



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS DO MAR  
CURSO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

**ANDREZA BORBA DA SILVA**

**BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA DO EFLUENTE DA PRODUÇÃO DE ÁCIDO  
CAPROICO**

**FORTALEZA**

**2016**

**ANDREZA BORBA DA SILVA**

**BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA DO EFLUENTE DA PRODUÇÃO DE ÁCIDO  
CAPROICO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como um dos requisitos para obtenção do título de Cientista Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella.

**FORTALEZA**

**2016**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal do Ceará  
Biblioteca Universitária

---

D1b DA SILVA, ANDREZA BORBA.

Biodegradabilidade aeróbia do efluente da produção de ácido caproico/  
ANDREZA BORBA DA SILVA. – 2016.

48 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará,  
Instituto de Ciências do Mar, Curso de Ciências Ambientais, Fortaleza, 2016.

Orientação: Prof. Dr. Sandra Tédde Santaella. .

1. remoção de matéria orgânica. 2. ácido hexanoico. 3. tratamento biológico. I. Título.

CDD

---

**ANDREZA BORBA DA SILVA**

**BIODEGRADABILIDADE AERÓBIA DO EFLUENTE DA PRODUÇÃO DE ÁCIDO  
CAPROICO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação de Ciências Ambientais do Instituto de Ciências do Mar da Universidade Federal do Ceará, como um dos requisitos para obtenção do título de Cientista Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Sandra Tédde Santaella.

Aprovada em: \_\_\_/\_\_\_/\_\_\_\_\_.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Prof. Dra. Sandra Tédde Santaella (Orientadora)  
Universidade Federal do Ceará (UFC)

---

Dr. Alexandre de Araújo Guilherme  
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA-CE)

---

Prof. MSc. Francisco das Chagas Gomes da Silva Junior  
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

A Deus.

Aos meus pais, Francisco e Adriana.

## AGRADECIMENTOS

A Deus, por todo amor, proteção e constante presença em minha vida.

Aos meus pais, por todo apoio, amor incondicional e pelos princípios que hoje prezo. Aos meus avós, irmãs, tios e tias, que sempre torceram por mim. Em especial a minha tia Andreilcy, que mesmo tão distante sempre se fez presente, obrigada por me guiar e incentivar.

A minha orientadora, Profa. Sandra Santaella, pela sua dedicação, paciência e carinho. Com a senhora aprendi muito além dos ensinamentos acadêmicos. Tenho muito orgulho de ter sido orientada por uma mulher tão admirável. Só posso lhe agradecer por ter feito parte da minha vida, levarei os seus ensinamentos sempre comigo. À senhora, toda a minha gratidão e carinho. Obrigada por tudo.

Ao meu namorado, Rodrigo Marques, por todo apoio, paciência, amor, compreensão e incentivo. Obrigada por sempre acreditar no meu potencial.

Ao EQUAL que, por muitas vezes, foi a minha primeira casa. Sou feliz por ter feito parte de uma equipe tão acolhedora e competente. Sem dúvidas, vocês foram a minha segunda família. Tudo que aprendi no EQUAL, ao longo desses anos, devo a vocês. Vocês são incríveis, vou sentir saudades.

A equipe tratamento, por não ter desistido mesmo com todos os obstáculos. Com vocês aprendi que por pior que seja a situação, sempre existe uma luz no fim do túnel. Não sei o que seria dessa jornada sem vocês. Essa vitória é nossa. Muito obrigada por tudo. Agradeço a Juliana, por todo companheirismo, convivência, desabafos e conselhos. Levarei as nossas lembranças sempre comigo. E ao Alexandre, que com a sua amizade, tornou meus dias mais leves e divertidos. Obrigada por me ajudar, conte sempre comigo.

A minha amiga Cássia Liliane, que foi indispensável durante todos esses anos, muito obrigada pela sua amizade e companheirismo. Sem dúvida alguma essa caminhada não teria sido a mesma sem você. Estarei sempre torcendo pelo seu sucesso.

A Rosa Lucena por todos os ensinamentos e por ter me acolhido tão bem no EQUAL. Agradeço também a Daniele Bráz pela sua amizade e por sempre estar disposta a ajudar.

Ao Dr. Renato Carrhá e Ms. Willame Cavalcante por todas as contribuições para a realização desta pesquisa.

A banca examinadora, por aceitarem o convite e pelas importantes contribuições.

As minhas amigas Amanda Brandão, Iana Letícia e Thayná Alves que estiveram sempre ao meu lado e me deram força nos momentos difíceis.

A turma de Ciências Ambientais 2013.1, por todos os momentos de convivência. Especialmente a Gabriela Feitosa, Lucas Guerra, Thalita Pontes e Yana Beltrão. E a Universidade Federal do Ceará, a qual tenho muito orgulho de ter feito parte.

Minha eterna gratidão a todos os professores que tive ao longo da vida. Por fim, agradeço aqueles que porventura não foram citados e de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

*“Entre os melhores estão os que continuam correndo quando as pernas tremem; os que continuam jogando quando o ar acaba; os que continuam lutando quando tudo parece perdido... Como se cada vez fosse a última! Convencidos de que a vida em si é um desafio. Sofrem, mas não se queixam, porque sabem que a dor passa, o suor seca, o cansaço termina. Mas há algo que nunca vai desaparecer: a satisfação de ter conseguido.”*

(Allen Iverson)



## RESUMO

A produção de ácido caproico a partir de substratos sintéticos, etanol e ácido acético, gera um efluente potencialmente poluidor, até então pouco estudado. O lançamento deste efluente, sem tratamento adequado, pode comprometer o equilíbrio ecológico do ecossistema e prejudicar a qualidade do corpo receptor. Com isso, faz-se necessária a aplicação de um tratamento eficaz para remoção de matéria orgânica. O tratamento biológico aeróbio pode remover substâncias indesejáveis ou transformar estas em produtos finais aceitáveis e adequados para o lançamento de efluentes em corpos d'água. A proposta desta pesquisa foi definir a melhor proporção de efluente (25%, 50%, 75% e 100%) para remoção de matéria orgânica, considerando a viabilidade técnica. Para isso, foi montado um sistema de fluxo intermitente composto por oito reatores de vidro âmbar, quatro compressores de ar, com duas saídas cada, e oito mangueiras para aeração contínua dos reatores, com tempo de detenção hidráulica de cinco dias. A maior remoção (99%) foi obtida no reator com 100% de efluente. Com isso, há indicações de que o sistema proposto é adequado para remoção aeróbia de matéria orgânica do efluente da produção de ácido caproico por processos biológicos.

**Palavras-chave:** remoção de matéria orgânica. ácido hexanoico. tratamento biológico.

## ABSTRACT

The production of caproic acid from synthetic substrates, ethanol and acetic acid, generates a potentially polluting effluent, until nowadays, little studied. The release of these effluent without proper treatment can compromise the ecological balance of the ecosystem and prejudice the quality of the receiving water body. Thus, it is necessary to apply an effective treatment to remove the organic matter. Aerobic biological treatment can remove undesirable substances or make them into acceptable final products suitable for effluent discharges into water bodies. The purpose of this research was to define the best proportion of effluent (25%, 50%, 75% and 100%) for the removal of organic matter, considering the technical viability. For this happen, an intermittent flow system composed of eight amber glass reactors, four air compressors, with two exits each, and eight hoses for continuous aeration of the reactors, with hydraulic holding time of five days, was set up. The highest removal (99%) was obtained in the reactor with 100% effluent. Thus, there are indications that the proposed system is suitable for aerobic removal of organic matter from the caproic acid production effluent by biological processes.

**Keywords:** removal of organic matter. hexanoic acid. biological treatment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -Etapas envolvidas na biodegradação de poluentes orgânicos.....	22
Figura 2 -Representação esquemática da respiração aeróbia de organismos heterótrofos.....	23
Figura 3 -Processo simplificado de degradação aeróbia de substâncias orgânicas por microrganismos.....	24
Figura 4 -Relação entre variações de taxa de crescimento de microrganismos e disponibilidade de matéria orgânica.....	25
Figura 5 -Reatores em batelada para determinar o melhor tempo de detenção hidráulica para remoção de matéria orgânica do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico.....	30
Figura 6 -Reatores usados para o tratamento aeróbio do efluente da produção do ácido caproico.....	31

## LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Concentrações de $\text{CaCO}_3$ (mg/L) nos reatores antes e pós-tratamento.....	34
Gráfico 2 – Concentrações de ortofosfato (mg/L) nos reatores antes e pós-tratamento....	36
Gráfico 3 – Concentrações de nitrato (mg/L) nos reatores antes e pós-tratamento.....	37
Gráfico 4 – Concentrações de SSV (mg/L) nos reatores antes e pós-tratamento.....	38
Gráfico 5 – Concentrações de DQO (mg/L) nos reatores antes e pós-tratamento.....	39
Gráfico 6 – Concentrações de DQO e SSV (mg/L) nos reatores, pós-tratamento, com e sem interrupções na aeração.....	42

## LISTA DE QUADROS E TABELAS

Quadro 1 – Classificação de biodegradação de compostos químicos.....	20
Tabela 1 – Composição da solução de nutrientes usada na alimentação dos microrganismos.....	27
Tabela 2 – Parâmetros físico-químicos e métodos utilizados.....	28
Tabela 3 – Concentrações de glicose, efluente e solução de nutrientes utilizadas na aclimação dos microrganismos.....	29
Tabela 4 – Composição dos reatores.....	31
Tabela 5 – Características físico-químicas do efluente.....	33
Tabela 6 – Valores de variáveis do reator, antes e pós-tratamento, que apresentou maior eficiência de remoção de DQO.....	40
Tabela 7 – Padrões para lançamento de efluentes em corpos receptores.....	41

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CETREL	Central de Tratamento de Efluentes Líquidos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EDTA	Ácido etilenodiamino tetra-acético
EQUAL	Laboratório de Efluentes e Qualidade da Água
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
pH	Potencial de hidrogênio
SEMACE	Superintendência Estadual do Meio Ambiente
SSV	Sólidos suspensos voláteis
OD	Oxigênio dissolvido
TDH	Tempo de detenção hidráulica

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>14</b>
<b>2.</b>	<b>OBJETIVOS.....</b>	<b>16</b>
2.1	Objetivo geral.....	16
2.2	Objetivos específicos.....	16
<b>3.</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>17</b>
3.1	Produção de ácido caproico por meio de fermentação anaeróbia.....	17
3.2	Tratamento biológico.....	17
3.3	Biodegradabilidade aeróbia.....	20
<b>4.</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>27</b>
4.1	Origem e cultivo de microrganismos.....	27
4.2	Caracterização do efluente.....	28
4.3	Aclimação.....	28
4.4	Determinação do melhor tempo de detenção hidráulica (TDH).....	29
4.5	Determinação da melhor proporção de efluente para remoção de matéria orgânica.....	30
4.6	Interrupções na aeração.....	32
<b>5.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>33</b>
5.1	Variáveis físico-químicas do efluente.....	33
5.2	Qualidade do efluente pós-tratamento.....	33
5.2.1	<i>Alcalinidade e pH</i> .....	33
5.2.2	<i>Amônia</i> .....	35
5.2.3	<i>Ortofosfato</i> .....	35
5.2.4	<i>Nitrato</i> .....	36
5.2.5	<i>Sólidos suspensos voláteis</i> .....	38
5.2.6	<i>Demanda química de oxigênio</i> .....	38
5.3	Melhor proporção de efluente para redução aeróbia de DQO.....	39
5.4	Legislação.....	40
5.5	Interrupções na aeração.....	41
<b>6.</b>	<b>CONCLUSÕES.....</b>	<b>43</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>44</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A crescente atividade antrópica acarreta impactos sobre o meio ambiente e constitui uma das principais preocupações do homem na atualidade. Muitas lagoas e rios do Brasil encontram-se em elevado grau de poluição, devido ao lançamento de efluentes não tratados nos corpos de água, à falta de coleta e a disposição inadequada de resíduos sólidos, além da ocupação desordenada do meio físico urbano (REBOUÇAS et al., 2006).

