

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**LAYARA LIMA COSTA  
VERÔNICA PETERLE MANTUAN**

**PROJETO DE SISTEMA DE REUSO DE ÁGUA PARA ETAPA  
DE LAVAGEM DE GARRAFAS RETORNÁVEIS DE UMA  
INDÚSTRIA DE REFRIGERANTES**

VITÓRIA  
2019

**LAYARA LIMA COSTA  
VERÔNICA PETERLE MANTUAN**

**PROJETO DE SISTEMA DE REUSO DE ÁGUA PARA ETAPA  
DE LAVAGEM DE GARRAFAS RETORNÁVEIS DE UMA  
INDÚSTRIA DE REFRIGERANTES**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves.

VITÓRIA  
2019

LAYARA LIMA COSTA  
VERÔNICA PETERLE MANTUAN

**PROJETO DE SISTEMA DE REUSO DE ÁGUA PARA ETAPA DE LAVAGEM DE  
GARRAFAS RETORNÁVEIS DE UMA INDÚSTRIA DE REFRIGERANTES**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Aprovada em 17 de julho de 2019.

COMISSÃO EXAMINADORA

---

Prof. Dr. Ricardo Franci Gonçalves  
Universidade Federal do Espírito Santo  
Orientador

---

Dr. Rodrigo Nunes Oss  
Universidade Federal do Espírito Santo  
Membro interno

---

Giuliano Silva Battisti  
Prefeitura Municipal de Vitória  
Membro externo

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus, por nos dar força e coragem e se fazer presente em todos os momentos da nossa vida.

Aos nossos queridos familiares pelo amor incondicional e paciência. Vocês são a força que nos sustenta, nos fazendo acreditar todos os dias nos nossos sonhos.

Aos amigos por tornar a vida mais leve e divertida. Por toda ajuda para cumprir os nossos compromissos e compreensão nos momentos de ausência.

Ao nosso professor e orientador Ricardo Franci, pela atenção e auxílio neste trabalho. Não poderíamos ter escolhido orientador mais qualificado e solícito para nos acompanhar neste fim de percurso.

Aos membros da banca examinadora, Giuliano Batisti e Rodrigo Oss, que se dispuseram a contribuir com o aperfeiçoamento deste estudo.

A todos que de alguma forma contribuíram para nossa formação, o nosso muito obrigado. Esperamos um dia poder retribuir a confiança, o auxílio e o carinho de cada um.

## RESUMO

A crescente escassez hídrica dos últimos anos têm feito aumentar a busca por tecnologias e soluções que tornem o uso da água mais racional e eficiente. Para o setor industrial a minimização do consumo de água e as soluções que possibilitam a reinserção do efluente industrial em atividades da própria planta, através do reuso, têm se destacado não só pelas questões de visibilidade de mercado, *water footprint*, mas também pela redução dos custos de produção que tais práticas podem alcançar. Este trabalho apresenta uma avaliação da viabilidade técnica e dos impactos econômicos da implementação de dois sistemas de reuso da água de lavagem de garrafas retornáveis em uma planta de fabricação de refrigerante, sendo um sistema composto por tratamento com reator anaeróbio compartimentado (RAC) em conjunto com *wetland* vertical e outro sistema composto por *wetland* francês. Os resultados encontrados indicaram viabilidade técnica da implementação de ambos os sistemas, tendo o sistema de associação de RAC e *wetland* vertical eficiência global de remoção de BDO de 97,80%, enquanto o sistema de *wetland* francês apresentou uma eficiência global de remoção da concentração de DBO de 98%. A área total superficial requerida para instalação dos sistemas também foi menor para o sistema francês, o que impacta diretamente no custo de implementação do sistema. O estudo concluiu que ambos os sistemas são viáveis tecnicamente, sendo o sistema de *wetland* francês o mais atrativo tecnicamente e economicamente.

Palavras-chaves: Reuso de água. Lavagem de garrafas. *Wetland* Sistema Francês. *Wetland* Vertical.

## ABSTRACT

The growing water scarcity of recent years has increased the search for technologies and solutions that make water use more rational and efficient. For the industrial sector, the minimization of water consumption and the solutions that allow the reinsertion of the industrial effluent into activities of the plant, through reuse, have stood out not only for the issues of market visibility, "water footprint", but also for the production costs that such practices can achieve. This work presents an evaluation of the technical feasibility and the economic impacts of the implementation of two systems of reuse of returnable bottle water in a refrigerant manufacturing plant, a system consisting of anaerobic reactor treatment compartmentalized in conjunction with vertical *wetland* and another system consisting of french *wetland*. The results found indicated technical feasibility of the implementation of both systems, with the RAC association system and *wetland* vertical overall efficiency of BOD removal of 97,80%, while the french *wetland* system presented an overall efficiency of removal of the concentration of BOD of 98%. The total surface area required for installation of the systems was also smaller for the French system, which has a direct impact on the cost of implementing the system. The study concluded that both systems are technically viable, with the french *wetland* system being the most technically and economically attractive.

Keywords: Water reuse. Bottle washing. *Wetland* French System. Vertical *Wetland*.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Eventos de seca registrados no Brasil entre 2015 e 2017.

Figura 2 – Eventos de seca registrados entre 2015 e 2017.

Figura 3 – Estimativa do potencial de reuso de efluente urbano.

Figura 4 – Pontos de consumo água na indústria de refrigerante.

Figura 5 – Fluxograma das garrafas retornáveis.

Figura 6 – Esquema representativo do perfil longitudinal do Reator Anaeróbio Compartimentado.

Figura 7 – Esquema representativo do perfil longitudinal do *wetland* construído de escoamento vertical.

Figura 8 – Esquema representativo do perfil longitudinal do *wetland* construído do sistema francês.

Figura 9 – Espécies de macrófitas: (a) Macrófita do gênero *Typha spp*; (b) Macrófita do gênero *Juncus spp*; (c) Macrófita do gênero *Phragmites spp*.

Figura 10 – Planta baixa da fábrica estudada.

Figura 11 – Linhas de distribuição de água na indústria de refrigerantes.

Figura 12 – Esquema de geometria do Reator Anaeróbio Compartimentado.

## **LISTA DE GRÁFICOS**

Gráfico 1 – Volume de refrigerante produzido no Brasil de 2010 a 2017.

Gráfico 2 – Eficiência global de remoção de DBO.



## LISTA DE QUADROS

- Quadro 1 – Vantagens do reator anaeróbio compartimentado.
- Quadro 2 – Vantagens e limitações dos *wetlands* construídos.
- Quadro 3 – Características recomendadas para os elementos constituintes do *wetland* vertical.
- Quadro 4 – Características recomendadas para os elementos constituintes do *wetland* francês.
- Quadro 5 – Funções das macrófitas em *wetlands* construídos.
- Quadro 6 – Espécies de plantas potencialmente utilizáveis.
- Quadro 7 – Especificação das áreas do empreendimento.
- Quadro 8 – Vazões de demanda e geração de efluentes por setor da indústria.
- Quadro 9 – Dimensões adotadas para cada compartimento do RAC.
- Quadro 10 – Características das camadas constituintes do *wetland* vertical.
- Quadro 11 – Características das dimensões de construção do *wetland* vertical.
- Quadro 12 – Dimensionamento da caixa afluente ao RAC.
- Quadro 13 – Dados referentes à dosagem de alimentação do *wetland* vertical.
- Quadro 14 – Dimensionamento da caixa de coleta de efluente para o *wetland* vertical.
- Quadro 15 – Características das camadas constituintes do estágio 1 do *wetland* francês.
- Quadro 16 – Características das camadas constituintes do estágio 2 do *wetland* francês.
- Quadro 17 – Dimensões adotadas para os dois estágios do *wetland* francês.
- Quadro 18 – Dimensionamento da caixa de acumulação afluente para o *wetland* vertical.
- Quadro 19 – Dimensionamento da caixa de coleta de efluente para o *wetland* francês.
- Quadro 20 – Volume de material necessário para as camadas constituintes do *wetland* vertical.
- Quadro 21 – Volume de material necessário para as camadas constituintes do *wetland* francês.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultado dos parâmetros amostrados na etapa de lavagem das garrafas de vidro.

Tabela 2 – Resultados dos parâmetros amostrados na etapa de lavagem de garrafa PET.

Tabela 3 – Resultados dos parâmetros DQO, DBO, temperatura, SS e pH amostrados para planta de fabricação de refrigerante.

Tabela 4 – Preço por m<sup>3</sup> dos materiais constituintes do leito filtrante.

Tabela 5 – Custo dos materiais do leito filtrante do *wetland* vertical.

Tabela 6 – Custo dos materiais do leito filtrante do *wetland* francês.

Tabela 7 – Custo com atividade de escavação do *wetland* vertical.

Tabela 8 – Custo com atividade de escavação do *wetland* francês.

Tabela 9 – Custo para impermeabilização do *wetland* vertical.

Tabela 10 – Custo para impermeabilização do *wetland* francês.

Tabela 11 – Custo das macrófitas para os sistemas vertical e francês

Tabela 12 – Custo total de implantação dos sistemas vertical e francês.

Tabela 13 – Eficiências globais de remoção de poluentes para os *wetlands* vertical e francês.

## LISTA DE SIGLAS

ANA – Agência Nacional de Águas

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EUA – Estados Unidos da América

PEAD – Polietileno de Alta Densidade

PET – Politereftalato de Etileno

RAC – Reator Anaeróbio Compartimentado

SINAPI – Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil

SS – Sólidos Suspensos

SST – Sólidos Sedimentados Totais

UASB – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente

WC – *Wetland* Construído

WCV – *Wetland* Construído Vertical

WHO – *World Health Organization*

# SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	13
1.1 OBJETIVOS .....	14
1.1.1 Geral .....	14
1.1.2 Específicos .....	15
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	16
2.1 CONSUMO E USOS DA ÁGUA .....	16
2.2 REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS .....	19
2.3 REUSO NA INDÚSTRIA .....	21
2.4 INDÚSTRIA DE REFRIGERANTE .....	22
2.5 REUSO PARA LAVAGEM DE GARRAFAS .....	25
2.6 TRATAMENTO DE EFLUENTE .....	26
2.6.1 Reator anaeróbico compartimentado .....	27
2.6.2 <i>Wetland</i> construído .....	29
2.6.2.1 <i>Wetland</i> construído de escoamento vertical .....	31
2.6.2.2 <i>Wetland</i> construído: sistema francês .....	33
2.6.2.3 Plantas utilizadas .....	36
<b>3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO</b> .....	40
3.1 DEMANDA DE ÁGUA E GERAÇÃO DE EFLUENTES .....	42
3.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE .....	44
<b>4 METODOLOGIA</b> .....	47
4.1 PROKNOW-C .....	47
4.2 PROJETO DO SISTEMA .....	47
4.2.1 Cálculo da carga orgânica .....	48
4.2.2 Reator anaeróbio compartimentado (RAC) .....	49
4.2.3 <i>Wetland</i> vertical convencional e sistema francês .....	52
4.2.4 Frequência de dosagem e volume da batelada .....	53
4.2.5 Caixa de acumulação afluente .....	55
4.2.6 Caixa de coleta do efluente .....	56

<b>5 RESULTADOS</b> .....	58
5.1 CÁLCULO DA CARGA DE DBO DO EFLUENTE BRUTO .....	58
5.2 DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA RAC + <i>WETLAND</i> VERTICAL .....	58
<b>5.2.1 Dimensionamento do reator anaeróbio compartimentado (RAC)</b> .....	58
<b>5.2.2 Dimensionamento do <i>wetland</i> construído de fluxo vertical</b> .....	60
<b>5.2.3 Dimensionamento das caixas de armazenamento de afluente e coleta de efluente do <i>wetland</i> vertical</b> .....	63
5.3 DIMENSIONAMENTO DO <i>WETLAND</i> CONSTRUÍDO: SISTEMA FRANCÊS ....	65
<b>5.3.1 Estágio 1</b> .....	66
<b>5.3.2 Estágio 2</b> .....	67
<b>5.3.3 Dimensionamento das caixas de armazenamento de afluente e coleta de efluente do <i>wetland</i> francês</b> .....	70
5.4 CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO .....	71
5.5 EFICIÊNCIA ESPERADA PARA OS SISTEMAS PROPOSTOS .....	77
<b>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	79
<b>7 REFERÊNCIAS</b> .....	81

## 1 INTRODUÇÃO

Diante do cenário de escassez hídrica vivido nos últimos tempos, verifica-se que os conflitos envolvendo os múltiplos usos da água têm se tornado cada vez mais constantes. Isso coloca o gerenciamento dos recursos hídricos em grande destaque, devido à importância que a água tem para o desenvolvimento de uma região e para a vida em geral (BORDONALLI, 2007).

Tal fato, associado ao aumento do consumo de água, reforça a necessidade de uma gestão sustentável destes recursos. De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA), o aumento do consumo de água no Brasil é crescente e tem previsão de ter retirada de água aumentada em cerca de 24% até 2030. Isso se deve a fatores como o crescimento econômico e o processo de urbanização do país (ANA, 2018).

Dentro deste contexto, verifica-se a importância da adoção de iniciativas de uso sustentável da água como forma de preservação dos recursos hídricos, podendo-se citar o aproveitamento de água de chuva, estratégias de redução do consumo e o reuso de efluentes. Dentre estes, destaca-se a reutilização de água que, de acordo com Bordonalli (2007), é um conceito que tem sido praticado há muitos anos em todo o mundo e engloba tanto o uso racional, quanto o controle de desperdícios e a minimização da produção de resíduos e do consumo de água.

Conforme Júnior (2006), a escassez de recursos hídricos em determinadas regiões brasileiras fez com que diversos setores industriais buscassem aplicar estratégias de racionalização de água e mitigação dos impactos negativos advindos da geração de efluentes pelo setor. Com isso, as ações relacionadas ao reuso de água tem ganhado destaque entre os diferentes segmentos industriais, que dependem deste recurso para consumo direto ou utilização durante o processo produtivo (JÚNIOR, 2006).

De acordo com Jabłońska (2018), diversos segmentos industriais passaram a utilizar sistemas de reciclagem de água diante do aumento do consumo, associado à preocupação em gerir adequadamente os recursos hídricos. Em muitos casos, a

aplicação de práticas de reuso contribui para redução dos custos operacionais e melhora a pegada hídrica do empreendimento (U.S. EPA, 2012).

A indústria de refrigerantes é um segmento industrial que demanda grandes quantidades de água, tanto para incorporação no produto, quanto para a manutenção da planta, como lavagem de pisos e equipamentos, refrigeração e geração de vapor, por exemplo. Diante do alto consumo de água, decorre a geração de grandes volumes de efluentes, os quais são originados principalmente pela lavagem das linhas de produção e das garrafas de vidro (CUNHA, 2019).

Este tipo de indústria apresenta grande potencial para desenvolver técnicas de reuso de efluentes dentro do processo produtivo. Através de medidas para otimização do consumo e redução de perdas é possível reduzir a demanda de água aplicando reuso, atendendo a demanda de não potável da fábrica (CUNHA, 2019).

Para que o efluente gerado seja reinserido nas atividades industriais, é necessário que haja medidas de tratamento a fim de atender às exigências de qualidade da água para determinado processo. Segundo a U.S. EPA (2012), pode ser necessário a aplicação de tratamentos mais avançados, além do secundário, frente ao risco associado ao reuso do efluente. Os *wetlands* configuram-se como uma opção para a remoção de constituintes dos esgotos industriais, sendo eficazes na remoção de DBO e sólidos suspensos totais, por exemplo (U.S EPA, 2012).

Diante deste contexto, o presente trabalho tem como finalidade propor um sistema de reuso de água de lavagem de garrafas retornáveis, com utilização de *wetlands* construídos, tendo como base uma indústria de refrigerantes, de forma que o efluente do processo possa ser utilizado em um novo ciclo de lavagem.

## 1.1 OBJETIVOS

### 1.1.1 Geral

Projetar um sistema de reuso de água para o processo de lavagem de garrafas retornáveis de uma indústria de refrigerantes.

### **1.1.2 Específicos**

- Analisar o consumo de água com base em aspectos quantitativos de produção;
- Levantar dados de vazão de geração de efluente;
- Caracterizar físico-quimicamente o efluente gerado pelo processo de lavagem de garrafas;
- Dimensionar duas opções de sistema de reuso do efluente;
- Estimar os custos de implantação dos sistemas propostos.



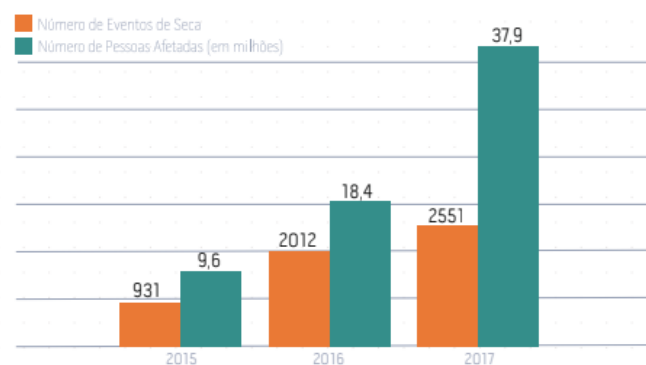
## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 CONSUMO E USOS DA ÁGUA

No Brasil, segundo o Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil de 2018, os principais usos da água são para irrigação, abastecimento humano e animal, industrial, geração de energia, mineração, aquicultura, navegação, turismo e lazer. Com aumento da população e o desenvolvimento de novos centros urbanos tem ocorrido cada vez mais o aumento na demanda de água e a diminuição da água disponível em padrões de qualidade para usos potáveis (ANA, 2018).

Nos últimos anos, observa-se que diversas regiões brasileiras têm sofrido com a falta de água decorrente de longos períodos de seca e estiagem. De acordo com ANA, nos últimos 5 anos, o ano de 2017 foi o mais crítico quando se trata dos impactos da falta de água sob a população, com um registro de cerca de 2.551 eventos associados à estas condições (ANA, 2018). A figura 1 apresenta os eventos de seca registrados entre 2015 e 2017.

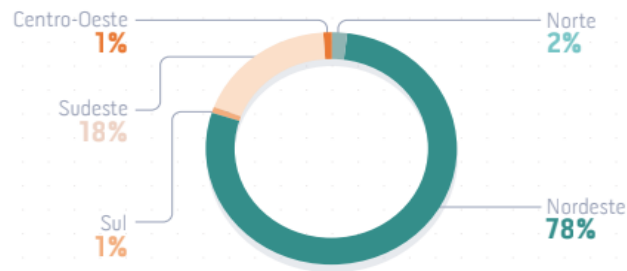
Figura 1 – Eventos de seca registrados no Brasil entre 2015 e 2017



Fonte: ANA, 2018.

