

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

KAIAN FERNANDES SHAHATEET

AValiação de Método de Tratamento de Efluentes Urbanos
Utilizando Autóctones Microbianos



CURITIBA

2018

KAIAN FERNANDES SHAHATEET

AVALIAÇÃO DE MÉTODO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS
UTILIZANDO AUTÓCTONES MICROBIANOS

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, setor de tecnologia, pela Universidade Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Froehner

Coorientador: Prof Dr. Manoel Santos

CURITIBA

2018

Catálogo na Fonte: Sistema de Bibliotecas, UFPR
Biblioteca de Ciência e Tecnologia

- S525a Shahateet, Kaian Fernandes
Avaliação de método de tratamento de efluentes urbanos utilizando autóctones microbianos / Kaian Fernandes Shahateet – Curitiba, 2018.
75p. : il. [algumas color.] ; 30 cm.
- Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Tecnologia, Programa de Pós-graduação em Tecnologia de Alimentos, 2018.
- Orientador: Sandro Froehner
Coorientador: Manoel Santos .
Bibliografia: p. 73-75
1. Esgoto – Tratamento. 2. Bioaugmentação. I. Universidade Federal do Paraná. II. Froehner, Sandro. III. Santos, Manoel. IV. Título.

CDD: 628.39

Bibliotecária: Roseny Rivelini Morciani CRB-9/1585



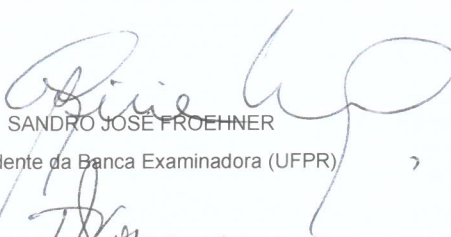
MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ENGENHARIA
AMBIENTAL

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA AMBIENTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **KAIAN FERNANDES SHAHATEET** intitulada: **AVALIAÇÃO DE MÉTODO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS UTILIZANDO AUTÓCTONES MICROBIANOS**, após terem inquirido o aluno e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua Aprovado no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

Curitiba, 16 de Maio de 2018.




SANDRO JOSÉ FROEHNER

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)



DÉBORA CRISTINA DE SOUZA

Avaliador Externo (UTFPR)



MIGUEL MANSUR AISSE

Avaliador Externo (UFPR)

Dedico esse trabalho aos meus pais Omar Shahateet e Cintia Maria Fernandes.
Dedico também a todos que buscam desenvolver estudos e técnicas para a melhoria do meio ambiente.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de primeiramente fazer um agradecimento especial para o meu orientador, professor doutor Sandro Froehner, pela paciência que teve ao longo desses dois anos de mestrado, pela oportunidade me cedida e pelos conhecimentos passados.

Ao professor doutor aposentado da Universidade de São Paulo (USP) Manoel A. A. Santos pela ajuda, co-orientação no presente projeto e grande amigo.

Ao professor doutor Miguel Aisse por ter contribuído na banca de qualificação e por novamente ceder seu tempo e conhecimento e aceitar o convite para ser membro da banca de defesa.

À professora doutora Débora Cristina Souza por aceitar fazer parte da banca avaliadora.

E, por fim, ao colegiado e secretaria do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental pela compreensão nos momentos difíceis.

“Os que se encantam com a prática sem a ciência são como os timoneiros que entram no navio sem timão nem bússola, nunca tendo certeza do seu destino”.

Leonardo da Vinci

RESUMO

A questão do saneamento básico no Brasil ainda é de fundamental importância, com isso, o presente trabalho busca propor uma comparação entre o método de tratamento utilizando-se de autóctones microbianos e sistemas de tratamento de esgoto sanitário convencionais. Para esta finalidade, foi selecionada uma estação de tratamento de esgoto em uma cidade de 12.000 habitantes, com 98% da população atendida por tratamento de esgoto no estado de São Paulo com sistema de lagoas (lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa aerada) e um sistema fossa-filtro (fossa-séptica seguida por filtro anaeróbio) em um distrito da mesma cidade atendendo uma população de 320 habitantes. Os autóctones microbianos foram selecionados e separados em um laboratório e posteriormente introduzidos no sistema de tratamento das ETE's a cada 24h. O desempenho e eficiência dos sistemas de tratamento foi acompanhado pela análise de parâmetros tradicionais como DBO, DQO, sólidos sedimentáveis e pH, avaliados na condição de pré durante e pós tratamento. O sistema de lagoas apresentou manutenção nos valores de remoção de DBO, DQO e pH (eficiência média de remoção de DBO em torno de 81,20%, DQO de 73,62% e pH em 7,6); redução nos valores de sólidos sedimentáveis (de 1,39 para 0,11 mL/L) e oxigênio dissolvido (de 0,2 para 0,07 mg/L) mesmo após o desligamento dos aeradores, o que proporcionou uma redução nos custos estimados em R\$: 9.852 comparando os períodos sem e com a bioadição. O sistema fossa-filtro apresentou um aumento na eficiência de remoção de DBO e DQO (de 64,68 para 83,99%; e 58,48% para 80,14%, respectivamente), manutenção do pH (7,6) e redução dos sólidos sedimentáveis (de 1,38 para 0,23 mL/L).

Palavras-chave: Bioaugmentação, fossa-filtro, lagoas.

ABSTRACT

The issue of sanitation in Brazil still of fundamental importance, with this, the present work seeks to propose a comparison between the residual water treatment method using autochthonous microbes and conventional sewage treatment systems. For this purpose, a sewage treatment plant was selected in a city of 12,000 inhabitants, with 98% of the population served by sewage treatment in the state of São Paulo with ponds system (anaerobic ponds followed by facultative ponds) and a system tank-filter (septic tank followed by anaerobic filter) in a district of the same city serving a population of 320 inhabitants. The autochthonous microbes were selected and separated in a laboratory of a biotechnology company and introduced in the sewage treatment systems every 24h. The performance and efficiency of the treatment systems was accompanied by the analysis of traditional parameters such as BOD, COD, sedimentable solids and pH, evaluated before, during and after the bioaugmentation treatment. The system of ponds showed maintenance in the values of BOD, COD and pH (average efficiency of removal of BOD around 81.20%, COD of 73.62% and pH of 7.6); reduction in sedimentable solids (from 1.39 to 0.11 mL/L) and dissolved oxygen (from 0.2 to 0.07 mg/L) even after the aerators were shut down, which led to a reduction in estimated costs in R \$: 9,852 comparing the periods without and with the bioaddition. The tank-filter system showed an increase in the efficiency of removal of BOD and COD (from 64.68 to 83.99%, and 58.48% to 80.14%, respectively), pH maintenance (7.6) and reduction of sedimentable solids (from 1.38 to 0.23 mL/L).

Key-words: Bioaugmentation, tank-filter, ponds.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Resumo com diversos tipos de esgotamentos sanitários.....	18
Figura 2 – Esquema mostrando o ciclo hidrológico.....	23
Figura 3 - Exemplos de inter-relações entre uso e ocupação do solo e focos alteradores da qualidade da água.....	27
Figura 4 - Impurezas contidas no meio aquático.....	29
Figura 5 - Esquema de sistemas de lagoas para tratamento de esgoto sanitário.....	35
Figura 6 – Esquema mostrando as etapas de tratamento de esgoto num tanque séptico.....	40
Figura 7 – Tratamentos secundários ao tanque séptico – Esquema geral.....	42
Figura 8 – Esquema de filtro anaeróbio de fluxo ascendente.....	43
Figura 9 - Dados obtidos por Lazarotti et al. (2000) no aumento de eficiência utilizando-se de bioaumentadores.....	44
Figura 10 – Foto mostrando o procedimento de coleta de amostras para isolamento dos microrganismos de interesse na entrada do sistema fossa-filtro.....	46
Figura 11 - Placa de Petri com autóctones.....	47
Figura 12 - Microbioteca, micro-organismos caracterizados e teste de neutralização, respectivamente.....	48
Figura 13 - Reatores biológicos para preparo da biomassa.....	48
Figura 14 – Foto mostrando a coleta de amostra para acompanhamento da eficiência.....	50
Figura 15 – Local das instalações da ETE por lagoas.....	51
Figura 16 - Local das instalações da ETE do distrito.....	52
Figura 17 - Ponto de entrada do sistema de lagoas, onde se aplicou a biomassa.....	53
Figura 18 - Foto de aplicação de biomassa nos pontos de verificação.....	53
Figura 19 - Representação por boxplot.....	56
Figura 20 - Perfil de remoção de DBO nas lagoas.....	61
Figura 21 - Perfil da remoção de DQO no sistema de lagoas.....	62
Figura 22 – Perfil de oxigênio dissolvido (mg/L) e sólidos sedimentáveis (mL/L) das análises da lagoa.....	65
Figura 23 – Perfil de pH efluente do sistema de lagoas com e sem bioadição.....	66
Figura 24 – Perfil da remoção de DBO na fossa-filtro.....	67
Figura 25 - Perfil da remoção de DQO na fossa-filtro.....	67

Figura 26 – Perfil de sólidos sedimentáveis (mL/L) nas amostras efluentes da fossa-filtro.....	69
Figura 27 – Perfil do pH no sistema.....	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Principais organismos de interesse na engenharia ambiental.....	31
Tabela 2 - Composição típica do esgoto doméstico.....	32
Tabela 3 - Contribuição diária de esgoto (C) e de lodo fresco (Lf).....	41
Tabela 4 - Relações entre volume útil calculado e profundidades recomendadas.....	41
Tabela 5 – Dados fornecidos pela empresa de saneamento para o sistema de lagoas....	54
Tabela 6 – Dados fornecidos pela empresa de saneamento para o sistema de fossa-filtro.....	55
Tabela 7 – Dados estatísticos do esgoto afluente e efluente no sistemas de lagoas.....	59
Tabela 8 – Dados estatísticos do esgoto afluente e efluente no sistema fossa-filtro.....	59
Tabela 9 – Teste T de Student para os valores de DBO e DQO afluente.....	60
Tabela 10 – Médias dos valores de DBO e DQO afluente.....	60

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
- CNI – Confederação Nacional da Indústria
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- CPP – Contagem Padrão em Placas
- Cqi - Controle de Qualidade Interno
- DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
- DO – Diário Oficial
- DQO - Demanda química de oxigênio
- ETE – Estação de tratamento de esgoto
- OD – Oxigênio Dissolvido
- PCT – Proteína do choque térmico
- pH - Potencial hidrogeniônico
- PLANSAB – Plano Nacional de Saneamento Básico
- SABESP – Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo
- SSed – Sólidos Sedimentáveis
- SST – Sólidos Suspensos Totais
- UFC – Unidade Formadora de Placas
- YPD – *Yeast-extract, peptona and dextrose* (Extrato de levedura, peptona e dextrose)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	16
1.1	OBJETIVOS.....	20
1.1.1	Objetivos específicos.....	20
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	21
2.1	Crise hídrica mundial.....	21
2.2	Ciclo hidrológico.....	22
2.3	Tratamento de Efluentes.....	23
2.4	Legislações brasileiras.....	25
2.5	Esgotos sanitários e alterações do corpo hídrico.....	26
2.5.1	Características físico-químicas do esgoto.....	28
2.6	Decomposição da matéria orgânica.....	32
2.6.1	Fonte de energia, carbono e nutrientes.....	32
2.6.2	Fonte de contaminação.....	33
2.7	Formas de tratamento de efluente.....	34
2.7.1	Lagoas de tratamento.....	34
2.7.1.1	Lagoas facultativas.....	36
2.7.1.2	Sistemas de lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa (sistema australiano)	37
2.7.1.3	Lagoas aeradas facultativas.....	37
2.7.1.4	Sistemas de lagoas aeradas de mistura completa seguida por lagoas de decantação.....	38
2.7.2	Sistema fossa-filtro.....	39
2.7.2.1	Normas Técnicas da fossa-tratamento secundário.....	40
2.8	Bioaumentadores.....	43

2.9	Preparo do inóculo autóctone.....	45
2.9.1	Etapa de Bioprospeção e Bioaugmentação.....	45
2.9.1.1	Planejamento para obtenção das amostras.....	45
2.9.1.2	Transporte das amostras.....	46
2.9.1.3	Experimento de inoculação e replicação da biomassa em laboratório.....	47
2.9.2	Etapa de Bioadição.....	48
2.9.3	Etapa de Biomanutenção.....	50
3	METODOLOGIA.....	51
3.1	Local.....	51
3.1.1	Sistema de tratamento por lagoas.....	51
3.1.2	Sistema de tratamento por fossa-filtro.....	51
3.2	Aplicação.....	52
3.2.1	Sistema de tratamento por lagoas.....	52
3.2.2	Sistema de tratamento por fossa-filtro.....	53
3.3	Monitoramento.....	54
3.4	Avaliação estatística.....	55
3.4.1	Médias.....	55
3.4.2	Desvio-padrão amostral.....	55
3.4.3	<i>Boxplot</i>	56
3.4.4	Teste T de Student.....	56
3.4.4.1	Calculo do T_{obs} e graus de liberdade para amostras de tamanhos diferentes e variâncias iguais.....	57
3.4.4.2	Calculo do T_{obs} e graus de liberdade para amostras de tamanhos diferentes e variâncias iguais.....	57
3.4.4.3	Calculo do T_{obs} e graus de liberdade para amostras de tamanhos diferentes e variâncias diferentes.....	57

3.4.4.4	Comparação do T_{obs}	57
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	58
4.1	Caracterização do esgoto e do tratamento.....	58
4.1.1	Tratamento.....	58
4.1.2	Caracterização do esgoto afluente.....	59
4.2	Eficiência do inóculo.....	61
4.2.1	Sistema de lagoas.....	61
4.2.2	Sistema fossa-filtro.....	66
5	CONCLUSÃO.....	71
5.1	Recomendações futuras.....	72
	REFERÊNCIAS.....	73

1 INTRODUÇÃO

O Saneamento no Brasil começou no período colonial, com o surgimento das cidades brasileiras. No entanto, há relatos que, muito antes disso, as comunidades indígenas já se preocupavam com o abastecimento de água e disposição dos dejetos. A história conta que os índios armazenavam água doce para o consumo em vasos de barro, argila e em grandes caçambas de pedra. Além disso, nas aldeias existiam espaços determinados usados apenas para as necessidades fisiológicas. Essas informações induzem o pensamento que os nossos índios já detinham certo conhecimento sobre o perigo da falta de saneamento (RIBEIRO, 2013).

Após o descobrimento do Brasil e início do período colonial, as cidades surgiram e, com elas, veio a necessidade por serviços básicos e fundamentais para a saúde da população. No princípio, o saneamento era bastante precário, se resumindo na instalação de chafarizes e na drenagem dos terrenos. No início do século XIX, com a vinda da Corte Portuguesa e abertura dos portos, as cidades começaram a ter grande importância social e econômica e a população cresceu exponencialmente. No entanto, segundo Ribeiro (2013), esse progresso não foi acompanhado por infraestrutura; e, desde então, a população Brasileira vem buscando desenvolver-se em relação ao saneamento básico.

Apenas no ano de 2013 o Governo Federal, através do Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), lançou um projeto para universalização do acesso aos serviços de água e esgoto. Esse é um objetivo legítimo das políticas públicas brasileiras, pois suas consequências estão ligadas diretamente à saúde, ambiente e cidadania, uma vez que o saneamento básico é condição necessária à dignidade humana e em muitos casos à sua sobrevivência propriamente dita. Os índices de atendimento dos serviços públicos em saneamento básico no Brasil estão ainda distantes da universalização do acesso pretendida e necessária. Se considerarmos o aumento da oferta e demanda de serviços públicos nas últimas décadas, verifica-se um déficit, que é ainda maior se considerarmos que a cobertura de água e esgotos nas áreas rurais é proporcionalmente muito inferior àquela em áreas urbanas (CORRÊA, 2015).

