



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO JOÃO DEL-REI
CURSO DE ENGENHARIA DE BIOPROCESSOS**

**TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE
ELEVADO TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL**

Iara Lucia Alvarenga Nunes

Orientador: Katialaine Correa de Araújo

Coorientador: Isabel Cristina Braga Rodrigues

**Ouro Branco
Julho/2017**

TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE ELEVADO TEOR DE MATÉRIA ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL

Iara Lucia Alvarenga Nunes

**Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
em cumprimento às exigências do Curso de
Bacharelado em Engenharia de Bioprocessos
da Universidade Federal de São João del-Rei.**

Orientador: Katialaine Correa de Araújo

AGRADECIMENTOS

Primeiramente ao Senhor Bom Jesus e Nossa Senhora Aparecida, por nunca terem deixado que eu desistisse, ouvindo minhas orações, sempre me mandando forças para seguir em frente. Me guiaram e protegeram e só colocaram pessoas boas na minha vida, como as que estão presentes nesta defesa.

Aos Meus Pais Ambrozina e Roberto por terem lutado além de suas forças para que esta Graduação fosse possível. O suor de vocês não foi desperdiçado eu disse que daria esse presente a vocês.

O meu Irmão Luiz pelo carinho e preocupação principalmente nas madrugadas, fossem elas de alegria, estudos ou de pesadelos.

A minha Família em geral, mas em especial aos meus Padrinhos da Graduação Lucimara e Renato, que a 10 anos atrás viram potencial naquela Menina da roça e me ajudaram nos primeiros passos, com suporte e oportunidades.

Ao Amor da minha vida e eterno companheiro Pablo, pelo amor, carinho, atenção, companheirismo e muita paciência, principalmente nessa reta final.

A minha orientadora Katialaine por acreditar em mim muito mais do que eu mesma, pela atenção, carinho e por ser um espelho exemplo que quero seguir.

Minha Dupla de TCIC grande amigo Marco por me acompanhar e ajudar nos perrengues do TCC e na vida principalmente os surtos de desespero, sempre com palavras alegres e me fazendo rir. Sem você eu não teria conseguido.

A Coorientadora Isabel pelos puxões de orelha, para que eu sempre me dedicasse cada vez mais, sempre me pondo para frente.

A Professora Alessandra por todo apoio, conselhos e orientação seja na graduação ou na vida.

A Dani pela oportunidade e experiência nos 2 anos de trabalho juntas com cultura de células.

Ao professor e Parainfo Edson por sempre me ouvir com carinho e atenção, por tentar ajudar sempre que possível, pelas caronas para casa, por me entender sem julgamentos, por ser uma pessoa tão maravilhosa.

A secretaria da coordenadoria Nathalia, por sempre tentar ajudar, pelos conselhos, compreensão, carinho e colo.

A Thais pela alegria, alto astral, carisma e pensamento positivo. Obrigada por tudo, por acreditar em mim e por ter aceitado fazer parte da banca.

RESUMO

O recurso hídrico é um bem mundial, finito, e essencial a vida, mas que vem se tornando cada vez mais escasso em função das ações antrópicas. Aliado a isso, há o lançamento indiscriminado dos efluentes nos corpos receptores o que leva ao desequilíbrio ambiental trazendo diversos danos ao meio ambiente. O presente trabalho apresenta um estudo das diferentes técnicas de tratamento biológico de águas residuárias com alto teor de matéria orgânica, principalmente sua parcela biodegradável. Primeiramente é feita a caracterização destes efluentes, bem como os problemas ambientais do seu lançamento sem tratamento prévio. Essas consequências, juntamente com o esgotamento dos recursos hídricos trouxeram à tona o crescente apelo pelo uso sustentável do mesmo. Com isso órgãos públicos regem as leis, cada vez mais rigorosas e com punições severas, para que os efluentes sejam devidamente lançados nos corpos hídricos, numa tentativa de frear os impactos ambientais. Existem diversas formas de se tratar efluentes podendo ser processos físicos, químicos e biológicos sendo estes últimos os mais eficientes na remoção da matéria orgânica biodegradável. As etapas de tratamento são classificadas como preliminar, primária, secundária e terciária, onde na etapa secundária ocorre a remoção da matéria orgânica. Este tratamento pode ser realizado por sistemas aeróbios através dos filtros biológicos, lagoas aeradas e lodos ativados. Nas técnicas anaeróbias tem-se as lagoas anaeróbias, filtros anaeróbios, e os reatores UASB. Com isso foi realizado um levantamento bibliográfico sobre as técnicas, e seu funcionamento bem como a bioquímica e microbiologia destes tratamentos. Também foi realizado um estudo referente ao uso de resíduos para produção de produtos biotecnológicos.

Palavra-chave: recursos hídricos, resíduos, biodegradação, sustentabilidade.

ABREVIATURAS E SIGLAS

Acetil- CoA	Acetilcoenzima A
ATP	adenosina trifosfato
CH ₄	Metano
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	Carbono Orgânico Total
CO ₂	Gás Carbônico
CTE	Cadeia Transportadora de Elétrons
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FADH ₂	Dinucleótido de Flavina e Adenina Reduzido
FBP	Filtro Biológico Percolador
GX	Goma Xantana
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NAD	Dinucleótido de nicotinamida e adenina
NAD ⁺	Dinucleótido de nicotinamida e adenina oxidado
NADH	Dinucleótido de nicotinamida e adenina reduzido
NBR	Norma Brasileira
OD	Oxigênio dissolvido
pH	potencial Hidrogeniônico
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UASB	<i>Up-flow Anaerobic Sludge Blanket</i> Reator anaeróbio de fluxo ascendente

Sumário

1.	INTRODUÇÃO	8
2.	OBJETIVOS.....	10
2.1.	Objetivo Geral	10
2.2.	Objetivos específicos	10
3.	REVISÃO DE LITERATURA	11
3.1.	Efluentes líquidos de elevada carga orgânica	11
3.2.	Legislação para lançamento de efluentes líquidos de elevada carga orgânica	15
3.3.	Tratamento biológico de efluentes líquidos.....	17
3.3.1.	Tratamento aeróbio	20
3.3.1.1.	Filtro Biológico Aeróbio.....	21
3.3.1.2.	Lagoas Aeradas	23
3.3.1.3.	Lodos Ativados	25
3.3.1.4.	Bioquímica da Degradação Aeróbia	27
3.3.2.	Tratamento anaeróbio.....	28
3.3.2.1.	Lagoas anaeróbias	30
3.3.2.2.	Filtro anaeróbio	31
3.3.2.3.	UASB (Reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo)	32
3.3.2.4.	Bioquímica da Degradação Anaeróbia	34
3.4.	Produção de produtos biotecnológicos a partir de águas residuárias	35
4.	CONCLUSÃO	38
5.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39

1. INTRODUÇÃO

Apenas 0,001% das águas doces superficiais do planeta podem ser utilizadas de forma economicamente viável sem causar danos ao meio ambiente. Aparentemente é uma quantidade pequena de recursos hídricos, porém é suficiente para atender a população mundial e suas necessidades. No entanto, trata-se de um recurso que vem se tornando escasso devido à desigualdade na distribuição entre as regiões e, principalmente, em função da poluição das águas superficiais e subterrâneas (CORADI et al., 2009).

Esta desigualdade num primeiro momento advém da irregular disponibilidade territorial no país, um exemplo disso é o Brasil que é privilegiado com 12% da água doce do Planeta, porém desse total, 70% deste está localizado na Região Amazônica, onde vive apenas 7% da população. Já em regiões como o Nordeste, onde há maior porcentagem populacional, há apenas 3% de água, ou seja, nem sempre a região onde a concentração populacional é maior é aquela que possui mais água (AUGUSTO et al., 2012). Além da grande concentração populacional em regiões com baixa porcentagem de recuso hídrico disponível, a desigualdade social agrava o problema, pois geralmente regiões mais carentes, cerca de 45% da população do país, não possuem água tratada e cerca de 96 milhões de pessoas também não possuem rede de esgoto o que na maioria das vezes são lançados diretamente nos rios, sem tratamento prévio (SUASSUNA, 2004 e FREITAS, 2016). Deste modo, por se tratar de um recurso que tem se tornado escasso, delicado, essencial e de importância global, vê-se a necessidade de gerenciar o assunto de forma integrada, buscando sempre que o seu uso e reuso sejam conscientes (CORADI et al., 2009). A redução da potabilidade da água é causada pela ação antrópica que a utiliza em diversas atividades gerando efluentes domésticos e industriais. As atividades domésticas e laborais impactam diretamente os corpos d'água alterando sua composição, aumentando carga orgânica, temperatura ou turbidez e contaminando com metais e compostos recalcitrantes (GOULART e CALISTO2003 e MORAES e JORDÃO, 2002).

O uso dos recursos hídricos para atividades ou produtos é denominado consuntivo, quando há perdas entre o que é retirado e o que retorna ao curso natural. Quando o uso consuntivo não é consciente, pode haver interferência no aspecto quantitativo e qualitativo dos recursos, o que pode provocar sua escassez e/ou sua poluição. Os efluentes líquidos são formados a partir de restos de matéria prima de processos produtivos bem como rejeitos domésticos (BORSOI e TORRES, 1997 e PARENTE e SILVA, 2002). Diversas impurezas

são encontradas nessas águas, e através da sua caracterização é possível dimensionar o quanto o ser humano interfere em sistemas aquáticos possibilitando seu manejo de forma mais adequada e, até mesmo, a sua remediação (VON SPERLING, 2005 e CORADI et al., 2009).

São classificadas como pontuais ou difusas, as poluições pontuais são aquelas onde os poluentes atingem o corpo d'água de forma concentrada no espaço como por exemplo lançamento de esgoto doméstico ou industrial, efluentes gasosos, aterro sanitário de lixo urbano. As poluições difusas são geradas em áreas extensas e ocorrem quando os poluentes adentram o corpo d'água distribuídos ao longo de parte da sua extensão, dificultando sua identificação, medição e controle, como por exemplo agrotóxicos aplicados na agricultura e dispersos no ar, que são carregados pelas chuvas para os rios ou para o lençol freático (LIBOS et al., 2003; VON SPERLING, 2005 e CAMMAROTA, 2013).

Como principal consequência do lançamento indevido de efluentes, além das substâncias tóxicas presentes, tem-se a poluição por matéria orgânica, contaminação por microrganismos patogênicos e poluição de lagos e represas. Esses fatores afetam os corpos receptores de formas diferentes, a alteração na matéria orgânica pode através da diminuição da concentração de oxigênio dissolvido disponível na água afetar diretamente a fauna e flora. As contaminações por microrganismos patogênicos com excesso de resíduos fecais nos efluentes podem causar doenças a saúde pública. Deste modo, os efluentes domésticos e industriais, quando lançados de maneira indiscriminada nos corpos d'água causam um impacto negativo no meio ambiente (MOTTA, 1996; MARTINELLI et al., 2002 e VON SPERLING, 2005).

Uma alternativa extremamente acessível para tratamento destes resíduos é o tratamento biológico, sendo um dos processos mais econômicos utilizados, pois ocorre pela ação de agentes biológicos presentes no próprio esgoto além dos baixos custos em sua implementação. Este tratamento pode ser realizado de diversas formas, utilizando tanto microrganismos aeróbios ou anaeróbios, sendo possível escolher o que melhor se enquadra de acordo com as condições necessárias ao efluente, dentre elas tem-se as lagoas de estabilização e variantes, filtros, lodos ativados e variantes, dentre outras (DE OLIVEIRA, 1993 e VON SPERLING, 2005). Diante da relevância do tema o presente trabalho visou o levantamento bibliográfico das principais técnicas de tratamento biológico de águas residuária de elevado teor de matéria orgânica.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Revisar emprego de microrganismos no tratamento de efluentes com alto teor de carga orgânica, incluindo principais técnicas e equipamentos, principais microrganismos envolvidos, bioquímica da degradação e obtenção de produtos de fermentação com valor de mercado.