De acordo com a figura 2, verifica-se que dentre as regiões brasileiras, o Nordeste foi o mais afetado pelos períodos de seca, com 78% dos registros. A Região Sudeste aparece em seguida, com 18% dos casos registrados.

Figura 2 – Eventos de seca registrados entre 2015 e 2017



Fonte: ANA, 2018.

A escassez hídrica, além de ser um fator de interferência na vida humana provocado pelo impacto no abastecimento público de água, ocasiona alterações na execução de atividades que contemplam os múltiplos usos da água, tais como agricultura, turismo, pesca e navegação (ANA, 2018). Além da falta de água para atividades básicas, a redução do abastecimento de água pode provocar impactos à sociedade por meio dos efeitos que a escassez hídrica provoca aos setores econômicos, uma vez que a falta de água implica em danos às atividades empresariais, o que coloca em risco os postos de trabalho, podendo levar ao desemprego. Além disso, setores como a agricultura terão sua produção reduzida, ocasionando a menor oferta de produtos e o conseqüente aumento dos preços (PAIXÃO, 2016).

As causas associadas à falta de água não incluem somente os baixos índices pluviométricos. De acordo com a ANA, fatores relativos à oferta de água e gestão da demanda tem papel fundamental no agravamento ou atenuação de secas (ANA, 2018). A disponibilidade hídrica pode ser afetada por duas razões distintas, sendo a primeira delas associada à fatores climáticos, característicos de cada região. A segunda faz referência ao crescimento populacional, que provoca uma pressão cada vez maior sobre os recursos hídricos, não somente pelo aumento na demanda por água, mas também pela poluição dos mananciais, reflexo das atividades humanas (MIERZWA, 2002).

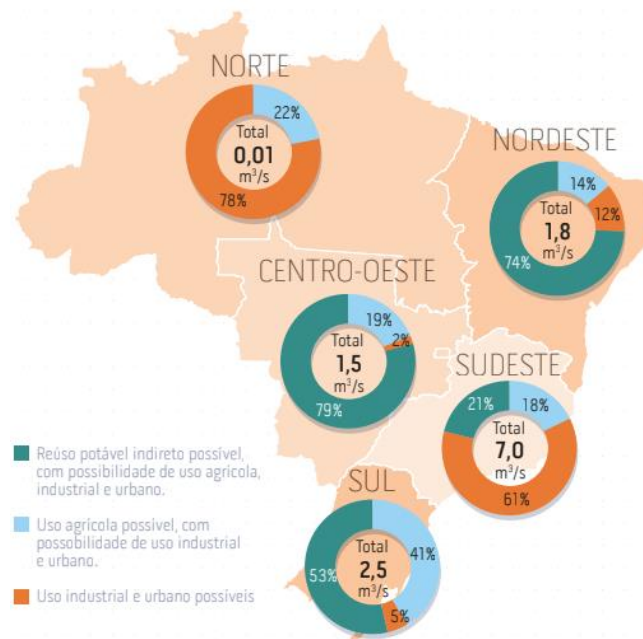
De acordo com Mierzwa (2002), se não forem adotadas medidas de gerenciamento hídrico com a finalidade de proteger os recursos da poluição provocada pela atividade antrópica, o crescimento populacional pode provocar uma redução global

na disponibilidade hídrica. Diante disso, verifica-se a necessidade de adoção de métodos de gestão dos recursos hídricos a fim de atenuar os efeitos provocados pela escassez hídrica, bem como promover o aumento da disponibilidade de água com a finalidade de atender aos múltiplos usos desta (ANA, 2018).

Neste contexto, a utilização de fontes alternativas de água tem sido uma prática que resulta em benefícios quanto ao aumento da disponibilidade hídrica, o que provoca a redução dos efeitos das secas sob as atividades humanas. Dentre as alternativas, destaca-se o reuso, que tem sido uma prática cada vez mais estimulada, principalmente no Nordeste e em grandes centros urbanos, em que a pressão sob os recursos hídricos provocado pelo acelerado crescimento populacional tem afetado o balanço hídrico destas regiões (ANA, 2018).

No Brasil, as práticas de reuso de efluente sanitário, ainda que limitadas, caracterizam-se como uma alternativa comprovada para a melhoria da disponibilidade hídrica e têm sido desenvolvidas para diversas finalidades (ANA, 2018). A figura 3 apresenta uma estimativa do potencial de reuso de efluentes urbanos nas diferentes regiões brasileiras, para as diversas aplicações.

Figura 3 – Estimativa do potencial de reuso de efluente urbano



Fonte: ANA, 2018

Verifica-se que a região Sudeste apresenta maior potencial de reuso quando comparada com as demais regiões brasileiras. Dentre as possibilidades abordadas, o uso industrial e urbano é o que recebe maior destaque, com 61% de um total de 7,0 m<sup>3</sup>/s de efluente urbano.

## 2.2 REUSO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS

A reutilização de águas residuárias é uma prática já relatada desde a antiguidade. Há relatos de sua aplicação na Grécia Antiga, na irrigação. Entretanto, ao longo do desenvolvimento industrial e do aumento da população mundial, o aumento da demanda de água tornou necessário o desenvolvimento de práticas planejadas de uso racional e eficiente da água. Além da redução de consumo e do controle de perdas e desperdícios, a reinserção do efluente após tratamento através de reuso direto ou indireto tem sido apresentada como uma prática planejada de uso eficiente da água (BARROS et. al., 2015).

O reuso de água é um recurso que vem sendo utilizado há tempo para suprir a crescente demanda por água. No século passado, a maior parte dos projetos de reuso nos Estados Unidos da América (EUA) foi aplicada em regiões áridas e semiáridas. Nos últimos tempos, observa-se que estes recursos têm sido cada vez mais utilizados e novas aplicações vêm sendo estudadas (METCALF; EDDY, 2003). O aumento na adoção de medidas de recuperação de água, reciclagem e reuso, além de indicar o aumento da escassez hídrica para atender às demandas da sociedade, representa a evolução tecnológica quanto ao tratamento das águas residuárias e a maior aceitação pública para utilização de água de reuso (METCALF; EDDY, 2003).

A importância da adoção de medidas que visam o reuso de água vem do fato de que estas práticas reduzem a pressão exercida sob os mananciais hídricos, uma vez que a reinserção de uma água já utilizada no circuito hídrico reduz a necessidade de captação de água nova para atendimento da demanda de processos produtivos e instalações sanitárias. Podem-se poupar grandes volumes de água potável com a utilização de águas de qualidade inferior para as aplicações que não exigem água

dentro dos padrões de potabilidade (BORDONALLI, 2007). A implantação de sistemas de gestão integrada de água que incluem o reuso tem como resultado a redução das descargas de efluentes em cursos hídricos, bem como a redução da dependência do suprimento de água de fontes superficiais e subterrâneas (U.S EPA, 2012).

Conforme Bordonalli (2007), reuso de água significa o aproveitamento de águas já utilizadas em determinada atividade, para uso na mesma etapa ou para outras finalidades, tendo como objetivo suprir as necessidades de um determinado processo. Este aproveitamento pode se dar de forma direta ou indireta. De acordo com a *World Health Organization* (WHO), o reuso direto consiste no uso planejado do efluente já tratado para fins específicos, dentre os quais se podem citar o uso industrial e irrigação. O reuso indireto, por sua vez, ocorre quando a água proveniente de processos industriais ou uso doméstico, após ser utilizada uma ou mais vezes, é lançada em corpos hídricos e utilizada de forma diluída à jusante. A WHO ainda apresenta uma terceira classificação de reuso, sendo esta denominada como reciclagem interna, que consiste no reuso interno a instalações industriais (WHO, 1973).

As águas já utilizadas, após passarem por tratamento, podem ser novamente utilizadas para fins diversos. A qualidade do efluente gerado pelo processo e a finalidade do reuso são os fatores que determinam os níveis de tratamento exigidos, os critérios de segurança e os custos envolvidos na implantação, operação e manutenção do sistema proposto (BORDONALLI, 2007). Ainda que as quantidades de água envolvidas nos projetos de reuso sejam pequenas, os aspectos tecnológicos envolvidos no tratamento, as questões que envolvem a saúde e aceitação pública caracterizam-se como um desafio maior quando comparados com os processos de abastecimento de água potável (METCALF; EDDY, 2003).

Diante do custo para o tratamento, dos efeitos à saúde e por questões de segurança, a maioria das aplicações para águas de reuso são ligadas a usos não potáveis, como atividades agrícolas e irrigação de paisagens. Contudo, novas

aplicações e métodos de tratamento têm sido investigados para potenciais opções de reuso direto e indireto (METCALF; EDDY, 2003).

As principais aplicações de reuso de efluente municipal são listadas por Metcalf e Eddy (2003), conforme a seguir: irrigação agrícola, irrigação de jardins, reuso industrial, recarga de lençóis subterrâneos, usos recreacionais (lagos, lagoas e pesca, por exemplo), usos não potáveis como água de incêndio, ar condicionado e descarga de vasos sanitários e usos potáveis – mistura em reservatórios de suprimento de água ou injeção direta no sistema de distribuição.

## 2.3 REUSO NA INDÚSTRIA

Toda atividade industrial que utiliza água tem como consequência a geração de efluentes que, na maior parte dos casos, são lançados para o meio ambiente. Por isso, devem ser gerenciadas de forma adequada para que não provoquem danos ao meio ambiente (MIERZWA, 2002). Além disso, diante do alto consumo de água por parte das indústrias, associada à necessidade de racionalização diante dos cenários de escassez, diversos segmentos industriais têm buscado estratégias para o gerenciamento dos recursos hídricos (JÚNIOR, 2006).

As indústrias têm tendência crescente de conservação de água através da reciclagem e reuso dentro da planta (WHO, 1973). O reuso da água, no contexto industrial, visa promover um novo sistema de gerenciamento de água nos processos, com a finalidade de alcançar autonomia no abastecimento e racionalização do consumo (JÚNIOR, 2006). Para Metcalf e Eddy (2003), o reuso de água na indústria inclui atividades de processamento, resfriamento e lavagem e representa aplicação potencialmente significativa em países industrializados.

Diversas fábricas têm buscado a utilização de água de reuso como uma forma de melhorar a imagem da empresa a fim de obter certificações verdes. Além disso, estas instalações reconhecem que as alternativas de reuso são um recurso capaz de substituir a demanda por água potável, que representa um custo mais alto quando comparado com a água de reuso (U.S. EPA, 2012).

Tendo em vista que o custo com o tratamento de água de processo, bem como o custo com o tratamento dos efluentes gerados constituem dois grandes problemas para a indústria, pode-se utilizar um sistema em cascata, no qual o efluente de um processo é utilizado como insumo para outra etapa, uma vez que nem todas os procedimentos produtivos necessitam de uma água totalmente limpa (BORDONALLI, 2007). Para isso, deve-se realizar uma avaliação cuidadosa das características do efluente e dos requisitos exigidos para sua utilização (MIERZWA, 2002). Para Mierzwa (2002), ao adotar este tipo de sistema, a demanda de água é minimizada, ao mesmo tempo em que a geração de efluentes é reduzida, o que diminui o volume de efluente a ser tratado.

De acordo com Alves (2009), através de um planejamento adequado, no qual se realiza um levantamento acerca das necessidades em cada etapa do processo, bem como das características qualitativas da água demandada, é possível reutilizar a água no mesmo processo que a gerou. Para o uso em atividades industriais, além da avaliação acerca da qualidade requerida pelo processo, é necessário que seja analisado o risco que o reuso da água oferece para casos de vazamento ou contato com equipamentos e ainda a possibilidade de corrosão ou contaminação do produto (ALVES, 2009).

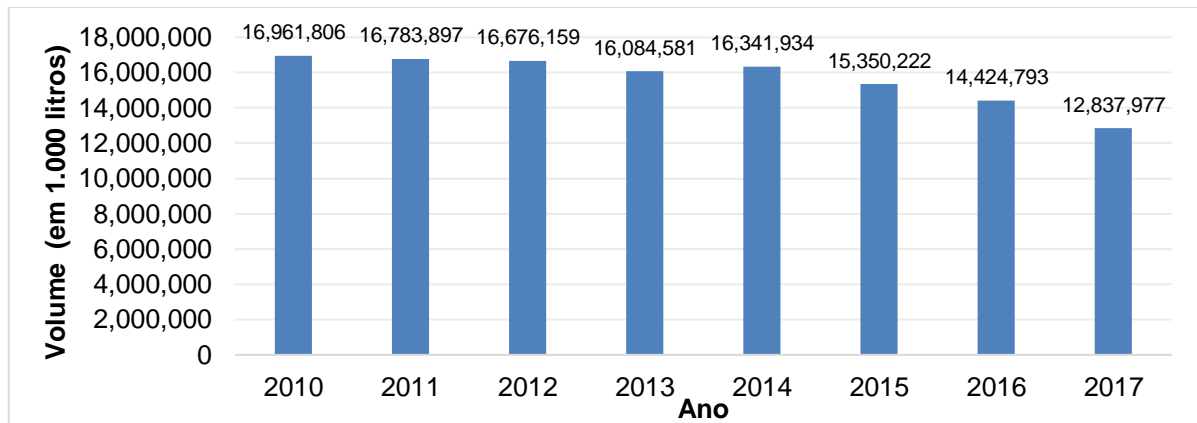
Para WHO (1973), é importante que o efluente passe por um processo de tratamento antes de ser utilizado em processos industriais, como forma de minimização dos riscos de ocorrência de surtos de doenças. Ainda que os riscos decorrentes da reciclagem de efluentes industriais sejam significativamente menores que aqueles resultantes do uso de esgotos municipais, deve-se atentar a possíveis conexões cruzadas, capazes de provocar a contaminação da água potável usada nas mesmas plantas (WHO, 1973).

## 2.4 INDÚSTRIA DE REFRIGERANTE

A indústria de refrigerantes, no Brasil, representa o principal item produzido pelo setor de produção de bebidas e, em conjunto com a produção de cervejas, é responsável por cerca de 82% do volume produzido e 76% do valor total das vendas

de bebidas no país (BNDES, 2016). Apesar de ter sua produção reduzida nos últimos anos, o volume fabricado ainda representa valores expressivos, conforme apresentado no gráfico 1.

Gráfico 1 – Volume de refrigerante produzido no Brasil de 2010 a 2017



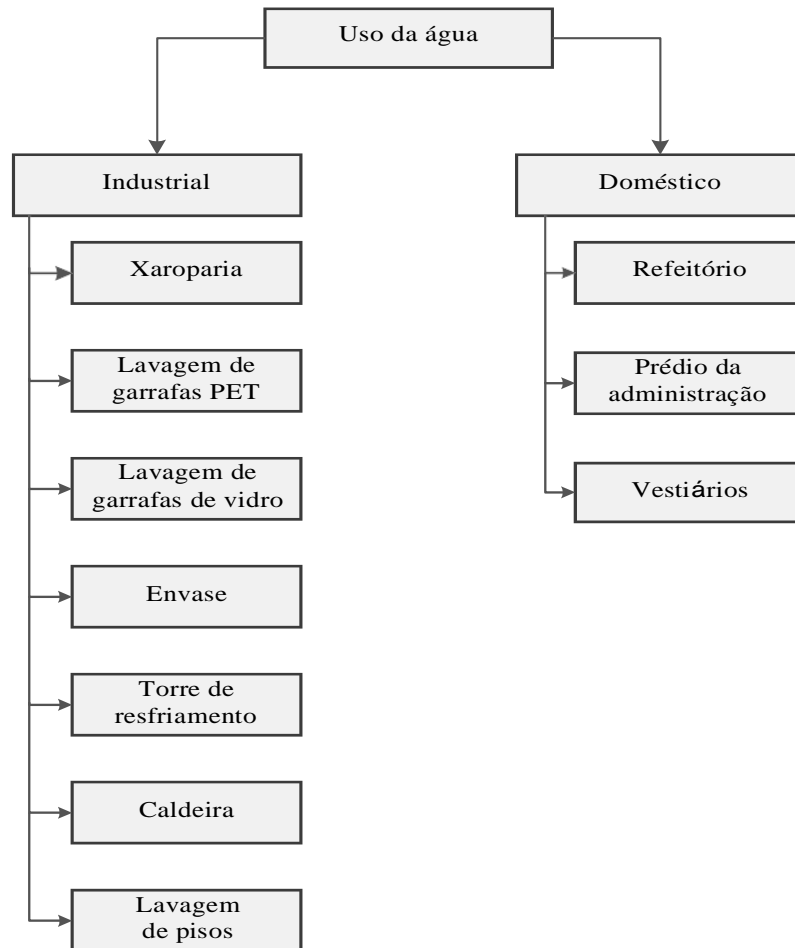
Fonte: Adaptado de ABIR, 2019.

A produção de refrigerante se dá a partir da mistura de ingredientes como água, açúcar (ou adoçante), gás carbônico e extratos concentrados, que conferem sabor à bebida, tais como cola, guaraná, uva, laranja e limão (BNDES, 2016). O processo produtivo consiste no preparo do xarope, obtido a partir da diluição do açúcar em água quente, seguido de cozimento e adição de sucos naturais, estabilizantes, conservantes, corantes, antioxidantes, entre outros componentes (CUNHA, 2019).

Após esta etapa, o xarope é misturado à água tratada e adiciona-se gás carbônico para obtenção do produto final. Em seguida, o refrigerante é envasado em garrafas previamente inspecionadas e lavadas e segue, através de esteiras, para uma máquina de arrolamento, onde são colocadas as tampas e lacres nas garrafas. A finalização do processo consiste na fixação dos rótulos do produto (CUNHA, 2019). O fluxograma da figura 4 apresenta as demandas de água nos processos da fabricação de refrigerante.



Figura 4 – Pontos de consumo água na indústria de refrigerante



Fonte: Cunha, 2019.

Durante as etapas de produção, grandes volumes de água são utilizados, não somente para composição do produto, como também para limpeza e saneamento, geração de vapor e água quente para processamento, transporte e limpeza de produtos alimentícios, limpeza de equipamentos, lavagem de garrafas, dentre outros (U.S. EPA, 2012). Diante disso, grandes volumes de efluentes são gerados, cujas composições são bastante variáveis, não somente nas etapas de produção, como também nos processos de lavagem. Dentre os componentes do efluente deste tipo de indústria, pode-se citar a presença de sólidos em suspensão, substâncias orgânicas (DQO e DBO) e pH elevado (CUNHA, 2019).