O Plano Nacional de Saneamento Básico, cuja elaboração é prevista na Lei nº 11.445/2007, resultado de um processo planejado e coordenado pelo Ministério das Cidades (Mcidades), previa, em sua criação, metas de curto (ano de 2018), médio (ano de 2023) e longo prazo (ano de 2033). Segundo o próprio PLANSAB (2013), em 2018 previa-se que 93% da população Brasileira (urbana e rural) teriam acesso à rede de distribuição de água, 76% dos domicílios teriam rede coletora de esgoto e desses 76%, 69% seriam tratados. Já para os anos de 2023 e 2033, as metas preveem que 95% e 99% da população terão água encanada, respectivamente. O esgoto doméstico será 81% em 2023 e 92% em 2033, sendo que 77% e 93%, respectivamente, tratados.

Segundo o Instituto Trata Brasil (2014), no ano de 2016, 83% da população era atendida com água tratada e apenas 50% das residências tinha esgoto coletado no país. Desses 50%, cerca de 43% era tratado.

Esses números mostram a fragilidade do saneamento ambiental no Brasil, expondo grande parte da população às doenças relacionadas ao esgotamento. A Confederação Nacional da Indústria (CNI, 2016) prevê que a meta estipulada para 2033 só será atingida em 2054 caso mantenha-se o ritmo atual de investimentos em saneamento. Portanto, é de extrema e fundamental importância que os pesquisadores dêem a atenção necessária à essa questão para que, finalmente, seja possível atingir a universalização do saneamento básico.

Para conseguir atingir o máximo de tratamento de efluente possível, é necessário que se tenha conhecimento técnico para o mesmo. Von Sperling (1995) identifica duas variantes principais para o tratamento de esgoto. São elas: “Sistemas individuais ou sistemas estáticos” e “Sistemas coletivos ou sistemas dinâmicos”, cujo os quais estão representados na Figura 1.

Figura 1 - Resumo com diversos tipos de esgotamentos sanitários



Fonte: Von Sperling (1995)

Os sistemas individuais clássicos são unifamiliares ou de poucas residências, pressupondo a solução no local da produção de esgoto. Essa pode ser uma solução viável caso a densidade populacional seja baixa, o solo possuir condições de infiltração favoráveis e o nível d'água subterrânea for baixo.

Já nos sistemas coletivos, o esgoto é coletado da área de produção e levado para um único local, para ser tratado nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE), utilizando métodos químicos, físicos e biológicos, sendo esta mais indicada para centros urbanos. Independente da variante utilizada, é necessário dar atenção à qualidade das águas residuárias (esgoto) após o processo de depuração do mesmo. São parâmetros para caracterização do esgoto: temperatura, cor, odor, turbidez, sólidos totais, matéria orgânica, nitrogênio total, fósforo, pH, oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade, cloretos, óleos e graxas (VON SPERLING, 1995). Para a devida correção desses parâmetros, processos físicos, químicos e biológicos podem ser utilizados.

Nesse contexto é de extrema importância o desenvolvimento de pesquisas que aumentem a eficiência de tratamento com baixo custo, tornando possível a universalização do tratamento de esgoto, de forma a minimizar os impactos da emissão desses efluentes principalmente para comunidades pequenas de baixa renda, onde a situação é ainda mais precária.

Com isso, o presente trabalho visa a melhoria do tratamento biológico, buscando alternativas tanto para os sistemas de esgotamento de grandes populações quanto para os de pequenas.

O aumento da população urbana, somado às novas atividades industriais, que requisitaram criação de novas ligações de esgoto nos municípios do Estado de São Paulo, proporcionaram um aumento no volume do fluxo de esgoto nas estações de tratamento (ETE's) e favorece à uma queda na eficiência do referido sistema. Sendo assim, a proposta de utilização de sistema de adição de autóctones microbianas (bioaugmentação/bioestimulação) pode ser uma alternativa nos sistemas já existentes de tratamento de esgoto.

O presente trabalho focou no tratamento biológico do esgoto, limitando-se a avaliar a variação da eficiência acarretada pela implantação do processo acima referido em dois sistemas de tratamento de esgoto:

- 1) Sistema de lagoas (lagoa anaeróbia seguida de lagoa aerada facultativa) de uma cidade de aproximadamente 12.000 habitantes;
- 2) Sistema de fossa-filtro (fossa séptica seguido de filtro anaeróbio e em seguida enviada por um emissário para um córrego próximo) de um distrito de uma cidade com cerca de 100 ligações de esgoto (aproximadamente 320 habitantes).

Foi selecionado o processo de bioaugmentação, por autóctones microbianas, para tratar o efluente residual existente nas ligações urbanas de esgoto, pois vem sendo avaliada como alternativa promissora para solucionar impactos ambientais no meio aquático, uma vez que se trata de um processo natural realizado por microrganismos lançados no corpo d'água. Suas enzimas produzem uma série de efeitos, como a quebra de compostos orgânicos, sorção de metal pesado, biodigestão de elementos sólidos em suspensão ou precipitados, redução de DBO, DQO e no consumo de O₂, além de

remoção do odor indesejável. Trata-se de um processo de baixo custo e possui grande versatilidade, podendo ser utilizado para remediação do meio aquático ou solo (DUARTE, 2010).

O referido processo biotecnológico tem sido utilizado em diversos países desenvolvidos devido às suas vantagens sobre os demais modos de descontaminação, uma vez que pode ser realizada *in situ* e sem causar danos devido ao uso de materiais orgânicos, tais como microrganismos no lugar de produtos químicos tóxicos (DUARTE, 2010). Sua adoção promove uma melhora no meio ambiente, além de possuir a capacidade de degradar diversas substâncias tóxicas e de colaborar com a conservação das águas subterrâneas para as futuras gerações sendo, portanto, uma remediação ambiental, social e economicamente viável para tratamento de águas superficiais.

1.1 OBJETIVOS

Implantar e avaliar a eficácia de sistema de tratamento por autóctones microbianas numa estação de tratamento de uma cidade onde se utiliza sistema de lagoas (anaeróbia seguida de facultativa aerada) e de um sistema fossa-filtro (fossa séptica seguida de filtro anaeróbio de fluxo ascendente).

1.1.1 Objetivos específicos

- a) Caracterização do esgoto e do sistema de tratamento estudado;
- b) Avaliar a eficiência da bioadição, sua viabilidade técnica e econômica no tratamento de esgoto de um sistema de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa;
- c) Avaliar a eficiência da bioadição, sua viabilidade técnica e econômica no tratamento de esgoto de um sistema de fossa-séptica seguida de filtro anaeróbio de fluxo ascendente.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 CRISE HÍDRICA MUNDIAL

A água doce é indispensável à vida na Terra, contudo, apesar de ser um recurso renovável, é heterogeneamente distribuído. O aumento da demanda, desperdícios e uso inadequado degradam o precioso recurso que já apresenta problemas de fornecimento em certas áreas ou regiões, e acredita-se que em médio prazo, mantidas as atuais formas de uso d'água, uma crise global poderá ser gerada de forma a abranger todo o planeta (BRANDIMARTE, 1999).

Atualmente vinte e nove países não possuem acesso à água para toda a população e, segundo estudos da ONU (Organização das Nações Unidas), em 2025 serão quarenta e oito (VASCONCELOS, 2002). Não é consenso, mas segundo o Ministério do Meio Ambiente do Brasil, cerca de 97,5% da água do planeta está nos oceanos, não disponível para o consumo humano (apenas tornando-se disponível através da dessalinização, processo com custo elevado e pouco eficiente). Dos 2,5% restantes, 68,9% está em geleiras de difícil extração para os humanos; 29,9% compõem as águas subterrâneas, 0,9% compõe a umidade do solo e pântanos e 0,3% é formado por águas superficiais, como rios e lagos.

Mesmos nos países que apresentam grande disponibilidade hídrica, como é o caso do Brasil, onde de acordo com os dados apresentados por Pimentel et al. (1997) encontram-se aproximadamente 14% de todos os recursos hídricos mundiais, começaram a surgir problemas relacionados ao uso indiscriminado dos recursos hídricos. Esse problema é detectado, principalmente, nas grandes regiões urbanas do Brasil, onde há grande demanda no consumo de água devido ao crescimento populacional e onde os recursos hídricos superficiais apresentam restrições de uso devido à poluição, acarretada, principalmente, pelo lançamento de esgotos domésticos e despejos industriais (MAIA NETO, 1997).

Atualmente, grandes esforços por meio de universidades, indústrias, ONG's e órgãos de controle ambiental vêm sendo desprendidos para buscar um equilíbrio entre as atividades produtivas e o cuidado com o meio ambiente, buscando um

desenvolvimento sustentável (MACÊDO, 2000). Nessa busca pela redução dos impactos ambientais, pesquisas sobre tratamentos de efluentes gerados na indústria e nos grandes centros urbanos vêm crescendo, proporcionando melhorias no saneamento básico.

2.2 CICLO HIDROLÓGICO

Von Sperling (1995) distingue 5 formas principais de a água se movimentar na Terra. São elas:

- Precipitação: Passagem da água da atmosfera, para a superfície terrestre na forma de chuva, neve, granizo e orvalho. A precipitação tem dois caminhos possíveis, escoar na superfície ou infiltrar no solo.
 - Escoamento superficial: É composto por rio, lagos, córregos e que eventualmente atinge o mar.
 - Infiltração: A infiltração corresponde à água que atinge o solo, formando os lençóis d'água. A água subterrânea é grandemente responsável pela alimentação dos corpos de água superficiais, principalmente nos períodos secos. A infiltração desempenha importante função evitando enchentes em períodos de fortes chuvas.
- Evaporação: Transferência da água superficial do estado líquido para o gasoso. A evaporação depende da temperatura e da umidade relativa do ar.
- Transpiração: As plantas retiram a água do solo pelas raízes. A água é transferida para as folhas e então evapora. Este mecanismo é importante, considerando-se que em uma área coberta com vegetação a superfície de exposição das folhas para a evaporação é bastante elevada.

A Figura 2 representa esquematicamente esses mecanismos.

Figura 2 – Esquema mostrando o Ciclo hidrológico

Fonte: Von Sperling (1995)

A crise hídrica mundial e a contaminação dos rios (escoamento superficial), reservatórios subterrâneos (infiltração no solo) e ar fazem com que o tratamento de efluentes necessite de um aumento na eficiência para que a população tenha acesso ao saneamento básico necessário.

2.3 TRATAMENTO DE EFLUENTES

Os países desenvolvidos estão mais avançados na questão do tratamento de efluentes; no entanto, para aqueles que ainda estão em desenvolvimento, esse é um problema complexo a ser resolvido. Atualmente, poluentes gerados nos processos industriais tem gerados impactos ambientais severos (FREEDMAN, 1995).

O tratamento de efluentes é normalmente composto por várias etapas, utilizando técnicas físicas, químicas e biológicas (VON SPERLING, 1995). Os métodos físicos removem os sólidos flutuantes de dimensões relativamente grandes, de sólidos em suspensão, areias, óleos e gorduras. Para essa finalidade são utilizadas grades, peneiras simples ou rotativas, caixas de areia ou tanques de remoção de óleos e graxas, decantadores e filtros de areia. As grades destinam-se a reter sólidos grosseiros em suspensão e são utilizados para a proteção de bombas, válvulas e outros equipamentos contra obstrução.

Os métodos químicos podem ser utilizados para remover material coloidal, cor e turbidez, odor, ácidos, álcalis, metais pesados e óleos. A neutralização de despejos industriais pode ser necessária, não só para se evitar o lançamento de águas ácidas ou alcalinas no corpo de água receptor, mas também, como medida necessária para proteção de equipamento (VAZOLLER et al., 1996).

Os métodos biológicos reproduzem de certa forma, os processos que ocorrem naturalmente em um corpo de água após o lançamento de despejo (VON SPERLING, 2016) onde a matéria orgânica é convertida em produtos mineralizados inertes por mecanismos puramente naturais, caracterizando assim o fenômeno da autodepuração. Em uma estação de tratamento de esgoto, os mesmos fenômenos básicos ocorrem, diferindo apenas que há a introdução de tecnologia para uma melhor eficiência através do desenvolvimento de condições controladas e aumento das taxas (solução mais compacta).

Von Sperling (2016) trata como os principais organismos envolvidos no tratamento dos esgotos as bactérias, protozoários, fungos, algas e vermes; além de citar que a remoção da matéria orgânica originária dos esgotos ocorre através dos processos de desassimilação ou catabolismo. Os dois tipos de catabolismo de interesse para o tratamento são o oxidativo (oxidação da matéria orgânica) e fermentativo (fermentação da matéria orgânica). O catabolismo oxidativo é uma reação redox na qual a matéria orgânica é oxidada por um agente oxidante (receptor de elétrons) presente no meio (oxigênio, nitrato ou sulfato) e reduz a matéria orgânica. Já no catabolismo fermentativo não há um oxidante externo: o processo ocorre devido ao rearranjo dos elétrons nas moléculas fermentadas (matéria orgânica) sem o oxigênio, de tal forma que se formam no mínimo dois produtos. Geralmente há a necessidade de várias fermentações sequenciais para que os produtos se tornem estabilizados, e não sejam susceptíveis à novas fermentações (VAN HAANDEL E LETTINGA, 1994).

Para um tratamento adequado do esgoto, deve-se ter em mente os objetivos a serem alcançados. A legislação brasileira institui os padrões de lançamento de efluentes para cada uso que se dá do corpo d'água receptor.

2.4 LEGISLAÇÕES BRASILEIRAS

Há algumas portarias e resoluções que regulamentam os tratamentos de esgoto no Brasil, dentre elas podemos citar a resolução do CONAMA 430 (2011) que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes e complementa e altera a Resolução número 357 de 2005 (que dispunha sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelecia as condições e padrões de lançamento de efluentes). Há também a portaria 518 (2004) do Ministério da Saúde que estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, além de providências que devem ser tomadas.

Para o presente trabalho, há de se atender ainda as legislações da CETESB (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo), que dispõe sobre a “avaliação do uso de produtos biotecnológicos para tratamento de efluentes líquidos, resíduos sólidos e remediação de solos e águas” através da norma técnica L1.022.

Segundo a própria norma CETESB (2007), define-se produtos biotecnológicos como microrganismos viáveis, metabólitos e misturas de microrganismos e metabólitos destinados à conservar, estabilizar, nutrir, ativar e outros.

A capacidade de degradação de compostos orgânicos pelos microrganismos é cientificamente comprovada e vem sendo utilizada ao longo do tempo em processo de tratamento biológico de efluentes líquidos e resíduos sólidos. Devido a essa capacidade, têm sido desenvolvidos produtos biotecnológicos destinado a diversas finalidades, mas que em função dos riscos ambientais e sanitários devem ser devidamente avaliados antes de sua aplicação (CETESB, 2007).

