpagina=258>>. Acesso em: 02 maio 2015.

O ESGOTO no Brasil. Disponível em: <<http://www.deltasaneamento.com.br/noticia/4/o-esgoto-no-brasil#.VU5tffIViko>>. Acesso em: 27 abr. 2015.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLING, Marcos. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 2: Influência dos fatores de projeto e operação. *Eng. Sanit. Ambient.*, Rio de Janeiro, v. 10, n. 4, p. 78 358-368, out./dez. 2005b.

OMS – Organização Mundial de Saúde. **Water Sanitation Health**: burden of disease and cost-effectiveness estimates. 2004. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/burden/en/index.html>. Acesso em 04 abr. 2015.

ORSSATTO, F.; HERMES, E.; VILAS BOAS, M. A. Correlação entre DQO e DBO e monitoramento de um a estação de tratamento de esgoto através de técnicas estatísticas de controle de processos. **Engenharia Ambiental**, São José do Pinhal, v. 6, n. 3, p. 155-167, set./dez. 2009.

PÁDUA, Helcias B. de. **SÓLIDOS TOTAIS EM SISTEMAS AQUÁTICOS**. Disponível em: <<http://www.pisciculturafb.com.br/artigos12.htm>>. Acesso em: 17 maio 2015.

PARSEKIAN, Marilu Pereira Serafim. **Aplicação de lise celular forçada em sistema de tratamento aeróbio precedido de reator UASB**. 2003. 229 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

PASQUALON JÚNIOR, Virgínio; DUARTE JUNIOR, Nasario de S.f.. **Estimativa da Incerteza Associada à Determinação de Sólidos Sedimentáveis em Amostras de Água**. Disponível em: <http://www.latoqualitas.com.br/artigos/Artigo_6.pdf>. Acesso em: 17 maio 2015.

PIASSON, Janaina et al. Flotação da mistura argila-quartzo com surfactantes e estudos de pilarização. **Química Nova**, São Paulo, v. 34, n. 3, p.468-471, mar. 2011. **PROCESSOS de Tratamento**. Disponível em: <<http://www.copasa.com.br/cgi/cgilua.exe/sys/start.htm?infoid=29&sid=34&tpl=printer view>>. Acesso em: 27 abr. 2015.

RALF- Reator Anaeróbio de Lodo Fluidizado. Disponível em: <<http://www.invencoesbrasileiras.com.br/index.php/inventos/meio-ambiente/766-ralf-reator-anaerobio-de-lodo-fluidizado>>. Acesso em: 17 maio 2015.

RAMOS, Renato Giani; ALEM SOBRINHO, Pedro. **REMOÇÃO DE SURFACTANTES NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB UTILIZANDO FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR**. In: XXVIII CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIARÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 28., 2002, Cancun. **REMOÇÃO DE SURFACTANTES NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR UASB UTILIZANDO FILTRO BIOLÓGICO PERCOLADOR**. Cancun: Aidis, 2002. p. 1 - 8.

RODRIGUES, Luciano S. et al. Avaliação de desempenho de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 1, p.94-100, jan. 2010.

RODRIGUES, M. X. **Avaliação da eficiência do tratamento de esgoto urbano da ETE – Rio Verde localizada na cidade de Ponta Grossa – PR**. 2010. 52f. Monografia (Especialização em Processos Biotecnológicos), Departamento de Pós-Graduação, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2010.

RUGGERI JÚNIOR, Humberto Carlos. **Pós-tratamento de efluente de lagoa facultativa visando à remoção de nitrogênio amoniacal**. 2011. 364 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

SANEAMENTO no Brasil. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil>>. Acesso em: 27 abr. 2015.

SANEPAR (Companhia de Saneamento do Paraná), 2005. Disponível em: <<http://site.sanepar.com.br/sanepar/tratamento>>. Acesso em 08 jun. 2015

SCHLUSAZ, Maiara. **AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES (ETE – RONDA, PONTA GROSSA – PR) ATRAVÉS DA ANÁLISE DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS**. 2014. 73 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Química, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Ponta Grossa, 2014.

SENNA, Diogenes. **Soluções individuais para tratamento e destinação final**. Disponível em: <http://www.academia.edu/5319733/Soluções_individuais_para_Tratamento_e_destinação_final_parte3dimensionamento>. Acesso em: 19 maio 2015.