2.2. Objetivos específicos

- i. Revisar as características gerais dos efluentes de elevada carga orgânica;
- ii. Revisar a legislação vigente para descarte de efluentes líquidos;
- iii. Revisar os principais métodos de tratamento biológico;
- iv. Revisar os principais equipamentos utilizados;
- v. Revisar a bioquímica da degradação;
- vi. Revisar o uso de resíduos para produção de produtos biotecnológicos;

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Efluentes líquidos de elevada carga orgânica

A baixa potabilidade da água pode ser causada pela ação antrópica, que a utiliza em diversas atividades gerando efluentes domésticos e industriais. O uso dos recursos hídricos para atividades ou produtos é denominado consuntivo quando há perdas entre o que é retirado e o que retorna ao curso natural. Quando o uso consuntivo não é consciente, pode haver interferência no aspecto quantitativo e qualitativo dos recursos, o que pode provocar sua escassez e/ou sua poluição. As atividades domésticas e laborais impactam diretamente os corpos d'água alterando sua composição, aumentando carga orgânica, temperatura ou turbidez e contaminando com metais e compostos recalcitrantes (BORSOI e TORRES, 1997; PARENTE e SILVA, 2002; MORAES e JORDÃO, 2002 e GOULART e CALLISTO, 2003).

Os efluentes líquidos são formados a partir de restos de matéria prima de processos produtivos bem como rejeitos domésticos. Diversas impurezas são encontradas nessas águas, e podem ser caracterizadas de acordo com suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Não é possível generalizar as propriedades dos efluentes industriais, pois estes parâmetros dependem da matéria prima e do tipo de processo nela utilizado. Apesar disso, sabe-se que 60% dos efluentes líquidos de alta carga orgânica são de fonte industrial, destacando-se os setores agroindustriais, couros e peles, bebidas, farmacêuticos dentre outros, e os 40% restantes são referentes a esgoto doméstico. A carga orgânica de resíduos domésticos é composta principalmente por proteínas, carboidratos e lipídios, entretanto no caso de resíduos industriais estes compostos não são predominantes, outros compostos podem estar presentes dependendo da matéria prima que esta utiliza. Apesar de ter uma porção não biodegradável, de maneira geral se caracteriza por ser altamente biodegradável. Em menor porcentagem tem-se ureia, fenóis, pesticidas, além de compostos orgânicos e inorgânicos, bem como, areia, fibras de algodão e estopa e substâncias químicas pertencentes ao grupo dos metais pesados, (ARCHELA et al., 2010 e MATOS, 2005).

Diante da quantidade de efluentes gerados seja doméstico ou industrial, deve-se ressaltar a importância do seu prévio tratamento, pois caso seu despejo seja nos corpos d'água ou mesmo nas redes coletoras, provocarão sérios problemas sanitários e ambientais. Dado o grande volume de poluentes considera-se que os efluentes industriais, no geral, têm

um importante fator de degradação ambiental (ARCHELA et al., 2010; GIORDANO, 2004; PARENTE e SILVA, 2002).

É importante que se faça a caracterização do efluente e se conheça sua vazão, pois a partir desta, serão configurados os parâmetros de qualidade da água. Através desta caracterização é possível dimensionar o quanto o ser humano interfere em sistemas aquáticos possibilitando seu manejo de forma mais adequada e, até mesmo, a sua remediação (BORSOI e TORRES, 1997; PARENTE e SILVA, 2002; VON SPERLING, 2005 e CORADI et al., 2009). Além disso através desta caracterização também é possível avaliar os impactos causados caso estes efluentes sejam indevidamente lançados nos corpos receptores e ainda avaliar o enquadramento na legislação ambiental e estimar a capacidade de autodepuração do corpo receptor. Com isso torna-se mais fácil tomar ações preventivas em caso de acidentes com estes efluentes (CORADI et al., 2009; MAZZER e CAVALCANTI, 2004; PEREIRA, 2002). Nas águas residuárias do setor agroindustrial destaca-se a importância dessa caracterização física, química e biológica para concepção e dimensionamento dos sistemas de tratamento, visto que, este efluente, em particular, pode ser despejado diretamente nos lençóis freáticos, através da infiltração pela irrigação ou águas da chuva (MATOS, 2005).

As principais características qualitativas dos efluentes líquidos são classificadas como físicas, químicas e biológicas como mostra a Figura 1. Tem-se também as características qualitativas dos efluentes que são vazão doméstica, vazão de infiltração e vazão industriais.

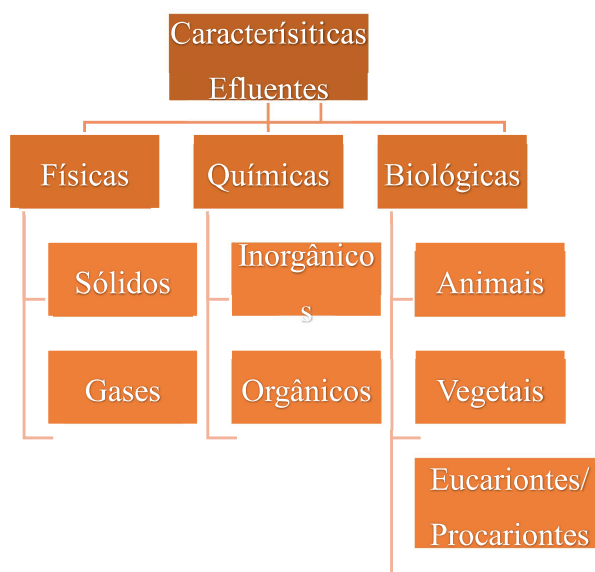


Figura 1. Impurezas contidas nos efluentes (adaptado de VON SPERLING, 2005).

Os principais parâmetros que devem ser caracterizados na maioria dos resíduos de efluentes industriais são: sólidos totais; temperatura; cor; odor; turbidez; DQO (Demanda Química de Oxigênio); DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio); pH (Potencial Hidrogênionico); OD (Oxigênio Dissolvido) e coliformes totais; (MAZZER e CAVALCANTI, 2004 e PENHA et al., 2010).

Os sólidos presentes em um efluente são classificados pelas suas características físicas e químicas, isto é, podem ser classificados de acordo com seu tamanho e estado, suas características químicas e sua decantabilidade. As subclassificações pelas características físicas incluem sólidos em suspensão, com ou sem coloração, e sólidos dissolvidos (PEREIRA, 2002 e VON SPERLING, 2005). Já as subclassificações pelas características químicas têm-se os sólidos orgânicos e inorgânicos. Dentre estas características, o termo sólido total compreende todos os sólidos sejam eles orgânicos ou inorgânicos, em suspensão ou dissolvidos (VON SPERLING, 2005). Os resíduos sólidos presentes nos efluentes, aumentam a turbidez, isso pode influenciar diretamente na entrada de luz diminuindo o valor de saturação do oxigênio dissolvido (NUVOLARI et al., 2003; GIORDANO, 2004; VON SPERLING, 2005).

Efluentes com temperatura elevada aumentam a taxa das reações físicas químicas e biológicas, bem como, a taxa de transferência de gases e ainda podem diminuir a solubilidade dos gases. Na cor, sua alteração acontece em função da decomposição da matéria orgânica, apesar dessas alterações não representarem risco direto à saúde, em casos de resíduos industriais, pode apresentar toxicidade (NUVOLARI et al., 2003; GIORDANO, 2004; VON SPERLING, 2005).

O potencial hidrogeniônico (pH) representa se os despejos possuem características ácidas, alcalinas ou neutras. Alterações desse parâmetro distantes da neutralidade podem afetar a vida aquática, conferindo risco de agressividade e potencial de corrosividade, além de incrustações nas tubulações (NUVOLARI et al., 2003; GIORDANO, 2004; VON SPERLING, 2005).

A DBO e a DQO retratam, de forma indireta, o teor de matéria orgânica nos efluentes, sendo uma indicação do potencial do consumo do oxigênio dissolvido. A DBO mede a quantidade de oxigênio necessária para que os microrganismos biodegradem a matéria orgânica e a DQO é a medida da quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica. Estes são os parâmetros de maior importância na

caracterização dos efluentes de alto teor de carga orgânica (NUVOLARI et al., 2003; GIORDANO, 2004; VON SPERLING, 2005). Na quantificação das cargas poluidoras a concentração DBO e DQO conferem um papel também importante para a escolha do tipo de tratamento uma água residuária necessita, utilizando uma estimativa onde se a relação DQO/DBO for menor que 2, o tratamento mais indicado é o biológico. Caso a relação DQO/DBO seja maior que 2 recomenda-se tratamentos físico-químicos (PEREIRA, 2002). A matéria orgânica pode ser medida também como carbono orgânico total (COT), sendo este parâmetro utilizado principalmente em águas limpas e efluentes para reuso. É quantificado pela determinação de oxigênio consumido e liberação de carbono na forma de CO₂ (NUVOLARI et al., 2003; VON SPERLING, 2005).

A matéria orgânica ao ser biodegradada nos corpos receptores causa um decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido (OD), já que, durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios o que pode causar uma redução da sua concentração no meio inviabilizando a vida aquática. É o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos (NUVOLARI et al., 2003; GIORDANO, 2004; VON SPERLING, 2005).

Isso ocorre, pois, a oxidação da matéria orgânica por microrganismos aeróbios depende do consumo de oxigênio. Essa oxidação da matéria orgânica libera a energia necessária para que os microrganismos possam desempenhar suas atividades metabólicas, crescer e se multiplicar. Deste modo, o uso da matéria orgânica como fonte de energia por esses microrganismos é o responsável pelo consumo de oxigênio dissolvido, de modo que caso haja aumento na quantidade de matéria orgânica nos corpos receptores pode ocorrer a diminuição do nível de oxigênio nestes ambientes (VON SPERLING, 2005; CAMMAROTA, 2013).

As bactérias do grupo coliforme, são eliminadas nas fezes, estas constituem o indicador de contaminação fecal mais utilizado empregado como parâmetro bacteriológico básico para avaliação da qualidade das águas em geral. Por definição coliformes são bacilos gram-negativos aeróbios ou anaeróbios facultativos, não formadores de esporos, que fermentam a lactose com produção de ácido e gás, 95% dos coliformes existentes nas fezes humanas e de outros animais são de *Escherichia coli*. A presença de coliformes fecais revela presença de esgotos de origem sanitária. Além das doenças, estes microrganismos alteram a biodiversidade do meio aquático e reduzem o nível de oxigênio dissolvido (GIORDANO, 2004; NUVOLARI et al., 2003; VON SPERLING, 2005).

A teia alimentar aquática é um ciclo perfeito onde micro e macro organismos usam o oxigênio dissolvido comoceptor de elétrons na oxidação da matéria orgânica presente nos despejos, que serve de fonte de energia e carbono para os organismos deste ciclo. Um desequilíbrio nesta teia, que gera aumento das bactérias presentes no meio aquático, consequentemente aumentará o consumo de oxigênio no ambiente, e a reposição através dos processos de aeração natural e fotossíntese tornam-se insuficientes (ARCHELA et al., 2010). Com a diminuição de oxigênio disponível no meio, provoca-se a morte de todos os animais aquáticos aeróbios por asfixia podendo gerar ainda, exalação de odores desagradáveis, gases agressivos e consequentemente dificultar o tratamento da água para o abastecimento público (MATOS, 2005; NUVOLARI et al., 2003). Os microrganismos presentes nos efluentes têm um papel bastante importante dentro dos ciclos biogeoquímicos, sendo essenciais para o tratamento biológico de efluentes. Dentre os microrganismos presentes no esgoto os parasitas são os capazes de causar doenças no homem e nos animais, estes são classificados como bactérias, vírus, protozoários e helmintos (VON SPERLING, 2005). De uma forma geral tem-se que quanto maior for o volume de esgotos lançados em um corpo aquático, maior será a concentração de matéria orgânica, maior será a proliferação de bactérias, maior a atividade total de respiração e maior, por conseguinte, a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) (ARCHELA et al., 2010).

3.2. Legislação para lançamento de efluentes líquidos de elevada carga orgânica

Nos últimos anos o mundo tem experimentado um crescente apelo pelo uso sustentável dos recursos hídricos. Isso se deve a uma maior consciência de como a ação antrópica impacta o ambiente e se reflete no aumento de regulamentação (TUNDISI, 2008). No Brasil o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA é o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional do Meio Ambiente, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, regulamentada pelo Decreto 99.274/90. De acordo com a resolução do CONAMA N°430/2011, efluentes líquidos ou águas residuárias são termos utilizados para caracterizar os despejos líquidos provenientes de diversas atividades ou processos.