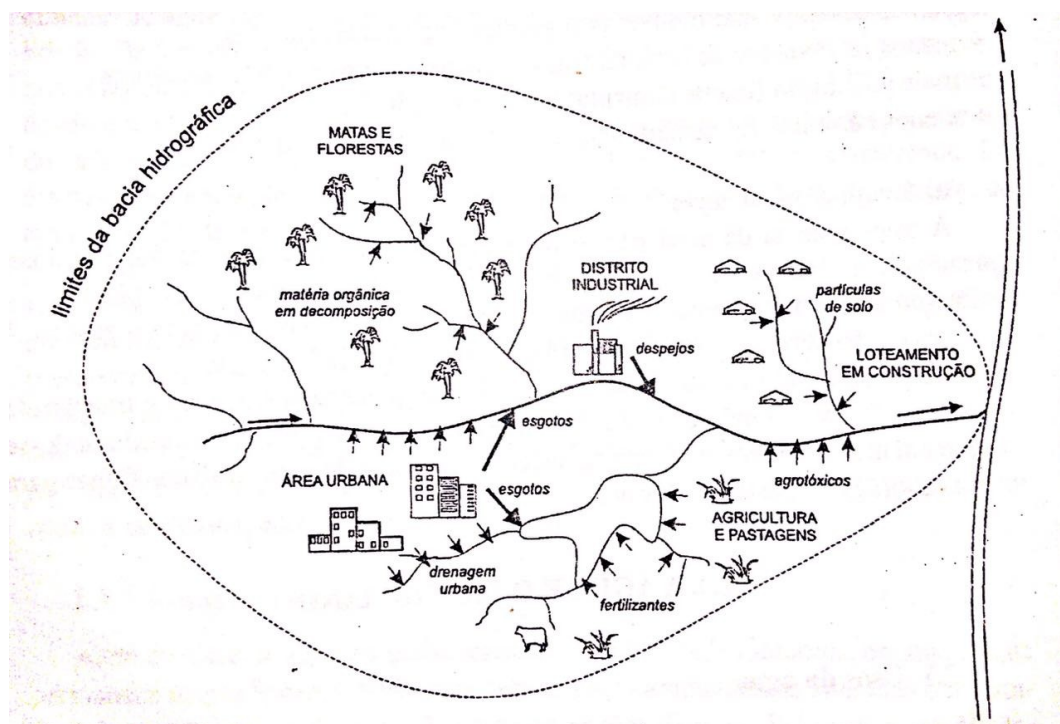
A empresa responsável pela produção dos produtos biotecnológicos do presente trabalho possui reconhecimento e liberação da CETESB da cidade em que situa a sede da empresa, sendo caracterizado como microrganismos autóctones (proveniente do próprio meio de contaminação ou do efluente em que será tratado, devendo esse microrganismo ser de ocorrência natural no território nacional).

2.5 ESGOTOS SANITÁRIOS E ALTERAÇÕES DO CORPO HÍDRICO

A qualidade da água de um corpo hídrico resulta de interferências do homem e dos próprios fenômenos naturais. Segundo Von Sperling (1995), de maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função das condições naturais, do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica (Figura 3), tal se deve aos seguintes fatores:

- I. Condições naturais: Mesmo com a bacia hidrográfica preservada, o corpo hídrico é afetado pelo escoamento superficial e pela infiltração no solo, resultantes da precipitação atmosférica. O impacto é dependente do contato da água em escoamento ou infiltração com as partículas, substâncias e impurezas do solo, assim, a incorporação de sólidos em suspensão (ex: partículas de solo) ou dissolvidos (ex: íons oriundos da dissolução de rochas) ocorre, mesmo na condição em que a bacia hidrográfica esteja totalmente preservada em suas condições naturais, causando grande influência da composição e cobertura do solo no corpo de água.
- II. Interferências humanas: A interferência do homem (quer de uma forma concentrada, como na geração de despejos domésticos ou industriais, quer de forma dispersa como na aplicação de defensivos agrícolas na lavoura ou o tipo de cultura) contribui para a introdução de compostos na água, afetando a qualidade. Portanto, a forma em que o homem usa e ocupa o solo tem uma implicação direta ou indireta na qualidade da água.

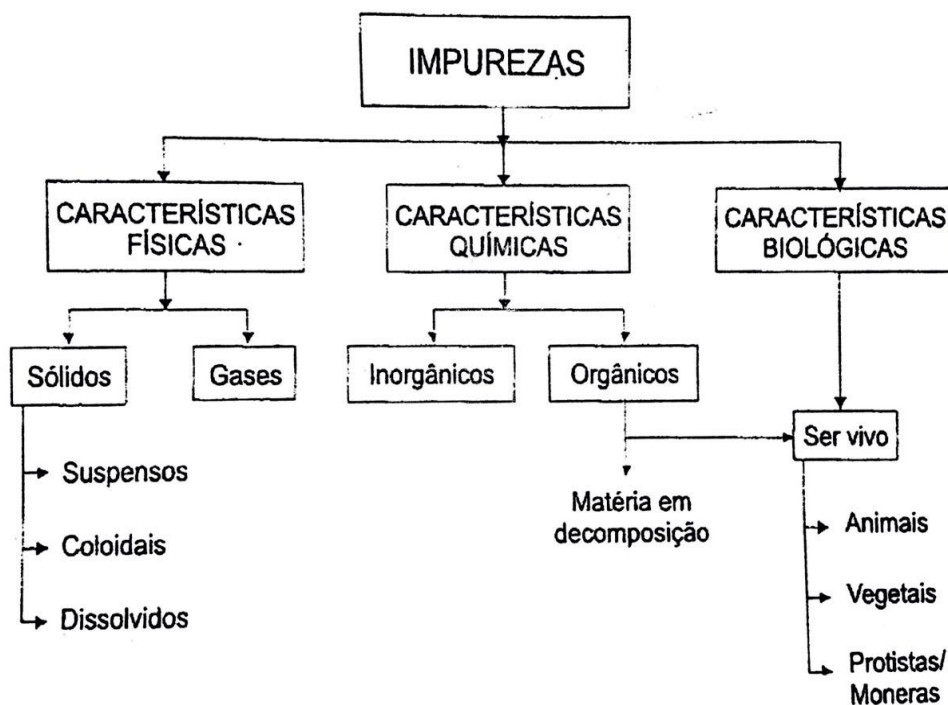
Figura 3 - Exemplos de inter-relações entre uso e ocupação do solo e focos alteradores da qualidade da água



Fonte: Von Sperling (1995).

Para o tratamento e classificação de águas, torna-se necessário conhecer as impurezas que modificam os padrões de um corpo hídrico. Segundo Von Sperling (1995) de uma maneira ampla, pode-se tratar os componentes da água através das características físicas, químicas e biológicas (Figura 4). As características físicas são separadas em sólidos (em suspensão, coloidais e dissolvidos), líquidos (miscíveis ou não) ou gases dissolvidos; as características químicas podem ser inorgânicas ou orgânicas (matéria em decomposição, que se relaciona com as características químicas); e, por fim, as características biológicas que podem ser divididos em animais, vegetais e protistas/moneras, os quais nos aprofundaremos nesse tópico para compreender a decomposição da matéria orgânica.

Figura 4 - Impurezas contidas no meio aquático



Fonte: Von Sperling (1995) apud Barnes et al (1981).

2.5.1 Características físico-químicas do esgoto

Pode-se caracterizar o esgoto através de diversos parâmetros, que traduzem as suas principais características físicas, químicas e biológicas. Von Sperling (1995) define os parâmetros como:

2.5.1.1 Parâmetros físicos

- Faz parte dos parâmetros físicos para caracterização do esgoto a cor, turbidez, odor e temperatura. Apesar da importância desses parâmetros, os três primeiros não permitem uma caracterização precisa do aumento da eficiência no tratamento biológico, e a temperatura não se altera significativamente em esgotos domésticos. Portanto, não são analisados no presente trabalho.

2.5.1.2 Parâmetros químicos

- pH: ocorre devido a sólidos dissolvidos e gases dissolvidos. Pode ser de origem natural (dissolução de rochas, absorção de gases atmosféricos, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese) ou antropogênica (despejos domésticos e industriais). O pH não implica grandes problemas para saúde humana exceto que haja valores extremamente altos ou baixos, mas há grandes impactos nas estruturas, pois uma água ácida possui potencial para corroer tubulações e equipamentos, enquanto pH elevados podem acarretar incrustações. Valores de pH que se afastam da neutralidade afetam a vida aquática e microrganismos (como os responsáveis pelo tratamento de efluentes). Vale ressaltar que os processos de oxidação biológica normalmente tendem a reduzir o pH;
- Oxigênio dissolvido (OD): O oxigênio dissolvido é indispensável para a vida aquática aeróbia. Durante a estabilização da matéria orgânica os microrganismos fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios. Os peixes fazem a respiração através das guelras que filtram a água e coletam o OD. A origem do oxigênio na água é devido à dissolução do oxigênio da atmosfera para o meio aquático ou pela produção pelos organismos fotossintéticos. O ser humano pode aumentar essa dissolução através de aeradores;
- Matéria orgânica: O estudo da matéria orgânica nos efluentes é de fundamental importância para a caracterização de sua qualidade. A introdução de altas quantidades de matéria orgânica causa consumo excessivo de OD, uma vez que os microrganismos o utilizam no processo de decomposição da matéria orgânica. Os despejos industriais e domésticos apresentam-se como principais contribuintes antropogênicos para o aumento desse parâmetro. A matéria orgânica é indiretamente calculada pela Demanda Bioquímica Oxigênio (DBO) e pela Demanda química de Oxigênio (DQO). A DBO representa quantidade de oxigênio que é consumida pelos microrganismos que o utilizam para a oxidação da matéria orgânica presente e a DQO é a quantidade de oxigênio para todos os processos de oxidação no meio aquático. Há também a forma de determinação direta da matéria orgânica, conhecida como COT (carbono orgânico total, onde todo o carbono da matéria orgânica é convertido em gás carbônico). A DBO pode ser dividida em duas formas de análise, a saber, DBO_5 (representa a demanda

de oxigênio requerida em 5 dias à 20°C) e DBO_{última} (representa a demanda última de oxigênio requerida pelos microrganismos);

- Ainda fazem parte dos parâmetros químicos a alcalinidade, acidez, cloretos, quantidade de nitrogênio total, fósforo, micropoluentes orgânicos e micropoluentes inorgânicos, que, apesar da importância, fogem do escopo deste trabalho em avaliar a influência de microrganismos no tratamento de efluente.

2.5.1.3 Parâmetros biológicos

Os microrganismos desempenham diversas funções fundamentais, principalmente com a transformação da matéria orgânica dentro dos ciclos biogeoquímicos. No tratamento biológico do esgoto, os microrganismos são os responsáveis pelas reações de conversão da matéria orgânica e inorgânica.

Outro aspecto relevante em termos de qualidade biológica da água é a possibilidade de transmissão de doenças por organismos patogênicos. Essa caracterização pode ser realizada indiretamente por organismos indicadores de contaminação (ex.: coliformes).

A Tabela 1 a seguir apresenta a relação dos microrganismos de interesse para o tratamento de efluente.

Tabela 1 - Principais organismos de interesse na engenharia ambiental

Microorganismo	Descrição
Bactéria	<ul style="list-style-type: none"> • Organismos unicelulares; • Apresentam-se em várias formas e tamanhos; • São os principais responsáveis pela conversão da matéria orgânica; • Algumas bactérias são patogênicas; causando principalmente doenças intestinais.
Arqueobactérias (archae)	<ul style="list-style-type: none"> • Similares às bactérias em tamanho e componentes celulares básicos; • A parede celular, material celular e composição RNA são diferentes; • Importantes nos processos anaeróbios.
Algas	<ul style="list-style-type: none"> • Organismos autótrofos, fotossintetizantes, contendo clorofila; • Importantes na produção de oxigênio nos corpos d'água e em alguns processos de tratamento de esgotos; • Em lagos e represas, podem proliferar em excesso, causando uma deterioração na qualidade da água.
Fungos	<ul style="list-style-type: none"> • Organismos predominantemente aeróbios, uni ou multicelular, não fotossintetizantes, heterotróficos; • Também de importância na decomposição da matéria orgânica; • Podem crescer em condições de baixo pH.
Protozoários	<ul style="list-style-type: none"> • Organismos unicelulares sem parede celular; • A maioria é aeróbia ou facultativa; • Alimentam-se de bactérias, algas e outros micro-organismos; • São essenciais no tratamento biológico para a manutenção de um equilíbrio entre os diversos grupos; • Alguns são patogênicos.
Vírus	<ul style="list-style-type: none"> • Organismos parasitas, formados pela associação de material genético (DNA ou RNA) e uma carapaça proteica; • Causam doenças e podem ser de difícil remoção no tratamento de água ou esgoto;
Helmintos	<ul style="list-style-type: none"> • Animais superiores; • Ovos de helmintos presentes nos esgotos podem causar doenças.

Fonte: Von Sperling (2016)

A Tabela 2 apresenta os valores de composição típicos encontrados no esgoto doméstico para DBO, DQO e sólidos sedimentáveis:

Tabela 2 - Composição típica do esgoto doméstico

Componentes	Concentração (mg/l)		
	Forte	Média	Fraca
Sólidos sedimentáveis (ml/l)	20	10	5
DBO	400	220	110
DQO	1000	500	250

Fonte: Metcalf e Eddy (1979) apud Aisse (2000)

2.6 DECOMPOSIÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA

Os compostos orgânicos são transformados para as formas mineralizadas através de processos foto-oxidativos e outros mecanismos abióticos, mas a forma mais importante de transformação é dada por microrganismos presentes no meio. Portanto, para alcançar os objetivos em um tratamento de efluente é necessário conhecer a susceptibilidade ao ataque biológico (GRADY, 1985).

O tratamento por autóctones microbianas tem como base dois mecanismos de depuração:

2.6.1 Fonte de energia, carbono e nutrientes

Os compostos orgânicos que funcionam como alimento para os microrganismos (e também para os animais) contém oxigênio na forma de grupos de hidroxila e carboxila. Consequentemente, o metabolismo de produção de energia é associado às reações de oxidação onde elétrons são transferidos para oxidar a matéria orgânica em conjunto com as oxidoredutases (enzimas responsáveis por catalisar reações de oxirredução dentro da célula) (GRADY, 1985).

Alexander (1999) também exemplifica que os microrganismos heterotróficos usam os poluentes como fonte de carbono, fósforo e outros componentes para crescimento populacional e nas reações metabólicas das células, causando a mineralização dos componentes.

Utilizando esse conceito, existem pesquisas que focam na ideia de maximizar essa assimilação de carbono para aumentar a taxa de decomposição da matéria orgânica em um dado sistema de esgotamento. O teste consiste em identificar microrganismos capazes de ter vantagens evolutivas para um determinado meio sobre os outros organismos. O meio é preparado de tal forma a se isolar uma única fonte de carbono, disponibilizando todos os outros nutrientes inorgânicos. Dessa forma, alguns poucos microrganismos terão sucesso, e então com um meio de cultura em placa de *petri* isola-se a cultura desejada. Essa técnica vem sendo usada há muito tempo como forma de isolar um ou mais microrganismos. Muitos pesticidas e outros materiais tóxicos vêm mostrando capacidade para suportar um ou mais organismos, que conforme se proliferam, diminuem a quantidade do poluente em questão (ALEXANDER, 1999).

2.6.2 Fonte de contaminação

Os poluentes presentes nos efluentes, têm muitas vezes características tóxicas para as células. Dessa forma, torna-se necessário entender os mecanismos de defesa das mesmas.

Quando alguma célula é exposta a algum estresse, há a liberação de proteínas para auto-defesa. Essas proteínas são conhecidas como proteínas do choque térmico (PCT), pois foram primeiramente identificadas por estresse térmico ocasionado em células experimentais. Essas proteínas são identificadas em todos os organismos vivos, podendo ser acarretado por metais pesados, oxidantes, calor, compostos orgânicos e outros fatores identificados como estressantes pela célula (SCHLESINGER, 1990). Em microrganismos de um efluente como o caso do presente trabalho, uma PCT capaz de defender o organismo ao estresse, traz a capacidade do mesmo se proliferar no meio, além dessa proteína ocasionar a decomposição ou sorção do contaminante através da ação enzimática da PCT.

2.7 FORMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTE

No Brasil, temos algumas formas preferenciais de tratamento de esgoto devido ao clima e investimentos destinados ao tema. Em geral, dividem-se as fases do tratamento como (VON SPERLING, 1995):

- 1) Tratamento preliminar: Destina-se à remoção de sólidos grosseiros e areia através de grades e desarenador. Nessa fase há também o tanque de equalização para homogeneizar o fluxo em relação ao tempo;
- 2) Tratamento primário: Destina-se à remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes através de decantadores. Vale ressaltar que os decantadores podem ter sua eficiência aumentada através da adição de coagulantes ou ser substituído por reatores UASB. Esse tema é muito importante para o tratamento de efluente, pois conforme for o tratamento secundário pode-se alterar o tratamento primário a ser adotado;
- 3) Tratamento secundário: Objetiva-se nessa etapa a remoção da matéria orgânica, que pode ser dissolvida (não é removida por processos físicos no tratamento primário) ou em suspensão (à qual é removida em grande parte no eventual processo primário, mas cujo sólidos de sedimentabilidade mais lenta persistem na massa líquida). Há muitas formas de tratamento secundário existentes na literatura. Pode-se citar disposição de efluentes no solo, *wetlands*, reatores anaeróbios, reatores aeróbios, biofilme, sistemas de lodos ativados, lagoas, sistema de lagoas e sistema fossa filtro. Os dois últimos itens serão analisados mais a fundo pois tratam-se dos sistemas avaliados no presente trabalho.