Os efluentes industriais possuem altas concentrações de matéria orgânica, podendo apresentar pH baixo, teor elevado de sólidos, condutividade elevada e a existência de compostos tóxicos inorgânicos e orgânicos. Sendo assim, o descarte indiscriminado desses efluentes na rede de esgoto pode prejudicar a qualidade do corpo receptor ou, até mesmo, comprometer gravemente a eficiência das estações de tratamento de esgoto, tendo em vista que muitos compostos desses efluentes são potencialmente tóxicos para os microrganismos ativos nos sistemas biológicos de tratamento (BERTOLINO et al., 2008).

A caracterização do efluente é feita por análises físicas, químicas e microbiológicas, o conhecimento das características qualitativas e quantitativas de um efluente é importante para adotar um sistema de tratamento adequado. (BOTTAMEDI; BONAMENTE, 2013).

Dados do IBGE (2011) revelam que muitos municípios despejam esgotos sem tratamento em rios, lagos ou lagoas (30,5% do total dos municípios brasileiros), e usam esses mesmos corpos receptores para diversos fins à jusante, tais como, abastecimento de água, aquicultura, recreação e irrigação. Essa prática encarece o sistema de tratamento de água, pois aumenta a quantidade de produtos químicos a serem utilizados e a geração de lodos dispostos em aterros sanitários.

A principal consequência à população, carente de saneamento básico, é a exposição a doenças de veiculação hídrica, dentre elas se destacam a febre tifoide, disenteria, cólera, diarreia, hepatite, leptospirose e giardíase (PERES et al., 2010).

No Brasil, cerca de 80% das doenças de veiculação hídrica são causadas por consumo de água contaminada. As regiões Norte e Nordeste apresentam as maiores taxas de internações por doenças de veiculação hídrica, correspondendo às regiões com menos acesso aos serviços de saneamento (IBGE, 2011).

Os serviços de saneamento diminuem a ocorrência de doenças e evitam danos ao ambiente e à saúde pública, promovendo bem-estar e salubridade à população. O acesso universal à água de boa qualidade, à coleta e ao tratamento das águas residuárias é essencial para o controle e para a prevenção de diversas doenças, assim como para evitar a poluição dos



solos, promover a preservação da flora e da fauna aquática, melhorando, assim, a qualidade de vida da população e a manutenção de um ambiente saudável (RIBEIRO; ROOKE, 2010).

A produção de ácido caproico a partir de substratos sintéticos, etanol e ácido acético, gera um efluente potencialmente poluidor, com uma elevada concentração de matéria orgânica, até então pouco estudado. Com isso, faz-se necessária a aplicação de um tratamento eficaz para remoção de matéria orgânica, a fim de minimizar os danos causados ao meio ambiente.

Neste trabalho, foi escolhido o tratamento aeróbio, tendo em vista que o efluente da produção de ácido caproico foi gerado a partir de fermentação anaeróbia e, dessa forma, os microrganismos anaeróbios já atuaram na remoção da matéria orgânica. Assim, avaliou-se que não seria vantajoso prosseguir com tratamento anaeróbio, pois o método aeróbio propicia maior eficiência de remoção de matéria orgânica, metabolizando compostos não degradados pelos microrganismos anaeróbios.

Este trabalho é derivado de um projeto maior, que compreende três linhas de pesquisa envolvendo a redução aeróbia de DQO do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico, cada uma delas com objetivos distintos, que são: i) determinar a melhor proporção de efluente da produção de ácido caproico, que é o enfoque do presente trabalho; ii) analisar a influência de sólidos suspensos fixos e voláteis; e, iii) analisar a relação entre carbono, nitrogênio e fósforo.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

- Determinar a melhor proporção de efluente da produção anaeróbia de ácido caproico para redução aeróbia de demanda química de oxigênio (DQO);

### **2.2. Objetivos específicos**

- Caracterizar o efluente da produção de ácido caproico através da determinação de variáveis físico-químicas;
- determinar o melhor tempo de detenção hidráulica para redução aeróbia de demanda química de oxigênio do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico.
- verificar a qualidade do efluente tratado em relação à alcalinidade, potencial hidrogeniônico, quantidades de amônia, ortofosfato, nitrato, sólidos suspensos voláteis e demanda química de oxigênio;
- avaliar a possibilidade de interrupção do fornecimento de energia, para a aeração, durante o horário de alta tarifa (18h30min às 21h30min), sem prejudicar a eficiência do sistema.

### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1. Produção de ácido caproico por fermentação anaeróbia**

A utilização de resíduos da agroindústria como substratos em processos fermentativos para a aquisição de compostos de interesse comercial tem sido base de pesquisas, colaborando na resolução da questão da poluição nos processos de agroindustrialização (ZEMPULSKI *et al.*, 2014).

No Brasil, o Programa Nacional de Álcool recomenda a variação da cadeia energética e de biocombustíveis pela produção de álcool derivado da cana-de-açúcar. Apesar da atualização tecnológica da indústria alcooleira, o etanol representa o maior percentual de rendimento econômico, levando as destilarias a dependerem de um único produto. (FREITAS *et al.*, 2015).

A fermentação anaeróbia apresenta uma alternativa biotecnológica utilizando subprodutos oriundos da cadeia produtiva da cana-de-açúcar, como caldo de cana ou melaço fermentado, possibilitando a produção de produtos com maior valor associado e utilidade mais ampla do que o etanol, por exemplo, a produção de ácido caproico (FREITAS, 2015).

O ácido caproico é amplamente aproveitado como matéria-prima nas indústrias alimentícia, química, genética e farmacêutica (LEE, W. *et al.*, 2014, LIU *et al.*, 2013; LAYEK; SINGH, 2013), e no setor agropecuário como suplemento para ração animal de suínos e aves (ZENTEK *et al.*, 2011).

#### **3.2. Tratamento biológico**

Segundo Nakano (2012, p.11), “Os sistemas de tratamento de efluentes têm a finalidade de proporcionar a aceleração das reações bioquímicas que ocorrem espontaneamente na natureza, de forma que ocorra a degradação de substâncias poluentes por ação de microrganismos”.

Os microrganismos apresentam organização celular simples (unicelulares e multicelulares) e desempenham papel importante na reciclagem de nutrientes no meio ambiente. Do ponto de vista da tecnologia ambiental, asseguram a degradação de inúmeros

poluentes, sendo os principais agentes dos processos biológicos de tratamento de efluentes (SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

O tratamento biológico de efluentes tem como objetivo geral a remoção de substâncias indesejáveis ou a transformação destas em produtos finais aceitáveis e adequados para o lançamento desses efluentes em corpos d'água ou no solo, sem comprometer o equilíbrio ecológico, atendendo às exigências e aos padrões de qualidade dos corpos receptores estabelecidos pela legislação vigente (BARBONI; ROCHETTO, 2014).

Outros objetivos do tratamento biológico são a redução da carga orgânica suspensa e dissolvida. Em menor proporção remove também nutrientes (fósforo e nitrogênio) e diversos grupos de organismos patogênicos. Além disso, o tratamento controla as concentrações de constituintes químicos com propriedades tóxicas à saúde humana e à biota aquática (CHERNICHARO *et al.*, 2006).

Embora os processos físico-químicos tenham bons resultados no tratamento de resíduos, os sistemas de tratamento baseados em processos biológicos são constantemente utilizados, pois permitem, igualmente, o tratamento de grandes volumes de efluente, convertendo compostos orgânicos tóxicos em CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O (ou CH<sub>4</sub> e CO<sub>2</sub>), entre outros. São, também, eficazes no controle de poluição. Contudo, os custos são significativamente menores ao serem tratados resíduos de origem predominantemente orgânica (FREIRE *et al.*, 2000).

O conhecimento sobre o desempenho dos processos biológicos foi desenvolvido com a descoberta da existência de microrganismos e do entendimento de vários fatores que interferem nas atividades desses organismos na degradação dos compostos. Dessa forma, o intuito de monitorar os diversos processos biológicos passou a ter bases mais consolidadas, com a percepção de que a otimização do processo se dá ao maximizar as condições favoráveis para a atividade metabólica. Em consequência desse entendimento, fica claro que condições ambientais desfavoráveis podem prejudicar o metabolismo dos organismos envolvidos, resultando em perda de eficiência do processo (BERNARDES; SOARES, 2005).

O projeto efetivo e eficiente de um sistema de tratamento biológico requer a concepção dos princípios básicos do processo de degradação. Para proporcionar condições adequadas aos microrganismos envolvidos nos processos, devem ser observados fatores ambientais e parâmetros de projeto, como pH, temperatura, requerimentos nutricionais, concentração de substrato, tempo de retenção celular, tempo de detenção hidráulica, relação F/M ou A/M (*food/microorganism* ou alimento/microrganismo), de modo a favorecer considerável eficiência no sistema (CHERNICHARO *et al.*, 2006).

De modo geral, o tratamento biológico divide-se em dois tipos: i) tratamento aeróbio, quando o oxigênio é fundamental para microrganismos que necessitam de oxigênio para estabilizar a matéria orgânica; e ii) tratamento anaeróbio, o qual utiliza microrganismos que não necessitam de oxigênio para degradar a matéria orgânica (FILHO, J. *et al*, 2013). Para ambos os processos, o fator mais importante para a remoção de matéria orgânica e de nutrientes é o metabolismo bacteriano (SIMAN, 2007).

No processo de biodegradação, a matéria orgânica é modificada pela ação bioquímica de microrganismos, principalmente bactérias heterotróficas. Essa conversão, denominada de metabolismo bacteriano, pode acontecer em ambientes aeróbios ou anaeróbios, por meio de reações de fermentação e oxidação (MORAVIA, 2007).

Segundo o tipo de microrganismo, a fonte de material para a síntese de nova massa celular pode ser material orgânico ou CO<sub>2</sub>. Em geral, nos sistemas biológicos de tratamento de esgotos, organismos heterotróficos são responsáveis pela estabilização da matéria orgânica, o que significa que utilizam material orgânico tanto como fonte material, quanto como fonte de energia (BERNARDES; SOARES, 2005).

Os efluentes contêm inúmeras substâncias (poluentes) em variados níveis de concentração. A biodegradação dessas substâncias se fará de modo mais rápido e efetivo se, na comunidade microbiana, estiverem presentes diferentes linhagens com afinidades diferenciadas por essas substâncias. Nesses sistemas complexos, como na natureza, os organismos estabelecem relações em grupos, a fim de assegurar a sobrevivência em ambientes abertos e de grande competição. Por isso, a diversidade microbiana é importante para o sucesso do tratamento biológico (SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

Os sistemas de tratamento biológico incorporam várias espécies microbianas que atuam conjuntamente, formando uma verdadeira cadeia alimentar com interações nutricionais facultativas e obrigatórias que, sob determinadas condições resultam na estabilização da matéria orgânica poluente (MORAVIA, 2007).

Os processos biológicos podem ser empregados no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias, desde que estas apresentem certo nível de biodegradabilidade (SOUZA, 2015).