O CONAMA é o órgão responsável pelas Leis que regem as condições e padrões de lançamento de efluentes. Na resolução N°430/2011 fica determinado que os efluentes de qualquer fonte poluidora poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores somente

após o devido tratamento e desde que obedeam às condições, padrões e exigências dispostos nesta e em outras normas aplicáveis. Nesta Resolução é dito que os efluentes lançados em corpos d'água não podem exceder as condições e padrões de qualidade de água nas condições da vazão de referência ou volume disponível, além de atender outras exigências aplicáveis.

Para que um efluente possa ser lançado diretamente em um corpo receptor, os padrões permitidos são o pH entre 5 a 9, a temperatura do efluente deve ser inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura, o regime de lançamento deve ter vazão máxima de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade diária do agente poluidor, no caso de óleos e graxas são permitidos até 20 mg/L de óleos minerais e até 50 mg/L de óleos vegetais e gorduras animais. Não é permitido a presença de matérias flutuantes e deve haver remoção mínima de 60% de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), sendo que este limite só pode ser reduzido no caso da existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor (CONAMA, 2011).

Nota-se que são parâmetros rígidos que um efluente deve apresentar para que seja permitido descartá-lo diretamente em corpos receptores, sabe-se que as águas residuárias, sejam domésticas ou de origem industrial, tem alta carga de matéria orgânica, ou seja, muito dificilmente um efluente poderá ser descartado sem que seja previamente tratado.

Permite-se até 1 mL/L de matérias sedimentáveis em testes com duração de 1 hora em cone Imhoff (que determina a sedimentação natural dos sólidos em suspensão). Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis devem estar virtualmente ausentes. A DBO máxima deve ser de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Essas Leis são rigorosamente fiscalizadas pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), este órgão criou o DECRETO Nº 6.514 de 2008 que dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. Neste decreto está previsto que no caso de infrações administrativas, as punições podem ser desde uma simples advertência até suspensão parcial ou total da(s) atividade(s) que originaram a infração e venda de produtos

ou subprodutos criados ou produzidos na área ou local objeto do embargo infringido. Pode ocorrer também o cancelamento de registros, licenças ou autorizações de funcionamento da atividade econômica junto aos órgãos ambientais e de fiscalização.

Através dessa normativa determinaram-se como crime ambiental o ato de causar poluição hídrica que torne necessária a interrupção do abastecimento público de água de uma comunidade; lançar resíduos sólidos, líquidos, gasosos, detritos, óleos ou substâncias oleosas em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou atos normativos. Também é passivo de punição deixar de adotar, quando assim o exigir a autoridade competente, medidas de precaução ou contenção em caso de risco ou de dano ambiental grave ou irreversível e provocar pela emissão de efluentes ou carreamento de materiais o perecimento de espécimes da biodiversidade bem como lançar resíduos sólidos ou rejeitos em praias, no mar ou quaisquer recursos hídricos. A multa para o descumprimento das leis previstas pelo CONAMA e pelo Ministério do Meio Ambiente variam de R\$ 5.000,00 (cinco mil reais) a R\$ 50.000.000,00 (cinquenta milhões reais), por hectare ou fração (MMA, 2008).

Com isso ressalta-se a importância em sempre buscar boas práticas na gestão de efluentes obedecendo a legislação e buscando sempre que possível sua redução, bem como a melhoria da qualidade de efluentes gerados e proceder sempre que possível à reutilização (CONAMA, 2011).

3.3. Tratamento biológico de efluentes líquidos

Existem várias etapas e tipos de processos que compõem um tratamento de efluentes, os processos podem ser físicos que retêm partículas por diferença de tamanho, químicos que são utilizados para remover material coloidal, cor, turbidez dentre outros, e/ou processos biológicos que removem a matéria orgânica biodegradável. Um efluente complexo geralmente passa por um processo de tratamento que envolve múltiplas etapas. As etapas se classificam de acordo com a Figura 2.

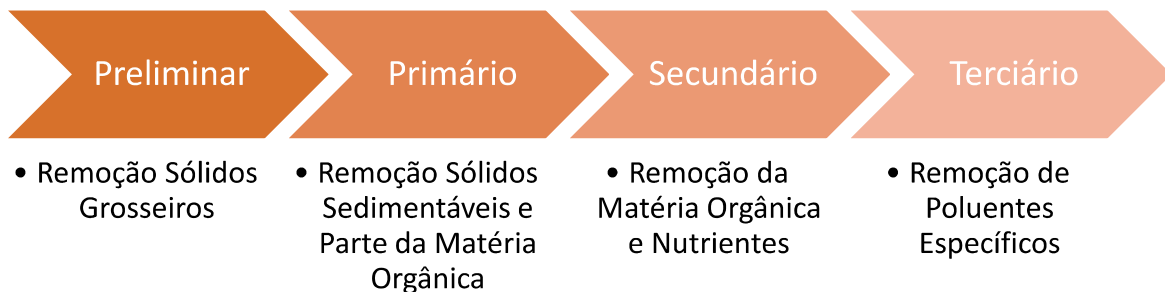


Figura 2. Visão geral das etapas do tratamento de efluentes

A Figura 3 ilustra uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). Primeiramente o efluente deve ser coletado sejam nos domicílios ou nas indústrias e então é encaminhado a uma ETE. Na maioria das Estações de Tratamento tem-se primeiramente os processos de remoções físico-químicos, como adsorção, coagulação e/ou precipitação, que correspondem a etapa inicial de todos os processos de tratamento de efluentes, conhecido como Tratamento Preliminar. Nesta etapa são removidos os sólidos grosseiros, gorduras e areias, através de grades, peneiras, ou filtros de areia. As grades retêm os sólidos grosseiros em suspensão para a proteção de bombas, válvulas e outros equipamentos, já as peneiras removem as partículas mais finas. Em seguida tem-se o Tratamento Primário onde, através de tanques de decantação, separam-se os sólidos sedimentáveis, o que inclui parte da matéria orgânica presente nas águas residuária (BRAGA et al., 2005 e VON SPERLING, 2005).

O Tratamento Secundário é a etapa onde ocorre a remoção da matéria orgânica por meio de reações bioquímicas catalisadas por microrganismos. O tratamento Terciário objetiva a remoção de poluentes específicos, tóxicos ou não biodegradáveis. Além disso é complementar à etapa secundária removendo poluentes que não foram suficientemente removidos (MENDES et al., 2005; PEREIRA e FREIRE, 2005 e VON SPERLING, 2005).



Figura 3. Fluxograma do sistema de tratamento da ETE (Adaptado de Von Sperling, 2005)

O tratamento biológico de efluentes tem por objetivo a remoção da matéria orgânica, especialmente sua parcela biodegradável, presente nos efluentes líquidos sanitários, industriais dentre outros. Este tipo de tratamento é a forma mais eficiente de remoção da matéria orgânica dos esgotos além de ser uma técnica menos custosa, já que contém uma variedade de microrganismos que irão processar a matéria orgânica presente no meio. O princípio básico de funcionamento deste tipo de processo, baseia-se na ação metabólica de microrganismos, principalmente bactérias, que estabilizam o material orgânico biodegradável em sistemas com ambiente controlado (VON SPERLING, 2005 e ANDRADE, 2017).

A matéria orgânica assimilada pelos microrganismos é convertida em produtos do metabolismo como ácidos orgânicos, álcoois, gases (especialmente CO₂ e/ou metano) e material celular. O uso desse processo pode requerer o controle da vazão, a recirculação dos microrganismos decantados, o fornecimento ou ausência de oxigênio dependendo do tipo de sistema, dentre outros fatores. O resíduo desse sistema deve atender alguns aspectos importantes para que seja viável sua aplicação, como a redução da DBO, apresentar condições que não afetem o equilíbrio do sistema receptor final e de preferência que seja possível a degradação de compostos químicos orgânicos de difícil degradação denominados recalcitrantes (ANDRADE, 2017; ARCHELA et al., 2010; MENDES et al., 2005; PEREIRA, 2002; SAAE, 2006 e VON SPERLING, 2005).

Existe uma grande variedade de métodos de Tratamento Secundário, de uma forma geral o tratamento biológico é classificado em dois grandes grupos, os tratamentos anaeróbios e os tratamentos aeróbios. Os tratamentos biológicos mimetizam o processo natural de decomposição, em sistemas aeróbios a eficiência é maior em partículas finas em

suspensão sendo necessários equipamentos eletromecânicos para o fornecimento de oxigênio. Já nos anaeróbios há a ação de microrganismos, que consomem a matéria orgânica dentro de tanques anaeróbios. Extensões desses tratamentos são conhecidos como lagoas de estabilização, processos de disposição sobre os solos e lodos ativados dentre outros (VON SPERLING, 2005; ARCHELA et al., 2010 FARRUGIA, 2013 e ANDRADE, 2017).

3.3.1. Tratamento aeróbio

O tratamento aeróbio de efluentes é realizado por meio de microrganismos aeróbios e facultativos que reproduzem o mecanismo de autodepuração, através da estabilização biológica, ou seja, biodegradação da matéria. O mecanismo envolvido nesta estabilização biológica é a respiração celular, que degrada as substâncias orgânicas, mediante processos oxidativos, transformando-as em moléculas mais simples. Este tipo de tratamento ocorre tanto através de bactérias quanto fungos, que requerem oxigênio molecular em sua estrutura biológica que é o acceptor de elétrons gerados a partir da degradação (FREIRE et al., 2000; MENDES et al., 2005 e CORDI et al., 2008).

Nesse processo é necessário que o efluente seja submetido a temperaturas específicas, estar com o pH e oxigênio dissolvido (OD) controlado, além de obedecer a relação da massa microbiológica formada, com os nutrientes de DBO que variam com a biota formada em cada estação de tratamento (FREIRE et al., 2000; MENDES et al., 2005 e CORDI et al., 2008).

Processos aeróbios normalmente são mais rápidos, mais eficientes e fáceis de controlar e possibilitam maior destruição de organismos patogênicos. Dentre os sistemas geralmente encontrados tem-se os Filtros Biológicos, que consistem de um leito de material altamente permeável (suporte) onde a biomassa cresce aderida, através dos quais o efluente a ser tratado é percolado. As Lagoas Aeradas e Lodos Ativados, são tanques com agitação mecânica, que empregam a biomassa floculenta para o tratamento que é formada quando esgotos e outros efluentes biodegradáveis são submetidos à aeração. A diferença é que os Lodos Ativados possuem aeração prolongada e destes é o tratamento que confere melhor eficiência na remoção de cargas orgânicas (NUVOLARI et al., 2003; MAZZER e CAVALCANTI, 2004 e CAMMAROTA, 2013). É de grande importância o controle e dos parâmetros de operação que regem cada tipo de sistema para seu bom funcionamento, neste

caso, por se tratar de um sistema aeróbio, se deve ter o controle da aeração. A vazão de operação do sistema também é um parâmetro importante a se controlar, já que o tempo de detenção hidráulica necessário para a remoção da carga orgânica depende diretamente deste fator, que neste caso necessita de um tempo menor se comparado com sistemas anaeróbios. Além disso, nos sistemas em que há o emprego de lodo para remoção da carga orgânica, deve-se atentar à idade deste, que perde os constituintes necessários à remoção com o decorrer do tempo, bem como o seu acúmulo, tornando necessário sua remoção periódica. No caso dos filtros biológicos o funcionamento eficiente, além da vazão, aeração, e profundidade, também é importante o tipo de meio filtrante e a carga superficial orgânica que este suporta (AISSE et al., 2000; VON SPERLING, 2005 e FERREIRA e CARAIOLA, 2017).

3.3.1.1. Filtro Biológico Aeróbio

Os filtros biológicos percoladores são considerados sistemas aeróbios, pois o ar é fornecido para os microrganismos através dos espaços vazios entre os suportes. É uma alternativa de uso para o tratamento de águas residuárias domésticas e industriais, produzidas em pequena escala, e que tem como principais vantagens o fato de requerer espaços reduzidos para sua instalação e o fácil manejo e baixo custo de instalação. Neste tipo de processo a biomassa cresce aderida na superfície desses suportes por onde o efluente percola permitindo o crescimento bacteriano e fúngico. Estes leitos são constituídos de materiais altamente permeáveis como cascalhos de pedra, brita, ou enchimento plástico e são de fundamental importância no desempenho do processo. O fluxo ocorre de maneira descendente como mostra a Figura 4, e a turbulência gerada neste meio permite um bom contato entre o substrato e os microrganismos (AISSE et al., 2000; BERNI et al., 2000; VON SPERLING, 2005 e BATISTA et al., 2012).