Tendo em vista as características poluidoras, associadas ao grande volume de efluentes gerados, é importante a adoção de medidas que visem a otimização do uso da água, de forma a minimizar o consumo e reduzir a geração de efluentes e consequente lançamento ao meio ambiente. De acordo com Abdel-Fatah (2016),

através de processos em circuitos fechados, pode-se reduzir significativamente o consumo de água, bem como reduzir a poluição dos recursos hídricos.

A Indústria de fabricação de alimentos e bebidas era inicialmente relutante em usar e divulgar o uso de água recuperada devido às preocupações com a percepção pública. Com o aumento dos conhecimentos acerca dos princípios de reutilização de água, o reuso de águas provenientes de processos altamente tratados passou a atender aos critérios de qualidade da água e aos parâmetros relacionados à saúde pública (U.S. EPA, 2012).

## 2.5 REUSO PARA LAVAGEM DE GARRAFAS

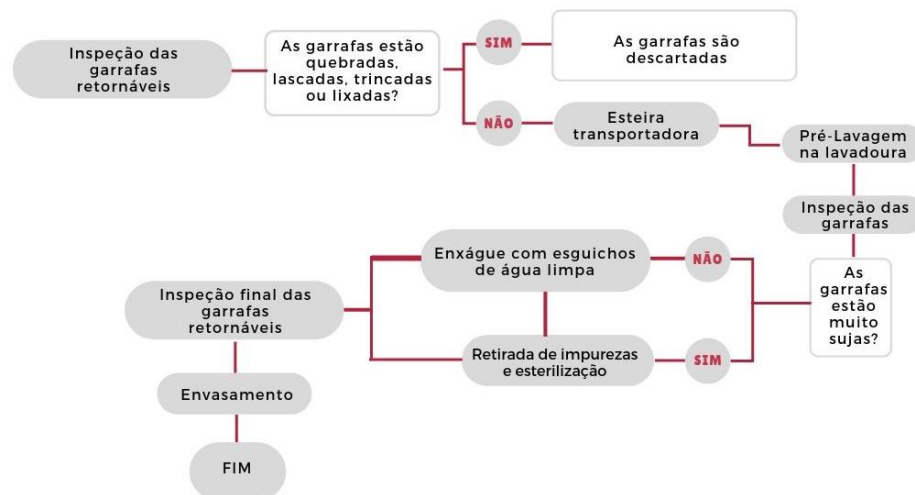
O processo de lavagem de garrafas retornáveis é uma das fontes de consumo de água em plantas de fabricação de refrigerante. Normalmente a lavagem das garrafas ocorre em equipamento conhecido como lavadora industrial. Segundo Afonso (2008), durante o processo de lavagem, tenta-se eliminar o máximo possível, os resíduos, macroscópicos e microscópicos, orgânicos e inorgânicos, presentes na garrafa.

Para isto, o processo envolve tanto reações químicas quanto físicas. Na ação química é realizado um ataque cáustico com soda quente, o qual pode ser auxiliado por aditivos, e cujo papel principal é a remoção de compostos orgânicos e a solubilização de alguns compostos inorgânicos. Em conjunto com a ação química também são realizadas ações físicas como imersão e jatos de água direcionados ao interior das garrafas, promovendo a descolagem dos resíduos (AFONSO, 2008).

Na lavagem de garrafas referentes às embalagens de refrigerante retornáveis, os vasilhames são cuidadosamente inspecionados e aqueles que estejam fora das especificações para uso (garrafas trincadas, bicadas, lascadas, lixadas, quebradas, sujas) são retirados. Após a seleção, as garrafas são colocadas na esteira de transporte e entram nas lavadoras, onde iniciam o processo por um tanque de pré-lavagem com água. Após a pré-lavagem é realizado mais uma inspeção nas garrafas e as muito sujas são encaminhadas para o processo de retirada de

impurezas e esterilização, através da imersão das garrafas em tanque com solução alcalina. As garrafas em sequência passam pelo processo de enxágue com água limpa, são transportadas para inspeção final, e as garrafas, que atendem a todos os requisitos, são enviadas para o processo de envasamento, na máquina enchedora (CUNHA, 2019). A figura 5 apresenta o fluxograma das etapas de lavagem das garrafas.

Figura 5 – Fluxograma das garrafas retornáveis



Fonte: Elaborado pelo autor.

## 2.6 TRATAMENTO DE EFLUENTE

Para muitos usos da água recuperada, a qualidade apropriada da água pode ser alcançada através de filtração e desinfecção convencional. No entanto, como o potencial para o contato aumenta, além do tratamento secundário, pode ser necessário um tratamento avançado (U.S. EPA, 2012).

De acordo com Bordonalli (2007), grande parte das empresas que adotam práticas de reuso possui como característica principal a necessidade de água de alta qualidade nos processos. Para isso, utilizam tratamentos avançados como osmose reversa, ultrafiltração e técnicas capazes de retirar sais dissolvidos presentes no efluente, uma vez que tais componentes podem provocar danos aos equipamentos. Além disso, alguns segmentos industriais utilizam processos de tratamento robustos, pois necessitam que a água não deixe traços no produto final (BORDONALLI, 2007).

Nesta seção serão apresentados dois tipos de tratamento de efluentes para sistema de reuso de água, como o RAC e os sistemas de *wetland* construídos de fluxo vertical e sistema francês.

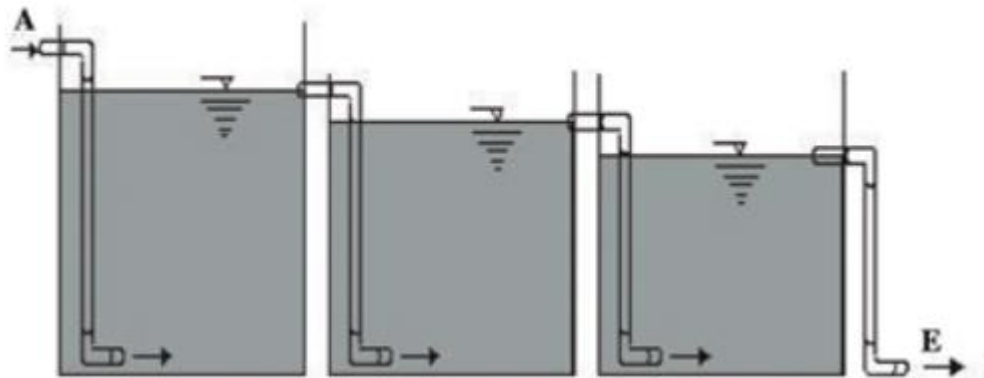
### **2.6.1 Reator anaeróbio compartimentado**

Os reatores anaeróbios compartimentados (RACs) são sistemas de tratamento de efluente em que se utiliza o metabolismo de microrganismos anaeróbios para degradar a matéria orgânica. Os RACs possuem configuração mais simplificada, apresentando compartimentos, em que se visa aumentar o tempo de detenção hidráulico. Fato que geraria maior contato da biomassa com o efluente. De acordo com Von Sperling e Chernicharo (2005), o RAC é semelhante a um tanque séptico com várias câmaras, com dispositivo de entrada mais eficaz, no qual o efluente é forçado a percorrer uma trajetória sequencial descendente e ascendente para garantir maior contato com a biomassa.

Conforme Barber e Stuckey (1999), dentro de um RAC pode haver diferentes comunidades microbianas. Essa variação de espécies depende do tipo e da quantidade de substrato presente em cada câmara do reator, bem como de fatores externos como pH e temperatura. Nas primeiras zonas do reator, predominam bactérias de crescimento rápido e pH reduzido. Já nos estágios finais do reator, ocorre a predominância de bactérias que se desenvolvem melhor em pH mais alto (BARBER; STUCKEY, 1999).

As bactérias, devido ao fluxo ascendente e descendente do efluente, sobem e se estabelecem em cada compartimento. Contudo, se movem horizontalmente pelo reator a uma taxa relativamente baixa, o que proporciona maior tempo de contato com a biomassa (WANG; HUANG; ZHAO, 2004).

Figura 6 – Esquema representativo do perfil longitudinal do Reator Anaeróbio Compartimentado



Fonte: Júnior *et. al.* (2007).

Segundo Bachmann *et. al.* (1985), o RAC mostrou-se promissor para o tratamento de efluentes líquidos industriais, pois combina alta estabilidade e confiabilidade com alto aproveitamento do volume do reator, apresentando uma configuração simples, em que o arraste de sólidos era dificultado pela presença das divisões em compartimentos.

De acordo com Campos (1999), este tipo de reator apresenta várias das principais vantagens dos reatores UASB, além de poder ser construído sem o separador de gases, portanto, com menores profundidades, facilitando sua execução enterrada e representando uma redução dos custos de implantação. O quadro 1 apresenta algumas vantagens relativas ao RAC, conforme Barber e Stuckey (1999).

Quadro 1 – Vantagens do reator anaeróbio compartimentado

Construção	Biomassa	Operação
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Design simples;</li> <li>- Ausência de partes móveis;</li> <li>- Ausência de mistura mecânica;</li> <li>- Baixo custo de construção;</li> <li>- Entupimento reduzido;</li> <li>- Baixo custo operacional.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Não necessita e biomassa com propriedades de acomodação incomuns;</li> <li>- Baixa geração de lodo;</li> <li>- Alto tempo de retenção de sólidos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Baixo tempo de detenção hidráulico;</li> <li>- Operação intermitente possível;</li> <li>- Longos tempos de operação sem desperdício de lama.</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Barber e Stuckey (1999).

## 2.6.2 *Wetland* construído

Segundo Salati (2000) o termo *wetland* vem dos radicais em inglês (*wet*: úmido e *land*: terra) e significa “áreas alagadas”, sendo o termo utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcialmente ou totalmente inundados durante o ano. Os *wetlands* construídos (WC) são ecossistemas artificiais que simulam *wetlands* naturais, possuindo como diferença o regime hidrológico que é controlado, o substrato que é projetado para garantir uma boa condutividade hidráulica, além de proporcionar, pelas condições de interação dos microrganismos, plantas e animais, a redução da carga orgânica e de poluentes na água (SALATI, 2000).

Os sistemas de WC têm sido utilizados no tratamento de águas residuárias tanto para efluentes urbanos, rurais e industriais. Segundo Kadlec e Knight (1996), os sistemas de *wetlands*, do ponto de vista de remoção de poluentes, apresentam capacidade de remoção de matéria orgânica, organismos patogênicos, material em suspensão, nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos. De acordo com a U.S. EPA (2012), os *wetlands* construídos são eficazes no tratamento de DBO, SST, nitrogênio, fósforo, patógenos, metais, sulfatos, orgânicos, e outras substâncias tóxicas (U.S. EPA, 2012).

Os mecanismos de remoção dos poluentes estão associados a três fatores principais, sendo estes o leito filtrante, as macrófitas e os microrganismos que compõem o sistema. É por meio destes elementos que ocorrem os processos físicos, químicos e biológicos de tratamento (BRASIL, 2018). As macrófitas atuam na remoção da matéria orgânica, através da criação de um ambiente propício para a formação de biofilmes, no qual são desenvolvidos os microrganismos responsáveis pela depuração dos compostos orgânicos (TONIATO, 2005). O leito filtrante, por sua vez, tem papel fundamental na remoção de sólidos em suspensão, uma vez que o material fica retido nas camadas constituintes do sistema, dada a baixa velocidade do fluxo e a elevada área superficial do leito (TONIATO, 2005). Além da captura física, o leito filtrante atua quimicamente no tratamento, por meio da adsorção de componentes do esgoto nos grãos das camadas do *wetland* (BRASIL, 2018).

A escolha do material filtrante deve ser baseada em critérios como permeabilidade e potencial de adsorção, em que o ideal é que sejam selecionados materiais capazes de permitir a filtração do esgoto sem que ocorra o rápido entupimento do sistema, ao mesmo tempo em que apresente alto potencial de retenção química dos poluentes sobre a superfície dos grãos (BRASIL, 2018). Entretanto, encontrar um único material com ambas as características, que seja acessível economicamente, configura-se como uma dificuldade no atendimento aos critérios citados. Diante disso, a seleção dos componentes do meio filtrante deve-se basear em uma ponderação entre estes fatores, frente à finalidade do tratamento. Usualmente, para maior longevidade do sistema, utilizam-se areias e britas na composição das camadas filtrantes (BRASIL, 2018).

A tecnologia de tratamento por *wetlands* está sob desenvolvimento, com sucesso variável, há mais de 40 anos nos Estados Unidos. Muita pesquisa foi realizada documentando a capacidade de *wetlands*, tanto naturais como construídos, para fornecer melhoria consistente e confiável da qualidade da água (U.S. EPA, 2012). Com boa execução de design e elementos de construção, *wetlands* construídos exibem características que são semelhantes às zonas úmidas naturais em que eles suportam vegetação e micróbios semelhantes para assimilar poluentes (U.S. EPA, 2012). Os sistemas *wetland*, em geral, são mais vantajosos quando comparados aos sistemas convencionais, uma vez que apresentam baixo consumo de energia e podem ser implementados próximos aos locais de geração do efluente (SARNAGLIA, 2014). O quadro 2 apresenta algumas vantagens e limitações deste tipo de sistema.

Quadro 2 – Vantagens e limitações dos *wetlands* construídos

Vantagens	Limitações
Baixos custos de construção e operação quando comparados a sistemas mais complexos como o Lodo Ativado	Maior demanda de área para construção quando comparados a sistemas mais complexos como Lodo Ativado
Baixo consumo de energia e produção de lodo	Possibilidade de colmatação do substrato
Promoção de um tratamento satisfatório quanto à remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e macronutrientes (nitrogênio e fósforo)	Possibilidade de formação de curtos-circuitos hidráulicos
Possibilidades de remoção de microrganismos patogênicos	Necessidades de manejo adequado das macrófitas

	Recorrentes imprecisões para os critérios de projeto e operação
--	---

Fonte: Adaptado de Chernicharo (2001).

Além disso, outra vantagem associada aos *wetlands* refere-se à baixa manutenção exigida por este tipo de sistema, a qual se resume ao manejo das espécies de macrófitas. Inclui-se ainda a necessidade de remoção de lodo, contudo a retirada pode ser feita em um intervalo entre 10 e 20 anos de operação do sistema (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Os WC podem ser classificados pelo recebimento de esgoto bruto, conhecido como *wetland* francês, ou pelo recebimento de afluente previamente tratado conhecidos como WC horizontais e verticais (VON SPERLING, SEZERINO, 2018). Os *wetlands* podem ser classificados também segundo a direção do fluxo de esgoto através de seu leito em: fluxo vertical e fluxo horizontal. Os WC de fluxo horizontal ainda podem ser subdivididos em: fluxo superficial (nível d'água livre na superfície) e fluxo subsuperficial (nível d'água abaixo do nível do leito filtrante) (USEPA, 2000).

#### 2.6.2.1 *Wetland* construído de escoamento vertical

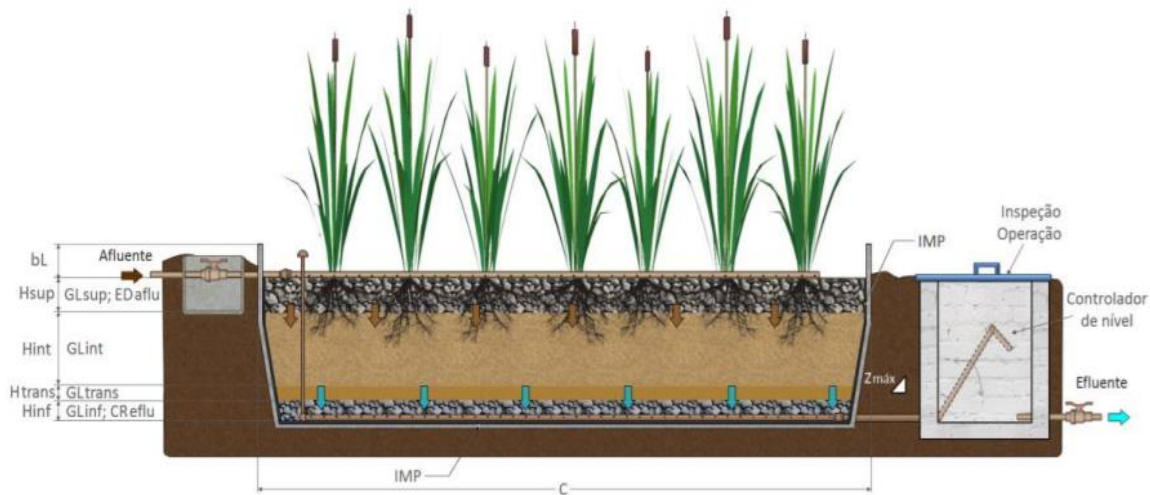
Segundo Von Sperling e Sezerino (2018) no *wetland* construído de escoamento vertical (WCV), o afluente é distribuído uniformemente sobre toda a área superficial do módulo de tratamento. O fluxo de trajetória do sistema é descendente. O líquido percola no sistema radicular das macrófitas e dos poros do material filtrante, o qual é usualmente composto por areia, até ser coletado no fundo por um sistema de drenagem (figura 7).

Os WC de fluxo vertical são sistemas que geralmente apresentam uma alimentação intermitente, constituindo um típico filtro com leito para suporte de uma vegetação plantada com recolhimento do efluente tratado no fundo da unidade. Essa concepção apresenta como maior vantagem um menor requisito de área, devido a uma distribuição em uma superfície de entrada maior e um uso mais eficiente do volume do filtro, além de apresentar uma maior oxigenação no meio filtrante ocasionado pela intermitência da sua alimentação (PLATZER et. al., 2007). Contudo, as características do *wetland* vertical não permitem que este receba efluente bruto.



Desta forma, como etapa precedente ao *wetland*, deve-se efetuar um tratamento primário - como tanque séptico – ou tratamento secundário de baixa eficiência, tais como reatores anaeróbios de fluxo ascendente (UASBs) ou reatores anaeróbios compartimentados (RACs) (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Figura 7 – Esquema representativo do perfil longitudinal do *wetland* construído de escoamento vertical



Fonte: Von Sperling e Sezerino (2018).