### 3.3. Biodegradabilidade aeróbia

Quando um efluente é considerado biodegradável, entende-se que pode ser transformado por microrganismos ou outros mecanismos biológicos, resultando em mudanças nas características e propriedades químicas originais (REUSCHENBACH *et al.*, 2003).

A biodegradação de compostos químicos no ambiente natural ou em um reator biológico pode ser classificada em primária, aeróbia final e aceitável (quadro 1).

Quadro 1. Classificação de biodegradação de compostos químicos.

<b>Primária</b>	É a alteração estrutural (transformação) de um composto químico por microrganismos, tendo por resultado a perda das suas propriedades iniciais.
<b>Aeróbia final</b>	É o nível de biodegradação alcançado quando um composto é totalmente degradado por microrganismos na presença de oxigênio, tendo por resultado, formação de dióxido de carbono, água e sais minerais (mineralização).
<b>Aceitável</b>	É quando as características de recalcitrância e de toxicidade de compostos orgânicos são reduzidas. A biomassa microbiana e os metabólitos orgânicos também são produtos dos processos de biodegradação.

Fonte: Adaptado de Reuschenbach *et al.*, 2003.

A matéria orgânica presente em águas residuárias consiste tipicamente de proteínas, carboidratos, gorduras e óleos. Geralmente, os testes de demanda química de oxigênio (DQO) ou de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) são utilizados para quantificá-la indiretamente (METCALF; EDDY, 2003).

As bactérias responsáveis pelo processo de eliminação da matéria orgânica são, em sua maioria, heterótrofas aeróbias ou facultativas (FARRUGIA, 2012).

O comportamento heterotrófico consiste em procurar, no meio, as substâncias complexas já estruturadas, absorvê-las ou ingeri-las, e incorporá-las ao próprio organismo mediante transformações químicas e específicas. A vida dos heterótrofos está condicionada à existência dos autótrofos, uma vez que, só por intermédio destes as substâncias complexas podem ser fornecidas na natureza. Sendo assim, existe uma relação estreita entre esses dois

grupos, uma vez que somente os autótrofos podem produzir os compostos indispensáveis à nutrição dos heterótrofos (BERNARDES; SOARES, 2005).

O tratamento biológico aeróbio é uma representação da autodepuração, mecanismo de biodegradação que acontece naturalmente nos rios. Em condições aeróbias, o mecanismo envolvido na biodegradação é a respiração celular que viabiliza a oxidação de compostos orgânicos com quebra de moléculas complexas, transformando-as em moléculas mais simples e estáveis. Durante o metabolismo respiratório ocorre a liberação de energia necessária para o crescimento e à manutenção das células bacterianas (VAZOLLÉR *et al.*, 1991).

Os microrganismos usam a matéria orgânica biodegradável presente na água residuária para as atividades metabólicas de crescimento e obtenção de energia. Durante a biodegradação ocorre consumo de oxigênio e aumento do material celular, ou seja, aumento da população de microrganismos (MORAIS, 2005).

Segundo Stryer (1996), a obtenção de energia dos compostos orgânicos pelos organismos aeróbios pode ser apresentada como um processo em série, com três etapas bem definidas. Na primeira etapa, moléculas grandes são quebradas em moléculas menores, como aminoácidos e ácidos graxos. Na segunda etapa, essas moléculas menores, formadas na primeira etapa, são degradadas em unidades simples. Por fim, na terceira etapa, dá-se a geração de ATP, quando elétrons são carreados para o  $O_2$  e os compostos orgânicos são completamente oxidados a  $CO_2$ .

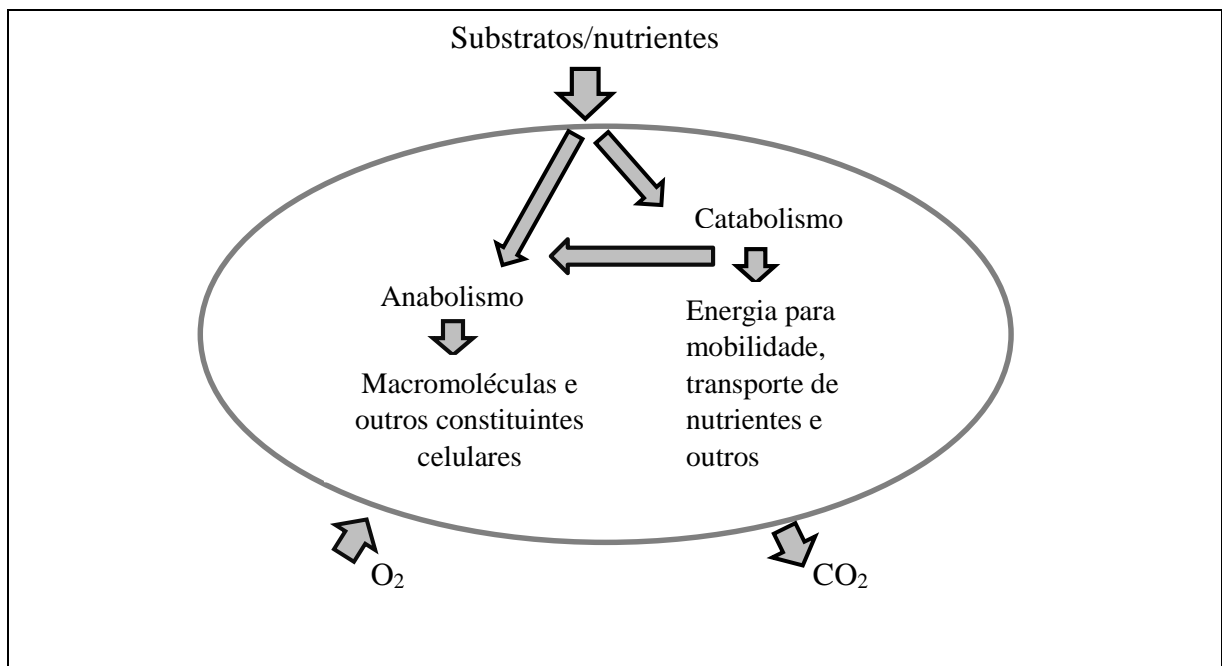
A respiração aeróbia ocorre na presença de um doador de elétrons (matéria orgânica) e de um receptor final de elétrons (oxigênio). De forma geral, no tratamento aeróbio a microflora heterogênea (biomassa) metaboliza substâncias orgânicas levando à formação de dióxido de carbono e à liberação de hidrogênio, o qual reage com o oxigênio produzindo moléculas de água. Essa atividade produz e armazena quantidade elevada de energia molecular, utilizada pela biomassa para se reproduzir (com a conseqüente produção de lodo) e pelo próprio metabolismo do processo (produção de  $CO_2$ ) (VON SPERLING, 2014).

A manutenção desses processos metabólicos requer a presença de uma quantidade de oxigênio e de nutrientes no meio, conforme a demanda. Portanto, a quantidade de oxigênio e de nutrientes são fatores limitantes nesses processos, visto que os microrganismos aeróbios têm elevada taxa de crescimento na presença de oxigênio e, assim, maior capacidade de degradação do substrato (SOUZA, 2015).

O oxigênio presente no sistema pode ser obtido por meio de processos intensivos, nos quais os microrganismos necessitam de fornecimento artificial de oxigênio ou por processos extensivos que usam, naturalmente, oxigênio da atmosfera (VON SPERLING, 2014).

De acordo com Sant'Anna Junior (2013), durante a degradação biológica da matéria orgânica, no interior das células, as moléculas absorvidas podem inserir-se nas rotas de catabolismo, que geram energia para as atividades celulares, ou nas rotas de anabolismo, responsáveis pela biossíntese das moléculas essenciais ao funcionamento da célula (figura 1).

Figura 1. Etapas envolvidas na biodegradação de poluentes orgânicos.



Fonte: Adaptado de Sant'Anna 2013.

Os microrganismos presentes no lodo são quimio-heterotróficos, ou seja, obtêm energia e carbono de fontes orgânicas. O aproveitamento desses substratos ocorre por meio de reações bioquímicas chamadas de metabolismo (TORTORA *et al.*, 2000).

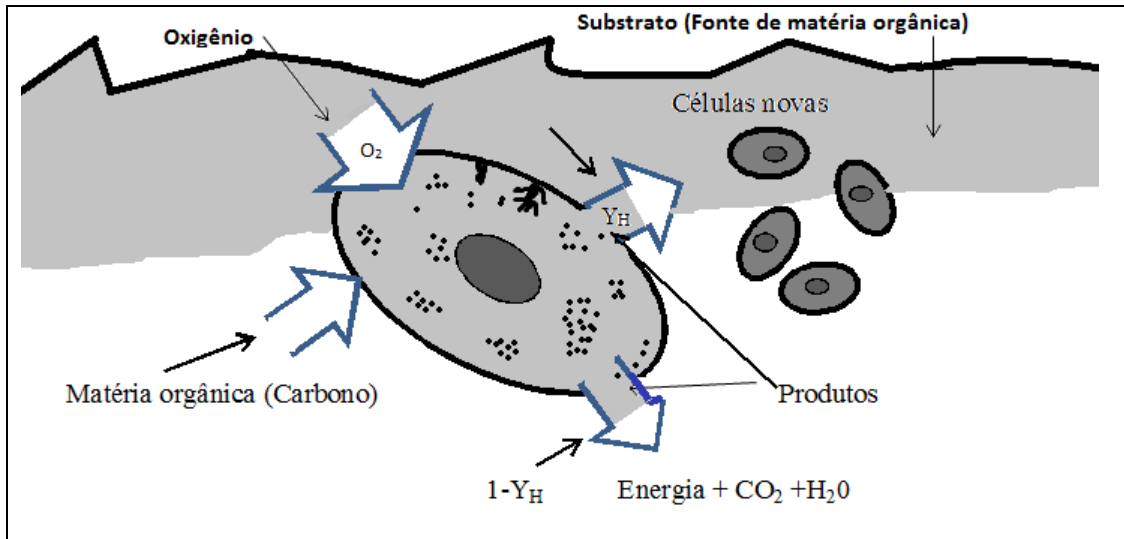
Quanto menor a partícula e mais simples a sua estrutura, mais biodegradável será determinado substrato. As partículas menores que passam pela membrana celular são biodegradadas através de endoenzimas; as moléculas mais complexas e maiores são, primeiramente, hidrolisadas por exoenzimas, para se tornar assimiláveis pela membrana, e somente então serão biodegradadas no interior das células (VON SPERLING, 2002).

Segundo Bernardes e Soares (2005), o processo geral de respiração aeróbia por organismos heterotróficos está representado esquematicamente na figura 2. As bactérias,



fungos, protozoários e animais utilizam a matéria orgânica como fonte de carbono. Apenas uma parte do substrato consumido é oxidada para produzir energia ( $1-Y$ ). O restante das moléculas do substrato ( $Y_H$ - coeficiente de produção celular) é reorganizada em novas células.

Figura 2. Representação esquemática da respiração aeróbia de organismos heterótrofos.