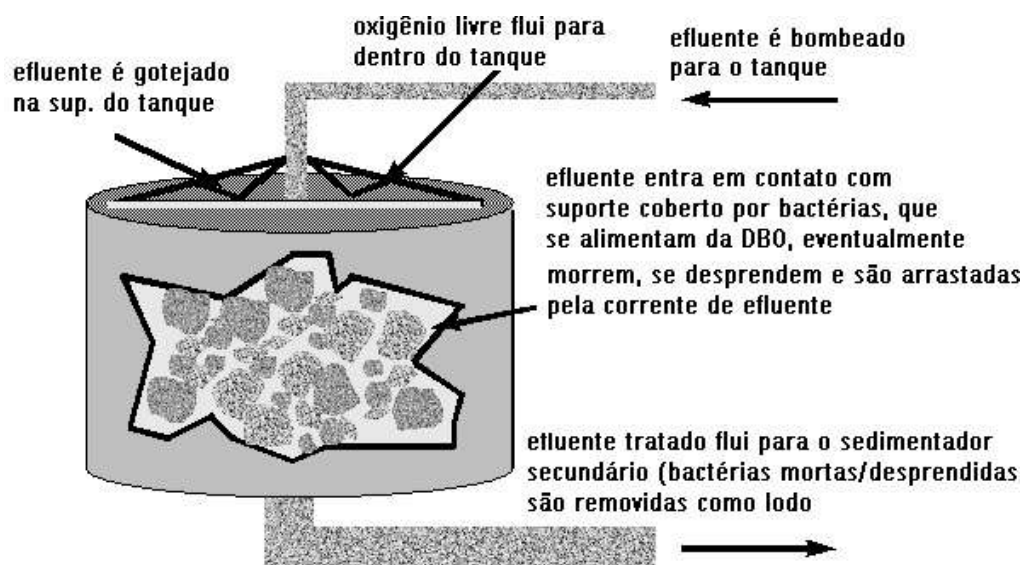


Figura 4. Filtro Biológico Aerado (CAMMAROTA, 2013).

Neste sistema nem sempre há necessidade de recirculação do lodo, pois o meio é movido pela própria carga hidráulica dos esgotos e a matéria orgânica fica adsorvida pela película microbiana tempo suficiente para sua estabilização, porém é comum que uma parte desses líquidos coletados retornem ao filtro para diluir o esgoto afluente. Os filtros são construídos com um dreno inferior para coleta do líquido tratado e dos sólidos biológicos que se desprendem do material do leito, que permite coletar os líquidos já percolados e a circulação do ar através do leito. A matéria orgânica é absorvida na camada biológica, de modo a sofrer a degradação aeróbica nas camadas exteriores. Na medida que a biomassa é absorvida no suporte, proporcionalmente diminui-se o espaço vazio disponível aumentando a velocidade de escoamento o que em determinado momento causa o desacoplamento do material aderido, com isso o esgoto percolado entre o meio filtrante lava a camada de limo que o recobre e arrasta consigo os excessos de sólidos e limo, de modo a haver sempre substituição de novas camadas biológicas. A maior ou menor retirada de sólidos e formação de novos organismos são funções das cargas hidráulica e orgânicas que se aplica. De acordo com estas cargas se classificam os filtros em dois tipos principais: de alta e baixa carga. Os filtros de baixa carga têm volume menor do reator e produzem menos lodo, o lodo não é digerido no próprio filtro. A utilização de filtros biológicos no tratamento de esgotos domésticos favorece a utilização de radiação solar em etapas subsequentes, devido principalmente à elevada remoção de sólidos, que potencializa, assim, a inativação dos

organismos patogênicos pela radiação ultravioleta. (AISSE et al., 2000; BERNI e BAJAY, 2000; VON SPERLING, 2005 e BATISTA et al., 2012).

Nos biofiltros aerados submersos, prevalecem os meios granulares que possuem elevada superfície específica, e essa característica maximiza a área para a transferência de massa, e a quantidade de biomassa no reator. Com o uso de meios granulares, idades de lodo bastante elevadas são obtidas sem necessidade de clarificação e recirculação de biomassa. Outro tipo de sistema são os biodiscos, geralmente constituídos de plásticos de baixo peso montados em um eixo horizontal que giram como mostra a Figura 5.

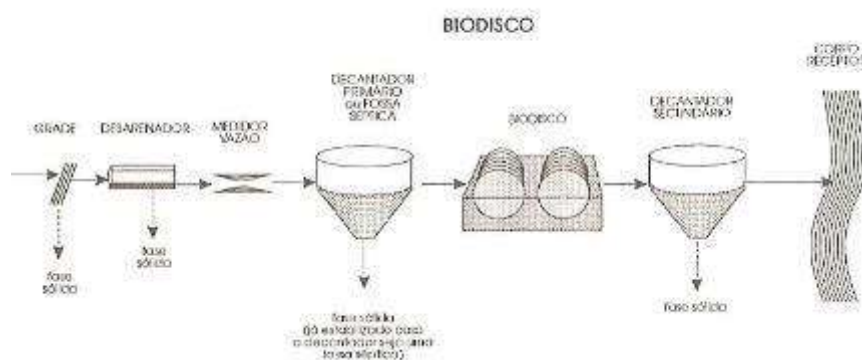


Figura 5. Biodiscos, (VON SPERLING, 2005).

Estes discos são espaçados entre si e giram vagarosamente para que uma metade esteja sempre submersa e a outra em contato com o ar, a biomassa cresce aderida a estes discos. Cada vez que o esgoto entra em contato com esta camada biológica é percolado e quando esta camada torna-se muito espessa, se desgarra dos discos. Parte destes organismos é mantida em suspensão no meio líquido devido ao movimento dos discos o que aumenta a eficiência deste sistema que normalmente é utilizado em tratamento de esgotos de pequenas comunidades (GONÇALVES et al., 2001; VON SPERLING, 2005).

3.3.1.2. Lagoas Aeradas

Nas lagoas aeradas o efluente sofre ação de microrganismos principalmente bactérias e protozoários, por vários dias. Esta aeração pode ser mecânica e causa um grande turbilhonamento no meio o que permite a penetração do oxigênio como mostra a Figura 6. Existem variados tipos de lagoas aeradas dentre as mais comuns tem-se, as lagoas aeradas

convencionais, lagoas aeradas facultativa e lagoa aerada de mistura completa (VON SPERLING, 2005).



Figura 6. Lagoa Aerada, (ETE Município de Tambaú, SP).

A diferença entre as lagoas convencionais e as lagoas aeradas facultativas é a forma de suprimento de oxigênio. No primeiro tipo é proveniente da fotossíntese e no segundo é obtido através de equipamentos aeradores que através do turbilhonamento. O que difere as lagoas aeradas facultativas das lagoas aeradas de mistura completa é o grau de turbulência proporcionado, sendo menor no primeiro tipo e maior no segundo. A lagoa aerada facultativa é assim denominada pois nela atuam bactérias facultativas, isto é, sobrevivem tanto na presença quanto na ausência de oxigênio. Neste caso pode haver decomposição anaeróbia, pois parte da biomassa fica decantada no fundo da lagoa, já na parte superior a decomposição é aeróbia. O sistema de mistura completa é utilizado quando é necessário um processo que diminui a DBO de forma mais rápida, requerendo uma área menor que as outras lagoas, porém aumenta-se o custo de operação (FREIRE et al., 2000; MAZZER e CAVALCANTI, 2004; VON SPERLING, 2005).

As bactérias facultativas, quando na presença de oxigênio, utilizam a matéria orgânica como fonte de energia através da respiração. O oxigênio necessário a essa respiração é fornecido pela fotossíntese realizada pelas algas através da energia luminosa. Durante períodos noturnos e na parte inferior do tanque não ocorre fotossíntese, o que acarreta em um menor teor de oxigênio disponível. Deste modo, é essencial que essas bactérias sejam facultativas, assim podem atuar na presença e ausência de oxigênio (VON SPERLING, 2005).

Esse mesmo processo ocorre no caso da lagoa aerada de mistura completa que, mesmo sendo mais eficiente, não torna possível o lançamento direto do efluente pelo fato de conter elevado teores de sólidos em suspensão. Normalmente é necessária uma etapa conseguinte onde ocorra a sedimentação e estabilização destes sólidos bem como a remoção periódica do lodo formado (FREIRE et al., 2000; SCARASSATI et al., 2003; MAZZER e CAVALCANTI, 2004; LIMA, 2015 e SILVANO et al., 2015).

Dentre outros tipos de lagoas tem-se as lagoas de alta taxa e as lagoas de maturação. As lagoas de alta taxa têm sua profundidade reduzida para maximizar a produção de algas, o que aumenta a penetração luz acelerando a remoção de patógenos bem como a carga orgânica. Já as lagoas de maturação são mais rasas do que as lagoas de alta taxa e são utilizadas especificamente para remoção de microrganismos patogênicos. Seu dimensionamento é específico para explorar os processos que removem patógenos como maiores temperaturas, pH, insolação, dentre outros (VON SPERLING, 2005).

3.3.1.3. Lodos Ativados

Lodos ativados convencionais são definidos como um processo aeróbio, com reciclo de biomassa que constitui em um inóculo permanente e aclimatado. Deste modo, a biomassa é continuamente circulada e colocada em contato com a matéria orgânica do despejo a ser tratado, na presença de oxigênio, durante o tempo necessário para a metabolização da matéria orgânica presente. Nesse sistema uma massa biológica cresce e flocula (BENTO et al., 2005; CORDI et al., 2008 e PEREIRA et al., 2012).

Este sistema é constituído por uma associação de diferentes microrganismos composta por bactérias, protozoários, fungos dentre outros, que oxidam os compostos orgânicos e inorgânicos presentes nos efluentes. As bactérias predominantemente presentes no meio são as de morfologia de bastonetes, gram-negativas, mas também estão presentes bactérias filamentosas, que se agregam sob a forma de flocos biologicamente ativos (CORDI et al., 2008 e OLIVEIRA et al., 2009). Este agregado de microrganismos, que forma o floco, é o primeiro e principal elemento ativo, adsorvente-oxidante, no processo de depuração e que sedimentado em massas constitui o chamado lodo biológico ou lodo ativo (BRANCO, 1967 e PEREIRA et al., 2005).

Devido a sua versatilidade, este método é capaz de remediar uma ampla gama de compostos orgânicos poluentes, sejam domésticos ou industriais (BRANCO, 1967 e

PEREIRA et al., 2005). Tem a capacidade de remover a toxicidade e a carga orgânica do efluente em curtos tempos de detenção hidráulica. O tratamento é composto por um tanque de aeração (reator), um tanque de decantação (decantador secundário), um sistema de recirculação do lodo e um sistema de retirada do lodo biológico excedente. O efluente é introduzido no tanque de aeração, onde o lodo ativado realiza a depuração biológica da matéria orgânica através das já citadas reações bioquímicas dos microrganismos. É importante que as bactérias presentes nos lodos ativados permaneçam em sua maioria na fase endógena, ou seja, quando o consumo de oxigênio se dá pela degradação de substrato presente na própria célula bacteriana, pois é nessa fase que ocorre a diminuição da biomassa devido a autooxidação além de ocorrer a floculação bacteriana que é muito importante para o processo. É em função desta propriedade que é possível a separação da biomassa, que retorna ao sistema, do efluente tratado (BERNI et al., 2000; FRICK, 2011 e PEREIRA et al., 2012).

Depois de um tempo de detenção os flocos que foram formados no tanque de aeração são decantados ocorrendo a separação da fase líquida (sobrenadante) da biomassa, que se deposita ao fundo do tanque formando o lodo. Este lodo é recirculado para que os microrganismos permaneçam por um longo tempo de residência no meio, aumentando a concentração de biomassa favorecendo também a taxa de transferência de massa no reator. A recirculação da biomassa ativa garante alta eficiência, já que a biomassa tem tempo suficiente para metabolizar praticamente toda matéria orgânica. A eficiência do processo depende, dentre outros fatores, da capacidade de floculação da biomassa ativa e da composição dos flocos formados. As bactérias são as principais responsáveis pela depuração da matéria carbonácea e pela estruturação dos flocos. Entretanto os demais componentes da microbiota também têm importante papel na manutenção de uma comunidade bacteriana equilibrada, na remoção de *E. coli*, na redução da DBO e na floculação. O lodo excedente do processo deve ser retirado para manter o sistema em equilíbrio e deve receber tratamento adicional, adensamento, digestão e desidratação, na linha de tratamento do lodo (BERNI et al., 2000; BENTO et al., 2005; PEREIRA et al., 2005; PEREIRA et al., 2012 e VON SPERLING, 2005).