SCHOENHALS, M.; FRARE, L. M.; SARMENTO, L. A. V. Análise do Desempenho de Reatores Anaeróbios de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo no Tratamento de Efluentes da Suinocultura. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v. 4, p. 005-023, jan/jun 2007.

SOUZA, Líria Alves de. **Demanda Química de Oxigênio**. Disponível em: <<http://www.mundoeducacao.com/quimica/demanda-quimica-oxigenio.htm>>. Acesso em: 17 maio 2015.

SUNDEFELD JÚNIOR, Gilberto Carlos. **Pós-tratamento e desinfecção de efluentes de reatores UASB e de lagoas de estabilização visando ao uso agrícola**. 2012. 229 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Hidráulica, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

TIPOS de Tratamento. Disponível em:

<<http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaold=61>>. Acesso em: 19 maio 2015.

TRATAMENTO Aeróbio de Efluentes. Disponível em:

<<http://www.snatural.com.br/Estacao-Compacta-Efluentes-Tratamento.html>>. Acesso em: 27 abr. 2015.

TRATAMENTO DE EFLUENTES NA INDÚSTRIA DE PAPEL E CELULOSE. São Paulo: Tae, 07 fev. 2014.

TRATAMENTO biológico aeróbio e anaeróbio de efluentes. Disponível em:

<<http://www.teraambiental.com.br/blog-da-tera-ambiental/bid/340697/Tratamento-biologico-aerobio-e-anaerobio-de-efluentes>>. Acesso em: 14 maio 2015.

TRATAMENTO Preliminar - Fossa e Filtro Anaeróbio. Disponível em:

<<http://www.naturaltec.com.br/Tratamento-Agua-Fossa-Filtro.html>>. Acesso em: 19 maio 2015.

VILAÇA, M. L. C. Pesquisa e Ensino: Considerações e Reflexões Revista E-escrita. Volume 1. Número 2. Maio – Agosto de 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 425p.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. London UK: IWA Publishing e Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005, v.1, 810 p.

WANG, X.; PALIWAL, K. K. **Feature extraction and dimensionality reduction algorithms and their applications in vowel recognition**. *Pattern Recognition, The Journal of The Pattern Recognition Society*, 36:2429–2439, 2003.

YABE, M.J. S.; OLIVEIRA, E. **Metais pesados em águas superficiais como estratégia de caracterização de bacias hidrográficas**. *Quím. Nova*. 21: 551-556, 1998.

ZIMMERMANN, C. M.; GUIMARÃES, O. M.; PERALTA-ZAMORA, P. G. **Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA)**. *Química Nova*, v.31, n.7, p.1727-1732, 2008.

ANEXOS

ANEXO A – ETE Gertrudes: Valores referentes a análise PCA para esgoto bruto e esgoto tratado.

ESGOTO BRUTO										
Data	amostra	SST	DQO	DBO	COT	NH ₃	F.T.	SUR	pH	vazão
20/11/15	01	74,3	154,7	62,2	40,7	29,84	9,0	0,9	6,9	40,16L.s
23/11/15	02	348,3	738,3	176,6	195,3	30,47	6,0	12,3	7,23	29,09
29/01/16	03	280,6	673,3	200,6	188,6	32,20	7,0	11,6	7,38	30,54
19/02/16	04	290,7	631,7	162	170,7	36,42	6,0	7,9	7,10	20,27
23/03/16	05	297,3	695,0	169,3	180,7	33,42	6,0	8,7	7,14	24,96
19/04/16	06	680,0	1166,6	498,3	383,3	50,43	9,0	13,67	7,22	13,02

ESGOTO TRATADO										
Data	amostra	SST	DQO	DBO	COT	NH ₃	F.T.	SUR	pH	vazão
20/11/15	07	58,0	126,3	52,6	35,6	31,33	7,5	4,3	7,30	40,16 L.s
23/12/16	08	90,0	191,5	75,75	49,5	38,43	7,0	6,0	7,15	29,09
29/01/16	09	78,6	162,6	68,2	48,0	38,5	8,0	6,3	7,09	30,54
19/02/16	10	77,3	168,7	85,00	66,0	51,13	10,0	7,5	7,29	20,27
23/03/16	11	62,25	149,5	72,25	52,37	49,73	8,0	6,45	7,30	24,96
19/04/16	12	73,7	165,3	79,00	58,3	61,64	10,0	8,3	7,23	13,02