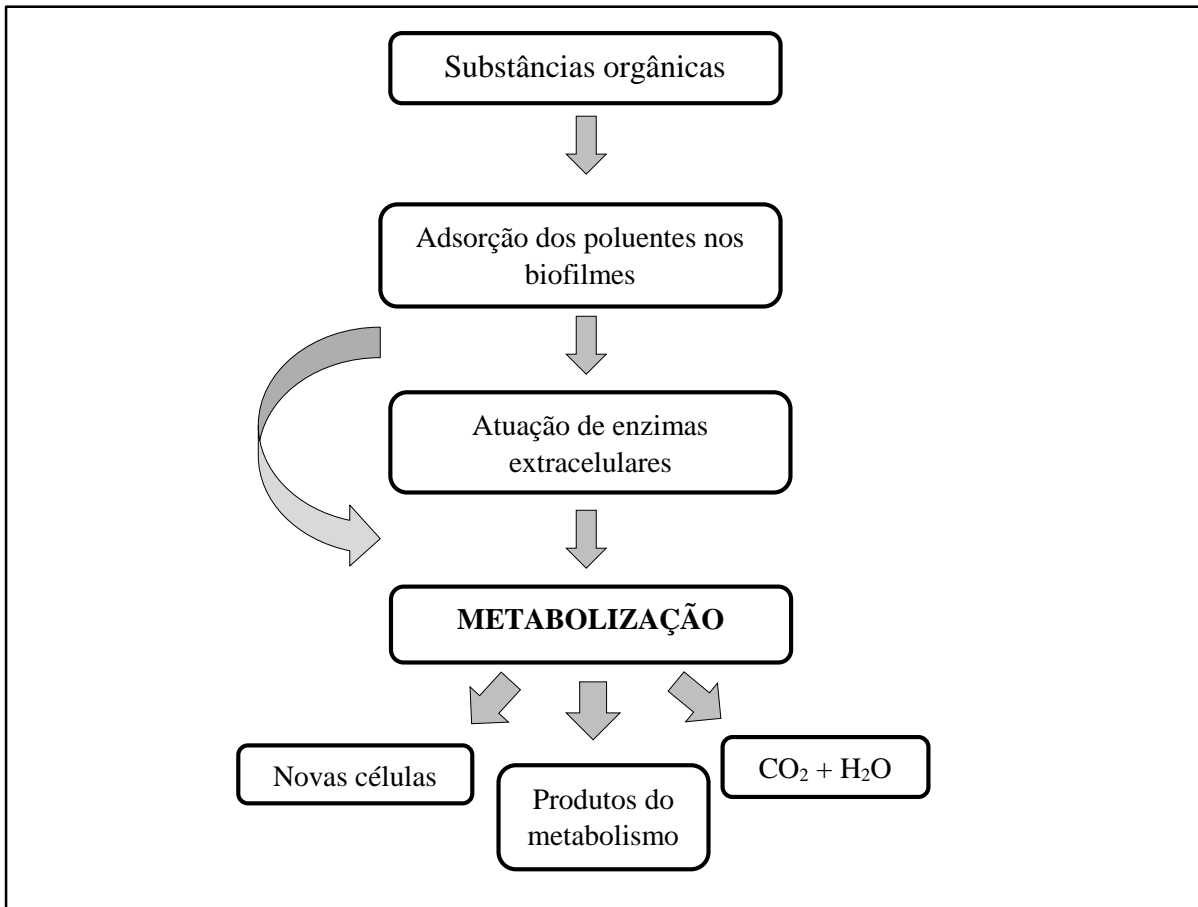
Fonte: Adaptado de Bernardes; Soares (2005).

Quando ocorre a oxidação da matéria orgânica, há liberação da energia acumulada a ser utilizada para a síntese de outras moléculas, na absorção de sais minerais, no crescimento e em outros processos vitais. Se a oxidação dos alimentos fosse realizada bruscamente, grande parte da energia liberada não seria utilizada naquele momento, se transformaria em calor e seria perdida do sistema. A oxidação progressiva e lenta proporciona maior eficiência de aproveitamento de energia liberada (BERNARDES; SOARES, 2005).

O metabolismo aeróbio das bactérias é rápido, a ponto de algumas linhagens apresentarem tempos de duplicação de 10 a 20 min. Nesse curto período, as células geram outras idênticas, contendo praticamente as mesmas moléculas em concentrações similares às encontradas nas células-mães. Essa capacidade de reprodução está associada a altas velocidades de assimilação e metabolização dos substratos presentes no meio. Na respiração aeróbia, há disponibilidade de grande quantidade de energia para o crescimento celular (SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

A oxidação bioquímica por via aeróbia apresenta alto rendimento energético, tornando possível a produção mais elevada de células do que em outros processos, como as reações anaeróbias (SCHNEIDER, 2010). A figura 3 ilustra o processo de degradação aeróbia de compostos biodegradáveis pelos microrganismos.

Figura 3. Processo simplificado de degradação aeróbia de substâncias orgânicas por microrganismos.



Fonte: Adaptado de SCHNEIDER, 2010.

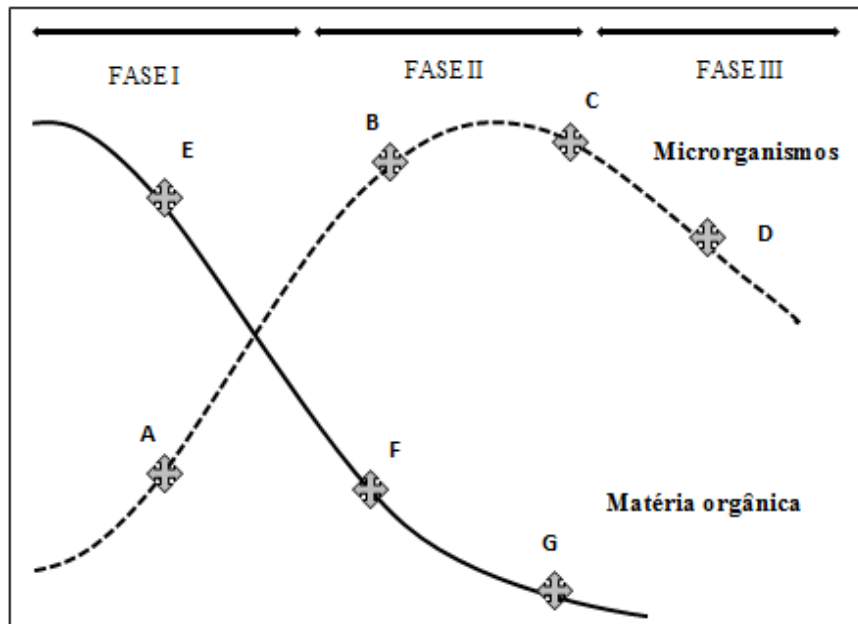
O crescimento bacteriano é uma consequência da remoção de substrato fazendo com que o aumento de alimento assimilado aumente diretamente a taxa de crescimento. Quando a concentração de substrato é baixa ou quando não está disponível (reduzida biodegradabilidade), a taxa de crescimento é reduzida proporcionalmente. A questão de disponibilidade do alimento está relacionada não apenas com a concentração do substrato, mas também com sua biodegradabilidade frente aos organismos empregados no tratamento biológico (MARCO *et al.*, 1997).

Quando a matéria orgânica biodegradável é removida, a principal fonte de alimento dos microrganismos passa a ser os próprios protoplasmas celulares, predominando, assim, os mecanismos de auto-oxidação ou respiração endógena (MORAIS, 2005).

De acordo com Sant'Anna Junior (2013) para o desenvolvimento e reprodução dos microrganismos, a matéria orgânica presente no sistema precisa ser consumida. A rota de consumo da matéria orgânica pode ser esquematizada como mostrado na figura 4, onde a

curva ABCD representa a variação de microrganismos, enquanto a curva EFG o decaimento da matéria orgânica ao longo do processo de degradação da matéria orgânica.

Figura 4. Relação entre variações da taxa de crescimento de microrganismos e disponibilidade de matéria orgânica.



Fonte: Adaptado de Schmidell *et al.*, (2001).

Na fase I, definida pelo segmento A-B, a disponibilidade de alimento (substrato) é grande, permitindo um aumento significativo de microrganismos no sistema. Na fase II, definida pelo segmento B-C, percebe-se que o crescimento atinge um máximo e começa a decrescer. Nesta fase, o alimento disponível está se esgotando, o que provoca o decaimento da taxa de crescimento dos microrganismos. Na fase III, definida pelo segmento C-D, acontece auto-oxidação, em que os microrganismos passam a metabolizar o seu próprio material celular (SCHMIDELL *et al.*, 2001).

As curvas ABCD e EFG sugerem que quanto maior a disponibilidade de matéria orgânica biodegradável, maior será a taxa de crescimento. Assim, pode-se afirmar que o crescimento dos microrganismos é acompanhado pela degradação da matéria orgânica (SCHMIDELL *et al.*, 2007; SANT'ANNA JUNIOR, 2013).

Na degradação aeróbia, a remoção de matéria orgânica não é o único processo de consumo de oxigênio, este pode ser consumido em outros processos os quais envolvem bactérias, como a oxidação de compostos inorgânicos por nitrificação. (CHERNICHARO, 1997).

Em ambiente aeróbio, as bactérias nitrificantes são capazes de converter nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) em nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) por oxidação biológica da amônia. A nitrificação ocorre em duas etapas: primeiramente as bactérias da espécie *Nitrosomonas* reduzem a amônia a nitrito, em seguida, há a conversão do nitrito a nitrato pelas bactérias da espécie *Nitrobacter* (MORAVIA, 2007).

## 4. MATERIAL E METÓDOS

### 4.1. Origem e cultivo de microrganismos

Os microrganismos utilizados no experimento foram provenientes do sistema de lodos ativados de uma estação de tratamento de uma cervejaria, e de um filtro aerado submerso, em escala de bancada, que tratava glicerol residual.

Os microrganismos foram alimentados diariamente, em laboratório, com solução de glicose (1 g/L) como fonte de carbono e 1 ml/L de solução de nutrientes (tabela 1). O pH era medido diariamente e, a fim de manter condições ótimas de atividade microbiana, era ajustado para 7,0 com a solução de ácido clorídrico 6 N ou de hidróxido de sódio 6 N.

Tabela 1. Composição da solução de nutrientes usada na alimentação dos microrganismos.

<b>Macronutrientes</b>	<b>Fórmula Molecular</b>	<b>Quantidade (g/L)</b>
Cloreto de amônio	NH <sub>4</sub> Cl	121,445
Fosfato de potássio dibásico	K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	29,063
Sulfato de magnésio	MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	25,208
Cloreto de cálcio	CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	69,405
Cloreto de ferro	FeCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	46,800
<b>Micronutrientes</b>	<b>Fórmula Molecular</b>	<b>Quantidade (g/L)</b>
Cloreto de alumínio	AlCl <sub>3</sub> .6H <sub>2</sub> O	3,962
Cloreto de zinco	ZnCl <sub>2</sub>	0,237
Cloreto de níquel	NiCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,460
Cloreto de cobalto	CoCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	8,949
Molibdato de amônio P.A	(NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> .4H <sub>2</sub> O	8,392
Tetracloro de manganês	MnCl <sub>2</sub> .4H <sub>2</sub> O	4,095
Cloreto de cobre	CuCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,183
Ácido bórico	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0,649
Selênio	Na <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub> .5H <sub>2</sub> O	0,757
EDTA	C <sub>10</sub> H <sub>16</sub> N <sub>2</sub> O <sub>8</sub>	2,273
Extrato de levedura	-	7,353

Fonte: Adaptado de Diez *et al.* (2005); Kim *et al.* (2003) e Zenaitis, *et al.* (2002).

## 4.2. Caracterização do efluente

A fim de conhecer o efluente da produção de ácido caproico, foi necessário realizar a caracterização do efluente a partir da determinação de variáveis físico-químicas (tabela 2).

Tabela 2. Variáveis físico-químicas e métodos utilizados.