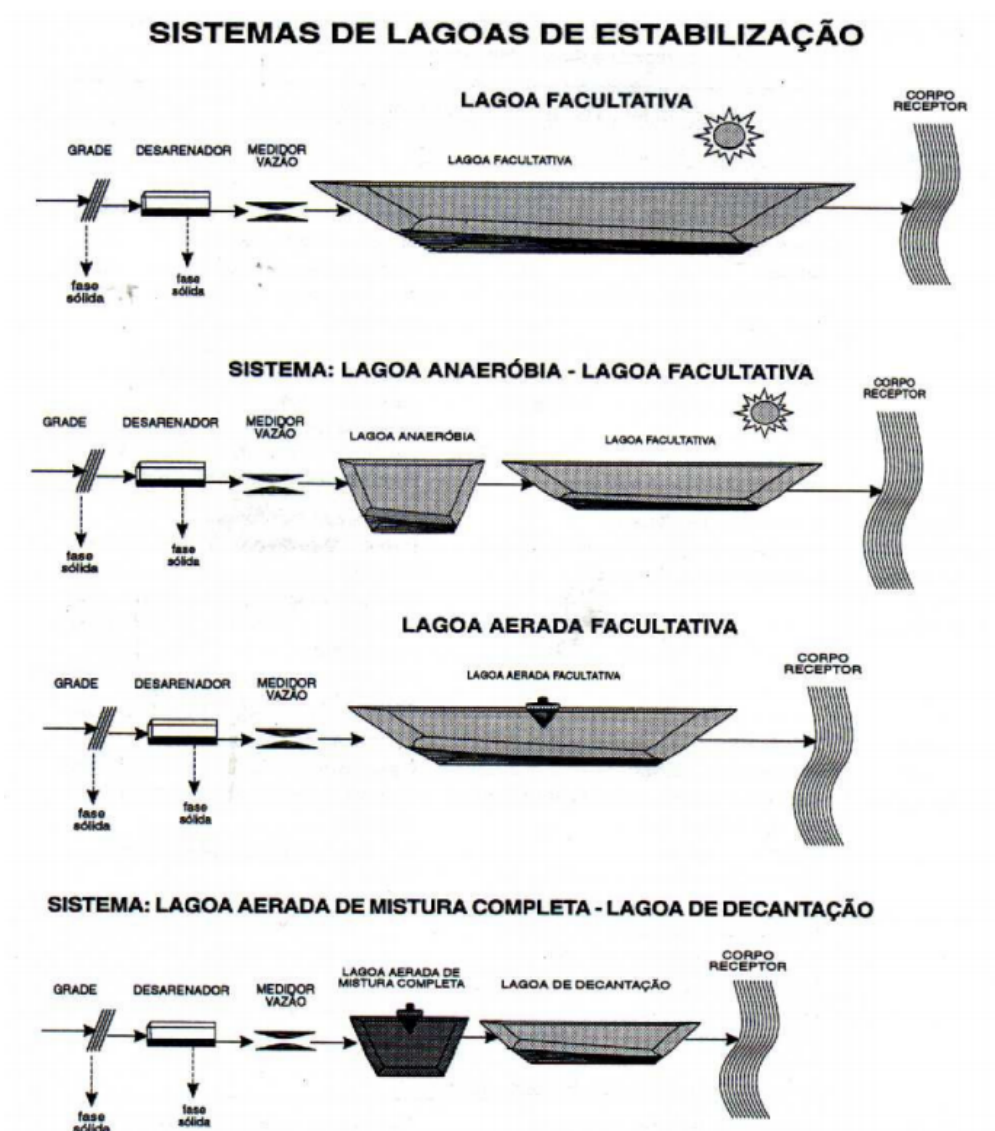
2.7.1 Lagoas de tratamento

O emprego de lagoas de estabilização para a depuração do esgoto é considerado uma das estratégias mais simples para o tratamento de esgoto (VON SPERLING, 1995). A Figura 5 mostra alguns dos sistemas de lagoas mais empregados no tratamento de esgoto. Outro tipo de lagoa empregada no tratamento de esgoto é a

lagoa de maturação, porém esta tem como objetivo a remoção de patogênicos ao contrário das demais citadas onde o objetivo é a remoção de matéria orgânica.

Von Sperling (1995) cita as principais vantagens de um sistema de lagoas como sendo a facilidade de construção, operação, manutenção e respectivos custos reduzidos, além da sua satisfatória resistência a variações de carga. Porém uma desvantagem importante é a necessidade de grandes áreas para as construções.

Figura 5 - Esquema de sistemas de lagoas para tratamento de esgoto sanitário



Fonte: Von Sperling (1995).

2.7.1.1 Lagoas facultativas

O processo de tratamento por lagoas facultativas é muito simples e constitui-se unicamente de processos naturais. Estes podem ocorrer em três zonas da lagoa: zona anaeróbia, zona aeróbia e zona facultativa. O efluente entra por uma extremidade da lagoa, sai pela outra e, durante este caminho, que pode demorar vários dias, o esgoto sofre os processos que irão resultar em sua purificação (VON SPERLING, 2002).

Após a entrada do efluente na lagoa, a matéria orgânica em suspensão (calculada indiretamente pela demanda bioquímica de oxigênio - DBO particulada) começa a sedimentar formando o lodo de fundo, que sofre tratamento anaeróbio na zona anaeróbia da lagoa. Já a matéria orgânica dissolvida (DBO solúvel) e a em suspensão de pequenas dimensões (DBO finamente particulada) permanecem dispersas na massa líquida. Estas sofrerão tratamento aeróbio nas zonas mais superficiais da lagoa (zona aeróbia), onde há necessidade da presença de oxigênio que é fornecido por trocas gasosas da superfície líquida com a atmosfera e pela fotossíntese realizada pelas algas presentes, fundamentais ao processo. Para isso, há necessidade de suficiente iluminação solar, portanto, estas lagoas devem ser implantadas em lugares de baixa nebulosidade e grande radiação solar. Na zona aeróbia há um equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico, enquanto as bactérias produzem gás carbônico e consomem oxigênio através da respiração, as algas produzem oxigênio e consomem gás carbônico na realização da fotossíntese (SILVA FILHO, 1997).

À medida que se afasta da superfície da lagoa a concentração de oxigênio diminui devido a menor ocorrência da fotossíntese. Esta zona, onde pode ocorrer ausência ou presença de oxigênio, é denominada zona facultativa. Nela a estabilização de matéria orgânica ocorre por meio de bactérias facultativas, que podem sobreviver tanto na ausência quanto em presença de oxigênio. As lagoas facultativas dependem da fotossíntese para a produção de oxigênio, como já foi dito anteriormente. Desta forma, a eficiência desse tipo de sistema de tratamento depende da disponibilidade de grandes áreas para que a exposição à luz solar seja adequada, podendo chegar a valores de 70 a 90 % de remoção de DBO.

2.7.1.2 Sistemas de lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa (sistema australiano)

Este sistema de tratamento de esgoto constituído por lagoa anaeróbia seguida por lagoa facultativa, também é conhecido como sistema australiano. A lagoa anaeróbia é normalmente profunda, variando entre 4 a 5 metros. A profundidade tem a finalidade de impedir que o oxigênio produzido pela camada superficial seja transmitido às camadas inferiores. Para garantir as condições de anaerobiose é lançada uma grande quantidade de efluente por unidade de volume da lagoa e, com isso, o consumo de oxigênio será superior ao repostado pelas camadas superficiais. No processo anaeróbio a decomposição da matéria orgânica gera subprodutos de alto poder energético (biogás) e, desta forma, a disponibilidade de energia para a reprodução e metabolismo das bactérias é menor que no processo aeróbio. A eficiência de remoção de DBO por uma lagoa anaeróbia é da ordem de 50% a 60% e, como a DBO efluente é ainda elevada, existe a necessidade de outra unidade de tratamento. Neste caso esta unidade constitui-se de uma lagoa facultativa, porém esta necessitará de uma área menor devido ao pré-tratamento do esgoto na lagoa anaeróbia. O sistema lagoa anaeróbia mais lagoa facultativa representa uma economia de cerca de 1/3 da área ocupada por uma lagoa facultativa trabalhando como unidade única para tratar a mesma quantidade de esgoto. Devido à presença da lagoa anaeróbia, maus odores, provenientes da liberação de gás sulfídrico, podem ocorrer como consequência de problemas operacionais. Por este motivo este sistema deve ser localizado em áreas afastadas, longe de bairros residenciais (SILVA FILHO, 2007).

2.7.1.3 Lagoas aeradas facultativas

Utiliza-se a lagoa aerada facultativa para se ter um sistema predominantemente aeróbio, com dimensões menores se comparada as lagoas facultativas comuns ou os sistemas australianos. É possível ainda a introdução de aeradores em lagoas facultativas convencionais sobrecarregadas e sem possibilidade de expansão para aumentar a eficiência no tratamento. Contudo, é interessante que se preveja essa possibilidade desde o projeto para que se possa adotar uma profundidade coerente com os aeradores e

que se coloque placas protetoras de concreto no fundo, abaixo dos aeradores (VON SPERLING, 2002).

Segundo Von Sperling (2002) esse aumento na eficiência e redução de área é conseguido através de um aumento na complexidade do sistema (o que aumenta os custos de manutenção) e do aumento na energia requerida.

A principal diferença entre este tipo de sistema e uma lagoa facultativa convencional é que o oxigênio, ao invés de ser produzido por fotossíntese realizada pelas algas, é fornecido por aeradores mecânicos. Estes se constituem de equipamentos providos de turbinas rotativas de eixo vertical que causam um grande turbilhamento na água através de rotação em grande velocidade, facilitando a penetração e dissolução do oxigênio (SILVA FILHO, 2007). Tendo em vista a maior introdução de oxigênio na massa líquida do que é possível numa lagoa facultativa convencional, há uma redução significativa no volume necessário para esse tipo de sistema, sendo suficiente um tempo de detenção hidráulica variando entre cinco a dez dias e, como consequência, o requisito de área é menor. O grau de energia introduzido na lagoa através dos aeradores é suficiente apenas para a obtenção de oxigênio, porém não é suficiente para a manutenção dos sólidos em suspensão e bactérias dispersos na massa líquida. Portanto, ocorre sedimentação da matéria orgânica formando o lodo de fundo que será estabilizado anaerobicamente como em uma lagoa facultativa convencional. (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003). Segundo Von Sperling (1995), a eficiência na remoção esperada para esse tipo de tratamento é entre 75 à 85% para DBO e 65 à 80% para DQO.

Nasraui (2016) ainda alerta que a eficiência na remoção de matéria orgânica apresentada pelas lagoas aeradas é excelente à baixo custo operacional. Mas o inadequado dimensionamento do sistema de aeração e cargas desconhecidas que podem fluir para a ETE, podem promover ambientes impróprios para o crescimento dos microrganismos, dificultando o processo de biofloculação das partículas suspensas.

2.7.1.4 Sistemas de lagoas aeradas de mistura completa seguida por lagoas de decantação

O grau de energia introduzido é suficiente para garantir a oxigenação da lagoa, manter os sólidos em suspensão e a biomassa dispersos na massa líquida. Devido a isto, o efluente que sai de uma lagoa aerada de mistura completa, possui uma grande quantidade de sólidos suspensos e não é adequado para ser lançado diretamente no corpo receptor. Para que ocorra a sedimentação e estabilização destes sólidos é necessária a inclusão de uma unidade de tratamento complementar que, neste caso, são as lagoas de decantação. O tempo de detenção nas lagoas aeradas é da ordem de dois a cinco dias e nas lagoas de decantação da ordem de dois dias. O acúmulo de lodo nas lagoas de decantação é baixo e sua remoção geralmente é feita com intervalos de um a cinco anos. Este sistema ocupa uma menor área que outros sistemas compostos por lagoas. Os requisitos energéticos são maiores que os exigidos por outros sistemas compostos por lagoas (SILVA FILHO, 2007).

2.7.2 Sistema fossa-filtro

Segundo Vieira e Alem Sobrinho (1983), as fossas sépticas recebem as águas residuárias e iniciam o processo de tratamento: separam os sólidos do líquido, digerem parte da matéria orgânica presente, estocam sólidos sedimentáveis e então o líquido clarificado é encaminhado para outro tratamento e/ou posterior disposição final. Os sólidos sedimentáveis se movem para o fundo do tanque onde são degradados por microrganismos anaeróbios e acumulam-se (com isso, faz-se necessário uma limpeza periódica da fossa para manter o volume útil da mesma). Os materiais mais leves sobem à superfície, necessitando um anteparo para evitar que óleos e graxas passem para o tratamento posterior. Vale ressaltar que a eficiência da fossa-séptica pode variar com a geometria do tanque, vazão de entrada, número de compartimentos do tanque, temperatura, operação, manutenção, entre outros.

O efluente da fossa-séptica deve ser encaminhado para um tratamento adicional para ser lançado no efluente ou mesmo para ser infiltrado no solo (VIEIRA e ALEM SOBRINHO, 1983). Uma alternativa simples é o filtro anaeróbio que não requer bombeamento ou aeração. Ainda segundo Vieira e Sobrinho (1983), esse sistema pode ser utilizado para resíduos de relativamente baixa carga orgânica e baixa concentração de sólidos em suspensão, desde que não se exija um efluente final de alta qualidade.

Vieira e Alem Sobrinho (1983) descrevem o funcionamento do filtro anaeróbio como um leito de pedras ou outro material inerte que serve como meio suporte aos microrganismos que irão fazer a depuração do esgoto. Esse material é apoiado numa placa perfurada onde o líquido então penetra pela base do sistema, flui através do material de suporte e é descarregado no topo. Como a produção de sólidos é baixa, o sistema pode ser operado por longos períodos, sem necessidade de limpeza.

2.7.2.1 Normas Técnicas da fossa-tratamento secundário

A NBR 7229 (1993) normatiza os projetos, construções e operações de sistemas de tanques sépticos e a NBR 13969 (1997) normatiza os projetos, construções e operações das unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos.

A Figura 6 apresenta um esquema geral da fossa-séptica, onde pode-se identificar os processos ocorrentes dentro do tanque.

Figura 6 – Esquema mostrando as etapas de tratamento de esgoto num tanque séptico.

O volume útil do tanque, segundo a NBR 7229 (1993) é calculado da seguinte forma:

$$V = 1000 + N (CT + KLf)$$

onde, V é o volume útil em litros; N é o número de habitantes; C é a contribuição de despejos (L/hab.dia) apresentada na Tabela 3; T é o período de detenção em dias (considerado 0,5 dia para o presente estudo); K é a taxa de acumulação de lodo digerido em dias (esse parâmetro varia em relação ao período entre as limpezas e a temperatura do mês mais frio, como apresentado na íntegra da NBR 7229; para o cenário estudado esse valor é de 57,0); Lf é a contribuição de lodo fresco (L/hab.dia) que para efluentes domésticos e ocupação permanente de edificação assume o valor 1,0.

Tabela 3 - Contribuição diária de esgoto (C) e de lodo fresco (Lf).

Prédios residenciais de ocupantes permanentes	Contribuição de esgoto (C)
Padrão alto	160
Padrão médio	130
Padrão baixo	100

Fonte: Adaptado de NBR07229 (1993)

Com essas informações é possível calcular o volume útil de um tanque séptico segundo as normas brasileiras. Há ainda a necessidade de se atender a profundidade útil mínima e máxima que a norma estabelece. Para isso utiliza-se a Tabela 4 abaixo.