O *wetland* vertical é composto por uma camada superior, cujo objetivo é evitar que ocorra a erosão durante a alimentação da unidade, impedir uma lâmina d'água acima do leito e garantir uma distribuição uniforme do efluente. Contudo, para o *wetland* vertical, esta camada é opcional. A camada suporte pode ser constituída de brita, cascalho, escória siderúrgica e demais materiais que apresentam resistência aos processos químicos e biológicos que ocorrem no leito (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Seguida da camada suporte, encontra-se uma camada composta por areia grossa, denominada como camada de filtração, sendo esta a responsável pela maior parte do tratamento. O sistema apresenta ainda uma camada de transição, para a qual se recomenda a utilização de brita 0, cuja função é impedir que os grãos da camada de filtração penetrem na camada inferior. A última camada se refere à camada de drenagem, na qual é realizada a coleta do efluente tratado. Esta pode ser constituída de brita 0 ou brita 1 (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). O quadro 3 apresenta o

intervalo recomendado para a espessura, bem como a granulometria do material constituinte de cada camada.

Quadro 3 – Características recomendadas para os elementos constituintes do *wetland* vertical

Camada	Espessura	Granulometria
Superior	0,05 a 0,10 m	Brita 0 (4,8 a 9,5 mm) ou Brita 1 (9,5 a 19 mm)
Filtração	0,40 a 0,60 m	Areia grossa (1,2 a 4,8 mm)
Transição	0,10 m	Brita 0 (4,8 a 9,5 mm)
Drenagem	0,10 a 0,30 m	Brita 0 (4,8 a 9,5 mm) ou Brita 1 (9,5 a 19 mm)

Fonte: Adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018).

Recomenda-se ainda a impermeabilização do fundo do leito, bem como das paredes ou taludes, de forma a evitar a contaminação do solo por infiltração do efluente a ser tratado. Para isso, podem-se utilizar materiais como lona plástica ou geomembranas de PEAD, sendo esta última a mais utilizada, para a qual se deve adotar uma espessura mínima de 1,0 mm para sistemas menores e 1,5 mm para estações de tratamento de esgoto que atendem populações superiores a 50 habitantes (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

### 2.6.2.2 *Wetland* construído sistema francês

Segundo Rodrigues (2016), o sistema *wetland* do tipo francês é de fluxo vertical, composto por dois estágios (figura 8) e recebe esgoto bruto (após gradeamento). O primeiro é dividido em três filtros em paralelo e o segundo em dois filtros em paralelo. Cada estágio possui uma fase de alimentação e outra fase de descanso. Contudo, para climas quentes, pode-se adotar uma configuração simplificada composta por duas unidades para cada estágio (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

O afluente é aplicado na superfície do leito e sua trajetória é vertical descendente. O objetivo principal do primeiro estágio é a remoção da matéria orgânica e sólidos em

suspensão, além da remoção parcial do nitrogênio amoniacal por nitrificação. Já o segundo estágio objetiva um polimento no tratamento, realizando a remoção complementar dos parâmetros removidos no estágio um, mas principalmente, atuando na remoção de nitrogênio amoniacal por nitrificação, dadas as condições aeróbias do meio (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

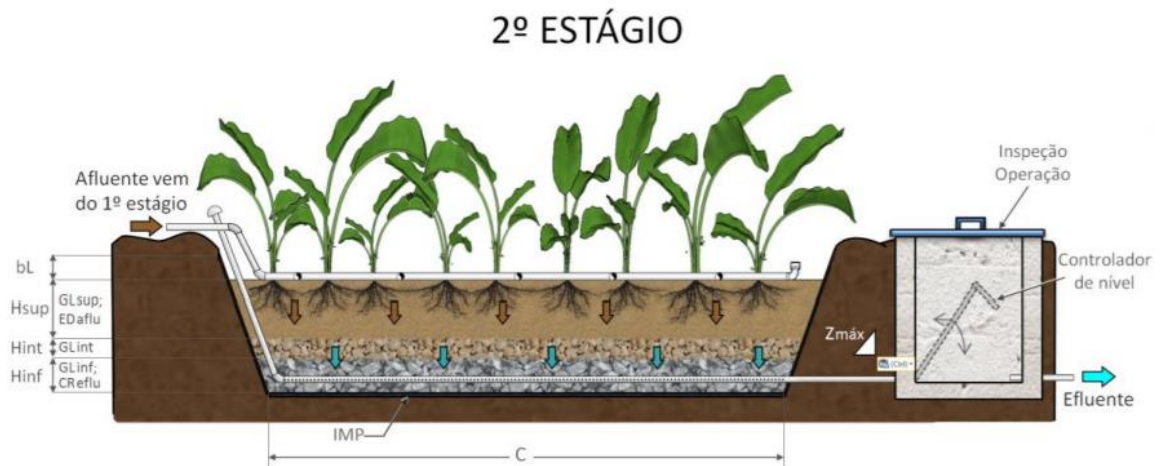
Segundo Von Sperling e Sezerino (2018) as unidades em operação possuem ciclos operacionais que incluem dias em operação (alimentação) e dias em descanso, com estratégias diferentes para o 1º e o 2º estágios. As bateladas na unidade em operação ocorrem entre 6 e 24 vezes por dia, ou seja, em média, a cada 1 a 4 horas.

Em locais frios é recomendado que no primeiro estágio, haja um intervalo entre bateladas ainda maior, mas em locais de clima quente deve-se levar em consideração que o esgoto bruto poderá sofrer decomposição no tanque de acumulação, e deve-se evitar a geração de maus odores. Os espaços vazios entre os grãos do meio suporte não estão preenchidos com líquido, mas com ar, isso em decorrência das condições aeróbias no leito filtrante (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Os leitos filtrantes normalmente são compostos por brita para evitar entupimento. A eficiência de remoção de matéria orgânica chega a 80%, e a eficiência de nitrificação chega a 85% (WECF, 2011; MOLLE, 2005). No entanto, para a desnitrificação o sistema vertical chega a uma eficiência de até 50% apenas (BRIX, 2005).

Figura 8 – Esquema representativo do perfil longitudinal do *wetland* construído do sistema francês





Fonte: Von Sperling e Sezerino (2018).

De forma semelhante ao *wetland* vertical, o sistema francês é composto por camadas que exercem funções específicas no leito filtrante. Contudo, tendo em vista que o sistema francês recebe esgoto bruto, algumas características quanto à espessura e composição do meio filtrante se diferem do *wetland* vertical, dentre as quais se pode citar a camada superior que, neste caso, é responsável pela remoção de parte da matéria orgânica presente no efluente (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Além disso, podem-se verificar diferenças quanto à espessura e os materiais que constituem cada camada do sistema, tanto com relação ao *wetland* vertical, quanto aos estágios que compõem o *wetland* francês. O quadro 4 apresenta as características recomendadas por Von Sperling e Sezerino (2018) para a composição do leito filtrante de um *wetland* francês.

Quadro 4 – Características recomendadas para os elementos constituintes do *wetland* francês

Camada	Estágio 1		Estágio 2	
	Espessura	Granulometria	Espessura	Granulometria
Filtração	0,30 a 0,80 m	Brita 0 (4,8 a 9,5 mm)	0,30 a 0,80 m	Areia média ou grossa (0,3 a 4,8 mm)
Transição	0,10 a 0,20 m	Brita 2 (19 a 25 mm)	0,10 a 0,20 m	Brita 0 (4,8 a 9,5 mm)
Drenagem	0,20 a 0,30 m	Brita 3 (25 a 50 mm)	0,20 a 0,30 m	Brita 2 (19 a 25 mm)

Fonte: Adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018).

### 2.6.2.3 Plantas utilizadas

Uma das principais características dos *wetlands* construídos é a utilização de espécies de macrófitas, que promovem um ambiente favorável para o desenvolvimento de uma variedade de microrganismos, através da proliferação de biofilmes. Os microrganismos presentes neste ambiente atuam no tratamento das águas residuárias por meio de processos biológicos, químicos e físicos (Sousa et. al., 2004). Além do suporte para fixação dos microrganismos, as raízes das plantas atuam na retenção de sólidos em suspensão (TONIATO, 2005).

Segundo Esteves (1998) as macrófitas são plantas herbáceas que crescem na água e em solos inundados ou alagados, sendo este o termo mais utilizado para descrever as espécies vegetais capazes de habitar em ambientes alagados ou úmidos. Estima-se que mais de 5.000 espécies de plantas são classificadas como macrófitas de água doce (BRIX, 1997; VYMAZAL et. al., 1998; MELO JÚNIOR, 2003; BRASIL, 2007).

Segundo Souza (2015), um parâmetro importante que deve ser considerado no projeto de *wetland* construído é a penetração das raízes das macrófitas no meio suporte. É possível ocorrer estratificação vertical do fluxo do líquido no meio devido às condições impostas pela região onde há presença das raízes, formando caminhos preferenciais na zona inferior, caso a penetração do sistema radicular não alcance o fundo do leito.

Cooper et. al. (1996) destacam que as raízes das plantas do gênero *Typha spp* (figura 9a) atingem penetrações no material filtrante da ordem de 0,3 a 0,4 m. Já para o gênero *Juncus spp* (figura 9b) estas penetrações variam de 0,6 a 0,9 m de profundidade e as raízes das *Phragmites spp* (figura 9c) atingem profundidades maiores do que 0,6 m (DE PAOLI, 2010).

Figura 9 – Espécies de macrófitas: (a) Macrófita do gênero *Typha spp*; (b) Macrófita do gênero *Juncus spp*; (c) Macrófita do gênero *Phragmites spp*



(a)

(b)

(c)

De maneira geral, os tipos de macrófitas usualmente empregadas em sistemas de *wetlands* construídos no Brasil são as *Phragmites australis* (Caniço), *Typha spp.* (Taboa) e *Juncus spp.* (Junco), classificadas como emergentes, densas e de crescimento de muito rápido a moderado (BRASIL, 2018). Contudo, diante da grande variedade de espécie de macrófitas existentes, a escolha pode estar associada a características como o potencial de crescimento e a existência da espécie em áreas próximas a área onde será construído o *wetland* (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Para Sousa et. al. (2004), a escolha das plantas a serem utilizadas em um sistema *wetland* deve ser baseada em critérios como fácil propagação e crescimento rápido; alta capacidade de absorção de poluentes; tolerância a ambientes eutrofizados; fácil colheita e manejo e valor econômico. Além disso, Von Sperling e Sezerino (2018) destacam que as macrófitas selecionadas devem ser resistentes ao período em que a unidade permanecer em descanso, em que não ocorre a entrada de efluente no sistema.

Von Sperling e Sezerino (2018), em vista dos critérios de seleção das plantas para alagados construídos, apresentam a relação das espécies de macrófitas que podem ser utilizadas nos *wetlands* vertical e francês, conforme disposto no quadro 6.

Quadro 6 – Espécies de plantas potencialmente utilizáveis

<b>Wetland vertical</b>	<b>Wetland francês</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cynodon spp (capim Tifton 85);</li> <li>- Typha (taboa)*;</li> <li>- Cyperus Papyrus (papiro);</li> <li>- Zizania bonariensis.</li> <li>- Chrysopogon zizanioides (capim vetiver).</li> <li>- Eleocharis spp.</li> <li>- Zantedeschia aethiopica (Copo de leite)</li> <li>- Canna L. (Cana índica) da Família da Cannaceae.</li> <li>- Heliconia spp.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Cynodon spp (capim Tifton 85);</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018).

Tendo em vista que a experiência do sistema francês no Brasil é limitada, há pouco registro acerca das plantas utilizadas. Contudo, diversas outras espécies podem ser empregadas neste sistema, desde que se adaptem às condições operacionais do *wetland* implantado (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Para melhor efetividade na atuação das plantas, é necessário que ocorra o manejo adequado das espécies. O plantio, em geral, é feito com quatro propágulos por m<sup>2</sup>, podendo variar de acordo com a espécie. Ao efetuar cortes frequentes no período de crescimento das plantas, eleva-se a capacidade de remoção de nutrientes e outros compostos. Além disso, é necessário controlar o crescimento de espécies invasoras (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

De acordo com Toniato (2005), as plantas podem apresentar sistemas que permitem a oxidação aeróbia dos componentes do esgoto, gerando condições propícias para a decomposição de matéria orgânica, bem como para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes. Para Von Sperling e Sezerino (2018), as plantas atuam na formação de espaços livres na camada de sedimento, pela qual o afluente penetra e se dirige ao leito. Além disso, as macrófitas atuam na remoção de poluentes como nitrogênio, fósforo e metais, por meio da assimilação destes elementos na biomassa da planta (SARNAGLIA, 2014). O quadro abaixo apresenta algumas propriedades das macrófitas referentes ao tratamento de efluentes.

Quadro 5 – Funções das macrófitas em *wetlands* construídos

Propriedade das macrófitas	Ação no tratamento de efluentes
Parte aérea (folhas, flores e caule)	Atenuação da luminosidade Redução da velocidade do vento Potencial estético Armazenamento de nutrientes
Parte inferior em contato com o efluente (caule e raiz)	Promoção da filtração Redução da velocidade do escoamento (aumento da taxa de sedimentação) Aderência de microrganismos Liberação de oxigênio (aumento da degradação aeróbia) Retirada de nutrientes
Parte inferior em contato com o material filtrante (caule e raiz)	Prevenção contra erosão Prevenção contra colmatação Liberação de oxigênio (auxílio na degradação aeróbia e na nitrificação) Retirada de nutrientes

Fonte: Adaptado de BRIX (1997).



### 3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Para o presente estudo, foi utilizado um estudo de caso desenvolvido por Cunha (2019), realizado em uma indústria de refrigerante localizada no município de Benevides, no Estado do Pará, que atua na prestação de serviço de produção para diferentes marcas de refrigerantes. A fábrica possui um total de 144 funcionários, dos quais 132 atuam no setor de produção, 7 na área administrativa, 3 seguranças e 2 operadores nas estações de tratamento de água e efluente (Cunha, 2019).

A empresa é dividida em 3 setores, sendo eles o setor de produção, a área administrativa e o almoxarifado. Além disso, a fábrica possui outras instalações diretamente ligadas às atividades da indústria, sendo elas: estação de tratamento de água, estação de tratamento de efluentes, casa de máquinas e área de produção e resfriamento. No total, a indústria ocupa uma área de 21.104 m<sup>2</sup> (Cunha, 2019). O Quadro 7 apresenta a área ocupada por cada setor da indústria, conforme ilustrado na planta baixa da fábrica (Figura 10).

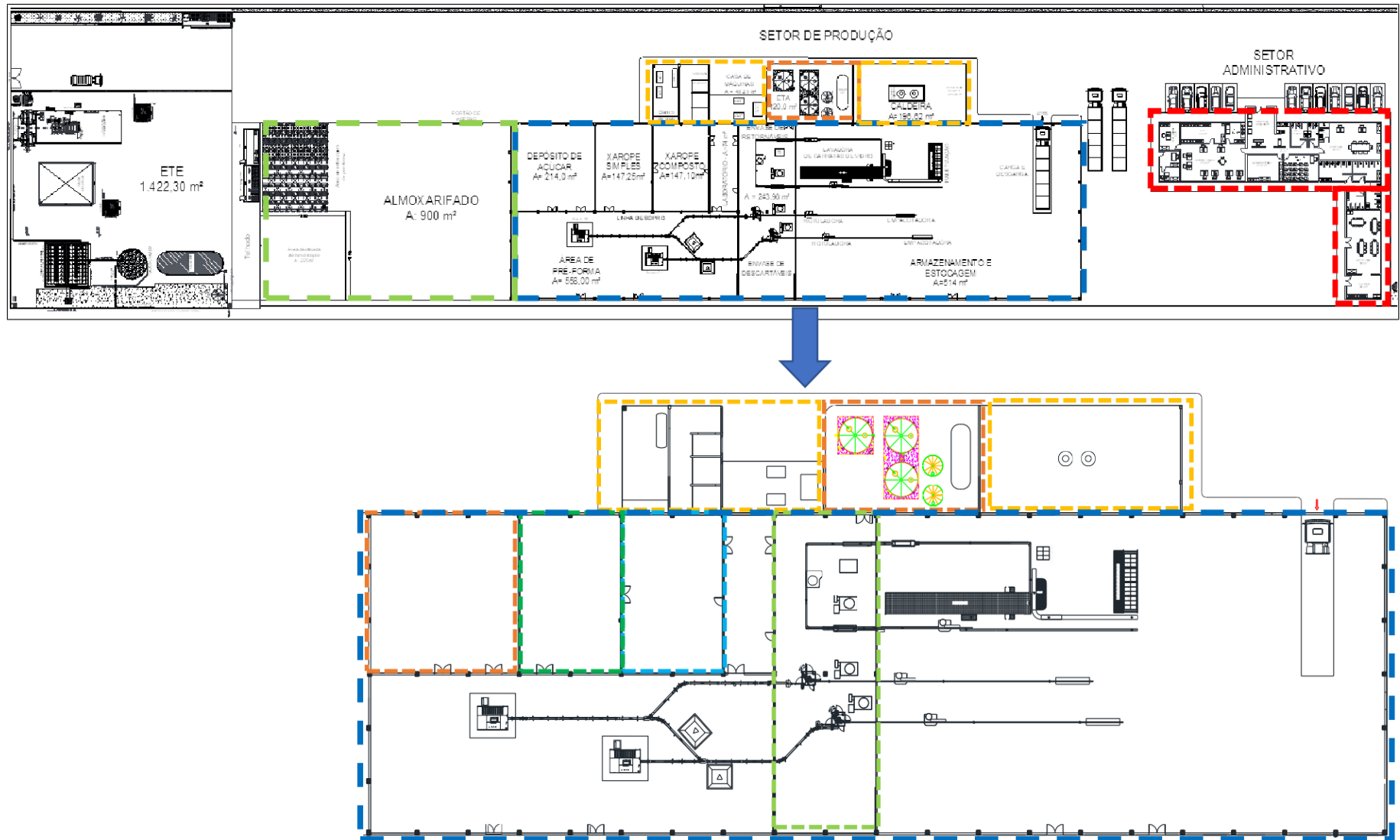
Quadro 7 – Especificação das áreas do empreendimento

Código de identificação	Local	Área (m <sup>2</sup> )
A1	Área total do terreno	21.104
A2	ETE	1.422,30
A3	ETA	120,00
A4	Prédio da Administração	543,20
A5	Área de produção	2934,00
A6	Almoxarifado	900,00
A7	Área para caldeira, subestação e casa de máquinas	342,15
A8	Área livre	14.842,35

Fonte: Cunha (2019).

A fábrica é classificada como de médio porte e produz cerca de 125 mil litros de refrigerante por dia. Tem um regime de funcionamento que varia entre 10 e 20 horas de operação. São produzidos refrigerantes de diferentes sabores como cola, limão, laranja, uva e guaraná, os quais podem ser fornecidos em embalagens de 290 mL, 350 mL, 600 mL, 1 L, 1,5 L e 2 L. Em geral, a indústria atua na produção de refrigerantes para 3 marcas diferentes. Contudo, pode ocorrer a produção para 6 diferentes marcas, o que acaba por elevar a dinâmica operacional da empresa (Cunha, 2019).