Variável	Método	Referência	Fonte
Amônia	Destilação preliminar	4500-NH <sub>3</sub> B	Eaton <i>et al.</i> (2005)
Nitrato	Salicilato	--	Rodier (1975)
Ortofosfato	Ácido ascórbico	4500-P E	Eaton <i>et al.</i> (2005)
DQO	Refluxo fechado	5220 D	Eaton <i>et al.</i> (2005)
Alcalinidade	Titulométrico	2320-B	Eaton <i>et al.</i> (2005)
pH	Potenciométrico	4500-H+B	Eaton <i>et al.</i> (2005)
SSV	Gravimétrico	2540 D; E	Eaton <i>et al.</i> (2005)
Temperatura	Termômetro	2550 B	Eaton <i>et al.</i> (2005)

Fonte: Elaboração própria.

## 4.3. Aclimação

Compostos de difícil degradação podem ocasionar inibição da atividade ou morte de microrganismos nos sistemas de tratamento de efluentes. A aclimação do lodo reduz danos à biomassa, uma vez que seleciona microrganismos com a capacidade de degradar compostos complexos (CORDI *et al.*, 2008). Com isso, foi necessário realizar uma aclimação da comunidade microbiana utilizada no sistema ao efluente a ser tratado.

Para realizar a aclimação, foram retirados 500 mL de cada comunidade microbiana cultivada em laboratório, citadas no item 4.1. Após a mistura, o volume total do lodo a ser aclimatado foi de 1000 mL. Com base nesse volume, determinou-se que o volume da solução de nutrientes utilizada na alimentação dos microrganismos seria de um mililitro.

A aclimação consistiu em substituir, diariamente, a fonte primária de carbono (glicose) por efluente, aumentando-se a concentração de efluente até eliminar a glicose (tabela 3). Esse procedimento durou cinco dias, tendo em vista que foi o período suficiente para que os microrganismos se adaptassem ao efluente da produção de ácido caproico.

Tabela 3. Concentrações de glicose, efluente e solução de nutrientes utilizadas na aclimação dos microrganismos.

<b>Tempo (dia)</b>	<b>Glicose (g/L)</b>	<b>Efluente (g/L)</b>	<b>Solução de nutrientes (mL/L)</b>
1°	0,90	1,27	1
2°	0,75	3,18	1
3°	0,50	6,36	1
4°	0,25	9,54	1
5°	0	12,72	1

Fonte: Elaboração própria.

Neste trabalho, durante o período de adaptação dos microrganismos, foram determinados, diariamente, sólidos suspensos voláteis (SSV) que indicam, aproximadamente, a concentração de microrganismos, a fim de verificar se a adaptação estava ocorrendo de forma efetiva.

#### **4.4. Determinação do melhor tempo de detenção hidráulica (TDH)**

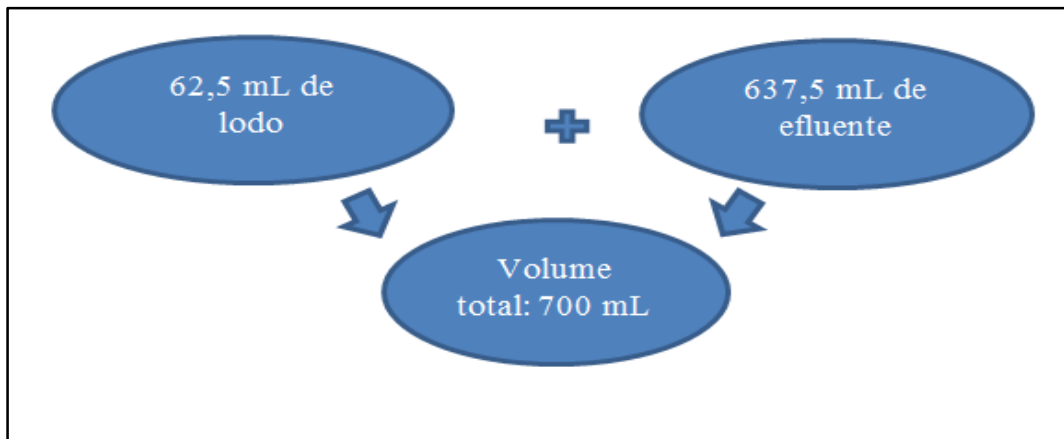
O tratamento biológico necessita de um TDH adequado para ocorrência do metabolismo e esse tempo está relacionado à natureza do substrato, ou seja, ao grau de dificuldade encontrada pela biomassa para metabolizá-lo (SPEECE, 1996).

Foi realizado um experimento para a determinação do melhor TDH com a finalidade de definir a maior eficiência na remoção de matéria orgânica do efluente da produção de ácido caproico, levando em consideração a viabilidade técnica. Para isso, foram utilizados 16 reatores de vidro âmbar, com volume de 1000 mL, oito compressores de ar, com duas saídas

cada, e 16 mangueiras para aeração contínua dos reatores. O sistema de fluxo intermitente foi montado em duplicata.

Para a montagem do sistema, foi estabelecida uma variação de TDH para cada duplicata de reatores. Os tempos de detenção hidráulica escolhidos foram: 0,5; 1; 2; 3; 5; 10; 20 e 30 dias. A composição dos reatores está representada na figura 4.

Figura 5. Reatores em batelada para determinar o melhor tempo de detenção hidráulica para remoção de matéria orgânica do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico.



Fonte: Elaboração própria.

A quantidade de microrganismos utilizada nos reatores foi determinada a partir de uma relação alimento/microrganismo (A/M), adaptada de Von Sperling (2002), a qual baseia-se na relação existente entre a matéria orgânica presente no efluente a ser tratado e a quantidade de microrganismos necessários para degradá-la.

A maior remoção de matéria orgânica do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico foi de 84 %, obtida no reator com TDH de 5 dias.

#### 4.5. Determinação da melhor proporção de efluente para remoção de matéria orgânica

Os reatores, mostrados na figura 5, foram montados e operados no Laboratório de Efluentes e Qualidade da Água (EQUAL) do Instituto de Ciências do Mar (Labomar), da Universidade Federal do Ceará. O sistema de fluxo intermitente foi montado em duplicata, composto por oito reatores de vidro âmbar, quatro compressores de ar, com duas saídas cada, e oito mangueiras para aeração contínua dos reatores.



Figura 6. Reatores usados para o tratamento aeróbio do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico.



Fonte: Autoria própria.

Foram feitas diluições do efluente nos reatores a fim de definir a proporção de efluente mais eficiente para a remoção de matéria orgânica do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico, considerando a viabilidade técnica. Os reatores eram compostos por efluente, água, lodo e solução de nutrientes, totalizando 500 mL. A composição de cada reator está apresentada na tabela 4.

Tabela 4. Composição dos reatores em batelada para verificação da melhor remoção de matéria orgânica do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico.

<b>Proporção de efluente (%)</b>	<b>Efluente (ml)</b>	<b>Água (ml)</b>	<b>SSV do lodo (mg/L)</b>	<b>Solução de nutrientes (ml)</b>
<b>25</b>	125	339	760	0,5
<b>50</b>	250	178	1530	0,5
<b>75</b>	375	17	2300	0,5
<b>100</b>	355	0	3070	0,5

Fonte: Elaboração própria.

A relação A/M utilizada neste sistema foi de 3,8 KgDQO/KgSSV, tendo como modelo o experimento de determinação do melhor TDH, realizado no item 4.4, bem como a utilização do TDH de cinco dias, pois nesse período obteve-se a melhor remoção de matéria orgânica do efluente da produção de ácido caproico.

Após o TDH de cinco dias, sob aeração contínua, as variáveis determinadas para avaliar a eficiência do tratamento em cada reator foram: amônia, DQO, nitrato, ortofosfato, pH, SSV e alcalinidade pelos métodos preconizados em Eaton, *et al.* (2005).

#### **4.6. Interrupções na aeração**

Para avaliar a viabilidade técnica das interrupções da aeração durante o período de alta tarifa, foi montado um sistema com as mesmas características do reator que apresentou o melhor resultado de proporção de efluente, em relação à remoção de matéria orgânica. Com isso, durante os cinco dias de experimento, a aeração era interrompida no período de 18h30min a 21h30min.

Após o TDH de cinco dias, com interrupções na aeração, foi determinada a DQO, no intuito de avaliar se a falta temporária de oxigênio afetaria negativamente a qualidade do efluente. Igualmente, foram determinados SSV para analisar se a concentração de microrganismos no lodo seria prejudicada.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A apresentação dos resultados será feita a partir da discussão dos dados obtidos nos experimentos realizados em laboratório.

### 5.1 Variáveis físico-químicas do efluente

Na tabela 5, estão os dados referentes à caracterização do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico, utilizado na montagem do sistema.

Tabela 5. Características físico-químicas do efluente.

Variáveis	Valores
DQO (mg/L)	11731
SSV (mg/L)	304
Amônia (mg/L)	≤ 5*
Ortofosfato (mg/L)	737
Alcalinidade (mg/L/CaCO <sub>3</sub> )	750
pH	4.8
Temperatura (°C)	26
Nitrato (mg/L)	329

Fonte: Elaboração própria.

\*Limite inferior de detecção do método.

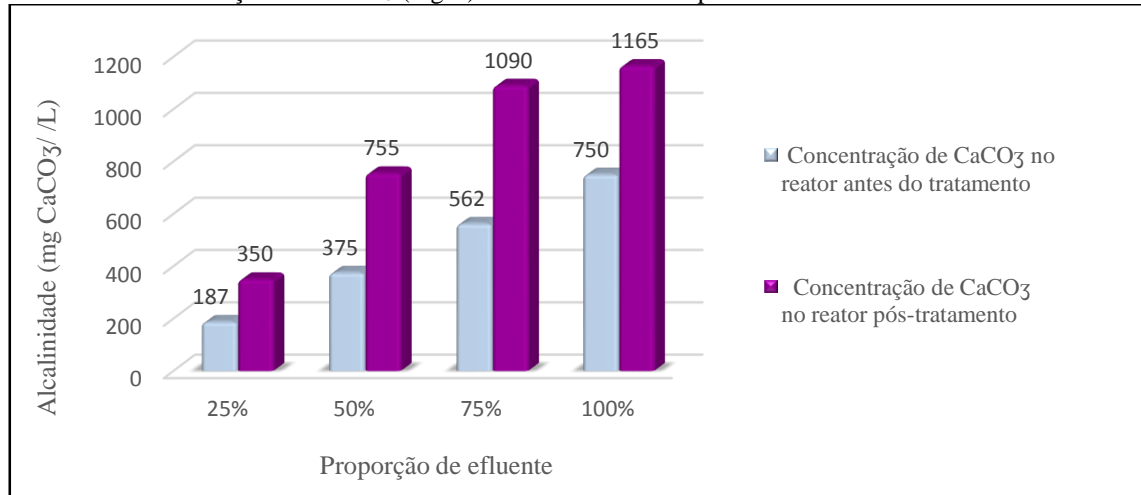
### 5.2 Qualidade do efluente pós-tratamento

#### 5.2.1 Alcalinidade e pH

Segundo Piveli e Kato (2006), a alcalinidade não representa risco potencial à saúde humana, assim como não é padrão de classificação de águas naturais e de emissão de esgotos. A importância desse parâmetro concentra-se no controle de determinados processos unitários utilizados em estações de tratamento de águas para abastecimento e residuárias.

As concentrações de  $\text{CaCO}_3$  nos reatores, pós-tratamento, variaram entre 350 e 1165 mg/L, como mostra o gráfico 2.

Gráfico 1. Concentrações de  $\text{CaCO}_3$  (mg/L) nos reatores antes e pós-tratamento.



Fonte: Elaboração própria.