Tabela 4 - Relações entre volume útil calculado e profundidades recomendadas

Volume útil (m ³)	Profundidade útil mínima (m)	Profundidade útil máxima (m)
Até 6,0	1,20	2,20
De 6,0 à 10,0	1,50	2,50
Mais que 10,0	1,80	2,80

Fonte: NBR07229 (1993)

A NBR07229 (1993) ainda estabelece que os sistemas de tanque séptico devem ser projetados de forma completa, incluindo-se disposição final do efluente e lodo, bem como, sempre que necessário, tratamento complementar desses conforme NBR 13969, conforme Figura 7.

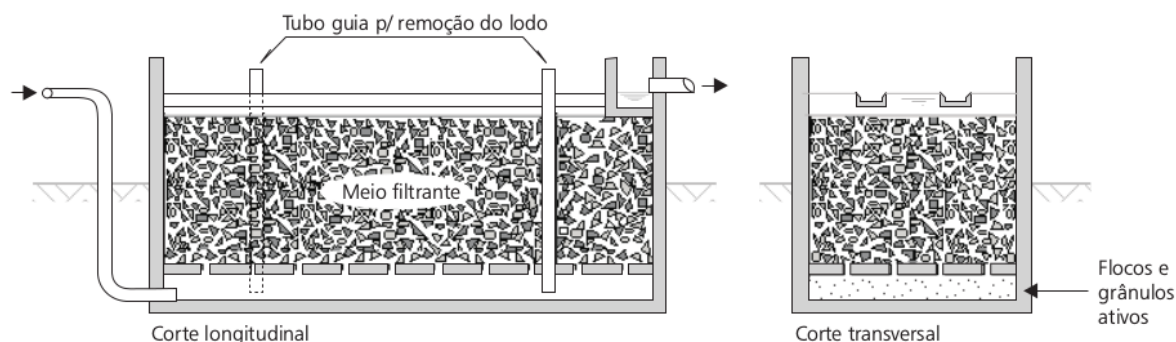
Figura 7 – Tratamentos secundários ao tanque séptico – Esquema geral

Fonte: NBR07229 (1993).

A NBR13969 (1997) normatiza o tratamento complementar de seis formas, a saber: filtro anaeróbio submerso, filtro aeróbio, filtro de areia, vala de filtração, lodo ativado por batelada (LAB) e lagoa com planta. A norma ainda estabelece as eficiências típicas para um sistema de fossa-séptica seguida por filtro anaeróbio para a remoção de DBO variando entre 40 e 75% e para DQO entre 40 e 70%

Os filtros anaeróbios de fluxo ascendente são funcionalmente um conjunto de partes fixas de materiais inertes que servem como meio de fixação para microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico. O esgoto entra no tanque pela base, percola em fluxo ascendente entre o material inerte e é descarregado pelo topo, como mostra a Figura 8 (CAMPOS, 1999).

Figura 8 – Esquema de filtro anaeróbio de fluxo ascendente



Fonte: Campos (1999).

2.8 BIOAUMENTADORES

Segundo Foster e Whiteman (1998), bioaugmentação pode ser definida como a aplicação de microrganismos selecionados para aumentar a população da mesma, melhorando a degradação de algum composto em questão ou reduzindo os custos operacionais do tratamento. Portanto, o presente trabalho pode ser entendido pela literatura científica como avaliação de técnica de bioaugmentação autóctone, dado o fato de selecionar no efluente microrganismos que possam melhorar a capacidade e eficiência no tratamento e, em laboratório são multiplicados para serem reintroduzidos no meio.

A tecnologia de bioaugmentação não é nova e já vem sendo utilizada desde a década de 1960 (JERONIMO et al., 2012). No Brasil, a técnica despertou interesse nos anos 90 com a chegada ao país de empresas que comercializavam aditivos bioquímicos com esta finalidade. Ainda segundo Jeronimo et al. (2012), quando uma alta população selecionada é adicionada para degradação de altas taxas orgânicas, como os produtos para bioaugmentação, a homeostase (equilíbrio dinâmico entre poluentes e microrganismos decompositores) se rompe, permitindo um aumento na degradação do composto poluente. Entretanto, como a tendência natural é que volte à homeostase, torna-se necessário a aplicação contínua de microrganismos selecionados (JERONIMO et al. 2012).

Segundo Jeronimo et al. (2012), outra possibilidade decorre do fato de que a microbiota nativa em um efluente que vinha apresentando boa eficiência na depuração sofra uma diminuição ou eliminação da população, o que pode ser ocasionado por produtos tóxicos e/ou choque de carga orgânica, ficando o ambiente sujeito a focos de contaminação e poluição. Nesse cenário, a bioadição pode ser uma alternativa eficiente para o sistema.

Alguns autores como Lazaretti et al. (2000) e Cardoso (2012) apresentaram em seus estudos resultados promissores para a utilização de bioaumentadores em estações de tratamento de efluentes por lodo ativado em uma indústria de papel e celulose. A Figura 9 apresenta os dados obtido no trabalho de Lazaretti et. al. (2000).

Figura 9 - Dados obtidos por Lazarotti et al. (2000) no aumento da eficiência no tratamento de efluentes utilizando-se bioaumentadores

Fonte: Lazarotti et al. (2000).

Os dados obtidos por Lazaretti et al. (2000) mostram um acréscimo de 15% na remoção de DQO e um aumento de 10% na remoção de DBO, em média, com a utilização de bioaditivo no tratamento por lodo ativado. No trabalho não se identificou um aumento no pH e nem no oxigênio dissolvido. Lazaretti et al. (2000) ainda concluíram que, pelos resultados obtidos no trabalho, a adição de microrganismo em estações de tratamento de efluentes melhora a eficiência da mesma e reduz os impactos

causados por choques hidráulicos e de carga orgânica, mostrando-se uma alternativa promissora no tratamento de resíduos orgânicos.

Cardoso (2012) avaliou o desempenho de um sistema de tratamento de efluentes de um frigorífico empregando um produto para bioaumentação, concluindo que o uso da técnica pode atenuar os efeitos da produção de lodo em sistemas que utilizam lagoas anaeróbias e aeróbias.

2.9 PREPARO DO INÓCULO AUTÓCTONE

A técnica de preparo do inóculo foi feita em conjunto com uma empresa de biotecnologia com fins comerciais, que utiliza as seguintes etapas:

2.9.1 Etapa de Bioprospeção e Bioaumentação

Essa primeira fase do tratamento biológico envolveu o estudo da microbiota do efluente residual (mais precisamente da água e do lodo) para caracterização e identificação dos microrganismos adaptados às condições ambientais, sob “vida latente”, que apresentavam potencial degradativo específico para realizar as reações de biodegradação de compostos orgânicos como gordura e proteínas presentes em grandes quantidades no efluente.

O estudo da microbiota desse efluente foi composto por:

2.9.1.1 Planejamento para obtenção das amostras.

Os procedimentos para coleta de água (250mL) em frascos de vidro (500mL) estéreis, e do lodo (250mg) em frasco de vidro (500mL) de boca larga e estéril foram realizados no mesmo período do mesmo dia. A Figura 10 apresenta a coleta do esgoto na entrada do sistema de fossa-filtro para obtenção dos autóctones.

Figura 10 – Foto mostrando o procedimento de coleta de amostras para isolamento dos microrganismos de interesse na entrada do sistema de fossa-filtro



Fonte: O autor (2018).

2.9.1.2 Transporte das amostras

Todas as amostras obtidas foram transportadas, sob refrigeração, para o laboratório de microbiologia da empresa responsável pelo procedimento.

2.9.1.3 Experimento de inoculação e replicação da biomassa em laboratório

No laboratório as amostras foram recepcionadas e identificadas. Posteriormente, foi iniciada a bioaugmentação, onde cada amostra (250 mL de água e 250 mg de lodo) foi inoculada em 500 mL de meio líquido (caldo YPD – Yeast-extract, Peptona and Dextrose) e incubados sob agitação constante a 22°C, durante 8 horas (HOLDEMAN e MOORE, 1977). Em seguida caracterizou-se as amostras em que 1,0 mL de cada crescimento obtido foram semeados, em triplicata, em meio sólido por esgotamento da superfície Agar. Então, incubou-se, em estufa microbiológica a 35°C, durante 24 horas. Colônias representativas foram transferidas para 10 mL de caldo YPD e re-incubados na mesma temperatura de origem (HOLDEMAN e MOORE, 1977). Em seguida, os autóctones foram identificados e selecionados (Figura 11).

Figura 11 - Placa de Petri com autóctones

Fonte: O autor (2018).

Denomina-se autóctone selecionado o microrganismo, específico do nicho pesquisado, que apresenta atividade neutralizadora ao agente poluente presente em grande quantidade na amostra (água ou lodo) representativa do efluente de entrada da estação de tratamento de esgoto. Ensaio de laboratório comprobatórios da atividade microbiana determinaram a biomassa específica a ser utilizada (HOLDEMAN e MOORE, 1977). A Figura 12 apresenta a microbioteca, isolamento de amostras e teste de neutralização, respectivamente.

Figura 12 - Microbioteca, micro-organismos caracterizados e teste de neutralização, respectivamente

Fonte: O autor (2018).

Com os microrganismos autóctones selecionados e isolados, foi possível preparar a biomassa a ser introduzida nos sistemas de tratamento através de reatores biológicos de inox (Figura 13) para maximizar a contagem de microrganismos (10^{13} microrganismos/mL) e aumentar o volume para atender a demanda.

Figura 13 - Reatores biológicos para preparo da biomassa



Fonte: O autor (2018)

2.9.2 Etapa de Bioadição

Envolveu a aplicação “in situ” da biomassa específica (10^{13} microrganismos/mL) nos respectivos pontos previamente determinados, para melhor difusão dos microrganismos e início da fase de readaptação desses autóctones, e consequente repopulação microbiana do efluente das ETE’s (microbiota adaptativa). As aplicações das biomassas foram realizadas de maneira seriada e consecutiva de 60L de biomassa líquida despejados diretamente na entrada da lagoa de tratamento anaeróbia a cada 24h.

Para o sistema fossa-filtro foram 150mg de biomassa sólida e 4L de biomassa líquida em cada ponto de verificação (5 pontos no total) da malha de coleta de esgoto do distrito que utiliza o sistema fossa-filtro a cada 24h. Constituindo assim a fase inicial de colonização microbiana pelos autoclones (fase LAG). Esta etapa foi monitorada por testes microbiológicos: Contagem Padrão em Placas (CPP), para determinação da UFC (Unidade Formadora de Colônias), testes da manutenção da atividade enzimática (neutralização *in vitro*), os quais foram utilizados como índice do Controle de Qualidade Interno (CQi), para possíveis ajustes nas concentrações da biomassa específica nas aplicações que se seguiram. Vale ressaltar que nessa etapa necessitou-se da contribuição da companhia de saneamento para fazer as aplicações.

O tempo considerado para início da recolonização (fase logarítmica de crescimento microbiano) nas ligações foi de aproximadamente duas semanas após o início das inoculações. Esta fase é evidenciada pelo aumento progressivo no índice UFC, caracterizada pelos resultados que variaram entre 10^4 e 10^5 autoclones/mL, tanto nas águas como lodo (autoclones/mg). Outro sinal da mencionada recolonização é o início da diminuição acentuada da percepção do odor desagradável. O qual seguiu um cronograma com seguimento evolutivo diretamente proporcional a recolonização microbiana do efluente, que evoluiu até 10^7 UFC, e assim mantido até total redução do odor indesejável (HOLDEMAN e MOORE, 1977).

Assim sendo, a etapa de bioadiação é concluída à medida que os resultados dos índices laboratoriais (DBO, DQO, pH, OD e SSed) norteadores da atividade biorremediadora se estabilizam, em conformidade aos requeridos pela agências fiscalizadoras do território nacional.

A estabilização desses índices é dependente direto da manutenção do crescimento contínuo dos microrganismos participantes da nova microbiota do efluente, mantida pela 3ª etapa do processo; a biomanutenção.

2.9.3 Etapa de Biomanutenção

Consistiu na manutenção diária do processo biotecnológico, desenvolvido particularmente para o tratamento das características da água residual em questão. Testes microbiológicos (como a coleta da Figura 14) e bioquímicos de controle de qualidade interna foram feitos para manutenção do proposto e ou para eventuais acertos nas concentrações e tipos microbianos, de tal forma que o processo de depuração do efluente tóxico se mantivesse estável dentro do nível de desempenho esperado.

Figura 14 – Foto mostrando a coleta de amostra para acompanhamento da eficiência



Fonte: O autor (2018).

Entretanto não houve necessidade de mudança no tratamento, mantendo-se as espécies de microrganismos, quantidades de biomassa aplicada e espaçamento temporal entre as aplicações.

3 METODOLOGIA

3.1 LOCAL

3.1.1 Sistema de tratamento por lagoas

O local escolhido para o teste foi o sistema de lagoas de uma cidade de 12.000 habitantes devido à técnica ser largamente utilizada e reconhecida. A Figura 15 mostra o local das instalações da ETE da cidade.

Figura 15 – Local das instalações da ETE por lagoas



Fonte: O autor (2018).

3.1.2 Sistema de tratamento por fossa-filtro

O sistema de fossa-filtro é preferencialmente utilizado para comunidades pequenas (Von Sperling, 1995), portanto, a análise da eficiência de bioadição nessa

técnica é representativa para comunidades rurais no Brasil. A Figura 16 mostra as instalações do sistema fossa-filtro.

Figura 16 - Local das instalações da ETE do distrito



Fonte: O autor (2018).

3.2 APLICAÇÃO

3.2.1 Sistema de tratamento por lagoas

A aplicação da biomassa no sistema de lagoas foi feito diariamente com 60L de biomassa líquida na entrada da lagoa anaeróbia (como mostra a Figura 17). O início das aplicações foram em novembro de 2017 até junho do mesmo ano.

Figura 17 - Ponto de entrada do sistema de lagoas, onde se aplicou a biomassa



Fonte: O autor (2018).

3.2.2 Sistema de tratamento por fossa-filtro

A aplicação da biomassa no sistema fossa-filtro foi feito diariamente com 4L de biomassa líquida e 150mg de biomassa sólida nos 5 pontos de verificação da malha de coletora de esgoto (como mostra a Figura 18). O início das aplicações foram em dezembro de 2016 até janeiro de 2018.

Figura 18 - Foto de aplicação de biomassa nos pontos de verificação



Fonte: O autor (2018).

3.3 MONITORAMENTO

O monitoramento foi realizado pela empresa de saneamento, que cedeu algumas análises históricas (antes e durante o uso da técnica) de DBO, DQO, sólidos sedimentáveis e pH para os dois sistemas e forneceu também dados dos parâmetros analisados após o tratamento para o sistema de lagoas, como mostra a Tabela 5 e 6.