Figura 10 – Planta baixa da fábrica estudada



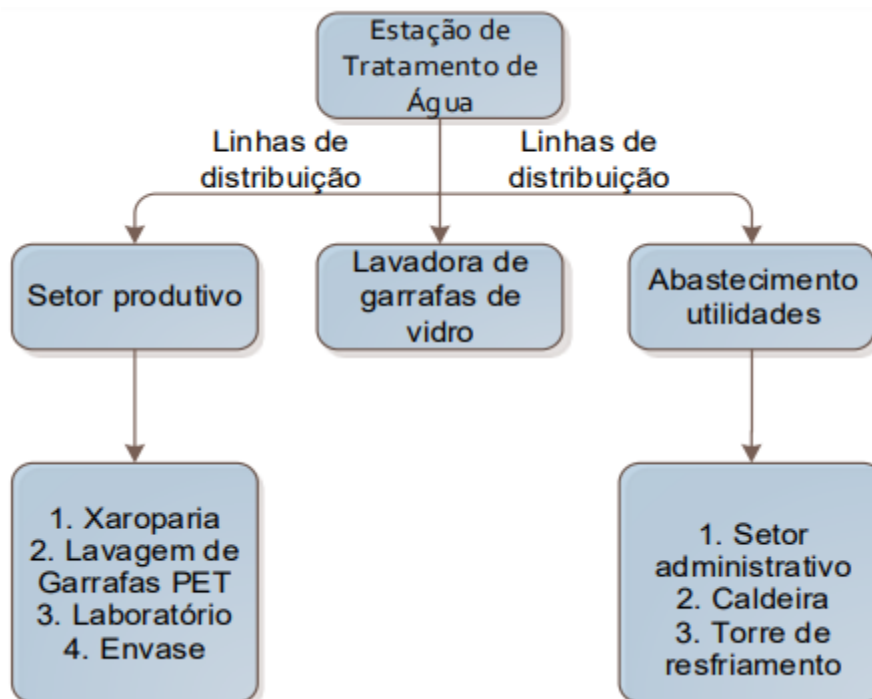
Fonte: Cunha (2019).

### 3.1 DEMANDA DE ÁGUA E GERAÇÃO DE EFLUENTES

A água utilizada nas atividades industriais é captada por meio de dois poços de captação subterrânea. A vazão média de captação diária da fábrica é de 291,8 m<sup>3</sup>/d, tendo em vista que a vazão mínima medida foi de 155 m<sup>3</sup>/d e a máxima de 422 m<sup>3</sup>/d. A variação observada no consumo decorre de alterações no regime de produção de refrigerante ou da quebra de alguma máquina, número de trocas de sabores, número de máquinas enchedoras em operação e número de lavagens pisos, máquinas e equipamentos (CUNHA, 2019).

Ao passar pela etapa de tratamento, a água é dividida entre três linhas de distribuição, apresentadas na figura 11, que atendem os setores de produção, utilidades e lavagem das garrafas retornáveis. Para o abastecimento das linhas dos setores de utilidades e lavagem das garrafas de vidro, não é necessário que a água passe pelo processo de filtração, tendo em vista que a água pré-tratada atende os requisitos de qualidade para as atividades (CUNHA, 2019).

Figura 11 – Linhas de distribuição de água na indústria de refrigerantes



Fonte: CUNHA, 2019.

Com base no levantamento dos pontos de consumo de água e geração de efluentes, Cunha (2019) identificou as vazões de demanda e geração de água residuária para os diferentes setores da indústria, conforme apresentado no quadro 8.

Quadro 8 – Vazões de demanda e geração de efluentes por setor da indústria

ID	Descrição do local	Vazão (m <sup>3</sup> /d)		
		Média	Mín	Máx
1	Captação de água bruta	291,8	155,0	422,0
2	Linha de abastecimento do setor produtivo	276,8	127,8	524,5
3	Linha de abastecimento da lavadora de garrafas de vidro	21,6	2,3	138,2
4	Linha de abastecimento de utilidades	24,5	9,8	42,4
5	Linha de abastecimento da caldeira	13,3	2,2	25,2
6	Linha de abastecimento da torre de resfriamento	1,5	1,5	1,5
7	Linha de abastecimento do setor administrativo	3,7	3,7	3,7
8	Xarope simples	46,8	27,2	75,5
9	Xarope composto	40,4	25,6	67,9
10	Linha de abastecimento do laboratório	0,2	0,2	0,2
11	Envase	189,6	75,1	381,1
12	Linha de abastecimento do <i>rinse</i>	23,3	7,1	40,8
13	Efluentes gerados na área da xaroparia simples	31,2	17,6	55,2
14	Efluentes gerados na área da xaroparia composto	38,4	24,3	64,5
15	Efluentes gerados na área do laboratório	0,1	0,1	0,1
16	Efluentes gerados na área de envase	75,8	37,2	199,8
17	Efluentes do <i>rinse</i>	17,64	5,4	30,9
18	Efluentes da máquina de lavagem de garrafas de vidro	20,2	2,1	129,0
19	Linha de recalque de efluente bruto	127,88	66,4	266,3
20	Linha de lançamento do efluente tratado	104,8	28,8	165,6

Fonte: Cunha (2019).

Diante dos dados levantados, verifica-se que o setor produtivo apresenta maior demanda de água, sendo este responsável por cerca de 94% da demanda total da fábrica, enquanto os setores de utilidades e administrativo representam 5% e 1% da demanda total, respectivamente. O consumo elevado no setor produtivo decorre dos processos de envase do refrigerante, bem como da produção do xarope simples e do xarope composto (CUNHA, 2019).

Dentre as etapas que compõem o processo de envase do produto, destaca-se a lavagem das garrafas retornáveis que, segundo Cunha (2019), representa uma das etapas com maior consumo de água na fábrica. A etapa de lavagem de garrafas de vidro apresenta consumo médio de 21,65 m<sup>3</sup>/d, o que indica uma relação de 0,75 L de água por garrafa lavada (CUNHA, 2019).

De forma semelhante ao consumo, verifica-se que o setor produtivo apresenta maior vazão de geração de efluentes, com destaque para o processo de envase do refrigerante, responsável por cerca de 43% do volume de esgoto gerado na fábrica. O processo de lavagem de garrafas retornáveis, além de ser uma das etapas com grande consumo de água, caracteriza-se como um dos principais meios de geração de efluentes, tendo uma vazão média de 20,2 m<sup>3</sup>/d de geração de água residuária (CUNHA, 2019).

### 3.2 CARACTERIZAÇÃO DO EFLUENTE

De acordo com os resultados obtidos por Cunha (2019), o efluente de lavagem de garrafas de vidro apresenta pH elevado devido à soda cáustica utilizada no processo de lavagem para remoção dos poluentes. Além disso, a temperatura apresenta valores acima de 40°C, pois a etapa utiliza água quente para que seja feita a desinfecção das garrafas. Os resultados médios obtidos por Cunha (2019) estão dispostos na tabela abaixo.

Tabela 1 – Resultado dos parâmetros amostrados na etapa de lavagem das garrafas de vidro

Método estatístico	Cor aparente (uc)	Turbidez (uT)	Cloro total (mg/L)	pH	Condutividade (uS/cm <sup>2</sup> )	OD (mg/L)	Temperatura (°C)	Coliforme Total	E.Coli
Nº amostras	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Média	28,7	22	0	11,28	1406,8	0	44,3	ausente em 100% das amostras	ausente em 100% das amostras
Mínimo	7	11,3	0	11,03	1128	0	41	-	-
Máximo	126	36,1	0	11,53	3807	0	48	-	-
Variância	1449,57	62,03	0	0,02	711314,84	0	5,34	-	-
DP	30,07	7,88	0	0,14	843,39	0	2,31	-	-

Fonte: Adaptado de Cunha (2019).

Silva (2015), em um estudo de caracterização de efluente de uma indústria de reciclagem de garrafas PET, para a etapa de lavagem, obteve um resultado de 521,7 mg/L de DBO. Bordonalli (2009), ao efetuar a amostragem do efluente gerado pela

mesma atividade, verifica que este apresenta característica biodegradável, uma vez que a relação DBO/DQO gira em torno de 0,5. Os resultados obtidos por Bordonalli (2009) estão dispostos na tabela 2.

Tabela 2 – Resultados dos parâmetros amostrados na etapa de lavagem de garrafa PET

Parâmetros	26/10/06	6/11/06	7/11/06	8/11/06	10/11/06	13/11/06	16/11/06	20/11/06	22/11/06	6/12/06	21/12/06	17/1/07
pH	10,5	6	6,9	6,9	7	7,9	7,2	7,5	7,8	6,4	7,6	7,3
Turbidez (UT)	1320	856	2016	503	687	125	791	453	367	906	271	1280
Cor aparente (UC)	>550	>550	>550	>550	>550	>550	>550	>550	>550	>550	>550	>550
Condutividade (uS/cm)	27700	1035	817	6570	10610	10630	13100	13400	14590	14280	14390	17190
DBO (mg/L)	3713	1544	2469	1213	2555	1863	1831	2657	2127	3543	1429	1800
DQO (mg/L)	7400	3070	5370	2600	5200	2750	3700	5340	4800	7330	5880	6290
Óleos e graxas (mg/L)	88	62	98	50	49	9	147	89	6	227	8	94
ST (mg/L)	68504	4604	8040	5556	7616	6871	10116	12443	12018	12248	31712	14172
SST (mg/L)	41158	3500	6782	2456	2398	1927	3782	2664	2835	2042	21500	2192
SSF (mg/L)	14052	1010	1848	2063	1903	1421	2319	915	1097	1564	20700	1232
SSV (mg/L)	27106	2490	4934	393	495	506	1463	1749	1738	478	800	960
SDT (mg/L)	27346	1104	1258	3100	4318	4944	6334	9779	12659	10206	10212	11980
SDF (mg/L)	23156	488	480	1893	2521	2900	3573	7634	8573	7960	7664	9592
SDV (mg/L)	4190	616	778	1207	1797	2044	2761	2145	2348	2246	2548	2388
STF (mg/L)	37208	1498	2328	3956	4424	4321	5892	8549	9670	9524	28364	10824
STV (mg/L)	31296	3106	5712	1600	2292	2550	4224	3894	4086	2724	3348	3348
Surfactantes (mg/L)	57	84	48	23	61	17	11	45	65	25	22	38

Fonte: Adaptado de Bordonalli (2009).

A mesma característica foi observada no estudo desenvolvido por Abdel-Fatah *et. al.* (2016), no qual foram analisados os efluentes de uma indústria de bebidas, cujos resultados estão dispostos na tabela 3.

Tabela 3 – Resultados dos parâmetros DQO, DBO, Temperatura, SS e pH amostrados para planta de fabricação de refrigerante

<b>Parâmetro</b>	<b>Resultado</b>
DQO (mg/L)	1750
DBO5 (mg/L)	875
Temperatura (°C)	20-30
Sólidos suspensos (mg/L)	375
pH	7-8

Fonte: Adaptado de Abdel-Fatah *et. al.* (2016).

De acordo com Cunha (2019), o efluente gerado pelo processo de lavagem de garrafas retornáveis pode ser reutilizado para o primeiro ciclo de lavagem. Contudo, tendo em vista que as características do efluente não atendem aos critérios estabelecidos, este deve passar por tratamento antes de ser inserido novamente no processo (CUNHA, 2019). Diante das características levantadas acerca da qualidade do efluente, verifica-se que a água residuária gerada pela etapa de lavagem de garrafas de uma indústria de bebidas é biodegradável, portanto, é cabível um tratamento biológico.

## 4 METODOLOGIA

### 4.1 PROKNOW-C

Para a seleção da base bibliográfica do presente trabalho, utilizou-se o método de construção do conhecimento proposto pelo Proknow-C, composto pelas etapas de seleção do portfólio bibliográfico; análise bibliométrica e análise sistêmica do portfólio bibliográfico (VIEGAS et. al., 2016, p. 261).

A seleção do portfólio se deu por meio da definição de palavras-chave que foram utilizadas nos mecanismos de busca da base de dados, com a finalidade de obter artigos relacionados ao tema em estudo. A partir da seleção do portfólio bibliográfico, foram selecionados os artigos de maior relevância científica para o tema em estudo, através da definição de critérios objetivos para esta finalidade, tais como o ano de publicação e o tipo de documento. Para o presente trabalho foram selecionados artigos, revisões e capítulos de livros publicados entre 2013 e 2018.

Em seguida, os artigos selecionados foram inseridos no *Software Mendeley* para gestão das referências, no qual foi utilizada a função de exclusão de artigos repetidos. A etapa seguinte compreendeu a leitura dos resumos que, segundo Afonso et.al. (2011), possibilita verificar se o artigo está coerente com o tema da pesquisa e então determinar se a referência bibliográfica permanece no banco de artigos ou se será descartado.

### 4.2 PROJETO DO SISTEMA

Diante dos resultados obtidos quanto às características qualitativas do efluente da indústria em estudo, verifica-se que para este caso é indicado o tratamento biológico. Desta forma, foram propostas duas opções de tratamento das quais a primeira compreende a associação de um RAC com um *wetland* de fluxo vertical e a segunda consiste no *wetland* sistema francês. A seguir são apresentados os métodos de cálculo da carga de DBO para a indústria em estudo e do dimensionamento dos sistemas de tratamento.



### 4.2.1 Cálculo da carga orgânica

Conforme descrito por von Sperling e Sezerino (2018), a carga de DBO do esgoto bruto afluente ao sistema de tratamento pode ser determinada através do produto entre a vazão média e a concentração de DBO do esgoto bruto. Tendo em vista que os resultados qualitativos apresentados por Cunha (2019) não apresentam valores referentes à concentração de DBO no efluente, foi utilizado o resultado obtido por Silva (2015), que indica uma concentração de 521,7 mg/L de DBO, uma vez que este valor se mostrou mais coerente frente ao porte da empresa.

Desta forma, calcula-se a carga de DBO no efluente por meio da equação (1).

$$\text{Carga}_{\text{DBO}} = Q_{\text{med}} \times C \quad (1)$$

Em que:

- $\text{Carga}_{\text{DBO}}$  indica a carga do efluente bruto em gDBO/d;
- $Q_{\text{med}}$  a vazão média de efluente em m<sup>3</sup>/d;
- $C$  a concentração de DBO no efluente bruto em g/m<sup>3</sup>.

Para efluentes que passaram por etapas de tratamento que precedem ao *wetland*, considera-se a eficiência de remoção destas etapas para determinar a carga orgânica afluente ao *wetland*, por meio da seguinte equação (VON SPERLING; SEZERINO, 2018):

$$\text{Carga}_{\text{DBO Afluente}} = \text{Carga}_{\text{DBO}} \times [1 - E_{\text{TP}} / 100] \quad (2)$$

Onde:

- $\text{Carga}_{\text{DBO Afluente}}$ : carga de DBO após tratamento prévio, em g/d;
- $\text{Carga}_{\text{DBO}}$ : carga de DBO do esgoto bruto, em g/d;
- $E_{\text{TP}}$ : eficiência de remoção de DBO do tratamento prévio, em %.

#### 4.2.2 Reator anaeróbio compartimentado (RAC)

O RAC foi dimensionado conforme o procedimento descrito por Gonçalves *et. al.* (2006), para o qual foi adotada geometria retangular, com três compartimentos. Determinou-se o tempo de detenção hidráulica igual a 10 horas para assegurar uma eficiência mínima de 65%. Considerando a vazão média de efluente, o tempo de detenção hidráulica e o coeficiente de pico horário, utiliza-se a equação (3) para o cálculo do volume do reator.

$$V_{RAC} = k_2 \times Q_{med} \times \theta \quad (3)$$

Onde:

- $V_{RAC}$  é o volume do reator, em  $m^3$ ;
- $k_2$  é o coeficiente de pico horário, adimensional;
- $Q_{med}$  é a vazão média de efluente, em  $m^3/h$ ;
- $\theta$  é o tempo de detenção hidráulica, em h.

Em seguida, adotou-se a altura útil do RAC e determinou-se a área superficial do reator, conforme a equação (4).

$$A_{RAC} = V_{RAC} / H_{util} \quad (4)$$

Onde:

- $A_{RAC}$ : área superficial do reator, em  $m^2$ ;
- $V_{RAC}$ : volume do reator, em  $m^3$ ;
- $H_{util}$ : altura útil do reator, em m.

Para o cálculo das dimensões L e B do RAC, foi adotada uma relação  $L/B = 2$ . O procedimento de cálculo está representado pelas equações a seguir:

$$A_{RAC} = L_{RAC} \times B_{RAC} \quad (5)$$

$$L_{RAC} = 2B_{RAC} \quad (6)$$

Em que:

- $A_{RAC}$  indica a área requerida para o RAC, em  $m^2$ ;
- $L_{RAC}$  é o comprimento da unidade, em m;
- $B_{RAC}$  a largura do RAC, em m.

Substituindo (6) em (5), temos:

$$A_{req} = 2B_{RAC} \times B_{RAC} = 2B_{RAC}^2 \quad (7)$$

$$B_{RAC} = \sqrt{\frac{A_{RAC}}{2}} \quad (8)$$

Encontrado o valor de  $B_{RAC}$ , aplica-se o valor na equação (6) para encontrar  $L_{RAC}$ .

Com base no cálculo da área total do reator, determina-se a área de cada compartimento ( $A_{comp}$ ) por meio da equação (9).

$$A_{comp} = A_{RAC} / N_{comp} \quad (9)$$

Em que:

- $A_{comp}$  é a área de cada compartimento, em  $m^2$ ;
- $A_{RAC}$  é a área total do RAC, em  $m^2$ ;
- $N_{comp}$  indica o número de compartimentos, adimensional.

Em seguida, fixa-se o comprimento de cada compartimento, uma vez que este é equivalente à largura total do reator. A largura de cada câmara, por sua vez, é dada pela divisão do comprimento total do RAC pelo número de compartimentos, conforme a equação (11).

$$L_{comp} = B_{RAC} \quad (10)$$

Em que:

- $L_{comp}$  representa o comprimento de cada compartimento, em m;
- $B_{RAC}$  indica a largura total do reator, em m.