Segundo Texeira (2006), o ácido carbônico é convertido a bicarbonato como resultado da transformação do nitrato a nitrogênio gasoso, processo abordado no item 5.2.4. Sendo assim, a desnitrificação produz alcalinidade, a qual explica o aumento das concentrações de  $\text{CaCO}_3$  nos reatores, pós-tratamento.

Conforme Piveli e Kato (2006), o pH é um dos indicadores importantes da qualidade da água e do nível de poluição em um curso d'água. A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies, assim como, o efeito indireto podendo em determinadas condições de pH, contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos, como metais pesados.

Os valores de pH nos reatores, pós-tratamento, estavam entre 7,7 e 8,2, portanto, dentro da faixa de degradação biológica aeróbia ótima (IAMAMOTO, 2006).

De acordo com Iamamoto (2006), nitrificação e desnitrificação simultâneas são efetivas em manter o pH neutro no reator, sem adição de fonte externa de ácido/base, considerando que a faixa ótima para bactérias nitrificantes está entre 7,6 e 8,6, enquanto que para bactérias desnitrificantes é entre 7,0 e 8,0. Segundo Chernicharo (2007), valores fora da faixa podem inibir o desenvolvimento da microbiota.

Lee *et al.* (2001) verificaram que nos processos aeróbios ocorre aumento de pH relacionado à captação de fósforo, tornando-se constante quando todo o fósforo é capturado do sistema.

Possivelmente, a alcalinidade no sistema permitiu que o pH no reator se mantivesse estável. O mesmo ocorreu no experimento realizado por Magri *et al.* (2013), no qual a alcalinidade no sistema permitiu que o pH no reator permanecesse equilibrado com valores, na maior parte do tempo, entre 7,0 e 8,0.

### 5.2.2 Amônia

Segundo Piveli e Kato (2006), a amônia é uma substância tóxica, bastante restritiva à vida aquática. Além disso, provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas, ao ser oxidada biologicamente.

As concentrações de amônia nos reatores, antes e pós-tratamento, não foram detectadas pelo método de destilação preliminar, preconizado por Eaton *et.al* (2005), tendo em vista que o limite inferior de detecção do método é  $\leq 5$  mg/L.

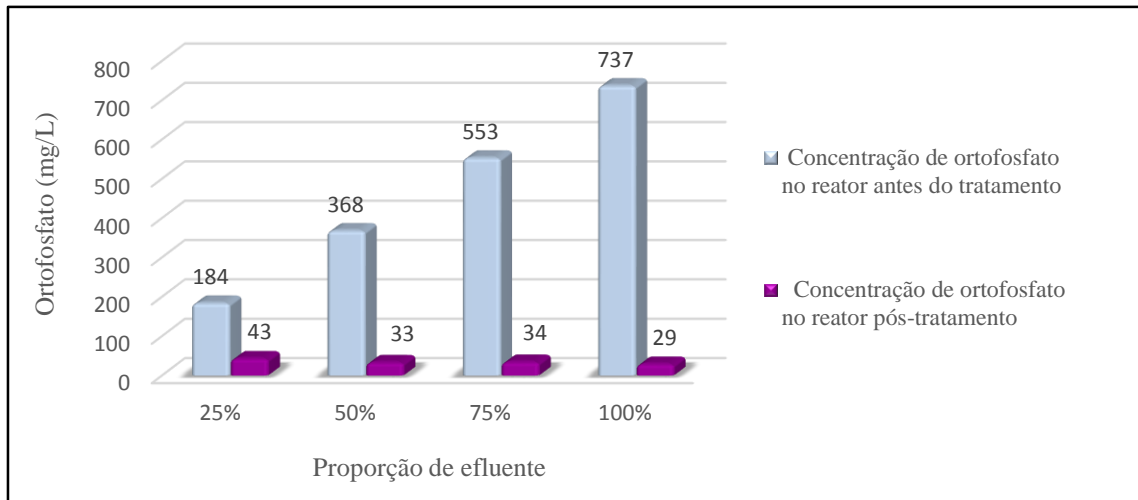
### 5.2.3 Ortofosfato

A remoção de fósforo no processo de tratamento de efluentes busca diminuir o impacto eutrofizante dos lançamentos destes nos corpos aquáticos, reduzindo-os aos níveis mais baixos possíveis (HENRIQUE *et al.* 2010).

Geralmente, prefere-se a remoção biológica de fósforo à precipitação química, sobretudo se o processo for de baixo custo, apresentar remoção satisfatória (VAN DER POST; SCHUTTE, 2003), e produzir menor quantidade de lodo.

As concentrações de ortofosfato (mg/L) nos reatores, antes e pós-tratamento, estão representadas no gráfico 3.

Gráfico 2. Concentração de ortofosfato (mg/L) nos reatores antes e pós-tratamento.



Fonte: Elaboração própria.

Neste trabalho, a média das eficiências de remoção de ortofosfato registradas no sistema foi de 81%, atribuída, principalmente, à remoção biológica de fósforo, considerando-se que algumas bactérias heterotróficas presentes na biomassa possuem a capacidade de acumular, dentro da célula, fosfato solubilizado na forma de polifosfatos, desde que, as condições sejam favoráveis para seu crescimento e metabolismo (WANG *et al.*, 2008; HENRIQUE *et al.*, 2010). Segundo Hoffmann *et al.* (2004), a eficiência de remoção de fósforo depende da disponibilidade de substrato biodegradável e da quantidade de fósforo já armazenado pelo lodo.

De acordo com Siman (2007), os níveis de remoção obtidos no sistema são esperados somente nos tratamentos físico-químicos.

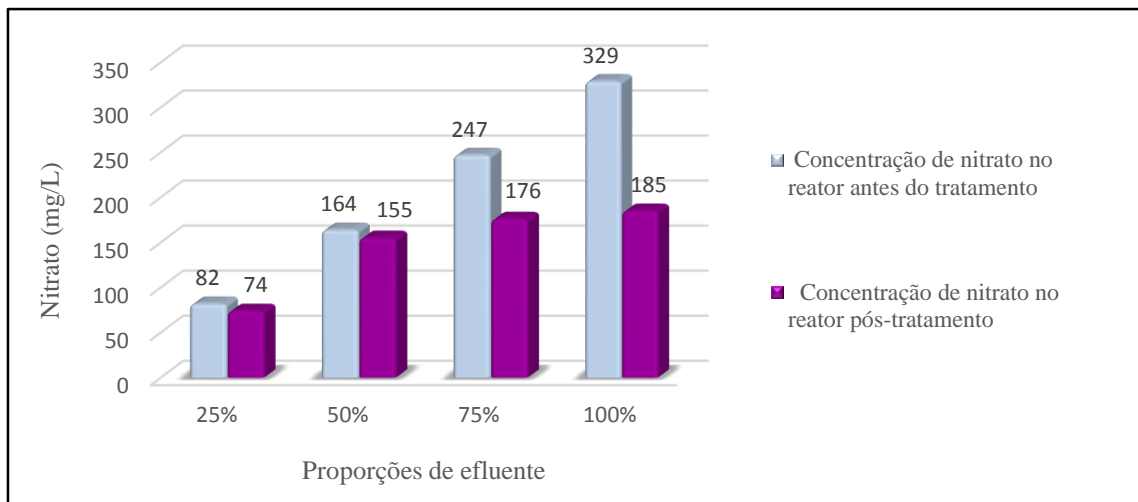
Notou-se que quanto maior a concentração de microrganismos no reator, representada no gráfico 5, maior é a eficiência de remoção de ortofosfato, tendo em vista que a remoção ocorreu por processos biológicos.

#### 5.2.4 Nitrato

As principais formas de remoção da matéria nitrogenada são por assimilação e pelo processo de nitrificação e desnitrificação. Devido ao fato de o nitrogênio ser um nutriente, os microrganismos presentes nos processos de tratamento o assimilam e o incorporam à massa celular (SCHNEIDER, 2010).

A eficiência de remoção de nitrato no sistema variou entre 13% e 44%. As concentrações de nitrato (mg/L) nos reatores, antes e pós-tratamento, estão representados no gráfico 4.

Gráfico 3. Concentrações de nitrato (mg/L) nos reatores antes e pós-tratamento.



Fonte: Elaboração própria.

Nitrificação e desnitrificação podem ocorrer simultaneamente no mesmo ambiente e com condições operacionais idênticas (FILHO, W., 2015). Chiu *et al.* (2007) afirmam que a nitrificação e a desnitrificação simultâneas ocorrem devido à distribuição desigual de OD no reator. Em áreas com grande concentração de OD, as bactérias nitrificantes são mais ativas e, prevalecem as bactérias desnitrificantes em áreas com menor concentração de OD. Contudo, algumas bactérias são capazes de promover a desnitrificação independentemente da concentração de OD (PATUREAU *et al.*, 2000; GUPTA, 1997).

O processo de estratificação do oxigênio no reator também pode ocorrer devido ao crescimento dos flocos. À medida que o floco aumenta de tamanho, fica mais difícil a penetração do oxigênio em seu interior. Isto pode formar duas zonas, uma aerada na parte superficial do floco, e outra anóxica mais próxima ao seu núcleo (HE *et al.*, 2009; SEIFI e FAZAELIPOOR, 2012). Desta forma, prevalece a ação das bactérias nitrificantes na superfície das partículas e a ação das bactérias desnitrificantes no seu interior.

Portanto, pode-se inferir que ocorreu desnitrificação no sistema, resultando na redução de nitrato a nitrogênio gasoso, tendo em vista que não houve aumento da concentração de amônia nos reatores.

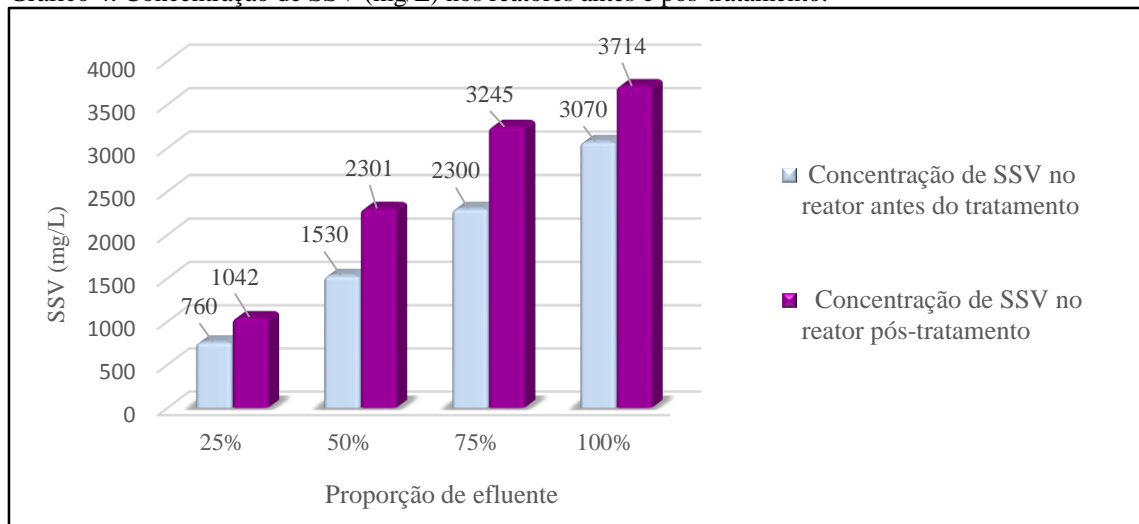
A partir das concentrações de nitrato, pode-se concluir que quanto maior a concentração de microrganismos no reator, representada no gráfico 5, maior é a remoção de nitrato, tendo em vista que, supostamente, a remoção ocorreu por ação de bactérias desnitrificantes.