Tabela 5 – Dados fornecidos pela empresa de saneamento para o sistema de lagoas

Situação	Data	Local	DBO5 mg/L	DQO tot mg/L	OD mg/L	SS mL/L	pH
Antes da bioadição (sem bioadição)	09-04-15	Afluente da Lagoa Anaeróbia	600	1102	-	5,0	6,8
	09-04-15	Efluente da Lagoa Facultativa	75	297	0,22	1,3	7,8
	30-07-15	Afluente da Lagoa Anaeróbia	700	1628	-	-	7,8
	30-07-15	Efluente da Lagoa Facultativa	170	449	< 0,1	0,4	7,7
	02-02-16	Afluente da Lagoa Anaeróbia	360	694	-	-	6,8
	02-02-16	Efluente da Lagoa Facultativa	45	261	-	3,5	---
	02-08-16	Afluente da Lagoa Anaeróbia	780	904	-	-	7,2
	02-08-16	Efluente da Lagoa Facultativa	130	433	0,27	3,0	7,0
Durante bioadição (com bioadição)	01-12-16	Afluente da Lagoa Anaeróbia	540	1155	-	-	---
	01-12-16	Efluente da Lagoa Facultativa	100	291	-	-	---
	27-12-16	Afluente da Lagoa Anaeróbia	540	967	-	-	---
	27-12-16	Efluente da Lagoa Facultativa	115	341	-	-	---
	03-01-17	Afluente da Lagoa Anaeróbia	620	1342	-	-	7,0
	03-01-17	Efluente da Lagoa Facultativa	115	286	0,29	0,5	7,7
	16-02-17	Afluente da Lagoa Anaeróbia	560	1085	-	-	---
	16-02-17	Efluente da Lagoa Facultativa	95	244	-	-	---
	15-03-17	Afluente da Lagoa Anaeróbia	420	755	-	-	---
	15-03-17	Efluente da Lagoa Facultativa	100	235	-	-	---
	27-03-17	Afluente da Lagoa Anaeróbia	560	989	-	-	7,3
	27-03-17	Efluente da Lagoa Facultativa	120	273	0,18	0,3	7,5
	13-04-17	Afluente da Lagoa Anaeróbia	860	1222	-	-	---
13-04-17	Efluente da Lagoa Facultativa	95	265	-	-	---	
Após bioadição (sem bioadição)	31-08-17	Afluente da Lagoa Anaeróbia	640	1164	-	-	7,5
	31-08-17	Efluente da Lagoa Facultativa	170	351	< 0,1	0,1	7,7
	27-12-17	Afluente da Lagoa Anaeróbia	580	1130	-	-	7,5
	27-12-17	Efluente da Lagoa Facultativa	110	272	< 0,1	0,4	7,7
	16-01-18	Afluente da Lagoa Anaeróbia	440	876	-	-	7,3
	16-01-18	Efluente da Lagoa Facultativa	100	253	0,90	1,0	7,8

Fonte: O autor (2018)

Tabela 6 – Dados fornecidos pela empresa de saneamento para o sistema de fossa-filtro

Situação	Data	Local	DBO5 mg/L	DQO tot mg/L	OD mg/L	SS mL/L	pH
Sem bioadição	09-04-15	Afluente da Fossa Filtro	960	1426	-	4,0	7,1
	09-04-15	Efluente da Fossa Filtro	320	624	-	1,2	7,0
	28-09-15	Afluente da Fossa Filtro	490	742	-	-	7,1
	28-09-15	Efluente da Fossa Filtro	150	401	-	3,0	7,1
	23-02-16	Afluente da Fossa Filtro	440	829	-	-	7,1
	23-02-16	Efluente da Fossa Filtro	125	276	-	1,2	7,3
	02-08-16	Afluente da Fossa Filtro	1000	1804	-	-	7,4
	02-08-16	Efluente da Fossa Filtro	430	790	-	1,5	7,1
Com bioadição	13-10-16	Afluente da Fossa Filtro	800	1610	-	-	----
	13-10-16	Efluente da Fossa Filtro	330	527	-	-	----
	03-01-17	Afluente da Fossa Filtro	580	1144	-	-	7,2
	03-01-17	Efluente da Fossa Filtro	100	210	-	0,4	7,3
	16-02-17	Afluente da Fossa Filtro	480	184	-	-	----
	16-02-17	Efluente da Fossa Filtro	65	184	-	-	----
	15-03-17	Afluente da Fossa Filtro	440	779	-	-	----
	15-03-17	Efluente da Fossa Filtro	52	144	-	-	----
	27-03-17	Afluente da Fossa Filtro	500	1003	-	-	7,4
	27-03-17	Efluente da Fossa Filtro	65	182	-	< 0,1	8,0
	13-04-17	Afluente da Fossa Filtro	850	2591	-	-	----
	13-04-17	Efluente da Fossa Filtro	210	463	-	-	----
	31-08-17	Afluente da Fossa Filtro	780	1130	-	-	7,7
	31-08-17	Efluente da Fossa Filtro	120	289	-	1,1	7,8
	16-01-18	Afluente da Fossa Filtro	520	936	-	-	7,1
	16-01-18	Efluente da Fossa Filtro	85	194	-	0,1	7,3

Fonte: O autor (2018)

3.4 AVALIAÇÃO ESTATÍSTICA

A avaliação dos resultados foi feita através das médias, desvios-padrão amostral, *boxplot* e teste T de Student (PIANA et al., 2009).

3.4.1 Médias

$$\bar{x} = \sum_{1}^{n} \left(\frac{X}{n} \right)$$

3.4.2 Desvio-padrão amostral

$$S_x = \sqrt{\frac{\sum_{1}^{n} (x_n - \bar{x})^2}{(n-1)}}$$

3.4.3 *Boxplot*

O *Boxplot* (Figura 19) é um método alternativo para representar os dados. Ele fornece informação sobre as seguintes características do conjunto de dados: localização, dispersão, assimetria, comprimento da cauda e *outliers* (medidas discrepantes) representados através da mediana, quartis e extremos.

Figura 19 - Representação por *boxplot*

Fonte : O autor (2018).

3.4.4 Teste T de Student

O teste T de Student consiste em formular uma hipótese e através de resultados estatísticos rejeitar ou não uma hipótese H_0 (PIANA et al., 2009). O teste pode ser uni ou bicaudal. Pode ser utilizado para comparação de uma amostra com um valor médio comparativo, comparação entre duas amostras de mesmo tamanho, tamanhos diferentes com variâncias iguais ou tamanhos diferentes com variâncias diferentes. É necessário ainda para o teste utilizar um α que representa a intervalo de confiança (usualmente utilizado 5%). No presente trabalho foi utilizado $\alpha=0,05$; com teste bicaudal de comparação de duas amostras. Os testes T foram feito para amostras de tamanhos iguais, tamanhos diferentes com variâncias iguais e tamanhos diferentes com variâncias diferentes, conforme se segue:

3.4.4.1 Cálculo do T_{obs} e graus de liberdade para amostras de tamanhos diferentes e variâncias iguais.

$$T_{obs} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{S_{x_1 x_2} \cdot \sqrt{\frac{2}{n}}} \quad \text{sendo} \quad S_{x_1 x_2} = \sqrt{\frac{Sx_1^2 + Sx_2^2}{2}}$$

$$\text{Graus de liberdade} = 2n - 2$$

3.4.4.2 Cálculo do T_{obs} e graus de liberdade para amostras de tamanhos diferentes e variâncias iguais.

$$T_{obs} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{S_{x_1 x_2} \cdot \sqrt{\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}}} \quad \text{sendo} \quad S_{x_1 x_2} = \sqrt{\frac{(n_1 - 1)Sx_1^2 + (n_2 - 1)Sx_2^2}{n_1 + n_2 - 2}}$$

$$\text{Graus de liberdade} = n_1 + n_2 - 2$$

3.4.4.3 Cálculo do T_{obs} e graus de liberdade para amostras de tamanhos diferentes e variâncias diferentes.

$$T_{obs} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{S_{x_1 x_2}} \quad \text{sendo} \quad S_{x_1 x_2} = \sqrt{\frac{s_1^2}{n_1} + \frac{s_2^2}{n_2}}$$

$$\text{Graus de liberdade} = \frac{(s_1^2/n_1 + s_2^2/n_2)^2}{(s_1^2/n_1)^2/(n_1 - 1) + (s_2^2/n_2)^2/(n_2 - 1)}$$

3.4.4.4 Comparação do T_{obs}

Com os graus de liberdade calculado e estipulado o α , é possível identificar o $t_{\alpha/2}$ do teste. Caso $t_{\alpha/2} < T_{obs} < t_{\alpha/2}$, não pode-se rejeitar a hipótese H_0 , caso contrário, a hipótese é refutada.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO E DO TRATAMENTO

4.1.1 Tratamento

O estudo se deu em uma cidade no interior de São Paulo, com a finalidade de avaliar a técnica de tratamento por bioaugmentação de autóctones nos sistemas de tratamento:

1. lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa - sistema composto por uma lagoa anaeróbia, com dimensões de 60x35 m e profundidade de 3,8 m, e uma lagoa facultativa, com dimensões de 145x50 m e profundidade de 1,8m do sistema de tratamento de esgoto da cidade de aproximadamente 12.000 habitantes com dimensionamento e operação em acordo com norma técnica da empresa de saneamento;
2. fossa séptica seguida por filtro anaeróbio de fluxo ascendente – a fossa possui dimensões de 9,4x3,4 m e profundidade de 2,5m; e o filtro possui dimensões de 7,0x5,4 m e profundidade de 2 m; atendendo um distrito da mesma cidade onde há cerca de 100 ligações de esgoto e aproximadamente 320 habitantes.

Vale ressaltar que o sistema de lagoas da cidade em questão possui 8 aeradores mecânicos superficiais que foram introduzidos ao sistema para aumento da eficiência após a conclusão do projeto de construção. Esses foram mantidos durante os testes sem a introdução da técnica de biotratamento e foram desligados durante o tratamento com autóctones. Portanto, sem o tratamento de bioadição se tratava de uma lagoa facultativa aerada.

A fossa séptica do distrito possui volume útil total de 80m³ e, visto que indicado segundo a NBR 7229 (1997) para 320 habitantes, limpeza anual e tempo de detenção de 12h é que se tenha pelo menos 42,6 m³, as instalações possuem, portanto, adequação segundo as normas vigentes. O filtro anaeróbio é constituído de um tanque preenchido com meio suporte para os microrganismos, com dimensões de 7x5,4 m e profundidade de 2 m, apresentando um volume útil de 75,6 m³. conforme a NBR 13969,

o mínimo necessário para as características do local é que tenha volume útil de 66,5 m³, portanto, está de acordo com a norma. As instalações do distrito ainda contam com um segundo sistema de fossa-filtro em paralelo ao descrito em caso de entupimento ou para limpeza do primeiro.

4.1.2 Caracterização do esgoto afluyente

Com os valores obtidos nas Tabelas 5 e 6 é possível analisar estatisticamente o esgoto nos sistemas de tratamento, representado na Tabela 7 e 8.

Tabela 7 – Dados estatísticos do esgoto afluyente e efluente no sistemas de lagoas.

Sistema de lagoas				
Dados estatísticos antes da bioadição				
Afluyente		Efluente		
	Média	Desvio-pad.	Média	Desvio-pad.
DBO	610,00	182,21	105,00	55,83
DQO	1082,00	400,31	360,00	94,90
Dados estatísticos durante a bioadição				
Afluyente		Efluente		
	Média	Desvio-pad.	Média	Desvio-pad.
DBO	585,71	135,01	105,71	10,58
DQO	1073,57	191,85	276,43	35,08
Dados estatísticos após a bioadição				
Afluyente		Efluente		
	Média	Desvio-pad.	Média	Desvio-pad.
DBO	553,33	102,63	126,67	37,86
DQO	1056,67	157,38	292,00	51,97

Fonte: O autor (2018).

Tabela 8 – Dados estatísticos do esgoto afluyente e efluente no sistema fossa-filtro.

Fossa-filtro				
Dados estatísticos antes da bioadição				
Afluyente		Efluente		
	Média	Desvio-pad.	Média	Desvio-pad.
DBO	738,00	260,81	271,00	129,54
DQO	1282,20	473,71	523,60	198,37
Dados estatísticos durante a bioadição				
Afluyente		Efluente		
	Média	Desvio-pad.	Média	Desvio-pad.
DBO	592,86	158,82	99,57	53,97
DQO	1263,83	663,96	238,00	108,65

Fonte: O autor (2018).

Com os dados das Tabelas 7 e 8 permite-se realizar o teste T de Student para os valores afluentes, avaliando-se como hipótese H_0 que as amostras de DBO e DQO para o sistema de lagoas e o sistema fossa filtro apresentam valores sem diferenças significativas entre os períodos do teste (sem e com bioadição).

Para isso, utilizou-se o teste T para duas amostras com diferentes valores de desvio-padrão. O resultado obtido é mostrado na Tabela 9.

Tabela 9 – Teste T de Student para os valores de DBO e DQO afluente.

	Comparações do afluente	graus de lib	T_{obs}	$t_{\alpha/2}$
Lagoa	DBO antes com DBO durante	5	0,23	2,571
	DBO antes com DBO depois	5	0,53	2,571
	DQO antes com DQO durante	4	0,04	2,776
	DQO antes com DQO depois	4	0,12	2,776
Fossa-filtro	DBO antes com DBO durante	6	0,90	2,447
	DQO antes com DQO durante	9	0,05	2,262

Fonte: O autor (2018).

Como mostrado, todos os testes T de Student apresentados demonstraram que a hipótese H_0 não pode ser refutada (pois é verdade para todas as comparações que $-t_{\alpha/2} < T_{obs} < t_{\alpha/2}$), portanto, os valores de DBO e DQO afluentes tanto no sistema de lagoas como no sistema fossa-filtro não apresentam diferenças significativas e podem ser interpretadas em conjunto, como na Tabela 10.

Tabela 10 – Médias dos valores de DBO e DQO afluente

Local	Parâmetro	média
Lagoas	DBO	585,71
	DQO	1072,36
Fossa-filtro	DBO	653,33
	DQO	1272,18

Fonte: O autor (2018).

Em comparação do encontrado na literatura com a Tabela 10, pode-se constatar que os valores de DBO e DQO apresentaram-se altos. Isso pode ocorrer devido ao fato de as ETE's operarem em cidades pequenas, onde uma das características é baixo consumo de água, e por consequência o efluente estará em maior concentração.

Segundo Von Sperling (1995) a quantidade de água gerada pela população aumenta com a densidade populacional e também com o nível social dos habitantes. Há também de se considerar os efluentes gerados pelas indústrias que despejam seus efluentes (com alta concentração de matéria orgânica pelas características dos empreendimentos) na rede de esgoto das pequenas comunidades, aumentando a carga orgânica presente.

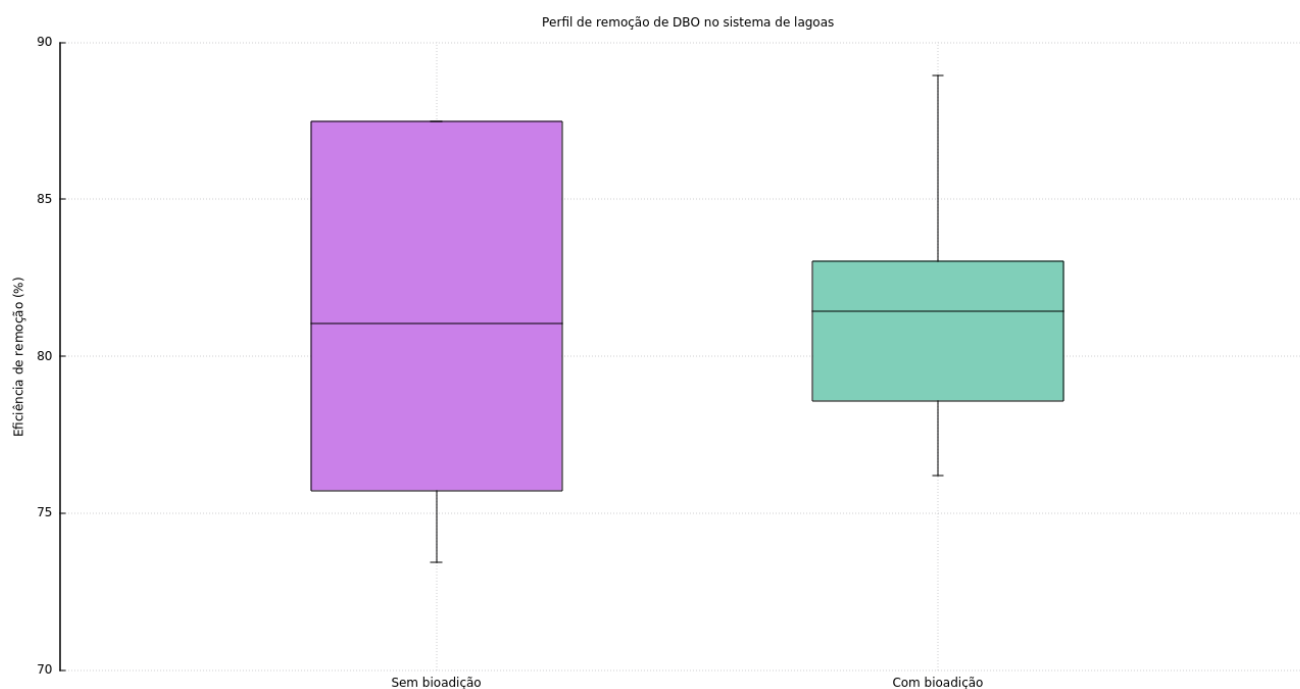
4.2 EFICIÊNCIA DO INÓCULO

A eficiência foi acompanhada pelas análises de parâmetros físico-químicos como DBO, DQO, oxigênio dissolvido, sólidos sedimentáveis e pH tanto na entrada do sistema como no efluente tratado. Os valores são mostrados nas Tabelas 5 e 6 para os sistemas de lagoas e para o sistema fossa-filtro, respectivamente.