Além do lodo ativado convencional tem-se dois tipos variantes deste processo, o lodo ativado de aeração prolongada (fluxo contínuo) e lodo ativado de fluxo intermitente (batelada). No caso do lodo de aeração prolongada o que o difere do sistema convencional os tanques de aeração são maiores porque a biomassa fica retida mais tempo no sistema, conseqüentemente há menor quantidade de matéria orgânica disponível para as bactérias.

Como não há substrato suficiente as bactérias utilizam a matéria orgânica do próprio metabolismo para sua manutenção, com isso o lodo excedente já sai estabilizado e não é necessário a etapa digestão do lodo. A diferença dos lodos de fluxo intermitente são os parâmetros operacionais, que neste caso toda operação ocorre no mesmo tanque, uma fase com aeradores ligados e desligados, quando desligados os sólidos sedimentam e o efluente é retirado. E quando o sistema é religado os sólidos sedimentados retornam à massa líquida, o que dispensa a recirculação e os decantadores secundários (VON SPERLING, 1997; MATOS et al., 2005 e AMORIM et al., 2014).

3.3.1.4. Bioquímica da Degradação Aeróbia

A degradação aeróbia da matéria orgânica acontece principalmente por três vias: via glicolítica, Ciclo de Krebs e a cadeia transportadora de elétrons (CTE) como mostra a Figura 7. Primeiramente a matéria orgânica é oxidada, através de 10 reações químicas (via glicolítica), até formar piruvato. Nesta via tem-se uma fase de investimento ou preparativa, onde o microrganismo investe ATP ou energia para preparar a molécula de glicose e uma outra fase de produção e oxidação onde, de fato, ocorre a oxidação, que produz ATP e moléculas reduzidas (NADH). O primeiro passo para oxidação total do piruvato e sua conversão a Acetil-CoA, através de descarboxilação oxidativa que libera a primeira molécula de carbono na forma de CO_2 e elétrons na forma de NADH. O Acetil- CoA entra no Ciclo de Krebs e é completamente oxidado, através de 8 reações, onde ocorrerá a liberação de duas moléculas de CO_2 , elétrons e íons H^+ . Neste ciclo ocorre a produção de ATP e mais moléculas reduzidas transportadoras de elétrons (NADH e FADH_2). Todo metabolismo oxidativo converge para o ciclo de Krebs (incluindo a oxidação de aminoácidos e ácidos graxos) e então os elétrons que saíam dos compostos orgânicos, pela via glicolítica e pelo Ciclo de Krebs, vão para a cadeia transportadora de elétrons que é o próximo passo. Todas as moléculas reduzidas produzidas, devem ser regeneradas (reoxidados), então são enviadas para a cadeia transportadora de elétrons. O NADH perde seus elétrons e forma NAD^+ . Os elétrons que saem do NADH e FADH_2 vão percorrer a cadeia transportadora de elétrons, que utiliza a energia desse fluxo de elétrons para bombear prótons e produzir um gradiente eletroquímico de prótons que vai ser utilizado para produzir ATP através da ATP sintase. No final da cadeia os elétrons encontram com o oxigênio que é oceptor final de

elétrons, neste caso, utilizando este oxigênio para oxidar completamente a matéria orgânica (MARZZOCO e TORRES, 2007; NELSON e COX, 2008; e WHITE et al., 2012).

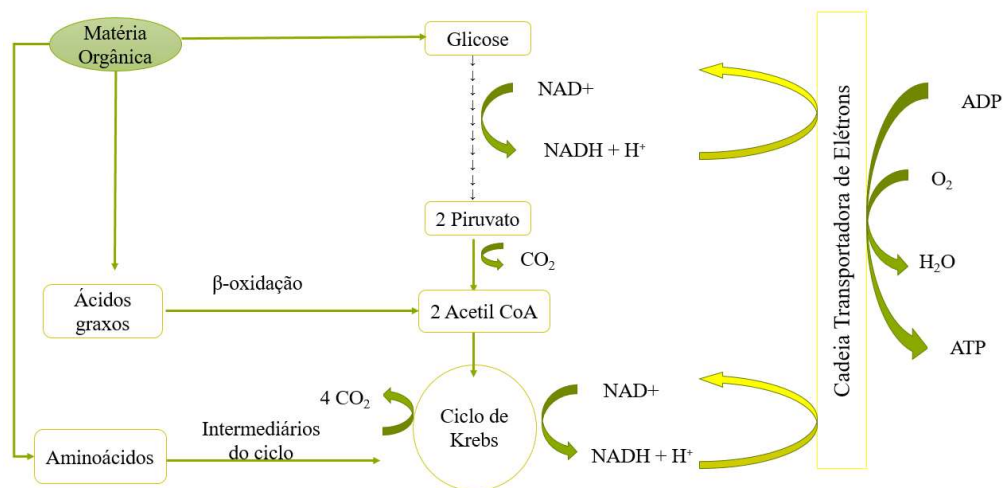


Figura 7. Degradação Bioquímica da Matéria Orgânica.

3.3.2. Tratamento anaeróbico

A principal característica do tratamento anaeróbico de efluentes, como o próprio nome sugere, é que a degradação da matéria orgânica ocorre na ausência de oxigênio. Tal processo é realizado pelo metabolismo de populações bacterianas que interagem para promover a degradação através de reações bioquímicas (POETSCH et al., 1998 e MARTINS et al., 2015). Neste tipo de sistema tem-se uma câmara de fermentação totalmente fechada, geralmente de concreto, onde o esgoto é distribuído uniformemente pelo fundo do mesmo, forçando assim a passagem pelo manto de lodo estabilizado composto pelas bactérias anaeróbias. Os sólidos se acumulam no fundo e o excesso de lodo é encaminhado para secagem e pode ser disposto em aterro sanitário ou passar por adequação para ser aproveitado como biofertilizante (CASTRO e MATEUS, 2016). A matéria orgânica tem suas dimensões reduzidas, tornando-as solúveis e é convertida em gás carbônico, biomassa e metano que pode ser queimado ou aproveitado. É um sistema amplamente utilizado no tratamento de efluentes de origem industrial de alta carga e lodos de esgotos concentrados (MAZZER e CAVALCANTI, 2004 e LEITE et al., 2009). Trata-se de um processo extremamente vantajoso, pois além ser eficiente em efluentes com alto teor de carga orgânica volumétrica necessita de menores custos de investimentos, já que não é necessária a injeção de oxigênio. Além disso o metano produzido pode ser utilizado na forma de biogás

produzindo energia, de maneira geral são relativamente simples e tem a vantagem de gerar menores cargas de lodo se comparado aos sistemas aeróbios (BERNI et al., 2000; DUDA e DE OLIVEIRA e FIA et al., 2011).

Para efetividade do sistema é necessário um equilíbrio microbiológico, pois a degradação da matéria orgânica acontece através de um consórcio entre microrganismos acidogênicos, acetogênicos e metanogênicos. Como as bactérias não possuem a capacidade de assimilar matéria orgânica particulada, a primeira etapa do processo degradativo é a hidrólise desses materiais particulados complexos em materiais dissolvidos menores, assim são capazes de atravessar a parede celular das bactérias fermentativas (WHITE et al., 2012 e CHERNICHARO, 2016).

A próxima etapa é a acidogênese, onde os produtos solúveis originários da fase de hidrólise são metabolizados no interior das células das bactérias em compostos mais simples. A acidogênese é efetuada por um grande e diverso grupo de bactérias fermentativas, a exemplo das espécies *Clostridium* e *Bacteroids*. As primeiras constituem uma espécie anaeróbia que forma esporos, podendo dessa forma, sobreviver em ambientes totalmente adversos. A maioria das bactérias acidogênicas são anaeróbias estritas, mas cerca de 1% consiste de bactérias facultativas que podem oxidar o substrato orgânico por via oxidativa aeróbia. Isso é particularmente importante, uma vez que as bactérias estritas são protegidas contra a exposição ao oxigênio eventualmente presente no meio, uma vez que as facultativas utilizam o oxigênio que eventualmente contamine o reator garantindo a manutenção da anaerobiose (WHITE et al., 2012; CHERNICHARO, 2016 e CASTRO e MATEUS, 2016).

Em seguida tem-se, basicamente, a preparação dos substratos para a metanogênese, pela oxidação dos produtos gerados na fase anterior, o processo é realizado por bactérias acetogênicas. Dos produtos metabolizados pelas bactérias acidogênicas, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas metanogênicas. Porém pelo menos 50% da DQO biodegradável é convertida em propionato e butirato, os quais são posteriormente decompostos em acetato e hidrogênio pela ação das bactérias acetogênicas. A etapa final no processo de degradação da matéria orgânica, é a metanogênese, onde esta será convertida em metano e dióxido de carbono por ação de bactérias metanogênicas. Em função de sua afinidade por substrato e magnitude de produção de metano, as metanogênicas são divididas em dois grupos principais, acetolásticas que compreende as bactérias utilizadoras de acetato e o grupo das hidrogenotróficas que são as utilizadoras de hidrogênio (LEITE et al., 2003 e CHERNICHARO, 2016).

Pode ocorrer uma outra etapa chamada sulfetogênese, sua ocorrência depende inteiramente da composição da matéria orgânica utilizada e se a mesma tem a presença de enxofre. As bactérias sulforedutoras causam a oxidação de sulfatos e outros compostos sulfurados presentes em sulfetos favorecendo a formação de H_2S (ALVES et al., 2004; WHITE et al., 2012; BALDACIN e PINTO, 2015 e CHERNICHARO, 2016).

Como o processo em si depende desse consórcio de microrganismos, necessita-se de um controle menor nos parâmetros de operação se comparado com sistemas aeróbios pois o próprio consorcio microbiano é capaz de regular uma série de fatores alterações no pH, temperatura, produção de biogás dentre outros influenciam diretamente o sistema. Neste caso precisa-se de atenção a vazão de alimentação, já que, o tempo de detenção hidráulica para a degradação é maior. Apesar de menor geração de lodo, neste deve ser observado sua idade, bem como seu acúmulo, sendo necessário sua remoção periódica (CAMPOS et al., 2005; VON SPERLING, 2005; CHERNICHARO, 2016; e ROSS et al., 2016).

3.3.2.1. Lagoas anaeróbias

Este tipo de tratamento ocorre na ausência de oxigênio, sua principal característica é sua grande profundidade, em torno de 4,0 a 5,0 metros, e diferente das outras lagoas possui largura menor. Em função disso quase não há incidência de raios solares, conseqüentemente a fotossíntese praticamente não ocorre, além disso a profundidade é importante no sentido de reduzir a possibilidade de difusão do oxigênio da superfície para as demais camadas (VON SPERLING, 2005 e FOELKEL, 2014). É conceitualmente simples, fácil de operar e tem eficiência ligeiramente superior à de uma lagoa facultativa, entretanto é extremamente importante que o sistema esteja bem equilibrado para evitar a liberação de maus odores (DE OLIVEIRA, 1993; VON SPERLING, 2005 CHERNICHARO, 2016).

São usuais tanto para tratamento de efluentes domésticos além do tratamento de despejos de alta carga orgânica como frigoríficos, laticínios, bebidas dentre outros, porém são consideradas como reatores de baixa carga superficial devido elevados tempo de detenção hidráulica. Os sólidos sedimentáveis presentes no afluente vão ao fundo do tanque, constituindo uma camada de lodo, materiais mais leves, como óleos, graxas dentre outros, flutuam até a superfície do tanque formando uma espuma. O esgoto livre dos materiais sedimentáveis e flutuantes, flui entre as camadas de lodo e espuma. A carga orgânica aplicada deverá ser alta de maneira que a taxa de consumo de oxigênio seja várias vezes

superior a taxa de produção, criando condições estritamente anaeróbias. O material orgânico retido no fundo do tanque sofre decomposição sendo convertido em compostos mais estáveis como CO₂, CH₄ e H₂S; (SERAFIM et al., 2003 e VON SPERLING, 2005; FOELKEL, 2014 e CHERNICHARO, 2016;).