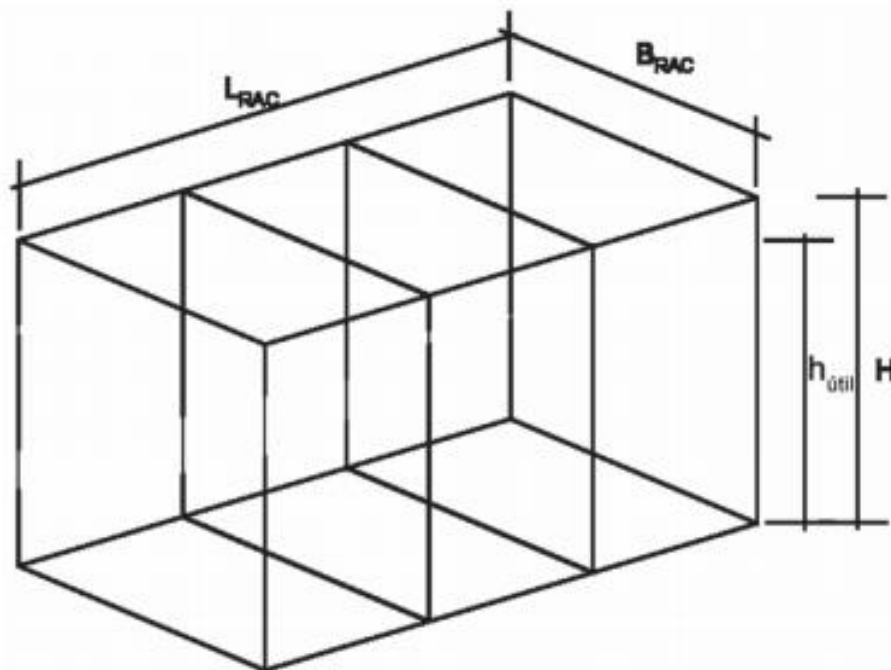
$$B_{comp} = L_{RAC} / N_{comp} \quad (11)$$

Onde:

- $B_{\text{comp}}$  é a largura de cada compartimento, em m;
- $L_{\text{RAC}}$  é o comprimento total do reator, em m;
- $N_{\text{comp}}$  é o número de compartimentos, adimensional.

A figura 12 apresenta um desenho esquemático de um RAC.

Figura 12 – Esquema de geometria do Reator Anaeróbio Compartimentado



Fonte: Gonçalves et. al., 2006.

A eficiência do reator quanto a remoção de DBO pode ser estimada pela equação descrita por Campos et. al. (1999), apresentada a seguir:

$$E_{\text{DBO5}} = 100 \cdot (1 - 0,70 \cdot \theta^{-0,50}) \quad (12)$$

Em que:

- $E_{\text{DBO5}}$  indica a eficiência de remoção de DBO, em %;
- $\theta$  é o tempo de detenção hidráulica, em h;
- 0,70 e 0,50 são constantes empíricas.

A partir do cálculo da eficiência esperada para o RAC, é possível calcular a concentração de DBO do efluente por meio da equação (13), descrita por Campos et. al. (1999).

$$S = S_0 - (E_{\text{DBO}} \cdot S_0 / 100) \quad (13)$$

Em que:

- S: concentração de DBO no efluente do RAC, em mg/L;
- $S_0$ : concentração de DBO afluente ao RAC, em mg/L;
- $E_{\text{DBO}}$ : eficiência de remoção de DBO no reator, em %.

O resultado obtido pela aplicação da equação (13) é utilizado para o cálculo da carga de DBO afluente ao *wetland* de fluxo vertical.

#### 4.2.3 *Wetland* vertical convencional e sistema francês

Para o dimensionamento dos *wetlands* vertical e sistema francês, foi utilizado o procedimento de cálculo descrito por Von Sperling e Sezerino (2018). Tendo em vista que em ambos os sistemas o fluxo é vertical, utiliza-se a mesma metodologia de cálculo, sendo diferenciado apenas pelo número de estágios de cada tipo de sistema, em que o Sistema Francês é composto por dois estágios, enquanto o sistema convencional possui apenas um.

Tendo calculado a carga de DBO do efluente, adota-se um valor para a taxa de aplicação orgânica superficial, conforme estabelecido por Von Sperling e Sezerino (2018). Com isso, é calculada a área superficial requerida de acordo com a equação (14).

$$A_{\text{req}} = \text{Carga}_{\text{DBO}} / \text{TAO} \quad (14)$$

Em que:

- $A_{\text{req}}$  = área superficial requerida, em m<sup>2</sup>;
- $\text{Carga}_{\text{DBO}}$  = carga de DBO do afluente ao sistema de tratamento, em gDBO/d;

- TAO = taxa de aplicação orgânica, em gDBO/m<sup>2</sup>.d.

Pode-se calcular a área requerida tendo como critério a taxa de aplicação hidráulica, conforme a equação (15).

$$A_{req} = Q_{med} / TAH \quad (15)$$

Em que:

- $A_{req}$  = área superficial requerida, em m<sup>2</sup>;
- $Q_{med}$  a vazão média afluente ao sistema de tratamento, em m<sup>3</sup>/d;
- TAH = taxa de aplicação hidráulica, em m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d.

Diante dos valores obtidos pelos dois critérios, adota-se o maior valor para a área superficial (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Ao determinar a área superficial, caso a escolha tenha sido pelo critério da taxa de aplicação orgânica, verifica-se a taxa de aplicação hidráulica superficial resultante, conforme a equação (16):

$$TAH_r = Q_{med} / A_{req} \quad (16)$$

Em que:

- $TAH_r$  representa a Taxa de Aplicação Hidráulica Superficial Resultante, em m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d;
- $Q_{med}$  a vazão média afluente ao sistema de tratamento, em m<sup>3</sup>/d;
- $A_{req}$  a área requerida, em m<sup>2</sup>.

Tendo em vista a área da unidade, determina-se a relação comprimento / largura e, assim, calculam-se as dimensões do *wetland*. De acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), para *wetlands* verticais a relação comprimento / largura é menos importante, uma vez que o efluente é escoado verticalmente. Portanto, foi escolhida uma relação L/B = 2, tanto para o sistema convencional, quanto para o sistema francês. Para o cálculo das dimensões L (comprimento) e B (largura) de ambos os sistemas *wetland* foram utilizadas as equações (5) a (8).

#### 4.2.4 Frequência de dosagem e volume da batelada

Para o *wetland* vertical, determina-se a frequência de dosagem, conforme recomendado por Von Sperling e Sezerino (2018). Considerando que a indústria tem um regime de funcionamento de 10 horas diárias e que o sistema de tratamento recebe efluente somente enquanto a fábrica opera, determina-se o número de bateladas a serem realizadas por dia, conforme a equação (17).

$$N_{wv} = \frac{Hr}{FD_{wv}} \quad (17)$$

Em que:

- $N_{wv}$ : número de bateladas para o *wetland* vertical;
- Hr: horas de funcionamento do sistema;
- $FD_{wv}$ : frequência de dosagem do *wetland* vertical.

Ao determinar o número de pulsos a serem realizados por dia, considera-se o volume de efluente a ser tratado para obter o volume de cada batelada, conforme a equação (18).

$$V_{\text{bateladaWV}} = \frac{Vt}{N_{wv}} \quad (18)$$

Em que:

- $V_{\text{bateladaWV}}$ : volume de cada batelada para alimentação do *wetland* vertical, em  $m^3$ ;
- Vt: Volume total de alimentação do *wetland*, em  $m^3$ ;
- $N_{wv}$ : número de bateladas para o *wetland* vertical.

Com relação ao *wetland* francês, o número de bateladas a serem realizadas se dá por meio da adoção da altura da lâmina líquida do afluente e, considerando a área superficial da unidade, determina-se o volume de cada batelada (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

$$V_{\text{bateladWF}} = h_{\text{lamina}} \times A_{\text{reqWF}} \quad (19)$$

Em que:

- $V_{bateladaWF}$ : volume de cada batelada para alimentação do *wetland* francês, em  $m^3$ ;
- $h_{lamina}$ : altura da lâmina líquida formada em um pulso de dosagem, em m;
- $A_{reqWF}$ : área superficial do *wetland*, em  $m^2$ .

Ao dividir o volume total de efluente a ser tratado pelo volume de cada batelada, obtêm-se o número de bateladas diárias. Com isso, determina-se a frequência de dosagem, considerando um regime de funcionamento de 10 horas diárias.

$$N_{WF} = \frac{Vt}{V_{bateladaWF}} \quad (20)$$

$$FD_{WF} = \frac{N_{WF}}{Hr} \quad (21)$$

Em que:

- $FD_{WF}$ : frequência de dosagem para o *wetland* francês;
- $N_{WF}$ : número de bateladas para o *wetland* francês;
- $Hr$ : horas de funcionamento do sistema.

#### 4.2.5 Caixa de acumulação afluente

Tendo em vista que o sistema de alimentação dos *wetlands*, tanto vertical quanto francês, é por batelada, verifica-se a necessidade de utilização de uma caixa de acumulação afluente, a fim de armazenar o volume de cada pulso durante o intervalo entre as bateladas (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Diante do fato de que o *wetland* vertical recebe o efluente do RAC, não é necessária a utilização de uma caixa de armazenamento entre os sistemas, uma vez que o bombeamento para alimentação do leito filtrante será feito direto do reator.

Contudo, com a finalidade de correção de pH e temperatura, dimensiona-se uma caixa a montante do RAC. Para isso, fixa-se a altura da caixa de acumulação e determina-se a largura e comprimento do reservatório. Para o presente projeto, adotou-se uma base quadrada para o reservatório. Sendo assim, tem-se que as dimensões são dadas pelas seguintes equações:



$$\text{Volume}_{\text{caixa}} = B_{\text{caixa}} \times L_{\text{caixa}} \times h_{\text{caixa}} \quad (22)$$

$$L_{\text{caixa}} = B_{\text{caixa}} \quad (23)$$

$$L_{\text{caixa}} = \sqrt{\frac{\text{Volumecaixa}}{h_{\text{caixa}}}} \quad (24)$$

Em que:

- $\text{Volume}_{\text{caixa}}$ : volume da caixa de acumulação, em  $\text{m}^3$ ;
- $B_{\text{caixa}}$ : largura da caixa de acumulação, em m;
- $L_{\text{caixa}}$ : comprimento da caixa de acumulação, em m.
- $h_{\text{caixa}}$ : altura útil da caixa, em m.

Com relação ao *wetland* francês, dimensiona-se a caixa de acumulação apenas para o primeiro estágio, uma vez que o reservatório de efluente tratado atua como caixa de acumulação para o segundo estágio.

Para a acumulação afluente ao sistema francês optou-se uma caixa de base quadrada. Desta forma, o cálculo das dimensões da caixa de acumulação para o *wetland* francês segue o mesmo procedimento do *wetland* vertical, representado pelas equações (22) a (24).

#### 4.2.6 Caixa de coleta do efluente

A caixa de coleta de efluente para ambos os sistemas foi dimensionada para suportar o volume total de esgoto tratado. Para isso, fixou-se a altura do reservatório sendo equivalente à altura útil do *wetland*. A largura é determinada de forma semelhante, tendo em vista que o reservatório se estende por toda a largura da unidade. Sendo assim, o comprimento da caixa de coleta do efluente pode ser determinada pela equação (25).

$$L_{\text{caixaef}} = \frac{Vt}{h_{\text{caixaef}} \times B_{\text{caixaef}}} \quad (25)$$

Em que:

- $L_{\text{caixaef}}$ : comprimento da caixa efluente, em m;
- $B_{\text{caixaef}}$ : largura da caixa efluente, em m;
- $h_{\text{caixaef}}$ : altura útil da caixa efluente, em m;
- $V_t$ : volume total de efluente, em  $\text{m}^3$ .

Após a coleta dos efluentes, em ambos os sistemas, uma tubulação direciona o efluente para uma caixa d'água de 20000L, onde a água tratada é armazenada para ser redirecionada a lavadora de garrafas retornáveis.

Em relação as tubulações de recalque e sucção de ligação dos pontos constituintes do sistema de reuso, foram adotados os diâmetros nominais de 40 mm e 50 mm, respectivamente. Sendo o valor do diâmetro de sucção referente ao diâmetro comercial imediatamente acima do valor do diâmetro da tubulação de recalque. O diâmetro de recalque foi calculado pela equação (26) a seguir.

$$D_r = 1,3 * \sqrt[4]{\frac{T}{24}} * \sqrt[2]{Q} \quad (26)$$

Onde:

- $Q$ : Vazão, em  $\text{m}^3/\text{s}$ ;
- $T$ : Período de funcionamento da bomba, em horas por dia.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diante das características levantadas acerca do efluente da indústria em estudo, verifica-se que o tratamento aplicável compreende em métodos biológicos, uma vez que a relação DQO/DBO apresenta valores em torno de 2. Desta forma, foram propostas duas opções de tratamento na qual a primeira consiste em um RAC seguido de *wetland* construído de fluxo vertical. A segunda opção compreende em *wetland* construído em sistema francês. A seguir serão apresentados os resultados do dimensionamento de ambos os sistemas.

### 5.1 CÁLCULO DA CARGA DE DBO DO EFLUENTE BRUTO

Diante do resultado encontrado por Silva (2015), estima-se que o efluente gerado pelo processo de lavagem de garrafas retornáveis apresenta características semelhantes, tendo em vista que tanto o processo estudado quanto a atividade alvo do presente estudo se referem à lavagem de garrafas de bebidas. Sendo assim, foi utilizada uma concentração (C) de DBO de 521,7 mg/L como dado de entrada para o cálculo da carga orgânica do efluente.

Considerando que a vazão média ( $Q_{med}$ ) de efluente da etapa de lavagem das garrafas retornáveis para a indústria em estudo é de 20,2 m<sup>3</sup>/dia, a partir da equação (1), tem-se:

$$\text{Carga}_{\text{DBO Bruto}} = 521,7 \times 20,2 = 10538,34 \text{ gDBO/d}$$

### 5.2 DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA RAC + WETLAND VERTICAL

#### 5.2.1 Dimensionamento do Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC)

Tendo em vista que a vazão média de geração de efluente ( $Q_{med}$ ) é 20,2 m<sup>3</sup>/d, o que equivale a cerca de 0,842 m<sup>3</sup>/h, considerando um tempo de detenção igual a 10 horas e o coeficiente de pico horário ( $k_2=3$ ), tem-se que o volume do reator é dado por:

$$VRAC = 3 \times 0,842 \times 10 = 25,26 \text{ m}^3$$

Para o cálculo da área superficial, foi adotado um valor de 2,0 m para a altura útil do RAC, conforme Gonçalves (2006). Ao aplicar na equação (4), obteve-se:

$$A_{RAC} = 25,26 / 2 = 12,63 \text{ m}^2$$

A partir deste resultado, calculou-se o comprimento (L) e a largura (B) totais do reator, por meio das equações (6) e (8), respectivamente, conforme apresentado a seguir:

$$B_{RAC} = \sqrt{\frac{12,63}{2}} = \sqrt{6,315} = 2,51 \text{ m}$$

$$L_{RAC} = 2 \times 2,51 = 5,02 \text{ m}$$

Considerando que o reator será dividido em 3 compartimentos, calculou-se a área de cada compartimento a partir da divisão da área total do reator pelo número de câmaras.

$$A_{comp} = 12,63 / 3 = 4,21 \text{ m}^2$$

As dimensões de cada compartimento foram determinadas fixando o comprimento, que é equivalente à largura total do RAC e dividindo o comprimento total do reator pelo número de câmaras, para obter a largura de cada compartimento.

$$B_{comp} = L_{RAC} / N_{comp} = 5,02 / 3 = 1,67 \text{ m}$$

Foi considerada uma altura de 0,5 m para a borda livre do reator, totalizando uma altura (H) de 2,50. O quadro 9 indica as dimensões a adotadas para cada compartimento.

Quadro 9 – Dimensões adotadas para cada compartimento do RAC

Dimensão	Valor adotado	Unidade
Área de cada compartimento	4,25	m <sup>2</sup>
Comprimento	2,50	m
Largura	1,70	m
Altura útil	2,00	m
Altura total	2,50	m

Fonte: Elaborado pelo autor.

A eficiência do reator foi determinada por meio da equação (12) para a qual se obteve um resultado de 78% de eficiência de remoção de DBO, conforme apresentado a seguir:

$$E_{\text{DBO5}} = 100 \cdot (1 - 0,70 \cdot 10^{-0,50}) = 78\%$$

Com isso, foi possível estimar a concentração de DBO do efluente do RAC, a partir da equação (13), para a qual se obteve o valor de 115,48 mg/L.

$$S = 521,7 - (78 \times 521,7 / 100) = 115,48 \text{ mg/L}$$

## 5.2.2 Dimensionamento do *wetland* construído de fluxo vertical

Considerando que o Reator Anaeróbio atua com uma eficiência de 78% de remoção de DBO, resultando em um efluente com concentração de 115,48 gDBO/m<sup>3</sup>, calculou-se a carga orgânica que será aplicada ao *wetland*, por meio da equação (1), conforme apresentado abaixo:

$$\text{Carga}_{\text{DBO WetlandV}} = 20,2 \times 115,48 = 2332,76 \text{ gDBO/d}$$

A partir da carga orgânica, calculou-se a área superficial requerida pelos critérios da taxa de aplicação orgânica e taxa de aplicação hidráulica, equivalentes a 10 gDBO/m<sup>2</sup>.d e 0,1 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d, respectivamente (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Os resultados obtidos estão apresentados a seguir:

- Pelo critério da taxa de aplicação orgânica:

$$A_{reqV} = 2332,76 / 10 = 233,28 \text{ m}^2$$

- Pelo critério da taxa de aplicação hidráulica:

$$A_{reqV} = 20,20 / 0,1 = 202,00 \text{ m}^2$$

Conforme Von Sperling e Sezerino (2018), tendo calculado a área requerida pelos critérios das taxas orgânica e hidráulica, deve-se adotar o maior valor encontrado. Portanto, diante dos resultados obtidos, determina-se que a área requerida para o *wetland* é de 233,28 m<sup>2</sup>. Contudo, é necessário verificar se a taxa de aplicação hidráulica resultante encontra-se dentro dos valores recomendados. Por meio da equação (16), obteve-se:

$$TAH_{rV} = 20,2 / 233,28 = 0,09 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$$

Tendo em vista que a taxa de aplicação hidráulica deve ser um valor entre 0,05 e 0,12 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d, verifica-se que o resultado obtido é aceitável (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Sendo assim, não será necessário adequar o valor da área superficial para o *wetland* vertical.