4.2.1 Sistema de lagoas

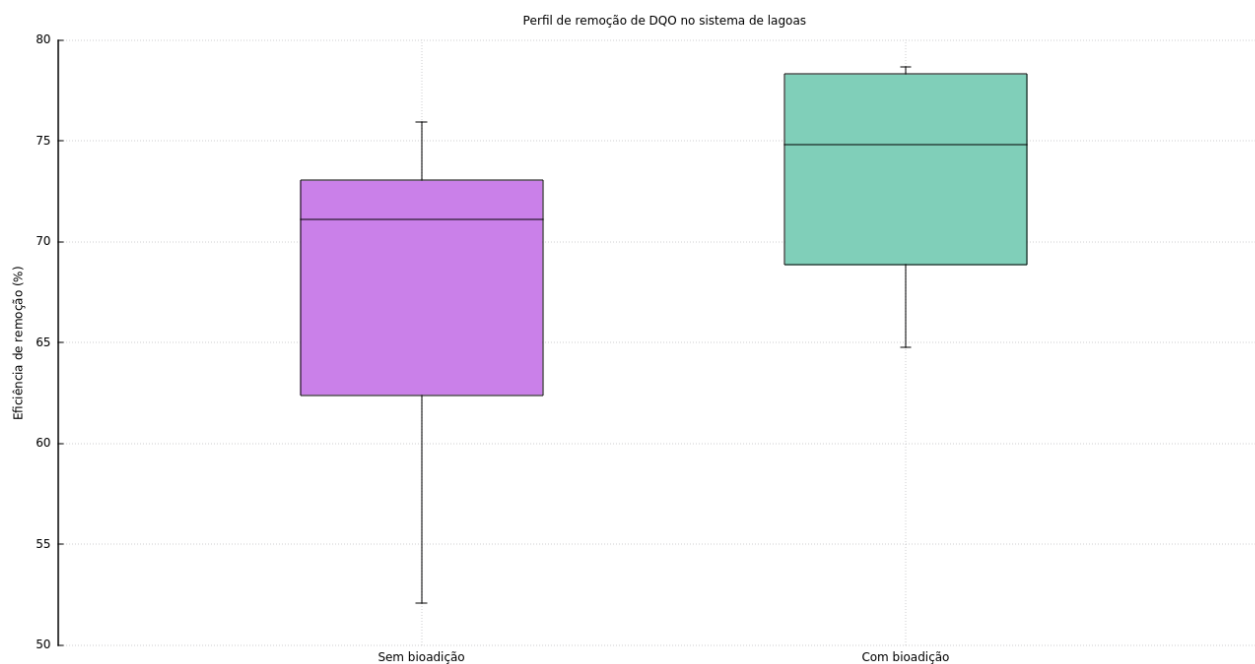
A Figura 20 e 21 apresentam os dados compilados da Tabela 5 para o sistema de lagoas. Os dados de remoção de DBO (Figura 20) e DQO (Figura 21) foram apresentados de forma a se constatar a porcentagem de remoção desses parâmetros para poder-se avaliar a eficiência do método de bioaugmentação selecionado. É apresentado o perfil de remoção (em porcentagem) de DBO e DQO ao longo do tempo do sistema de lagoas.

Figura 20 - Perfil de remoção de DBO nas lagoas



Fonte: O autor (2018).

Figura 21 - Perfil da remoção de DQO no sistema de lagoas



Fonte: O autor (2018).

O tratamento convencional apresentou eficiência média de 80,83% de remoção de DBO e 68,12% na remoção de DQO. Von Sperling (1995) estabelece a eficiência típica de um sistema australiano (lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa) para remoção de DBO entre 75 e 85%, enquanto que para remoção de DQO essa eficiência varia entre 65 e 80%. Portanto, a estação de tratamento de esgoto por sistema de lagoas apresentou uma boa remoção para DBO (valor próximo do limite máximo de eficiência) e aceitável para DQO (valor próximo do limite mínimo de eficiência), ambos dentro do esperado pela literatura.

No período em que houve adição de biomassa microbiana, a média de remoção de DBO foi de 81,20%, e de DQO 73,62%. Isso representa um pequeno aumento de 0,37% na remoção de DBO e 5,5% na remoção de DQO. Utilizando-se do teste T de student, apresentado no item 3, com a hipótese H_0 sendo que os valores obtidos na remoção de DBO durante o uso da bioadição foram iguais aos apresentados pelo tratamento sem bioadição obteve-se um valor de $T_{obs} = 0,14$. Utilizando-se $\alpha = 0,05$; $t_{\alpha/2}$

= 2,179 e $-t_{\alpha/2} = -2,179$. Assim, $-t_{\alpha/2} < T_{obs} < t_{\alpha/2}$ e pode-se inferir que os valores obtidos nas amostras de remoção de DBO com biotratamento são iguais aos obtidos sem a adição do mesmo.

Já para o teste T de Student para o tratamento da DQO, $T_{obs} = 1,49$. Utilizando-se $\alpha = 0,05$ e $2n-2$ graus de liberdade; $t_{\alpha/2} = 2,179$ e $-t_{\alpha/2} = -2,179$. Assim, $-t_{\alpha/2} < T_{obs} < t_{\alpha/2}$ e pode-se inferir que os valores obtidos nas amostras de remoção de DQO com biotratamento são iguais aos obtidos sem a adição do mesmo.

Esses valores estatísticos obtidos ainda é corroborado pela análise estatística feita com as amostras efluentes antes, durante e após o tratamento do sistema de lagoas que, através do teste T, apresentou manutenção dos valores de DBO e DQO, com $-t_{\alpha/2} < T_{obs} < t_{\alpha/2}$. A comparação entre DBO e DQO antes e durante o tratamento apresentou $T_{obs} = 0,03$ e $T_{obs} = 0,32$, respectivamente e $t_{\alpha/2} = 3,182$. Já a comparação entre DBO e DQO antes e após o tratamento apresentou $T_{obs} = 0,61$ e $T_{obs} = 1,21$, respectivamente e $t_{\alpha/2} = 2,571$.

Esses resultados contrastam com os obtidos por Lazaretti et al. (2000), Cardoso (2012) e Mauer (2016) na questão da redução da carga orgânica. Isso deve-se pela modificação das características da estação para aumentar a economia ao se desligar os aeradores, o que manteve a eficiência e proporcionou uma redução de custos.

O sistema de lagoas com tratamento convencional requer a aeração com oito dispositivos, cada um com uma potência de 7,5 cavalo-vapor. O uso dos bioaumentadores dispensa a aeração mecânica, mantendo-se a eficiência de remoção de DBO e diminuindo custos de operação e manutenção dos equipamentos. Considerando que o custo do kWh na cidade para a empresa de saneamento é de 0,40 R\$/kWh, houve uma economia em energia elétrica de R\$12.672,00/mês, subtraindo-se o valor do custo da técnica empregada de R\$2.820,00/mês, tem-se uma economia líquida de R\$9.852,00 mensais, sem se considerar a economia com manutenção dos aeradores. Os aeradores aumentam a turbulência na lagoa, através da adição de quantidade de movimento (VON SPERLING, 1995), portanto, esse fator é evitado ao desligá-los, possibilitando que partículas como sólidos suspensos e partes não biodegradáveis dispersas no corpo d'água floculem.

Há ainda de se considerar a homogeneização temporal no tratamento com autóctones, pois os dados permitem constatar também uma redução no desvio-padrão, que para o tratamento convencional na remoção de DBO foi de 5,61, enquanto para DQO foi de 8,22. No tratamento adicionando-se biomassa, o desvio-padrão da DBO foi de 4,12 e DQO de 5,28.

Uma das vantagens do tratamento com o aumento de microrganismos é a liberação de proteínas do choque térmico, que, na presença de uma substância tóxica para esse ser vivo, libera proteínas que podem degradar ou encapsular esse mesmo composto (SCHLESINGER, 1990).

Mauer (2016) apresenta a eficiência de bioadição em reator UASB em laboratório e compara à um reator idêntico sem a adição de microrganismos. O estudo demonstra um aumento de eficiência ao longo do período de estudo, chegando à um aumento de 20,9% na degradação da matéria orgânica após 5 semanas. Lazaretti et al. (2000) apresentou um aumento de até 15% na remoção de DBO e 22% na remoção de DQO comparando um sistema de lodo ativado com e sem bioadição.

A Figura 22 apresenta os dados de OD e SSed das amostras das lagoas. A média de OD para as amostras do tratamento convencional é de 0,2 mg/L, enquanto que com a utilização da bioaugmentação foi de 0,07 mg/L. Ainda é possível identificar uma diminuição na média dos sólidos suspensos se comparar o tratamento convencional (1,39 mg/L) ao tratamento utilizando biomassa (0,11 mg/L). Isso se deve ao fato de os aeradores proporcionarem maior contato entre o ar e o esgoto, aumentando o oxigênio dissolvido, mas também adicionando quantidade de movimento que suspende os sólidos (VON SPERLING, 1995). Mauer (2016) monitorou os sólidos suspensos utilizando bioaditivos em um reator UASB e constatou uma redução de 30% nos sólidos suspensos, referindo-se à formação de granulos e posterior floculação como responsável.

Figura 22 – Perfil de oxigênio dissolvido (mg/L) e sólidos sedimentáveis (mL/L) das análises da lagoa

Fonte: O autor (2018).

A Figura 23 mostra os valores obtidos nas análises de pH efluente do sistema de lagoas. A média de pH com a adição de biomassa foi de 7,6, e para o tratamento convencional foi de 7,61. Com isso, pode-se constatar que a adição de microrganismos não trouxe modificação na condição alcalina ou acida do efluente. Esse fato está de acordo com o obtido por Lazaretti et al. (2000), Cardoso (2012) e Mauer (2016), que não apresentaram variações significativas do pH com bioadição, em um tratamento por lodo ativado, reatores anaeróbios e reator UASB, respectivamente.

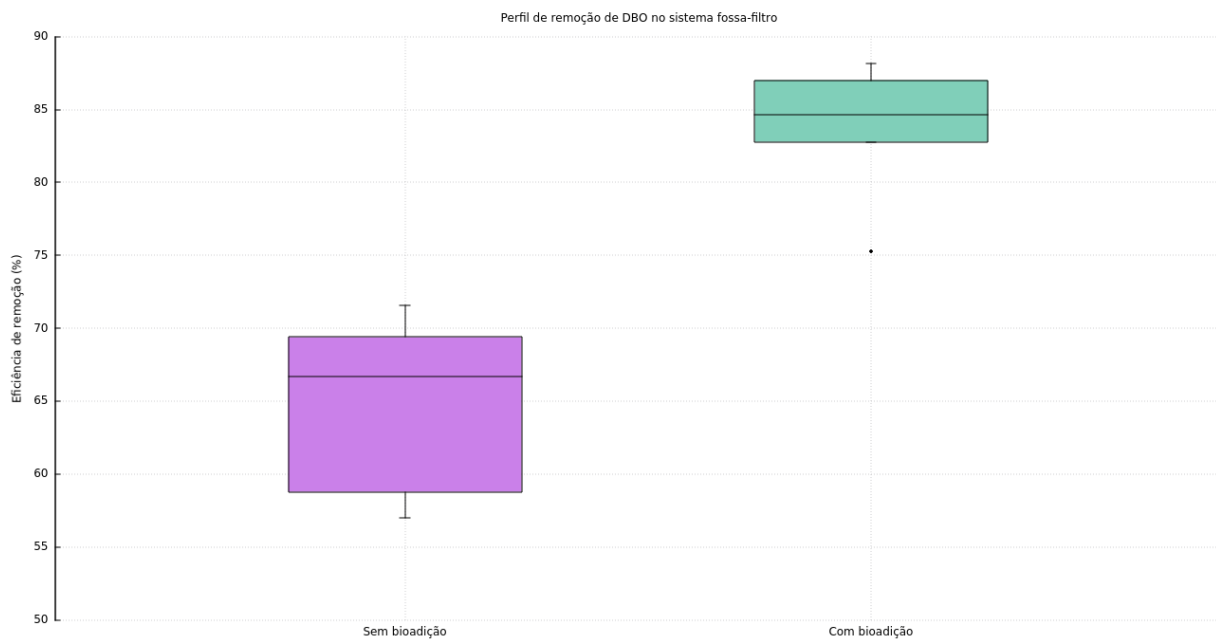
Figura 23 – Perfil de pH efluente do sistema de lagoas com e sem bioadição

Fonte: O autor (2018).

4.2.2 Sistema fossa-filtro

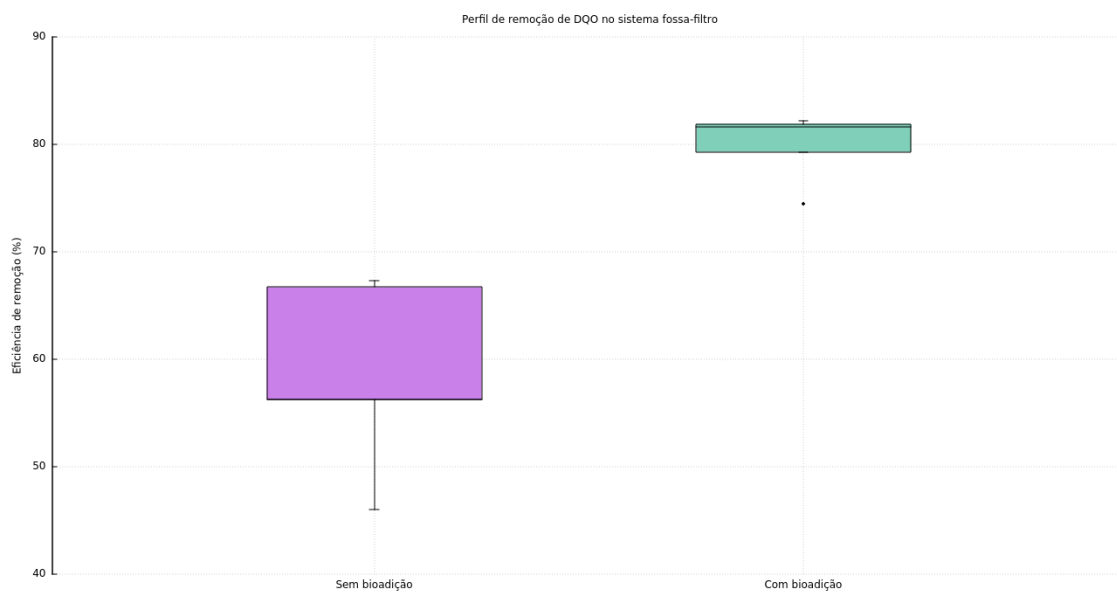
A Figura 24 e 25 apresentam os dados obtidos para o sistema fossa-filtro. Os dados de remoção de DBO (Figura 24) e DQO (Figura 25) foram apresentados como percentual de remoção a fim de melhor visualização. É apresentado o perfil de remoção de DBO e DQO ao longo do tempo do sistema de fossa e filtro anaeróbio sem e com a técnica biotecnológica.

Figura 24 – Perfil da remoção de DBO na fossa-filtro



Fonte: O autor (2018).

Figura 25 - Perfil da remoção de DQO na fossa-filtro



Fonte: O autor (2018).