### 5.2.5 Sólidos suspensos voláteis (SSV)

Segundo Piveli e Kato (2006), em processos biológicos aeróbios, as concentrações de sólidos suspensos voláteis são utilizadas para se estimar a concentração de microrganismos decompositores de matéria orgânica, tendo em vista que as células vivas são consideradas compostos orgânicos.

As concentrações de sólidos suspensos voláteis nos reatores, antes e pós-tratamento, representadas no gráfico 5, apresentaram comportamento crescente, o qual pode ser explicado pelas condições favoráveis no sistema, como a disponibilidade de nutriente e matéria orgânica biodegradável.

Gráfico 4. Concentração de SSV (mg/L) nos reatores antes e pós-tratamento.



Fonte: Elaboração própria.

É importante salientar que no reator com maior disponibilidade de matéria orgânica (proporção de efluente de 100%), possivelmente ocorreu o mecanismo de auto-oxidação, tendo em vista que após a elevada remoção de matéria orgânica, representada no gráfico 6, o crescimento dos microrganismos foi reduzido devido ao substrato estar se esgotando no sistema.

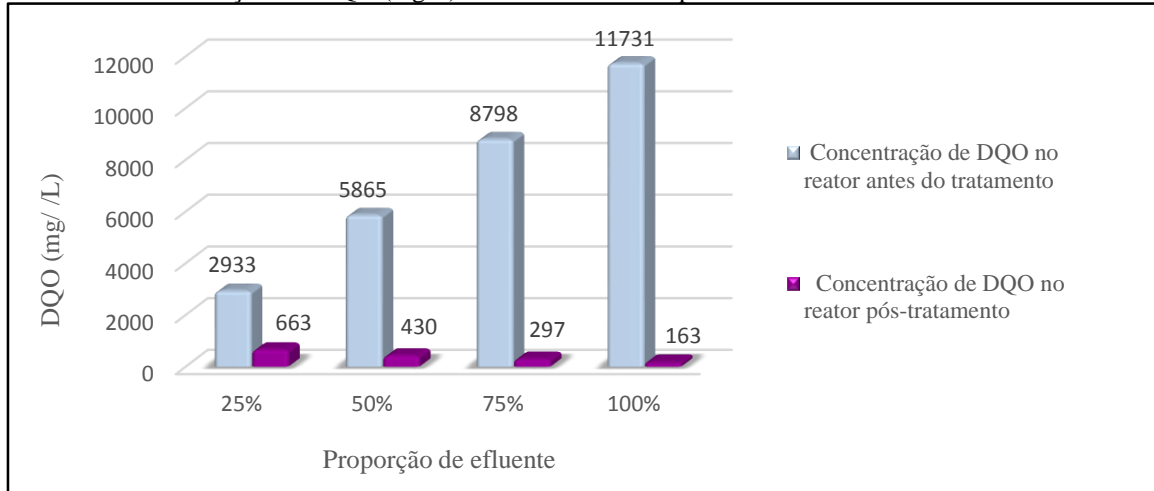
### 5.2.6 Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO é considerada uma das determinações mais importantes para indicar o grau de poluição em efluentes e águas subterrâneas. É uma análise essencial no controle de cargas orgânicas e na eficiência de remoção de matéria orgânica (BRAGA *et al.* 2012).



As concentrações de DQO nos reatores, antes e pós-tratamento, estão representadas no gráfico 6. As eficiências na redução aeróbia de matéria orgânica do efluente nos reatores variaram entre 77% e 99%.

Gráfico 5. Concentrações de DQO (mg/L) nos reatores antes e pós-tratamento.



Fonte: Elaboração própria.

Quanto maior a disponibilidade de matéria orgânica biodegradável, maior é a taxa de crescimento dos microrganismos, com isso, pode-se inferir que o crescimento dos microrganismos está associado à degradação de matéria orgânica, (SCHMIDELL *et al.*, 2007; SANT'ANNA JUNIOR, 2013), o que explica a melhor remoção de matéria orgânica ter ocorrido no reator com maior carga orgânica disponível, com proporção de efluente de 100%.

### 5.3 Melhor proporção de efluente para redução aeróbia de DQO

Como citado no item 5.2.6, no reator com 100% de efluente ocorreu a maior remoção de matéria orgânica do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico, com eficiência de 99%; as melhores remoções de ortofosfato e de nitrato, com 84% e 44% de eficiência, respectivamente.

Os resultados obtidos foram favoráveis, tendo em vista que as maiores eficiências ocorreram no reator sem diluição do efluente, o que é economicamente e ambientalmente adequado. Na tabela 6 estão apresentados os valores de variáveis, antes e pós-tratamento, do reator com efluente sem diluição.

Tabela 6. Valores de variáveis do reator, antes e pós-tratamento, que apresentou maior eficiência de remoção de DQO.

Variáveis	Antes do tratamento	Pós-tratamento
DQO	11731 mg/L	163 mg/L
SSV	304 mg/L	3714 mg/L
Amônia	≤ 5 mg/L *	≤ 5 mg/L *
Ortofosfato	737 mg/L	29 mg/L
Alcalinidade	750 mg/L	1165 mg/L
Nitrato	329 mg/L	44 mg/L
Temperatura	26°C	29°C
pH	4,8	7,9

Fonte: Elaboração própria.

\*Limite inferior de detecção do método.

#### 5.4 Legislação

Segundo Brasil (2011), os efluentes provenientes de qualquer fonte poluidora só poderão ser lançados em corpos d'água, após o devido tratamento e desde que a qualidade obtida do efluente final atenda às exigências legais impostas.

Dessa forma, as características dos efluentes tratados devem ser compatíveis com a qualidade do corpo receptor (BRASIL, 2011). Porém, os valores estabelecidos são bastante restritivos e, de certa forma, muito difíceis de serem alcançados por métodos convencionais de tratamento biológico, sendo então necessário o emprego de sistemas especializados para a remoção de nutrientes.

No caso do Brasil, a Resolução 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos d'água receptores, e dá outras providências. Com relação aos nutrientes, o CONAMA fixa um valor máximo para o lançamento de nitrogênio amoniacal total de 20 mg N/L, mas não estabelece padrões de lançamento em relação ao fósforo e às outras formas de nitrogênio.

Considerando-se que a aeração nos reatores foi contínua, a concentração de sólidos suspensos totais do efluente é elevada, o que torna necessário realizar a remoção destes antes do lançamento.

Vale ressaltar que as legislações estaduais devem ser sempre consultadas, pois podem, eventualmente, serem mais restritivas que a legislação nacional, bem como incluírem padrões de lançamento para determinados constituintes não abrangidos na legislação federal. Os padrões para lançamento de efluentes em corpos receptores estão apresentados na tabela 7.

Tabela 7. Padrões para lançamento de efluentes em corpos receptores.

<b>Parâmetros</b>	<b>Resolução CONAMA</b>	<b>Resolução SEMACE</b>
pH	entre 5 e 9	entre 5 e 9
Temperatura	$\leq 40^{\circ}\text{C}$ *	$\leq 40^{\circ}\text{C}$ *
DQO	--	$\leq 200$ mg/L
DBO	$\geq 60\%$ de remoção	--

Fonte: Elaboração própria, a partir da resolução 430/2011 do CONAMA e da portaria N°154/2002 da SEMACE.

\* A variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a  $3^{\circ}\text{C}$  no limite da zona de mistura.

Para fins de lançamento do efluente tratado em corpo hídrico o pH e a temperatura, em todos os reatores pós-tratamento, atenderam aos valores mínimos e máximos permitidos pela legislação ambiental vigente.

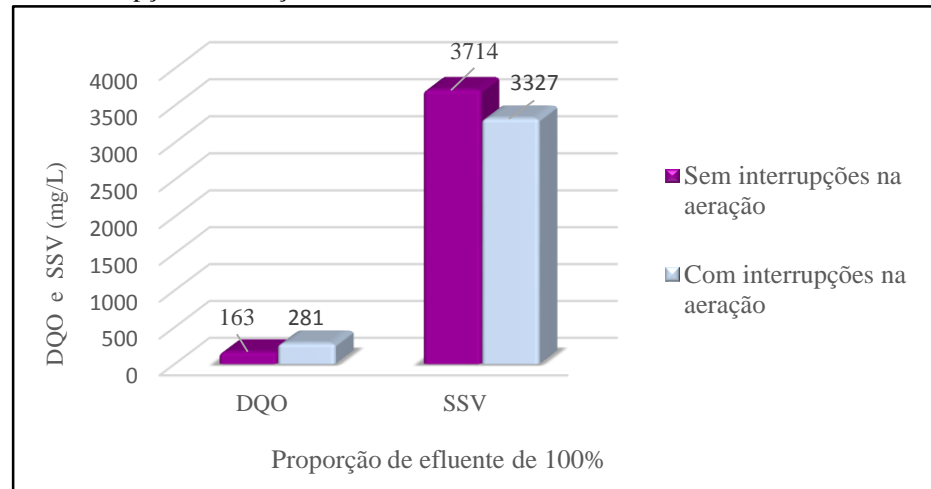
Quanto à remoção de matéria orgânica do efluente, apenas o reator com proporção de efluente de 100%, atendeu ao valor de DQO (163 mg/L) permitido na legislação imposta pela SEMACE.

### **5.5 Interrupções na aeração**

Após as interrupções na aeração, durante o período de alta tarifa, a eficiência de remoção de matéria orgânica foi de 97%. Além disso, observou-se que os períodos anaeróbios não afetavam consideravelmente o crescimento dos microrganismos nos reatores.

No gráfico 7 pode-se observar que a diferença das concentrações de DQO antes e após as interrupções é pequena. Porém, a concentração de DQO no reator, após as interrupções, excedeu o limite estabelecido pela legislação estadual.

Gráfico 6. Concentrações de DQO e SSV (mg/L) nos reatores, pós-tratamento, com e sem interrupções na aeração.



Fonte: Elaboração própria.

Em um trabalho similar Haandel *et al.*, (1997) obtiveram sucesso no experimento com uma redução de mais de 20% dos custos de energia para aeração no sistema de lodos ativados operado pela CETREL, através da interrupção total da aeração durante as três horas de tarifa alta de energia elétrica.

## 6. CONCLUSÕES

A partir desta pesquisa pôde-se concluir:

- No reator com TDH de 5 dias ocorreu a maior remoção de matéria orgânica do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico.
- O sistema proposto, em condições experimentais, demonstrou ser adequado para remoção aeróbia de matéria orgânica do efluente da produção anaeróbia de ácido caproico.
- O melhor desempenho na remoção de matéria orgânica do efluente ocorreu no reator com 100% de efluente.
- A qualidade do efluente pós-tratamento melhorou consideravelmente, com eficiência de 99% de remoção de DQO, 81% de ortofosfato e 44% de nitrato. O valor de pH permaneceu dentro da faixa de degradação biológica aeróbia ótima e a produção de alcalinidade no sistema permitiu a estabilidade do pH. O aumento nos SSV indicou bom crescimento de microrganismos, o que favoreceu a eficiência de remoção de DQO.
- A interrupção na aeração durante o horário de alta tarifa pode ser viável para o efluente da produção anaeróbia de ácido caproico, desde que o sistema seja otimizado para que a concentração de DQO, após as interrupções, não exceda o limite estabelecido pela legislação estadual do Ceará.