A partir da área superficial, determina-se o comprimento ( $L_{wetlandV}$ ) e largura ( $B_{wetlandV}$ ) do *wetland*, através das equações (6) e (8), respectivamente. Os resultados obtidos estão apresentados abaixo:

$$B_{wetlandV} = \sqrt{\frac{233,28}{2}} = 10,80 \text{ m}$$

$$L_{wetlandV} = 2 \times 10,80 = 21,60 \text{ m}$$

Por motivos de facilidade de construção, os valores adotados para comprimento e largura da unidade são, respectivamente, 22 m e 11 m, totalizando uma área de 242 m<sup>2</sup> para cada unidade. Conforme Von Sperling e Sezerino (2018), o sistema composto por *wetland* deve possuir pelo menos duas unidades para que haja

alternância entre os leitos. Desta forma, a área total requerida para o sistema de *wetland* vertical é de 484 m<sup>2</sup>.

Enquanto uma unidade encontra-se em operação, a outra permanece em descanso para que ocorra a digestão e secagem da camada de lodo que se deposita no leito. Para o *wetland* de escoamento vertical, o intervalo de tempo entre a troca de um leito por outro pode ser de 3,5 a 30 dias (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

A composição do leito foi determinada conforme as orientações de Von Sperling e Sezerino (2018). Para a camada suporte foi adotada espessura de 0,07 m de brita 0; para a camada de filtração, 0,50 m de areia grossa; para a camada de transição, 0,10 m de brita 0; e para a camada de drenagem, 0,20 m de brita 1. O quadro 10 apresenta as especificações do leito filtrante do *wetland* vertical.

Quadro 10 – Características das camadas constituintes do *wetland* vertical

<b>Camada</b>	<b>Espessura (m)</b>	<b>Material</b>	<b>Granulometria (mm)</b>
Borda livre	0,30	-	-
Suporte	0,07	brita 0	7
Filtração	0,50	areia grossa	3
Transição	0,10	brita 0	7
Drenagem	0,20	brita 1	14

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tendo em vista a espessura de cada camada, verifica-se que cada unidade apresenta altura útil de 0,87 m e borda livre de 0,30 m, totalizando uma altura de 1,17m. O quadro 11 indica os valores adotados para as dimensões do sistema, bem como a área calculada da unidade.

Quadro 11 – Características das dimensões de construção do *wetland* vertical

Dimensão	Valor adotado	Unidade
Comprimento	22,00	m
Largura	11,00	m
Área de cada unidade	242,00	m <sup>2</sup>
Área total	484,00	m <sup>2</sup>
Altura útil	0,87	m
Altura total	1,17	m

Fonte: Elaborado pelo autor.

A entrada do afluente se dá por meio de tubulações perfuradas, distribuídas pela unidade de forma a garantir a aplicação uniforme do líquido sob o leito filtrante. De acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), os tubos podem ser instalados no interior da camada superior do *wetland* vertical. Para sistemas pequenos, recomenda-se um diâmetro nominal mínimo de 40 mm, com orifícios de diâmetro maior que 8 mm. Considerando que o cálculo para o diâmetro ficou abaixo do diâmetro nominal mínimo, foi adotado para fins construtivos diâmetro de 40mm.

Para a coleta do efluente, devem ser instaladas tubulações perfuradas na parte inferior da unidade. Recomenda-se que as tubulações principais apresentem a extremidade aberta, aflorando à superfície, para que seja possível a entrada de ar e ventilação do leito, bem como permitir uma limpeza com jato. Além disso, deve-se adotar um espaçamento máximo de 5 m entre as tubulações de drenagem (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Para isso, foram utilizadas tubulações com os mesmos diâmetros da tubulação de distribuição de afluente.

### **5.2.3 Dimensionamento das caixas de armazenamento de afluente e coleta de efluente do *wetland* vertical**

Frente ao fato de que o efluente da etapa de lavagem apresenta temperatura e pH elevados, verifica-se a necessidade de correção destes parâmetros, a fim de evitar alterações no desenvolvimento bacteriano do reator. Para Pereira *et. al.* (2009), o pH ótimo para a maior parte das bactérias está entre 6,5 e 7,5, sendo que as variações



máximas e mínimas se encontram na faixa entre 4 e 9. Diante disso, tendo em vista que o pH do efluente em estudo apresenta característica básica, é necessário adicionar ácidos fortes para neutralização do meio, sendo mais comum o uso de ácido clorídrico e ácido sulfúrico. Contudo, diante dos riscos e danos associados ao uso destes produtos, destaca-se a utilização de CO<sub>2</sub> para a correção do pH de efluentes alcalinos, pois apresenta baixo potencial de corrosão, não emite vapores tóxicos e facilidade na operação (FILHO; CHUI, 2006).

Para adição do neutralizante e correção da temperatura, dimensionou-se uma caixa de armazenamento afluente ao RAC, para o qual se adotou uma altura útil de 2 m, o que resulta em comprimento e largura equivalentes a 3,20 m, uma vez que se optou por um reservatório de base quadrada. As características referentes à caixa de acumulação afluente para o RAC estão dispostas no quadro 12.

Quadro 12 – Dimensionamento da caixa afluente ao RAC

Dimensão	Valor adotado	Unidade
Volume diário	20,20	m <sup>3</sup>
Altura da caixa	2,00	m
Área superficial	10,25	m <sup>2</sup>
Largura	3,20	m
Comprimento	3,20	m

Fonte: Elaborado pelo autor.

Conforme recomendado por Von Sperling e Sezerino (2018), a frequência de dosagem do afluente sob o leito filtrante deve ser entre 2 e 8 horas. Diante disso, determinou-se que o sistema será alimentado com uma batelada a cada 2,5 horas. Através da equação (17), obteve-se um total de quatro bateladas por dia para alimentação do *wetland* vertical. Considerando que o *wetland* vertical apresenta um RAC como etapa precedente, o volume de cada batelada será bombeado direto do Reator para o leito filtrante.

Quadro 13 – Dados referentes à dosagem de alimentação do *wetland* vertical

Frequência de dosagem	2.5 h
Número de bateladas por dia	4
Volume por batelada	5,05 m <sup>3</sup>

Fonte: Elaborado pelo autor

Para a caixa de coleta de efluente, considerou-se uma altura útil de 1 m. Tendo em vista que a caixa apresenta largura equivalente à largura do *wetland*, obteve-se um comprimento de cerca de 1,84 m. Com a finalidade de facilitar a construção, adotou-se um valor de 1,90 m. As dimensões adotadas para o reservatório de efluente estão apresentadas no quadro 14.

Quadro 14 – Dimensionamento da caixa de coleta de efluente para o *wetland* vertical

Dimensão	Valor adotado	Unidade
Volume diário	20,2	m <sup>3</sup>
Altura da caixa	1	m
Área superficial	20,90	m <sup>2</sup>
Largura	11,00	m
Comprimento	1,90	m

Fonte: Elaborado pelo autor

### 5.3 DIMENSIONAMENTO DO WETLAND CONSTRUÍDO: SISTEMA FRANCÊS

O sistema francês de *wetlands* construídos tem funcionamento semelhante aos *wetlands* de fluxo vertical, com a diferença de que este sistema funciona em estágio duplo sequencial, no qual o efluente do primeiro estágio é o afluente do segundo. Desta forma, não é necessário que o efluente a ser tratado passe por tratamento primário ou secundário, portanto é aplicado o efluente bruto (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

De acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), as taxas de aplicação orgânica e hidráulica para *wetland* francês são, respectivamente, 150 gDBO/m<sup>2</sup>.d e 0,4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d,

tanto para o estágio 1, quanto para o estágio 2 do sistema. Sendo assim, calcula-se a área superficial requerida para ambos os estágios utilizando os critérios já utilizados no dimensionamento do *wetland* vertical. Os resultados encontrados estão apresentados a seguir.

### 5.3.1 Estágio 1

Tendo em vista que o efluente é aplicado sem tratamento prévio na unidade do estágio 1, utiliza-se a carga orgânica calculada no item 5.1 deste trabalho. Por meio da aplicação das equações (14) e (15), foi calculada a área superficial requerida:

- **Pelo critério da taxa de aplicação orgânica:**

$$A_{\text{reqF1}} = 10538,34 / 150 = 70,26 \text{ m}^2$$

- **Pelo critério da taxa de aplicação hidráulica:**

$$A_{\text{reqF2}} = 20,20 / 0,4 = 50,50 \text{ m}^2$$

Tendo em vista que a o maior valor para a área deve ser adotado (VON SPERLING; SEZERINO, 2018), a área superficial requerida para o primeiro estágio equivale a 70,26 m<sup>2</sup>. Ao realizar a verificação da taxa de aplicação hidráulica resultante, observa-se que o valor encontra-se dentro das especificações descritas por Von Sperling e Sezerino (2018), que determinam que a taxa de aplicação hidráulica não deve ser maior que 0,4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d. O cálculo efetuado está demonstrado abaixo:

$$TAH_{rF1} = 20,2 / 70,26 = 0,29 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$$

Sabendo que a área requerida para o estágio 1 é de 70,26 m<sup>2</sup>, calcula-se o comprimento e largura da unidade, conforme demonstrado a seguir:

$$B_{\text{wetlandF1}} = \sqrt{\frac{70,26}{2}} = 5,93 \text{ m}$$

$$L_{\text{wetlandF1}} = 2 \times 5,93 = 11,85 \text{ m}$$

Devido à maior facilidade de construção, adotou-se a largura como 6 m e comprimento igual a 12 m, totalizando uma área de 72 m<sup>2</sup> para cada unidade.

Com relação os componentes do leito filtrante, para a camada de filtração foi adotada uma altura de 0,40m de brita 0; para a camada de transição, 0,15 m de brita 2; e para a camada de drenagem, 0,25 m de brita 3. As especificações do leito filtrante foram determinadas conforme as orientações de Von Sperling e Sezerino (2018) e estão dispostas no quadro 15.

Quadro 15 – Características das camadas constituintes do estágio 1 do *wetland* francês

Camada	Espessura (m)	Material	Granulometria (mm)
Borda livre	0,40	-	-
Filtração	0,40	brita 0	7
Transição	0,15	brita 2	20
Drenagem	0,25	brita 3	35

Fonte: Elaborado pelo autor.

De acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), espera-se que a eficiência de remoção de DBO pelo estágio 1 do sistema francês seja em torno de 80%.

### 5.3.2 Estágio 2

Para o dimensionamento do estágio 2, considera-se que o sistema atingiu uma eficiência de 80%. Desta forma, utiliza-se a equação (2) para determinar a carga orgânica afluyente ao estágio 2 do sistema.

$$\text{Carga}_{\text{DBOF2}} = 10538,34 \times [1 - 80 / 100] = 2107,67 \text{ gDBO/d}$$

Diante disso, aplicam-se os critérios para determinar a área superficial requerida, conforme apresentado a seguir:

- Pelo critério da taxa de aplicação orgânica:

$$A_{\text{reqF2}} = 2107,67 / 150 = 14,05 \text{ m}^2$$

- Pelo critério da taxa de aplicação hidráulica:

$$A_{\text{reqF2}} = 20,20 / 0,4 = 50,50 \text{ m}^2$$

Verifica-se que o critério da taxa de aplicação hidráulica fornece o maior valor, portanto a área superficial requerida adotada é de 50,50 m<sup>2</sup>. Tendo em vista que o resultado adotado foi obtido por meio do critério da taxa de aplicação hidráulica, não é necessário efetuar a verificação da taxa de aplicação hidráulica resultante. De acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), ao adotar o maior valor, ambos os critérios são atendidos automaticamente.

A partir das equações (6) e (8), determinam-se as dimensões L (comprimento) e B (largura), respectivamente, conforme apresentado a seguir:

$$B_{\text{wetlandF2}} = \sqrt{\frac{50,50}{2}} = 5,02 \text{ m}$$

$$L_{\text{wetlandF2}} = 2 \times 5,02 = 10,05 \text{ m}$$

Para facilitar o processo de construção da unidade, foram adotados os seguintes valores para comprimento e largura, respectivamente: 10 m e 5 m. Diante disso, tem-se que a área de cada unidade é 50 m<sup>2</sup>.

A escolha dos materiais componentes do leito filtrante, bem como as espessuras de cada camada, foi feita com base nas especificações de Von Sperling e Sezerino (2018). Para a primeira camada, referente à camada de filtração, foi adotada uma altura de 0,15 m de areia grossa; para a camada de transição, brita 0 com uma espessura de 0,25 m; e para a camada de drenagem, 0,40 m de brita 2. O quadro 16 apresenta as características das camadas constituintes do segundo estágio do sistema francês.

Quadro 16 – Características das camadas constituintes do estágio 2 do *wetland* francês

Camada	Espessura (m)	Material	Granulometria (mm)
Borda livre	0,40	-	-
Filtração	0,15	areia média ou grossa	3,5
Transição	0,25	brita 0	7
Drenagem	0,40	brita 2	20

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tendo em vista a espessura de cada camada adotada para ambos os estágios do sistema francês, verifica-se que cada unidade apresenta altura útil de 0,80 m e borda livre de 0,40 m, totalizando uma altura de 1,2 m.

Assim como o *wetland* vertical, o sistema francês exige a alternância entre os leitos, sendo necessário, portanto, a adoção de duas unidades para cada estágio do sistema. Para ambos os estágios, pode-se adotar um ciclo de alimentação de 7 dias, em que o período de alimentação é feito durante 3,5 dias e o período de descanso com duração de cerca de 3,5 dias (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). O quadro 17 apresenta as dimensões adotadas para os dois estágios do sistema francês, bem como a área total ocupada pelas unidades do sistema.

Quadro 17 – Dimensões adotadas para os dois estágios do *wetland* francês

Dimensão	Estágio 1	Estágio 2	Unidade
Comprimento	12,00	10,00	m
Largura	6,00	5,00	m
Área de cada unidade	72,00	50,00	m <sup>2</sup>
Área total	144,00	100,00	m <sup>2</sup>
Altura útil	0,80	0,80	m
Altura total	1,20	1,20	m

Fonte: Elaborado pelo autor.

A distribuição de afluente no sistema francês é feita por meio de tubulações dispostas pela área superficial do leito, com saída de esgoto bruto na extremidade. No primeiro estágio, estas não devem ser perfuradas, para evitar entupimentos. Os tubos devem ser instalados suspensos, a uma distância entre 0,30 e 0,40 m da

superfície da unidade e o afluente deve ser aplicado sob uma placa de concreto instalada junto ao leito, com a finalidade de evitar erosão e demais danos à camada filtrante (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

A coleta do efluente, é feita de forma semelhante ao *wetland* vertical, na qual se utiliza tubulação perfurada, que afloram à superfície com extremidade aberta. Contudo, o espaçamento entre elas deve ser em torno de 2 m, dependendo do tamanho da unidade. Além disso, devem-se utilizar tubulações com diâmetro nominal mínimo de 100 mm, com aberturas de comprimento equivalente a 1/3 da circunferência da tubulação e largura maior que 8 mm, para ambos os estágios. Recomenda-se um espaçamento de 10 cm entre as aberturas (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). De forma semelhante ao sistema 1, o diâmetro nominal mínimo de 100mm foi adotado.

### **5.3.3 Dimensionamento das caixas de armazenamento de afluente e coleta de efluente do *wetland* francês**

De forma semelhante ao sistema vertical, a correção do pH e temperatura se dará na caixa de acumulação afluente. Conforme apresentado na seção 4.2.5 deste trabalho, para o dimensionamento desta caixa deve-se estabelecer a altura da camada de líquido formada no leito durante o pulso de uma batelada. De acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), este valor não deve ser inferior a 2 cm, para que seja possível a visualização da uniformidade na distribuição do afluente. Contudo, a altura da lâmina líquida não deve ultrapassar 5 cm, uma vez que valores acima deste limite podem estar relacionados a curtos-circuitos. Diante disso, adotou-se uma altura de 3,5 cm.

Desta forma, considerando uma área superficial de 72 m<sup>2</sup>, obteve-se um volume de 2,52 m<sup>3</sup> por batelada. Verifica-se que serão necessárias 8 bateladas diárias, com um intervalo de 0,8 hora entre elas. De acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), usualmente o número de bateladas encontra dentro de uma faixa de 6 a 24 bateladas por dia, com uma frequência de dosagem entre 1 e 4h. Diante disso, observa-se que o valor obtido para o número de bateladas encontra-se dentro da

faixa esperada. Tendo em vista que a frequência de dosagem calculada é menor que o mínimo estabelecido, ajusta-se a dosagem para um intervalo de 1h entre elas.

Ao fixar a altura da caixa com 1,20 m, determinaram-se os valores para comprimento e largura do reservatório por meio das equações (19) e (20), para os quais se obteve um resultado de 1,45 m. As características da caixa de acumulação de afluente encontram-se no quadro 18.

Quadro 18 – Dimensionamento da caixa de acumulação afluente para o *wetland* vertical

Altura da lâmina líquida sob o leito	3,5 cm
Volume por batelada	2,52 m <sup>3</sup>
Frequência de dosagem	1h
Número de bateladas por dia	8
Altura	1,20 m
Largura	1,45 m
Comprimento	1,45 m

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para o dimensionamento da caixa de coleta de efluente do *wetland* francês, tanto para o primeiro estágio quanto para o segundo, de forma semelhante ao *wetland* vertical, considera-se uma altura de 1 m. Considerando que a largura das unidades do primeiro e segundo estágios é de 6 m e 5 m, respectivamente, encontrou-se um comprimento de 3,37 m para o estágio 1 e 4,04 m para o estágio 2. As dimensões da caixa de coleta de efluente para o sistema francês estão dispostas no quadro 19.

Quadro 19 – Dimensionamento da caixa de coleta de efluente para o *wetland* francês

Dimensão	Estágio 1	Estágio 2	Unidade
Volume diário	20,20	20,20	m <sup>3</sup>
Altura da caixa	1,00	1,00	m
Área superficial	20,40	20	m <sup>2</sup>
Largura	6,00	5,00	m
Comprimento	3,40	4,00	m

Fonte: Elaborado pelo autor.



## 5.4 CUSTOS DE IMPLANTAÇÃO

Com base nos componentes escolhidos, bem como as espessuras adotadas, para compor as camadas do leito filtrante dos sistemas propostos, efetuou-se o cálculo do volume de material necessário para cada sistema, considerando a área total ocupada pelos leitos. O quadro 20 indica os valores calculados para o *wetland* vertical e o quadro 21 para o sistema francês.