A decomposição anaeróbia contínua do volume de lodo depositado no fundo do tanque, os grandes volumes e profundidades favorecem a não ocorrência de acúmulo de lodo. A eficiência de remoção de coliformes fecais varia muito conforme alguns fatores como a temperatura, o tempo de detenção, a geometria das lagoas e as características do esgoto bruto. Em geral, as lagoas anaeróbias têm o seu número de coliformes reduzido em 91% e removem de 50 a 60% da DBO afluente, sendo assim o efluente ainda possui altas taxas de matéria orgânica, necessitando integração de processos como solução. Por isso normalmente é utilizado como tratamento sequencial lagoas facultativas que neste caso é denominada lagoa secundária. Uma outra proposta de aprimoramento, é a distribuição do esgoto em diferentes pontos e profundidades, a fim de criar um escoamento vertical através da camada de lodo, incrementando o contato entre os microrganismos e os poluentes orgânicos (VON SPERLING, 2005; CHERNICHARO, 2016; MELO NETO, 2017).

3.3.2.2. Filtro anaeróbio

Filtros anaeróbios são reatores biológicos com fluxo através do lodo aderido e retido em um leito fixo de material inerte. O filtro biológico afogado é uma tecnologia compacta, de simples operação, de baixo consumo de energia e baixo custo operacional. O sistema estabiliza a matéria orgânica por meio de microrganismos que formam o biofilme aderidos ao leito filtrante em três formas distintas: na forma de biomassa dispersa retida nos interstícios do material suporte; na forma de flocos ou grânulos retidos ao fundo falso. Os principais mecanismos de remoção ocorrem por meio da sedimentação, assimilação biológica e retenção física. Além disso, filtros anaeróbios propiciam boa estabilidade ao efluente e baixa perda de sólidos biológicos, podendo ser utilizados para esgotos concentrados ou diluídos e permitem várias opções de forma, sentido de fluxo e materiais de suporte (PEREIRA et al., 2014; ARAÚJO et al., 2016; CHERNICHARO, 2016).

O efluente do filtro anaeróbio é geralmente bastante clarificado apresentando baixa concentração de matéria orgânica, inclusive dissolvida. O meio suporte é essencial para o processo pois contribui para o aumento do tempo de retenção de sólidos, favorecendo a

população metanogênica, porém suas finalidades além de suporte para os microrganismos são: atuar como dispositivo para separar os sólidos dos gases; ajudar a promover a uniformização do escoamento do reator; melhorar o contato entre os constituintes do despejo e os sólidos biológicos contidos no reator; permitir o acúmulo de grande quantidade de biomassa, como consequente aumento do tempo de retenção celular; atuar como barreira física, evitando que os sólidos sejam carregados pra fora do sistema. Além disso devem ser estruturalmente resistentes, biológica e quimicamente inertes, ser suficientemente leve, possuir grande área específica e porosidade elevada, possibilitar a colonização acelerada de microrganismos, apresentarem formato não achatado ou liso (FOCO e NOUR, 2014; LOPES et al., 2015 e CHERNICHARO, 2016).

As capacidades de adesão das bactérias são excepcionais, sua morfologia superficial parece permitir alguma forma de controle sobre a adesão. A adesão dos microrganismos no suporte do filtro ocorre por dois fenômenos, a retenção por adesão ao suporte do filtro ou intersticial, onde a biomassa se fixa nos interstícios (fissuras) do leito fixo. A superfície do suporte serve para a formação do biofilme, enquanto que nos espaços vazios crescem microrganismos dispersos (CHERNICHARO, 2016).

3.3.2.3. UASB (Reator anaeróbio de fluxo ascendente de manta de lodo)

É um dos sistemas de tratamento mais utilizados no tratamento de esgoto no Brasil como unidades únicas ou seguido de alguma forma de pós tratamento. É caracterizado pela capacidade de reter biomassa de elevada atividade mesmo com aplicação de baixos tempos de retenção hidráulica, além do baixo custo de implementação, menor geração de lodo baixo custo de manutenção e seu potencial para gerar biogás (VON SPERLING, 2005; SCHOENHALS et al., 2007 e NAIR e AHAMMED, 2015). Um grande poluidor de alto teor de matéria orgânica são as indústrias de suinocultura, sendo exemplo de sistema onde o reator pode ser utilizado como tratamento único desses efluentes não sendo necessário o tratamento preliminar (DUDA e DE OLIVEIRA, 2011).

O funcionamento deste tipo de reator consiste essencialmente no bombeamento do efluente, que entra pelo fundo do reator, e segue um fluxo ascendente através de três etapas: o leito de lodo, manta de lodo e um separador trifásico. No leito de lodo e manta de lodo há concentração de biomassa ativa que, através da degradação parcial da matéria orgânica, é convertida em metano e gás carbônico. O perfil de sólidos no reator varia de muito denso e

com partículas granulares de elevada capacidade de decantação, próximas ao leito de lodo, até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator de manta de lodo. A degradação da matéria orgânica é realizada pelo consórcio bacteriano, por isso o biogás tende a ficar preso à esta biomassa fazendo com que se torne menos densa e flote. Na parte superior do reator, onde há separação de fases, são formadas duas zonas, a zona de decantação, onde ocorre a separação entre as fases sólida e líquida e outra no separador trifásico, onde ocorre a separação das fases líquida e gasosa como mostra a Figura 8 (CAMPOS et al., 2005; ROSS et al., 2016 e OLMÍ et al., 2015).

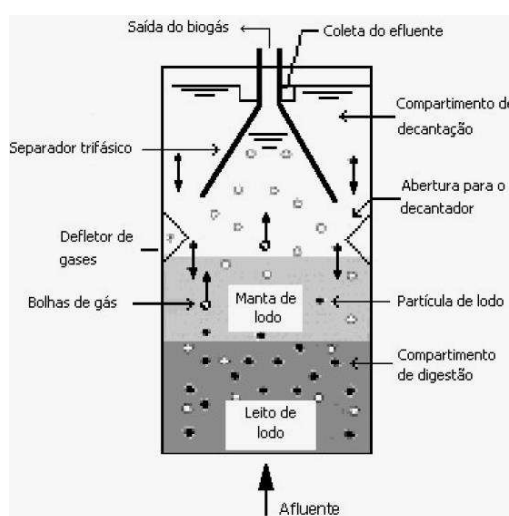


Figura 8. UASB (CAMMAROTA, 2013).

A retenção de matéria orgânica neste caso ocorre através da floculação, ou seja, formação de grânulos, nesta estrutura de biomassa granulada, diferentes bactérias se agrupam seletivamente em camadas superpostas. Na parte mais externa dessas camadas existem bactérias redutoras de sulfato e *Methanosarcina* sp., bactérias acidogênicas e metanogênicas nas camadas intermediárias e *Methanosaeta* sp. no interior do grânulo (CHERNICHARO, 2016).

Neste sistema, diferente dos filtros biológicos, não há meio de suporte para estes microrganismos e isso proporciona um aproveitamento máximo do volume reacional do reator. Isto acontece, pois, os microrganismos se apresentam de forma agrupada e a forma esférica desses grânulos proporciona uma relação máxima microrganismos/volume (SCHOENHALS et al., 2007 e VON SPERLING, 1996).

O biogás gerado pode ser utilizado, em muitos casos para atender à demanda de energia necessária para a operação da planta, porém no Brasil esse aproveitamento ainda é muito rudimentar, sendo que, a grande maioria dos aterros sanitários e das estações de tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais apenas coleta e queima o biogás gerado, sem aproveitamento do seu potencial energético (DOS SANTOS et al., 2015 e ROSA et al., 2016).

3.3.2.4. Bioquímica da Degradação Anaeróbia

Como citado, sob condições aeróbias, a matéria orgânica é oxidada através da via glicolítica até formar piruvato, e este é completamente oxidado a CO_2 e H_2O gerando moléculas reduzidas (NADH). O NADH formado é reoxidado a NAD^+ pela passagem do seu elétron ao O_2 , que é oceptor final de elétrons nesse processo de respiração. Porém em condições anaeróbias, NADH gerado pela oxidação da glicose não pode ser reoxidado peloceptor O_2 . A incapacidade de regenerar o NADH em NAD^+ deixaria a célula sem receptor de elétrons para a oxidação da glicose e as reações da glicólise cessariam. O NAD^+ precisa, portanto, ser regenerado por meio de outros processos. Existem, então, duas formas para a regeneração do NADH: uma é realizada por microrganismos que respiram, porém, seuceptor final de elétrons não é O_2 ; e a outra é feita por outras vias por meio de diferentes fermentações (MARZZOCO e TORRES, 2007; NELSON e COX, 2008; e WHITE et al., 2012).

No caso dos microrganismos que realizam a respiração, a oxidação ocorre da mesma forma que a respiração aeróbia, ou seja, via glicolítica, Ciclo de Krebs e cadeia transportadora de elétrons como mostra a Figura 9, a diferença é que oceptor final de elétrons pode ser nitrato, nitrito, sulfato, carbonato ou moléculas orgânicas como o fumarato (MARZZOCO e TORRES, 2007; NELSON e COX, 2008; e WHITE et al., 2012).



Figura 9. Oxidação bioquímica dos microrganismos anaeróbios que respiram.

Na fermentação, em geral, há um padrão comum onde a primeira etapa consiste da conversão da glicose à piruvato, com produção de NADH, e uma segunda etapa de regeneração de NADH em NAD⁺. As fermentações são processos ditos autossuficientes, porque independem de moléculas exógenas para esta regeneração. A fermentação pode ser definida como um processo oxidativo onde o acceptor final de elétrons é um intermediário da própria via, de modo que o que difere nos tipos de fermentação são as vias que efetuam a regeneração do NAD⁺ bem como seus aceptores finais de elétrons. Na fermentação alcoólica o piruvato atua como acceptor final de elétrons gerando etanol. O processo começa na próxima reação a partir do piruvato, que sofre descarboxilação simples, não envolvendo a oxidação do piruvato, formando acetaldeído e CO₂. No segundo passo, o acetaldeído é reduzido por duas moléculas de NADH, regenerando NAD⁺ e formando etanol. No caso da fermentação láctica tem-se a produção de lactato a partir de piruvato por meio da ação catalítica da lactato desidrogenase. Nos reatores também pode ocorrer a produção de butirato e propionato (MARZZOCO e TORRES, 2007; NELSON e COX, 2008; e WHITE et al., 2012).

3.4. Produção de produtos biotecnológicos a partir de águas residuárias

Além de criarem problemas ambientais, os resíduos representam perdas de matérias-primas e energia, exigindo investimentos significativos em tratamentos para controlar a poluição. Entretanto, a partir desses resíduos, se empregadas tecnologias adequadas, pode-se obter produtos comerciais ou matérias primas para processos secundários. Tem sido cada vez mais justificada a implementação de projetos que colaboram com a sustentabilidade destes resíduos, pois com isso minimiza-se o impacto ambiental e agrega-se valor aos produtos do mercado. Aliado a isto, os processos biotecnológicos possibilitam não só o aproveitamento da matéria-prima, mas também de seus resíduos no desenvolvimento de novos produtos (PELIZER et al., 2007; DE FARIAS SILVA et al., 2016).

O uso de microrganismos tem sido constante na obtenção de produtos biotecnológicos tais como a produção de antibióticos, alimentos, processamento de alimentos, bebidas alcoólicas, ácidos orgânicos, álcoois, alimentos fermentados, na fertilização de solos dentre outros. Dado o contexto de reaproveitamento das águas residuárias aliado as vantagens na produção de produtos biotecnológicos, existem muitos estudos na literatura que o defendem e comprovam que serão citados em seguida. Dentre os

subprodutos da cadeia produtiva do grão, a água de maceração do milho, representa uma fonte alternativa para obtenção de produtos, como antibióticos, ração animal, biomassa, enzimas e biossurfactantes (NASCIMENTO et al., 2015).

Do processo de obtenção do extrato proteico de soja, gera-se na forma de efluentes o melaço de soja. Este é um substrato complexo que possui carboidratos de peso molecular elevado, além de carboidratos ligados a outras moléculas. Estudos comprovam que este substrato pode ser utilizado para produção de goma xantana, tornando mais viáveis sua produção no Brasil, já que, grande parte da goma xantana utilizada no país é através da sua importação. Além do melaço de soja, manipueira, soro de leite, soro de queijo, resíduo do suco de maçã e bagaço de cana são utilizados como meios fermentativos para a produção de Goma Xantana (GX) por *Xanthomonas campestris* (PEREIRA et al., 2016).