## REFERÊNCIAS

- BARBONI, J. T.; ROCHETTO, U. L. Análise da eficiência de fossa séptica biodigestora para tratamento de esgotos domésticos em área rural. **XI Congresso nacional de meio ambiente de Poços de Caldas**, maio, 2014.
- BERNARDES, R.; SOARES, S.; Fundamentos da respirometria no controle da poluição da água e do solo. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2005.
- BERTOLINO, S.; CARVALHO, C.; AQUINO, S. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. **Engenharia sanitária ambiental**. Vol.13 - Nº 3 - jul/set 2008, 271-277.
- BRAGA, E. A. S. et al. Avaliação da biodegradabilidade das águas de lavagem provenientes da etapa de purificação do biodiesel produzido com óleo extraído das vísceras de tilápia. **REGA**, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 35-45, jul./dez. 2012.
- BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº. 430 de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2006.
- BOTTAMEDI, D.; BONAMENTE, J. L. **Tratamento de efluentes líquidos residenciais utilizando sistemas condominiais**. Vol. 1: Maiêutica - Gestão Ambiental, Indaial-SC, 2013.
- CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias – Reatores anaeróbios, v. 5. Belo Horizonte (MG), DESA/UFMG, 1997.
- CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do Tratamento Biológico de Água Residuárias. Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, 2007. Vol.5. 2ª Edição ampliada.
- CHERNICHARO, C. A. L. et al. Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reúso da água. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABEAS, cap. 3., p. 63-110, 2006 (Projeto PROSAB).
- CHIU, Y. C.; LEE, L. L.; CHANG, C. N.; CHAO, A. C.; Control of carbon and ammonium ratio for simultaneous nitrification and denitrification in a sequencing batch bioreactor. **International Biodeterioration & Biodegradation**, 59, 1-7. 2007.
- 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. 097-115, jan/abr 2008.
- DIEZ, M. C.; POULEURS, D.; NAVIA, R.; VIDAL, G. Effect of EDTA and Fe-EDTA complex concentration on TCF Kraft mill effluent degradability. Batch and continuous treatments. **Water Research**, v. 39, p. 3239-3246, 2005.

EATON, A. D., L. S.; CLESCERI, E. W.; RICE, A. E.; GREENBERG, M. A. H. F. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Centennial edition. Washington DC: American PublicHealth Association. 2005. 1368 p.

FARRUGIA, B. Sistemas biológicos para tratamento de efluentes. **Revista TAE**-especializada em tratamento de água e efluentes. Edição n° 5, 2012.

FILHO, J. et al. Bebidas Em Reator Anaeróbio De Circulação Interna (IC). **Revista Internacional de Ciências**, v. 3, n. 1, p. 1–20, 2013.

FILHO, W. **Nitrificação e desnitrificação simultâneas em biofiltros aerados com alta densidade de lodo**. 2015. Tese. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015.

FREIRE, R. S. et al. Novas tendências para o tratamento de resíduos industriais contendo espécies organocloradas. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 504–511, 2000.

FREITAS, I.B.; DAMS, R.I.; LEITAO, R. C.; SANTAELLA, S.T. Produção de ácido caproico a partir de coprodutos da indústria alcooleira. **Embrapa Agroindústria Tropical**, 2015.

FREITAS, I. **Produção de ácido caproico a partir da fermentação anaeróbia de etanol e ácido acético**. Fortaleza: Universidade federal do Ceará, 2016.

GUPTA, A. B.; Thiosphaerapantotropha: a sulphur bacterium capable of simultaneous heterotrophic nitrification and aerobic denitrification. *Enzyme and Technology*, 21, pp. 589-595, 1997.

HAANDEL, Adrianus van; CATUNDA, Paula Frassinetti Cavalcanti; NEIVA, Manoel Reis; GALDINO, Laurindo. In: **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Trabalhos técnicos**. Rio de Janeiro, 1997.

HE, S.; XUE, G.; WANG, B. Factors affecting simultaneous nitrification and denitrification (SND) and its kinetics model in membrane bioreactor. **Journal of hazardous materials**, v. 168, n. 2-3, p. 704–10, 15 set 2009.

HENRIQUE, I.; SOUSA, J.; CEBALLOS, B.; BRASIL, D. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.15, n.2, p. 197-204, abr/jun 2010.

HOFFMANN, H.; WEITZ, J.; COSTA, T. B.; WOLFF, D. B.; PLATZER, C. e COSTA, R. H. R. (2004). Biodesfosfatação no Tratamento de esgoto doméstico, uma contribuição para a proteção de recursos hídricos. In: **XV CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA**. Curitiba, COBEQ.

IAMAMOTO, C. Y. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operado em bateladas sequenciais e sob aeração intermitente**. 2006. Tese (doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – **Atlas do saneamento 2011**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Vários autores. Rio de Janeiro, 2011.

KIM, H.; PAGILLA, K. o R. Competitive growth of “Gordonia” and “Acinetobacter” in continuous flow aerobic and anaerobic/aerobic reactors. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 95, n. 6, p. 577-582, 2003.

LAYEK, B.; SINGH, J. Caproic acid grafted chitosan cationic nanocomplexes for enhanced gene delivery: Effect of degree of substitution. **International Journal of Pharmaceutics**, v. 447, n. 1-2, p. 182–191, 2013.

LEE D. S., JEON, C. O.; PARK, J. M. Biological Nitrogen Removal with Enhanced Phosphate uptake in sequencing batch reactor using single sludge system. **Water Research**, v. 35, n. 16, p. 3968 – 3976, 2001.

LEE, W. S.; CHUA, A. S. M.; YEOH, H. K.; NGOH, G. C. A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. **Chemical Engineering Journal**, v. 235, p. 83–99, jan. 2014.

LIU, S.; BISCHOFF, K. M.; LEATHERS, T. D.; QURESHI, N.; RICH, J. O.; HUGHES, S. R. Butyric acid from anaerobic fermentation of lignocellulosic biomass hydrolysates by *Clostridium tyrobutyricum* strain RPT-4213. **Bioresource technology**, v. 143, p. 322–9, set. 2013.

MAGRI, E.; ZAGUINI, J.; RAMOS, S.; PHILIPPI, L.; Otimização do processo de nitrificação com o uso de conchas de ostras como material suporte em reatores aeróbios com biomassa fixa. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.18, n.2, p. 123-130, abr/jun 2013.

MARCO A.; ESPLUGAS, S.; SAUM, G. How and why to combine chemical and biological processes for wastewater treatment. **Water Science and Technology**. v. 35, n.4, p. 321-327, 1997.

METCALF E EDDY. **Waste Engineering**, NY, McGraw Hill, th. ed. 4, 2003.

MORAIS, J. **Estudo da potencialidade de processo oxidativos avançados, isolados e integrados com processos biológicos tradicionais, para tratamento de chorume de aterro sanitário**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2005.

MORAVIA, W. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

NAKANO, F. **Avaliação da eficiência dos processos de tratamento de efluentes de estações de tratamento de esgoto da SABESP de Caraguatatuba/SP, usando reatores com aeradores submersíveis e difusores: relação custo/ benefício**. Escola de engenharia de Lorena – EEL/USP, 2012.

PATUREAU, D.; BERNET, N.; DELGENÈS, J. P.; MOLETTA, R.; Effect of dissolved oxygen and carbon-nitrogen loads on denitrification by an aerobic 120 consortium. **Applied Microbiology and Biotechnology**, 54, pp. 535-542. 2000.



PERES, L. J. S. et al. Eficiência do tratamento de esgoto doméstico de comunidades rurais por meio de fossa séptica biodigestora. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal-SP, v. 7, n. 1, p. 020-036, jan./mar, 2010.

PIVELI, R., KATO, M. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006.

REBOUÇAS, A.C. et al. **Águas doces no Brasil**. 3a ed. São Paulo: Ed. Escrituras, 2006.

REUSCHENBACH, P.; PAGGA, U.; STROTMANN, U. A critical comparison of respirometric biodegradation tests based on OECD 301 and related test methods. **Water Research**, v.37, n.7, p. 1571-1582, 2003.

RIBEIRO, J. ; ROOKE, J.; **Saneamento básico e sua relação com o meio ambiente e a saúde pública** . Universidade Federal de Juiz de Fora, 2010.

RODIER, J. **L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux residuels, eaux de mer**. 5. ed. Paris: Dunod, 1975. 692 p.

SANT'ANNA JUNIOR, G. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**- 2° edição. Rio de Janeiro: Interciência, 2013.

SEIFI, M.; FAZAELIPOOR, M. H. Modeling simultaneous nitrification and denitrification (SND) in a fluidized bed biofilm reactor. **Applied Mathematical Modelling**, v. 36, n. 11, p. 5603–5613, nov 2012.

SCHMIDELL, W.; LIMA, U. A.; ARQUARONE, E.; BORZANI, W. **Biotechnology Industrial**. Vol.2, São Paulo: Edgard Blucher Ltda, 2001. 542p.

SCHMIDELL, W; SOARES, H. M.; ETCHEBEHERE, C.; MENES, R. J.; BERTOLA, N. C.; CONTRERAS, E. M. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Florianópolis: Editora Tribo da Ilha, 2007, 720p.

SCHNEIDER, E. E. **Avaliação de um reator de leito móvel com biofilme para tratamento de efluente da indústria de petróleo, com posterior ozonização acoplada a carvão granular com biofilme**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2010.

SEMACE. Portaria N°154, de 22 de Julho de 2002. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras.

SIMAN, R. **Reator de leito expandido em escala plena com zonas anaeróbia e aeróbia sobrepostas: Remoção conjunta de matéria orgânica e nutrientes e estudo do comportamento microbiológico do biofilme, por respirometria e microsensor de OD**. Universidade de São Paulo, 2007.

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Archaea Press, 1996.

SOUZA, A. **Avaliação da eficiência do sistema de tratamento de efluentes do canil parque Francisco de Assis em Lavras- MG**. Universidade Federal de Lavras, 2015.

STRYER, L. **Bioquímica. 4.** Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1996.

TEXEIRA, R. **Remoção de nitrogênio de efluentes da indústria frigorífica através da aplicação dos processos de nitrificação e desnitrificação em biorreatores utilizados em um sistema de lagoas de tratamento.** Universidade Federal de Santa Catarina 2006.

TORTORA, G.; SUNKE, B.R.; CASE, C. L. **Microbiologia.** Porto Alegre: Artmed, 6 ed., 2000.

VAN DER POST, D.C.; SCHUTTE, C.F. A proposed chemical mechanism for biological phosphate removal in activated sludge treatment of wastewater. **Water SA**, v. 29, n. 2, p. 125-128, 2003.

VAZOLLÈR, R. F.; GARCIA, A. D.; CONCEIÇÃO NETO, J. **Microbiologia de Lodos Ativados - Série Manuais.** CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo: CETESB, 1991. p.23.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados** 2.ed. – Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2002.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 4 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2014. 472 p.

WANG, D. et al. Biological Phosphorus removal in sequencing batch reactor with single-stage oxic process. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 13, p. 5466-5473, 2008.

ZEMPULSKI, D.; VIAR, K; LAMPA, L; PETERNELA, J; CARDOSO, C; FIORESE, M; HASAN, S. Produção de ácidos graxos voláteis por fermentação anaeróbia de manipueira e de permeado de soro de queijo. **Engevista**, v. 16, n. 4, p. 431-447, Dezembro 2014.

ZENAITIS, M. G.; SANDHU, H.; DUFF, S. J. B. Combined biological and ozone treatment of log yard run-off. **Water Research**, v. 36, p. 2053-2061, 2002.

ZENTEK, J. et al. Nutritional and physiological role of medium-chain triglycerides and medium-chain fatty acids in piglets. **Animal Health Research Reviews / Conference of Research Workers in Animal Diseases**, v. 12, p.83–93. doi:10.1017/S1466252311000089, 2011.