A NBR13969 (1997) estabelece as eficiências típicas para um sistema de fossa-séptica seguida por filtro anaeróbio para a remoção de DBO variando entre 40 e 75% e para DQO entre 40 e 70% .O tratamento convencional do sistema apresentou eficiência média de 64,68% de remoção de DBO e 58,48% na remoção de DQO. Remoção dentro dos limites considerados pelas normas brasileiras.

No período em que houve adição de biomassa microbiana, a média de remoção de DBO foi de 83,99%, e de DQO 80,14%. Isso representa um aumento de 19,31% na remoção de DBO e 21,66% na remoção de DQO. Assim como na lagoa, a bioaugmentação da fossa-filtro ainda aumentou a homogeneidade do tratamento, diminuindo o desvio-padrão de 6,48 para 4,28 para DBO e de 8,83 para 2,98 para DQO.

O teste T de Student para a eficiência remoção de DBO na fossa-filtro apresentou $T_{obs} = 6,25$. Utilizando-se $\alpha = 0,05$ e $n_1 + n_2 - 2$ graus de liberdade; $t_{\alpha/2} = 2,228$ e $-t_{\alpha/2} = -2,228$. Assim $T_{obs} > t_{\alpha/2}$, e pode-se inferir que os valores obtidos nas amostras de remoção de DBO com biotratamento são maiores aos obtidos sem a adição do mesmo.

Já para a remoção de DQO no sistema fossa-filtro o teste T de Student apresentou $T_{obs} = 5,24$. Utilizando-se $\alpha = 0,05$ e

$$\text{grau de liberdade} = \frac{(s_1^2/n_1 + s_2^2/n_2)^2}{(s_1^2/n_1)^2/(n_1-1) + (s_2^2/n_2)^2/(n_2-1)} ;$$

$t_{\alpha/2} = 2,776$ e $-t_{\alpha/2} = -2,776$. Assim $T_{obs} > t_{\alpha/2}$, e pode-se inferir que os valores obtidos nas amostras de remoção de DQO com biotratamento são maiores aos obtidos sem a adição do mesmo.

Esses valores estatísticos obtidos ainda é corroborado pela análise estatística feita com as amostras efluentes do sistema fossa-filtro antes e durante o tratamento que, através do teste T, apresentou redução nos valores de DBO e DQO, com $T_{obs} < -t_{\alpha/2}$ ($T_{obs} = -2,79$ para DBO, $T_{obs} = -2,88$ para DQO e $-t_{\alpha/2} = 2,571$ e $-t_{\alpha/2} = 2,447$ para DBO e DQO, respectivamente).

Esses valores de remoção de matéria orgânica ficaram próximos dos valores obtidos por Mauer (2016) que apresentou um aumento de 20,9% de remoção em reator

UASB. Lazaretti et al. (2000) apresentou um aumento de até 15% na remoção de DBO e 22% na remoção de DQO em um sistema de lodo ativado.

A utilização de biomassa não proporcionou aumento aparente do oxigênio dissolvido, pois todas as amostras antes e durante a utilização apresentaram valores abaixo do limite de detecção de 0,1 mg/L. O que está em acordo com a literatura pois o uso de fossa séptica e filtro anaeróbio tendem a diminuir o oxigênio dissolvido ao não promover o contato entre o ar e a massa líquida. Isso faz com que não haja aumento desse parâmetro (VON SPERLING, 1997).

A Figura 26 mostra os valores obtidos das amostras para sólidos sedimentáveis. A média do parâmetro sem a utilização de bioadição foi de 1,38 mg/L, diminuindo para 0,23 mg/L com a aplicação de biomassa. Esse resultado segue a tendência apresentada pela literatura como Mauer (2016), Lazaretti et al. (2000) e Cardoso (2012), assim como os resultados obtidos previamente no sistema de lagoas.

Figura 26 – Perfil de sólidos sedimentáveis (mg/L) nas amostras efluentes da fossa-filtro

A Figura 27 apresenta o perfil de pH ao longo do tempo. É possível identificar um pequeno aumento no valor de pH após o início da utilização dos autóctones. A média do parâmetro com a biotecnologia foi de 7,6, enquanto que sem a utilização do mesmo era de 7,1; representando certa estabilidade do parâmetro. Esse resultado vai de acordo com os valores de Lazaretti et al. (2000) e Cardoso (2012) que não obtiveram variações consideráveis de pH.

Figura 27 – Perfil do pH no sistema

Fonte: O autor (2018).

A reintrodução de organismos autóctones trouxe uma melhora no tratamento de efluente por fossa-filtro, sendo uma possível alternativa para readequação de uma estação de tratamento às legislações em casos em que o corpo hídrico receptor não pode receber cargas elevadas de matéria orgânica por um custo de R\$900 ao mês.

5 CONCLUSÃO

Ao se utilizar os autóctones microbianos, pode-se reduzir os custos em 9852 R\$/mês da lagoa facultativa ao se desligar os aeradores mantendo-se os mesmos valores de eficiência de remoção de DBO e DQO, acarretando também uma redução nos valores de sólidos em sedimentáveis. Vale ressaltar também a diminuição da complexidade do sistema e custos de operação.

Ao se utilizar autóctones microbianos para o sistema fossa-filtro, houve um aumento de 19,31% em média na eficiência de remoção de DBO e uma remoção 21,66% maior em DQO e diminuindo os sólidos sedimentáveis na saída do sistema. Com isso, tem-se um efluente mais depurado, podendo ser uma alternativa (ao custo de R\$900,00) para sistemas que não apresentam eficiências compatíveis com o corpo receptor, podendo-se utilizar da referida técnica de bioaugmentação para readequação à legislação vigente.

Ainda é importante atentar-se ao valores de pH (pois processos oxidativos tentem a acidificar o meio, acarretando problemas) que, nos casos estudados, não demonstraram alterações significativas (sem alteração para o sistema de lagoas e um aumento de 0,5 para a fossa-filtro), possibilitando o uso do referido processo nos sistemas de tratamento.

O método utilizou-se de autóctones microbianos que apresentavam bom desempenho na decomposição da matéria orgânica presente nos sistemas de tratamento, os quais (por definição) são obtidos do próprio meio, não apresentando risco de contaminação por organismos exóticos. A seleção feita pelo responsável da empresa de biotecnologia também impede que os microrganismos de interesse possam representar risco a saúde humana e ao meio ambiente.

A poluição de corpos d'água se dá majoritariamente por descarga de sistemas de esgotamentos domésticos e industriais (ESREY, S. et al. 1998), acarretando sobrecarga de nutrientes, toxinas e eutrofização. Assim como Lazaretti et al. (2000), Cardoso (2012) e Mauer (2016) o presente trabalho indica um aumento de eficiência na remoção de compostos poluentes no meio estudado através da bioaugmentação, podendo

proporcionar uma alternativa para alguns métodos de tratamentos convencionais como o sistema de lagoas e o sistema de fossa-filtro, acarretando vantagens, como:

- redução de custos (lagoa anaeróbia e lagoa facultativa aerada);
- aumento da eficiência na remoção de matéria orgânica (fossa séptica e filtro anaeróbio) sem necessidade de modificação de projetos, custos de implantação e novas instalações;
- redução de sólidos sedimentáveis.

5.1 RECOMENDAÇÕES FUTURAS

O presente projeto apresentou vantagens da utilização de bioaugmentação em dois tipos diferentes de tratamento de esgoto doméstico, mas também expos alguns pontos que devem ser aprimorados.

É possível obter um procedimento mais eficiente isolando-se e caracterizando-se toda a microbiota do efluente que se deseja tratar e então excluindo-se os microrganismos que apresentam riscos a saúde e ao meio ambiente. Com isso, tem-se um conjunto completo de todas as espécies que podem ser utilizadas como bioaugmentador.

Após esse procedimento, pode-se então, analisar a eficiência de cada espécie de microrganismo puro na remoção de compostos poluentes. Isso traz a possibilidade de identificação de um subconjunto mais eficiente, que então pode ser multiplicado e analisado em um cenário real.

Cabe ainda uma possível comparação entre a biomassa isolada e caracterizada no tratamento com o tratamento convencional. Pode-se, por exemplo, no sistema fossa-filtro (que possui dois sistemas em paralelo que podem ser utilizados simultaneamente) testar as diferentes taxas de remoção de poluentes de um sistema convencional e um com a utilização de bioaumentação, sendo produzido no local de tratamento.

REFERÊNCIAS

- AISSE, M. M. **Sistemas econômicos de tratamento de esgotos sanitários**. 1ª ed. Rio de Janeiro, ABES, 192p, 2000.
- ALEXANDER, M. **Biodegradation and Bioremediation**. 2ª. ed. Academic Press, San Diego, 453p, 1994.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro, p. 60. 1993.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos**. Rio de Janeiro, p. 60. 1997.
- BRANDIMARTE, A. L. **Crise da água: modismo, futurologia ou uma questão atual?** Revista Ciência Hoje, n. 26, p. 36-42, 1999.
- CAMPOS, J. R. (coordenador). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo**. PROSAB, Rio de Janeiro, 436 p. (1999).
- CARDOSO, M. G. **Bioaugmentação em reatores anaeróbios e aeróbios e uso de reator nitrificante para redução da carga orgânica e nitrogenada**. Dissertação de mestrado apresentado para o Programa de Pós-graduação em engenharia de processos. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. 2012.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **CETESB L1.022 - Avaliação do uso de produtos biotecnológicos para tratamento de efluentes líquidos, resíduos sólidos e remediação de solos e águas**. São Paulo, p. 24. 2007.
- CONFEDERAÇÃO NACIONAL DA INDÚSTRIA. **País só atingirá meta de universalização dos serviços de saneamento em 2054, diz estudo da CNI**, 2016. Disponível em: <http://www.portaldaindustria.com.br/agenciacni/noticias/2016/01/pais-so-atingira-meta-de-universalizacao-dos-servicos-de-saneamento-em-2054-diz-estudo-da-cni/>. Acessado em 14 de julho de 2017 às 08:07.
- CORRÊA, M. F. **Expansão do saneamento básico no Brasil: evidências empíricas de externalidades positivas da ligadas à saúde infantil**. 2015. 57 f. Dissertação (Mestrado em Economia) - Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo, 2015.
- DUARTE, A. C. E. **Caracterização de produto bioumentador comercial para tratamento de efluente líquido de uma indústria pesqueira**. 95 f. Dissertação de Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental. Ecossistemas Aquáticos. Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí, 2010.
- ESREY, S. et al. **Ecological sanitation**. Sida, Stockholm, 1998.
- FIORAVANTI, K. L. et. al. **Isolamento, seleção e identificação de microorganismos degradadores de petróleo e seus derivados em sedimentos de manguezais contaminados**. Cadernos de Geociências, v.9, n.2, novembro 2012.

- FOSTER, M. H.; WHITEMAN, G. R. **Bioaugmentation aids wastewater systems**, 1998. URL: <http://www.bioaugmentation.com/article.html> consultado em 01/jan/2018.
- FREEDMAN, B. **Environmental ecology – The ecological effects of pollution, disturbance, and other stresses**. 2ª. ed. Academic Press. 606P, 1995.
- GRADY, C. P. L. **Biodegradation: its measurement and microbiological basis**. Biotechnology & Bioengineering, New York, v. 27, n. 5, p. 660-674, 1985.
- HOLDEMAN, L. V.; MOORE, W. E. C. **Anaerobe laboratory manual**. Virginia polytechnic technic institute and state university, 1977.
- INSTITUTO TRATA BRASIL. **Situação do Saneamento no Brasil**, 2014. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil>. Acessado em 10 de junho de 2017 às 15:43.
- JERÔNIMO, C. E. M.; et al. **Bioaumentação para degradação de efluentes do processamento da castanha de caju**. 2012. Sistema de información científica redalyc.
- LAZARETTI, E.; et al. **Efeito da adição de microrganismos (bioaumentação) em uma estação de tratamento de efluentes por lodo ativado em uma indústria de papel e celulose**. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, I-050, p. 6. 1997.
- MAIA NETO, R. F. **Água para o desenvolvimento sustentável**. Revista Técnica e Informativa do CPRM, Rio de Janeiro, v.5 (90), p.21-32, 1997.
- MACÊDO, J. A. B. **Águas & Águas**. Editora Ortofarma, Juiz de Fora, MG, 2000.
- MAUER, C. E. S. **Avaliação de eficiência de um bioaditivo comercial no tratamento de efluente doméstico utilizando um prototipo de reator UASB**. Universidade de La Salle. Canoas. 2016.
- NASRAUI, P. **Dimensionamento de lagoas aeradas seguidas de lagoas de sedimentação**. Revista Hydro, Ano – XI. Nº [119](#), 2016.
- PEAVY, H.S.; ROWE, D.R.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Environmental engineering**. McGraw Hill. 699 p, 1986.
- PIANA C. F. B.; et al. **Estatística Básica**. Universidade Federal de Pelotas. Versão preliminar. Pelotas. 221p., 2009
- PIMENTEL, D. et al. **Water Resources: Agriculture, the Environment, and Society**. BioScience journal, Vol. 47, Nº. 2, pp. 97-106, 1997.
- PLANSAB, M. Cidades. **Plano Nacional de Saneamento Básico**, 2013. Disponível em: http://www.cecol.fsp.usp.br/dcms/uploads/arquivos/1446465969_Brasil-PlanoNacionalDeSaneamentoB%C3%A1sico-2013.pdf. Acessado em 12 de julho de 2017 às 09:39.
- RAVEN, P. H. et al. **Biologia vegetal**. Rio de Janeiro, Guanabara Dois S.A., 724p. 1976

RIBEIRO, L. **História do Saneamento no Brasil**, 2013. Disponível em: <http://www.aquafluxus.com.br/historia-do-saneamento-basico-no-brasil/>. Acessado em 11 de junho de 2017 às 10:10.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de Água. Tecnologia Atualizada**. São Paulo, Edgard Blücher, 332 p, 1991.

SCHLESINGER, M. J. **Heat Shock Protein**. Department of Molecular Microbiology. Washington University School of Medicine. The Journal of Biological Chemistry, St. Louis, vol. 265, No 21, pp. 12111-12114, 1990.

SILVA FILHO, P. A. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**, Natal, RN. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2007.

TCHOBANOGLIOUS, G.; SCHOROEDER, E.D. **Water quality: characteristics modeling, modification**. Addison-Wesley, Reading , MA, 1985.

TCHOBANOGLIOUS, G., et al.. **Wastewater engineering: Treatment and reuse**. 4^a ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.

TERRONI, H. C. et. al. **Liofilização**. Revista Científica Unilago, v.1, p. 271-284, 2011.

TORTORA, G. J. et al. **Microbiologia**. 10^o ed. Porto Alegre: ArtMed, 2012

VAN HAANDEL, A.C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbico de esgotos. Um manual para regiões de clima quente**, 1994.

VASCONCELOS, Y. A. **Purificação das águas**. Revista Pesquisa FAPESP. N.75. P 65, 2002.

VAZOLLER, R. F. **Diversidade microbiana e desenvolvimento sustentável – Microbiologia e Saneamento Ambiental. Biodiversidade: Oportunidade e Perspectivas Tecnológicas** – Campinas, SP, 1996.

VIEIRA, S. M. M.; ALEM SOBRINHO, P. **Resultados de operação e recomendações para o projeto de sistema de decanto-digestor e filtro anaeróbio para o tratamento de esgotos sanitários**. Revista DAE, n. 135, p51-7, 1983.

VIANNA, M. R. **Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água**. Belo Horizonte, Instituto de Engenharia Aplicada Editora. 344 p, 1992.

VON SPERLING, M. **Autodepuração dos cursos d'água**. Dissertação de mestrado, DES-EEUFMG. 366 p, 1983.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, v.01. Minas Gerais: ABES, 1995.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Lagoas de Estabilização**. 2^a ed. Belo Horizonte: UFMG, 196 p., 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Princípios básicos do tratamento de esgotos**, v.02, 2^o ed. Minas Gerais: ABES, 2016.