A produção de lipídios é alternativa para a substituição de fontes convencionais de óleos e gorduras, uma vez que estes lipídios apresentam composição semelhante aos óleos vegetais, poderiam ser empregados para fins alimentares, combustíveis alternativos, bem como na produção de compostos específicos de uso limitado, como produtos farmacêuticos. Estudos validam o soro de queijo ou de leite, do melaço e da vinhaça como substrato para produção de proteínas e lipídios de origem microbiana por leveduras (CAZETTA e CELLIGOI, 2005). Outro setor que vem ganhando destaque no mercado são os probióticos, que nada mais são do que suplementos alimentares microbiológicos. A utilização de células imobilizadas para a obtenção desses probióticos se destaca como processo de grande interesse para a indústria de alimentos e farmacêutica. Já é possível a otimização do processo de cultivo de células imobilizadas de lactobacilos a partir do soro de leite visando a obtenção de probióticos com viabilidade comercial (BRINQUES e AYUB, 2005).

O ácido cítrico é utilizado em grande escala pelas indústrias de alimentos, refrigerantes, produtos farmacêuticos, além de outras em que o íon citrato propicia a formação de uma variedade de moléculas complexas. É obtido através do processo de biossíntese utilizando como agente biológico o fungo *Aspergillus niger*. Um dos problemas enfrentados na produção de ácido cítrico por bolores é o custo do processo, onde o substrato representa um alto percentual. O uso da manipueira como substrato para essa biossíntese é uma alternativa viável pois apresenta características físico-químicas favoráveis ao crescimento do fungo *Aspergillus niger* com alto potencial de rendimento na conversão diminuindo o custo do processo (LEONEL e CERADA, 1995). Outra aplicação no uso da manipueira é como substrato alternativo para produção de biossurfactantes, que são

compostos de origem microbiana que têm a capacidade de reduzir a tensão superficial. Diversos setores demandam compostos com estas características, tais como: petróleo, petroquímico, alimentos, bebidas, cosméticos, farmacêutico, mineração, metalúrgico, agroquímico, fertilizantes, ambiental, papel e celulose, entre outros, porém dado seu alto custo de produção, ainda não é explorada comercialmente. Além da manipueira, o melaço e o soro de leite também demonstram capacidade de produzir biosurfactantes, isolados de *Bacillus* (BARROS et al., 2007; NITSCHKE et al., 2003 e BARROS et al., 2008).

Uma possibilidade recente do soro de queijo produzido pela indústria de laticínios é como fonte de matéria prima barata para produção de extratos de leveduras que são utilizados por exemplo como realçador de sabor em alimentos. Uma outra aplicação na biotecnologia é sua utilização em substituição ao ácido glutâmico, na produção de bacitracina por *Bacillus licheniformis* realizando-se estudos para elaboração de meios alternativos econômicos para produção do antibiótico. O *Bacillus licheniformis* possui capacidade para utilizar o soro de leite como substrato, constituindo assim uma alternativa viável e promissora para a produção de bacitracina a partir desse resíduo industrial (REVILLION et al., 2000; SALES et al., 2011 e DE OLIVEIRA et al., 2012).

4. CONCLUSÃO

As atividades domésticas e industriais geram efluentes com grandes quantidades de matéria orgânica. Quando não devidamente tratados, impactam diretamente os corpos d'água alterando sua composição, física, química e biológica, provocando sérios problemas sanitários e ambientais. As consequências do não tratamento destes resíduos é assunto de preocupação mundial, pois os recursos hídricos não são infinitos e a sua poluição oferece risco direto à saúde, fauna e flora. Em função disso, ressalta-se a importância do tratamento de efluentes com alto teor de matéria orgânica, que pode ser executado por diversas técnicas, que se adequam às características necessárias do efluentes. Diversas práticas comprovam a eficiência destas técnicas que possuem diferentes características, como carga orgânica suportada, área requerida, tempo de detenção hidráulica. A escolha do tipo de tratamento depende das características do efluente bem como a vazão do efluente. Além disso, diversos estudos ressaltam a possibilidade do reuso de alguns efluentes na produção de produtos biotecnológicos, que muitas vezes é mais viável economicamente do que as técnicas convencionais de produção destes.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AISSE, M. M.; LOBATO, M. B.; BONA, A.; GARBOSSA, L. H. P.; JURGENSEN, D.; SOBRINHO, P. A. I-108- Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico para o tratamento de esgoto sanitário. 2000.

ALVES, H. B.; MOCHIDA, G. A.; DA CRUZ, G. J. G., DUMA, M.; GOMES, C. S. Precipitação química e cloração para combate a maus odores em estações de tratamento de esgoto anaeróbias. *Revista técnica da Sanepar*. v. 21, n. 21, p. 19-32, 2004.

AMORIM, L. L. G.; VARGAS, K. P.; DE JESUS, E. H. A. Análise de eficiência do sistema de lodo ativado no tratamento de efluentes de um curtume na cidade de UBERLÂNDIA-MG. V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, p.15, 2014.

ANDRADE, L. I. Tratamento biológico de efluentes. Revista Techoje: Instituto de Educação Tecnológica,s/d. Disponível em : <http://www.techoje.com.br/site/techoje/categoria/detalhe_artigo/1276> Acesso em 13 de Junho de 2017.

ARAÚJO, G. M.; LIMA NETO, I. E.; ARAÚJO, A. L. C.; SILVA, M. E. R. D. Avaliação experimental e modelagem matemática de filtros anaeróbios como alternativa de baixo custo para remoção de algas de efluentes de lagoas de estabilização. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v.21, n. 4, p. 687-696, 2016.

ARCHELA, E., CARRARO, A., FERNANDES, F., BARROS, O. N. F., ARCHELA, R. S. Considerações sobre a geração de efluentes líquidos em centros urbanos. *GEOGRAFIA*, v. 12, n. 1, p. 517-526, 2010.

AUGUSTO, L. G. da S.; GURGEL, I. G. D.; CÂMARA NETO, H. F.; DE MELO, C. H.; COSTA, A. M. O contexto global e nacional frente aos desafios do acesso adequado à água para consumo humano. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 17, n. 6, 2012.

BALDACIN, A. C. S.; PINTO, G. M. F. Biodigestão Anaeróbia da Vinhaça: Aproveitamento Energético do Biogás. *Revista Eletrônica FACP*, n. 7, 2015.

BARROS, F. F. C., QUADROS, C. P. D., MARÓSTICA JÚNIOR, M. R.; PASTORE, G. M. Surfactin: chemical, technological and functional properties for food applications. *Química Nova*, v. 30, n.2, p.409-414, 2007.

BARROS, F. F. C., QUADROS, C. P. D.; PASTORE, G. M. Propriedades emulsificantes e estabilidade do biossurfactante produzido por *Bacillus subtilis* em manipueira. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 28, n. 4, 2008.

BATISTA, R. O.; BARRETO, H. B. F., ALVES, S. M. C.; SANTOS, W. de O.; FREIRE, F. G. C. Remoção de nitrato e condutividade elétrica em biofiltros operando com esgoto doméstico primário. *Global Science and Technology*, v. 5, n. 1, p 59-69, 2012.

BENTO, A. P.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.; REGINATTO, V.; LAPOLLI, F. R. Caracterização da microfauna em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. *Engenharia sanitária. Ambientental*, v. 10, n. 4, p. 329-338, 2005.

BERNI, M. D.; BAJAY, S. V. Geração de energia e a digestão anaeróbica no tratamento de efluentes: estudo-de-caso na indústria de papel. In: *Proceedings of the 3. Encontro de Energia no Meio Rural*. 2000.

BORSOI, Z. M. F.; TORRES, S. D. A política de recursos hídricos no Brasil. *Revista do BNDES*, v. 4, n. 8, p. 143-166, 1997.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. Introdução à Engenharia Ambiental. 2ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BRANCO, S. M. A dinâmica de populações microbiológicas na estabilização aeróbia de resíduos orgânicos de feculinas de mandioca. *Revista de Saúde Pública*, v. 1, n. 2, p. 126-140, 1967.

BRINQUES, G. B.; AYUB, M. A. Z. Produção e otimização de probióticos em biorreatores de células imobilizadas. Seminário do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química : Porto Alegre, RS).(Anais)(recurso eletrônico). Porto Alegre, RS UFRGS/PPGEQ, 2005.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. D.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. D. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 30, n. 1, p. 140-147, 2006.

CAMPOS, C. M. M.; MOCHIZUKI, E. T.; DAMASCENO, L. H. S. BOTELHO, C. G. Avaliação do potencial de produção de biogás e da eficiência de tratamento do reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) alimentado com dejetos de suínos. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 29, n. 4, p. 848-856, 2005.

CAMMAROTA, M. C. Apostila Biotecnologia Ambiental. Universidade Federal do Rio de Janeiro- Escola de Química, 2013. Disponível em <http://www.eq.ufrj.br/docentes/magalicammarota/2013/apostila_eqbB365.pdf> Acesso em 01 de julho de 2017.

CASTRO, D.; MATEUS, V. O. Produção de biogás a partir de restos de alimentos coletados em um restaurante: uma experiência a ser disseminada. Seminário Estudantil de Produção Acadêmica, v. 15, 2016.

CAZETTA, M. L.; CELLIGOI, M. A. P. C. Aproveitamento do melaço e vinhaça de cana-de-açúcar como substrato para produção de biomassa protéica e lipídica por leveduras e bactéria. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, v. 26, n. 2, p. 105-112, 2005.

CHERNICHARO, C. A. de L.; Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento biológico de águas residuária, 2 ed. v.5, p. 379 .UFMG, 2016.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, 2005. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol_lanceflue_30e31mar11.pdf > Acesso em 11 de junho de 2017.

CORADI, P. C; FIA, R.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS, Brasil. *Revista Ambiente & Água*, v. 4, n. 2, p. 46-56, 2009.

CORDI, L.; ASSALIN, M. R.; DIEZ, M. C. DURAN, N. Montagem, partida e operação de um sistema de lodos ativados para o tratamento de efluentes parâmetros físico-químicos e biológicos. *Engenharia Ambiental*, v. 5, n. 1, p. 97-115, 2008.

DE FARIAS SILVA, C. E.; DA GAMA, B. M. V.; OLIVEIRA, L. D. M.; DE ARAUJO, L. T.; DE ARAUJO, M. L.; DE OLIVEIRA JUNIOR, A. M.; ABUD, A. D. S. Uso da laranja lima e seus resíduos no desenvolvimento de novos produtos/use of 'lime' orange and their wastes in the development of new products. *Revista Brasileira de Engenharia de Biosistemas*, v.10, n.1, p. 69-96, 2016.

DE OLIVEIRA, D. F.; BRAVO, C. E. C.; TONIAL, I. B. Soro de leite: um subproduto valioso. *Revista do Instituto de Laticínios Cândido Tostes*, v. 67, n. 385, p. 64-71, 2012.

DE OLIVEIRA, P. A. V. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Embrapa Suínos e Aves-Documents. Concórdia: EMBRAPA- (INFOTECA-E), 188p., 1993.

DOS SANTOS, I. F. S.; VIEIRA, N. D. B. Aproveitamento energético do biogás gerado em uma ETE anaeróbia em Itajubá (MG): uma avaliação teórica de potencial e custos. XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2015.

DUDA, R. M.; DE OLIVEIRA, R. A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. *Engenharia sanitária e ambiental*, v. 16, n. 1, p. 91-100, 2011.

FARRUGIA, B. Conheça como funciona uma estação de tratamento de efluentes. *Revista especializada em tratamento de água e efluente*, edição 12, p. 36-40, 2013.

FERREIRA, F. D.; CORAIOLA, M. Eficiência do lodo ativado em fluxo contínuo para tratamento de esgoto. *Revista Acadêmica: Ciência Animal*, v. 6, n. 2, 2017.

FIA, R.; MATOS, A. T.; SCHUERY, F. C.; TEODORO, P. E. P.; LUIZ, F. A. R. Desempenho de filtros anaeróbios no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro. *Engenharia na Agricultura*, v. 19, n. 01, p. 62-71, 2011.

FOCO, M. L. R.; NOUR, E. A. A. Desempenho de sistema combinado anaeróbio-aeróbio na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto sanitário. *Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas*, v. 35, n. 2, p. 131-138, 2014.

FOELKEL, C. Aplicações da Biotecnologia em Processos Ambientais da Fabricação de Celulose Kraft e de Papel de Eucalipto: Tratamentos Anaeróbicos de Efluentes Industriais. Eucalyptus Online Book & Newsletter. p. 142, 2014. Disponível em <http://www.eucalyptus.com.br/eucaliptos/PT37_Tratamentos_Anaerobicos.pdf > Acesso em 01 de julho de 2017.

FREIRE, R. S.; PELEGRINI, R.; KUBOTA, L. T.; DURÁN, N.; PERALTA-ZAMORA, P. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. *Química nova*, v. 23, n. 4, p. 504-511, 2000.

FREITAS, R. Degradação do meio ambiente pode provocar escassez de água, alerta especialista. Revista DM/Cotidiano, 2016. Disponível em <<https://www.dm.com.br/cotidiano/2016/02/degradacao-do-meio-ambiente-pode-provocar-escassez-de-agua-alerta-especialista.html> > Acesso em 01 de julho de 2017.

FRICK, J. M. Estudo do monitoramento de efluentes líquidos industriais de frigoríficos no Rio Grande do Sul. Trabalho de diplomação em engenharia química. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2011.

GIORDANO, G. Tratamento e controle de efluentes industriais. *Revista ABES*, v. 4, n. 76, 2004.

GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; SOBRINHO, P. A.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbio. Projeto PROSAB, p. 171-199, 2001.

GOULART, M. D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, v. 2, n. 1, p. 153-164, 2003.

LEITE, V. D., SOUSA, J. D., PRASAD, S., LOPES, W. S., ATHAYDE JÚNIOR, G. B.; DANTAS, A. M. Tratamento de resíduos sólidos de centrais de abastecimento e feiras livres em reator anaeróbio de batelada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 7, n. 2, p. 318-322, 2003.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUSA, J. T. D.; PRASAD, S.; SILVA, S. A. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 13, n. 2, p. 190-196, 2009.

LEONEL, M.; CERADA, M. P. Manipueira como substrato na biossíntese de ácido cítrico por *Aspergillus niger*. *Scientia agrícola*, p. 299-304, 1995.

LIBOS, M. I. P. C.; ROTUNNO FILHO, O. C.; ZEILHOFER, P. Modelagem da poluição não pontual na bacia do Rio Cuiabá baseada em geoprocessamento. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 8, n. 4, p. 115-135, 2003.

LIMA, S. F. Tratamento de esgoto sanitário através do uso de lagoas aeradas. *Caderno de Graduação-Ciências Exatas e Tecnológicas-UNIT-ALAGOAS*, v. 3, n. 1, p. 165-176, 2015.

LOPES, T. S. de A.; SILVA, A. L. A. da; SILVA, A. F.; DANTAS, G. D.; FERREIRA, W. B. F. Estudo do potencial de geração de biocombustíveis líquidos a partir de microalgas: Utilização de efluentes agroindustriais e domésticos no desenvolvimento da *Chlorella* sp. *Revista Ciência e Tecnologia*, v. 18, n. 33, 2015.

MARTINELLI, L. A.; SILVA, A. M. D.; CAMARGO, P. B. D.; MORETTI, L. R.; TOMAZELLI, A. C.; SILVA, D. M. L. D; SALOMÃO, M. S. Levantamento das cargas orgânicas lançadas nos rios do Estado de São Paulo. *Biota Neotropica*, v. 2, n. 2, p. 1-18, 2002.

MARZZOCO, A. TORRES, B.B. Bioquímica Básica. 3^a. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2007.

MATINS, P. do C.; PICCININI, G. A.; KRUG, E. E.B.; MARTINS, C. E.; LOPES, F. C. F. Sustentabilidade ambiental, social e econômica da cadeia produtiva do leite: desafios e perspectivas. Brasília Embrapa. p. 141-156, 2015.

MATOS, A. T. de. Tratamento de resíduos agroindustriais. Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais, UFV, 2005.

MAZZER, C.; CAVALCANTI, O. A. Introdução à gestão ambiental de resíduos. *Infarma*, v. 8, p. 73-77, 2004.

MELO NETO, C. O. de. Avaliação do sistema de tratamento de esgoto sanitário para um condomínio residencial em Porto Velho—RO. *Revista FAROL*, v. 4, n. 4, p. 23-41, 2017.

MENDES, A. A.; CASTRO, H. F. de; PEREIRA, E. B.; JUNIOR, A. F. Aplicação de lipases no tratamento de águas residuárias com elevados teores de lipídeos. *Química Nova*, v. 28, n. 2, p. 296-305, 2005.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. DECRETO Nº 6.514, DE 22 DE JULHO DE 2008. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6514.htm > Acesso em 30 de junho de 2017.

MORAES, D. S. de L.; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. *Revista de Saúde Pública*, v.32, n.3, p.370-374, 2002.

MOTTA, R. S. da. Indicadores ambientais no Brasil: aspectos ecológicos, de eficiência e distributivos. *Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada*. Texto para discussão, 1996.

NAIR, A. T.; AHAMMED, M. M. The reuse of water treatment sludge as a coagulant for post-treatment of UASB reactor treating urban wastewater. *Journal of Cleaner Production*, v. 96, p. 272-281, 2015.

NASCIMENTO, R. D. A. L., ALVES, M. H. M., FREITAS, J. H. E., MANHKE, L. C., LUNA, M. A. C., DE SANTANA, K. V; DA SILVA, C. A. A. Aproveitamento da água de maceração de milho para produção de compostos bioativos por *Aspergillus niger* (UCP/WFCC 1261), v.8, n.1, p.15-22, 2015.

NELSON, D. L.; COX, M. M. Princípios de Bioquímica de Lehninger. 4ª ed. São Paulo: Sarvier, 2008.

NITSCHKE, M.; PASTORE, G. M. Biossurfatantes a partir de resíduos agroindustriais. *Revista Biotecnologia Ciência & Desenvolvimento*, v. 6, p. 63-67, 2003.

NUVOLARI, A.; TELLES, D. D.; RIBEIRO, J. T.; MIYASHITA, N. J.; RODRIGUES, R. B.; ARAUJO, R. Esgoto sanitário: coleta transporte, tratamento e reuso agrícola. São Paulo, 2003.

OLIVEIRA, G. S. S. de; ARAÚJO, C. V. de M.; FERNANDES, J. G. S. Microbiologia de sistema de lodos ativados e sua relação com o tratamento de efluentes industriais: a experiência da Cetrel. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 14, n. 2, p. 183-192, 2009.

OLMI, V. R.; PIRES, A. M. B.; RAMOS, A. D. L. S.; KAMEYAMA, O.; DE MANCILHA, I. M.; PASSOS, F. J. V. Avaliação do comportamento de um substrato

sintético e de um efluente de suinocultura no tratamento anaeróbio de reatores uasb/evaluation of the behavior of a synthetic media and swine wastewater in the anaerobic treatment of uasb reactors. *Ceres*, v. 53, n. 307, 2015.

PARENTE, A. H.; SILVA, E. A. B. Redução de efluentes líquidos na indústria alimentícia. *Revista Química & Tecnologia*, n. 1, p. 58-67, 2002.

PELIZER, L. H.; PONTIERI, M. H.; DE OLIVEIRA MORAES, I. Utilização de resíduos agro-industriais em processos biotecnológicos como perspectiva de redução do impacto ambiental. *Journal of Technology Management & Innovation*, v. 2, n. 1, 2007.

PENHA, E. D. M.; de SOUZA, A. M.; SANTIAGO, M. D. A.; CENDON, B.; SILVA, R. D. B.; ARAÚJO, A. Manual de operação e manutenção da estação de tratamento de efluentes da Embrapa Agroindústria de Alimentos. Embrapa Agroindústria de Alimentos- Documentos (INFOTECA-E), 2010. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/874586/1/pub202.pdf>> Acesso em 26 de junho de 2017.

PEREIRA, A. R. B.; DE FREITAS, D. A F. Uso de microrganismos para a biorremediação de ambientes impactados. *Electronic Journal of Management, Education and Environmental Technology (REGET)*, v. 6, n. 6, p. 995-1006, 2012.

PEREIRA, E. L.; FERRAZ, A. T. Bioprocessos para a produção de goma xantana utilizando resíduos agroindustriais como matérias-primas. *Revista da Universidade Vale do Rio Verde*, v. 14, n. 2, p. 756-776, 2016.

PEREIRA, J. A. R. Geração de resíduos industriais e controle ambiental. Centro Tecnológico da Universidade Federal do Pará. Pará, 2002.

PEREIRA, K. L.; BORGES, R. E. S.; SANTOS, V. S.; ALVES, F. K. S.; BRITO, A. S. Otimização da eficiência de remoção de matéria orgânica no sistema de filtros

anaeróbios. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v.9, n.3, p. 283-288, 2014.

PEREIRA, W. S.; FREIRE, R. S. Ferro zero: uma nova abordagem para o tratamento de águas contaminadas com compostos orgânicos poluentes. *Química Nova*, v. 28, n. 1, p. 130-136, 2005.

POETSCH, P.; KOETZ, P. Sistema de determinação da atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios. *Current Agricultural Science and Technology*, v. 4, n. 3, 1998.

REVILLION, J. P. P.; BRANDELLI, A.; AYUB, M. A. Z. Produção de extratos de leveduras de uso alimentar a partir do soro de queijo: abordagem de elementos técnicos e mercadológicos relevantes. *Ciência e tecnologia de alimentos*, v.20, n.2, p. 246-249, 2000.

ROSA, A. P.; LOBATO, L. C. D. S.; BORGES, J. M.; MELO, G. C. B. D.; CHERNICHARO, C. A. D. L. Potencial energético e alternativas para o aproveitamento do biogás e lodo de reatores UASB: estudo de caso Estação de tratamento de efluentes Laboreaux (Itabira). *Engenharia sanitária ambiental*. v. 21, n.2, p. 315-328, 2016.

ROSS, B. Z. L.; COSTA F. J. O. G da; MARQUES, C. J.; FROEHNER, S.; AISSE, M. M. Avaliação do efeito da velocidade ascensional do esgoto bruto e a frequência de retirada de lodo na geração de espuma em reatores uasb operando em escala plena. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales investigación, desarrollo y práctica*, v. 9, n. 3, p. 349-362, 2016.

SAAE. Sistemas de Tratamento de Esgoto. Aracruz-ES, 2006. Disponível em: <http://saaeara.com.br/arquivos/outros/Tratamento_de_Esgoto.pdf> Acesso em 13 de Junho de 2017.

SALES, A. E.; TAKAKI, G. M. de C.; SILVA, C. A. A. da . Avaliação da produção de bacitracina em diferentes temperaturas por *Bacillus licheniformis* (UCP 1016), utilizando meios alternativos contendo soro de leite. *Exacta*, v. 9, n. 2, 2011.

SCARASSATI, D.; CARVALHO, R. F.; DELGADO, V. L.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. N.; TONSO, S.; PELEGRINI, R. Tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos. III Fórum de Estudos Contábeis. 2003.

SCHOENHALS, M.; FRARE, L. M.; SARMENTO, L. A. V. Análise do desempenho de reatores anaeróbios de fluxo ascendente e manta de lodo no tratamento de efluentes da suinocultura. *Engenharia Ambiental*, v. 4, n. 1, p. 005-023, 2007.

SERAFIM, A. C.; GUSSAKOV, K. C.; SILVA, F.; CONEGLIAN, C. M. R.; BRITO, N. D.; SOBRINHO, G. D.; PELEGRINI, R. Chorume, impactos ambientais e possibilidades de tratamento. III Fórum de Estudos Contábeis. Rio Claro: Centro Superior de Educação Tecnológica, 6-7, 2003;

SILVANO, C.; TONELLO, A. P.; GARCIA, M. M.; LOURENÇO, P. S. Aplicação de lodo de indústria de gelatina em colunas de solo: efeitos nos atributos químicos do solo. Brasília: Embrapa, 2015

SUASSUNA, J. A má distribuição da água no Brasil. Revista Repórter Brasil, 2004. Disponível em < <http://reporterbrasil.org.br/2004/04/b-artigo-b-a-ma-distribuicao-da-agua-no-brasil/>> Acesso em 1 de julho de 2017.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. Estudos avançados, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008.

VON SPERLING SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Lodos ativados. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, v. 4, p. 415, 1997.

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

VON SPERLING, M. Princípios básicos do tratamento de esgotos. 3.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 211p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; v.2), 211p. 1996.

WHITE, D.; DRUMMOND, J.; FUQUA, C. The Physiology and Biochemistry of Prokaryotes. 4^a ed. New York: Oxford, 2012.