Quadro 20 – Volume de material necessário para as camadas constituintes do *wetland* vertical

Camada leito filtrante	Espessura (m)	Volume (m <sup>3</sup> )
borda livre	0,30	145,20
camada suporte	0,07	33,88
filtração	0,50	242,00
transição	0,10	48,40
drenagem	0,20	96,80

Fonte: Elaborado pelo autor.

Quadro 21 – Volume de material necessário para as camadas constituintes do *wetland* francês

Camada leito filtrante	Estágio 1		Estágio 2	
	Espessura (m)	Volume (m <sup>3</sup> )	Espessura (m)	Volume (m <sup>3</sup> )
borda livre	0,40	57,60	0,40	40,00
filtração	0,40	57,60	0,15	15,00
transição	0,15	21,60	0,25	25,00
drenagem	0,25	36,00	0,40	40,00

Fonte: Elaborado pelo autor.

Desta forma, foi pesquisado o valor por m<sup>3</sup> de cada material, conforme apresentado na tabela a seguir.

Tabela 4 – Preço por m<sup>3</sup> dos materiais constituintes do leito filtrante

Material	Preço por m <sup>3</sup>
Areia grossa	R\$ 94,30
Brita 0	R\$ 92,85

Brita 1	R\$ 93,18
Brita 2	R\$ 88,33

Fonte: Elaborado pelo autor

Desta forma, considerando o volume necessário referente a cada tipo de material, obteve-se o custo do leito filtrante para cada sistema, em que o *wetland* vertical apresentou o valor de R\$ 39.480,12 e o Sistema Francês um custo de R\$ 17.996,59, sendo R\$ 10.727,64 para o primeiro estágio e R\$ 7.268,95 para o segundo. As tabelas 5 e 6 apresentam os custos associados aos materiais utilizados no leito filtrante do *wetland* vertical e francês, respectivamente.

Tabela 5 – Custo dos materiais do leito filtrante do *wetland* vertical

Camada suporte	Espessura (m)	Volume (m <sup>3</sup> )	Material	Preço por m <sup>3</sup>	Custo
Borda livre	0,3	145,2	-	-	-
Camada suporte	0,07	33,88	brita 0	R\$ 92,85	R\$ 3.145,76
Filtração	0,5	242	areia grossa	R\$ 94,30	R\$ 22.820,60
Transição	0,1	48,4	brita 0	R\$ 92,85	R\$ 4.493,94
Drenagem	0,2	96,8	brita 1	R\$ 93,18	R\$ 9.019,82
<b>Custo total</b>					<b>R\$ 39.480,12</b>

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 6 – Custo dos materiais do leito filtrante do *wetland* francês

Estágio 1					
Camada suporte	Espessura (m)	Volume (m <sup>3</sup> )	Material	Preço por m <sup>3</sup>	Custo
Borda livre	0,4	157,6	-	-	-
Filtração	0,4	57,6	brita 0	R\$ 92,85	R\$ 5.348,16
Transição	0,15	21,6	areia grossa	R\$ 94,30	R\$ 2.036,88
Drenagem	0,25	36	brita 0	R\$ 92,85	R\$ 3.342,60
<b>Custo total Estágio 1</b>					<b>R\$ 10.727,64</b>
Estágio 2					
Camada suporte	Espessura (m)	Volume (m <sup>3</sup> )	Material	Preço por m <sup>3</sup>	Custo
Borda livre	0,4	40	-	-	-
Filtração	0,15	15	areia grossa	R\$ 94,30	R\$ 1.414,50

Transição	0,25	25	brita 0	R\$ 92,85	R\$ 2.321,25
Drenagem	0,4	40	brita 2	R\$ 88,33	R\$ 3.533,20
<b>Custo total Estágio 2</b>					<b>R\$ 7.268,95</b>
<b>Custo total</b>					<b>R\$ 17.996,59</b>

Fonte: Elaborado pelo autor.

Além dos custos associados à composição do leito filtrante, deve-se levar em conta despesas com escavação do terreno e impermeabilização do solo. Com base nisso, considerando o volume total dos sistemas, que representa o volume de terra a ser removido para a construção dos *wetlands*, foi possível determinar o custo para escavação do terreno. De acordo com o Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil – SINAPI (2019), no estado do Pará, o custo horário de uma retroescavadeira é de cerca de R\$ 138,46, considerando o equipamento e os materiais necessários para a execução do serviço.

Foi considerado que a atividade de escavação tem duração de 8 horas diárias e que o equipamento tem capacidade de remoção de 20 m<sup>3</sup> de material por hora. Tendo em vista o volume ocupado por cada unidade do *wetland*, foi possível determinar o total de horas necessária para a execução da atividade para, assim, obter o custo total da escavação do terreno. Para o *wetland* vertical, foi obtido um custo total de R\$ 3.920,36 e para o *wetland* francês um valor total de R\$ 2.027,05, sendo R\$ 1.196,29 para o primeiro estágio e R\$ 830,76 para o segundo. Os resultados obtidos para o *wetland* vertical e *wetland* francês estão apresentados nas tabelas 7 e 8, respectivamente.

Tabela 7 – Custo com atividade de escavação do *wetland* vertical

Volume a ser retirado (m <sup>3</sup> )	R\$ 566,28
Capacidade do equipamento (m <sup>3</sup> /h)	R\$ 20,00
Horas necessárias	R\$ 28,31
Preço por hora	R\$ 138,46
<b>Custo total</b>	<b>R\$ 3.920,36</b>

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 8 – Custo com atividade de escavação do *wetland* francês

	<b>Estágio 1</b>	<b>Estágio 2</b>
Volume a ser retirado (m <sup>3</sup> )	R\$ 172,80	R\$ 120,00
Capacidade do equipamento (m <sup>3</sup> /h)	R\$ 20,00	R\$ 20,00
Horas necessárias	R\$ 8,64	R\$ 6,00
Preço por hora	R\$ 138,46	R\$ 138,46
<b>Custo total</b>	<b>R\$ 1.196,29</b>	<b>R\$ 830,76</b>

Fonte: Elaborado pelo autor.

Para a impermeabilização do solo, foi considerada área da seção lateral de cada unidade *wetland* que, somado ao valor da área superficial, resulta no total de material impermeabilizante necessário para o sistema, em m<sup>2</sup>. Tendo em vista que a impermeabilização será feita com geomembrana de PEAD, a fim de estimar os custos para esta atividade, foi levantado o preço por m<sup>2</sup> deste material, para o qual foi encontrado um valor de R\$ 17,00. Sabendo que para o *wetland* vertical serão necessários cerca de 640 m<sup>2</sup> de membrana e para o *wetland* francês, contemplando os dois estágios, será preciso cerca de 400 m<sup>2</sup>, foi obtido um custo total de R\$ 10.853,48 e R\$ 6.840,80, respectivamente, considerando que o custo para o primeiro estágio do *wetland* francês foi de R\$ 3.916,80 e para o segundo, R\$ 2.924,00. As tabelas 9 e 10 indicam os custos referentes à impermeabilização dos sistemas vertical e francês, respectivamente.

Tabela 9 – Custo para impermeabilização do *wetland* vertical

Área da seção lateral de cada unidade (m <sup>2</sup> )	R\$ 77,22
Área superficial de cada unidade (m <sup>2</sup> )	R\$ 242,00
Total membrana para cada unidade (m <sup>2</sup> )	R\$ 319,22
Perímetro total (m <sup>2</sup> )	R\$ 638,44
Valor geomembrana por m <sup>2</sup>	R\$ 17,00
<b>Custo total</b>	<b>R\$ 10.853,48</b>

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 10 – Custo para impermeabilização do *wetland* francês

	<b>Estágio 1</b>	<b>Estágio 2</b>
Área da seção lateral de cada unidade (m <sup>2</sup> )	R\$ 43,20	R\$ 36,00

Área superficial de cada unidade (m <sup>2</sup> )	R\$ 72,00	R\$ 50,00
Total membrana para cada unidade (m <sup>2</sup> )	R\$ 115,20	R\$ 86,00
Perímetro total (m <sup>2</sup> )	R\$ 230,40	R\$ 172,00
Valor geomembrana por m <sup>2</sup>	R\$ 17,00	R\$ 17,00
<b>Custo por estágio</b>	<b>R\$ 3.916,80</b>	<b>R\$ 2.924,00</b>
<b>Custo total</b>	<b>R\$ 6.840,80</b>	

Fonte: Elaborado pelo autor.

As plantas utilizadas na composição do sistema representam uma parcela significativa no custo de implantação de um *wetland*. Considerando que cada m<sup>2</sup> da área superficial do sistema deve conter quatro propágulos de macrófitas e que cada propágulo tem custo unitário de R\$ 2,50 foram obtidos os custos associados aos dois sistemas propostos, conforme apresentado na tabela 11.

Tabela 11 – Custo das macrófitas para os sistemas vertical e francês

<b>Tipo de <i>wetland</i></b>	<b>Vertical</b>	<b>Francês</b>	
<b>Item</b>	<b>-</b>	<b>Estágio 1</b>	<b>Estágio 2</b>
Número de propágulos por unidade	968	288	200
Total de propágulos	1.936	576	400
Custo	R\$ 4.840,00	R\$ 1.440,00	R\$ 1.000,00
<b>Custo Total</b>	<b>R\$ 4.840,00</b>	<b>R\$ 2.440,00</b>	

Fonte: Elaborado pelo autor.

A tabela 12 apresenta um comparativo dos custos para os diferentes itens levantados para a construção do *wetland* vertical e do *wetland* francês.

Tabela 12 – Custo total de implantação dos sistemas vertical e francês

<b>Tipo de <i>wetland</i></b>	<b>Vertical</b>	<b>Francês</b>
<b>Item</b>	<b>Custo</b>	
Material leito filtrante	R\$ 39.480,12	R\$ 17.996,59
Escavação do terreno	R\$ 3.920,36	R\$ 2.027,05
Impermeabilização do solo	R\$ 10.853,48	R\$ 6.840,80
Macrófitas	R\$ 4.840,00	R\$ 2.440,00
<b>Custo total</b>	<b>R\$ 59.093,96</b>	<b>R\$ 29.304,44</b>

Fonte: Elaborado pelo autor.

A partir do levantamento dos custos associados à construção dos sistemas *wetland* propostos, verifica-se que o custo total do *wetland* vertical é de R\$ 59.093,96 e para o sistema francês é de R\$ 29.304,44. A diferença entre os valores encontrados pode ser justificada pela distinção entre as áreas dos sistemas, em que se pode verificar que o *wetland* francês ocupa um espaço menor quando comparado com o *wetland* vertical. Desta forma, a quantidade de material necessário é reduzida e, com isso, o valor gasto com estes produtos é menor.

## 5.5 EFICIÊNCIA ESPERADA PARA OS SISTEMAS PROPOSTOS

A eficiência de remoção dos poluentes presentes no efluente tratado pelo *wetland* depende de fatores construtivos das unidades, dinâmica hidráulica do sistema, atividade microbológica, condições climáticas, dentre outros. Conforme apresentado por Toniato (2005), espera-se que os *wetlands* apresentem eficiência de remoção de matéria orgânica entre 65% e 90% e de 90% a 99% de remoção de patógenos. Von Sperling e Sezerino (2018) apresentam as faixas esperadas para as eficiências globais de remoção dos sistemas vertical e francês, conforme a tabela 13.

Tabela 13 – Eficiências globais de remoção de poluentes para os *wetlands* vertical e francês

Parâmetro	Wetland Vertical	Wetland Francês	
		1º Estágio	2º Estágio
BDO	> 90%	> 80%	> 90%
DQO	> 85%	> 75%	> 85%
Sólidos Suspensos	> 90%	> 80%	> 90%
N amoniacal	> 90%	> 50%	> 80%
N total	< 40%	> 40%	< 50%
Fósforo total	< 20%	< 20%	< 30%
Coliformes termotolerantes	1 - 2 un. log	1 - 2 un. log	1 - 2 un. log

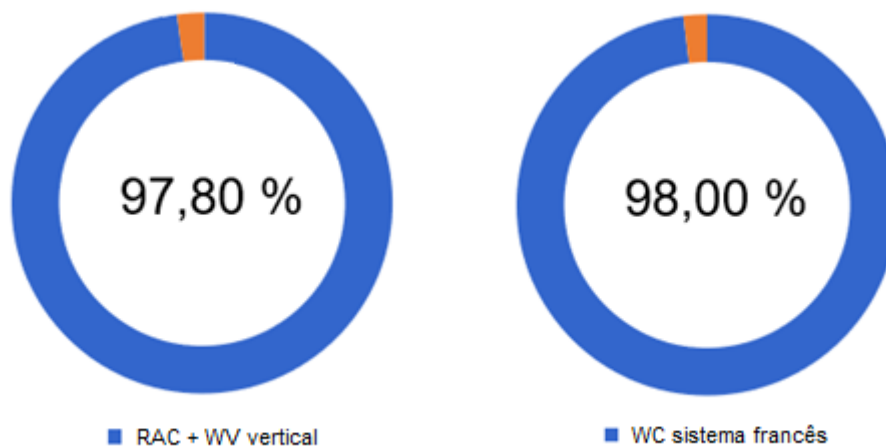
**Fonte:** Adaptado de Von Sperling & Sezerino (2018)

Considerando as faixas de remoção esperadas para os sistemas *wetland* propostos, tendo em vista a carga afluente aos sistemas, estimou-se a eficiência global de remoção de DBO tanto do *wetland* vertical quanto do *wetland* francês. O cálculo se

deu por meio da determinação da carga efluente à última etapa do tratamento para ambas as opções, considerando o valor mínimo de remoção conforme apresentado na tabela 12. Através da diferença entre a carga orgânica de entrada e saída, determinou-se a porcentagem removida. Os resultados obtidos para o sistema de RAC + *wetland* vertical e *wetland* francês foram, respectivamente, 97,80% e 98% de remoção de DBO. Diante disso, verifica-se que as duas opções propostas apresentam eficiências globais de remoção semelhantes.

Contudo, para melhor estimar a eficiência das opções propostas, deve-se considerar o balanço hídrico dos sistemas, tendo em vista que nos *wetlands* ocorre a evapotranspiração, proporcionada por meio das macrófitas que compõem a unidade. Este fator pode ocasionar uma perda considerável de água para a atmosfera, o que contribui para a redução das vazões efluentes aos sistemas. Com isso, a concentração de DBO no final do processo pode ser alterada. Sendo assim, o cálculo da eficiência deve ser baseado na diferença entre as cargas afluente e efluente dos *wetlands* (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Gráfico 2 – Eficiência global de remoção de DBO



Fonte: Elaborado pelo autor.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A indústria de refrigerantes é um setor industrial que consome grandes quantidades de água para o desenvolvimento dos seus processos e, com isso, decorre a geração de elevados volumes de efluentes. Dentre as etapas que apresentam maior consumo de água, destaca-se a lavagem das garrafas, que podem incluir tanto as garrafas PET quanto as garrafas retornáveis. A elevada demanda de água e a consequente geração de efluentes pela indústria de refrigerantes, frente aos cenários de escassez hídrica observado nos últimos tempos, reforça a necessidade de adoção de práticas de conservação de água, dentre as quais se chama a atenção para as estratégias de reuso que, aplicadas à etapa de lavagem de garrafas retornáveis, são capazes de reduzir o consumo de água nova no processo.

Diante do fato de que este tipo de fábrica utiliza como matéria prima diversos produtos orgânicos e, em vista da necessidade de higienização frequente das instalações, verifica-se que o efluente gerado apresenta alta carga de DBO, bem como elevado teor de sólidos suspensos. Para a indústria de refrigerantes, identificou-se uma relação DQO/DBO em torno de 2, podendo-se dizer, portanto, que o efluente é biodegradável. Frente a isso, observa-se que para que possa ser inserido novamente no processo, o efluente deve passar por tratamento biológico a fim de atender aos critérios de qualidade para a operação. Tendo em vista a eficiência de remoção destes componentes por meio da utilização de sistemas de alagados construídos, foram propostas duas configurações de *wetlands* para o tratamento do efluente de lavagem de garrafas retornáveis, nas quais a primeira consiste na associação de um RAC com um *Wetland* de Escoamento Vertical (WV) e a segunda refere-se ao *Wetland* Sistema Francês.

Com base no levantamento de dados referentes à indústria em estudo, verificou-se que para a etapa de lavagem de garrafas retornáveis, o consumo médio de água é de 21,65 m<sup>3</sup>/d. Isso reflete em uma vazão de 20,2 m<sup>3</sup>/d de efluente, em média. De posse destes dados, considerando que o efluente da etapa de lavagem de garrafas retornáveis apresenta uma concentração de DBO de 521,7 mg/L, foi possível estimar a carga orgânica associada ao esgoto bruto da indústria, obtendo-se um valor de 10538,34 gDBO/d.



A partir do dimensionamento dos sistemas, verifica-se que o *wetland* francês, apesar de ser constituído de dois estágios de tratamento, apresenta menor área total requerida, para o qual foi obtido um valor de 144 m<sup>2</sup>, enquanto o *wetland* vertical apresentou uma área total de 484 m<sup>2</sup>. Esta diferença é refletida no custo total de implantação dos sistemas, para os quais foram obtidos valores de R\$ 59.093,96 para o *wetland* vertical e R\$ 29.304,44. para o *wetland* francês. Portanto, o *wetland* francês apresenta-se como a opção mais atrativa para o tratamento dos efluentes com vista ao reuso.

Contudo, para a implantação do sistema, deve-se realizar a amostragem do efluente gerado pela etapa de lavagem de garrafas retornáveis da indústria em estudo, a fim de determinar as concentrações reais de DBO e DQO para, desta forma, obter resultados mais precisos quanto às dimensões dos métodos de tratamento propostos. Desta forma, é possível estimar com maior certeza a eficiência de tratamento esperada para cada sistema, bem como os custos de implantação.

## 7 REFERÊNCIAS

ABDEL-FATAH, M. A.; SHERIF, H. O.; HAWASH, S. I. **Design parameters for waste effluent treatment unit from beverages production.** Ain Shams Engineering Journal, p. 305-310. 2017.

AFONSO, M. H. F. *et. al.* **Como Construir Conhecimento Sobre o Tema de Pesquisa?** Aplicação do Processo Proknow-c na Busca de Literatura Sobre Avaliação do Desenvolvimento Sustentável. Revista de Gestão Social e Ambiental, RGSA, São Paulo, v. 5, n. 2, p.47-62, mai./ago. 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2018.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2018.

ALVES, S. S. **Conservação e Reuso de Água em Indústria de Cosméticos - Estudo de Caso da Natura Cosméticos.** Dissertação (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. 2009.

BACHMANN.A.; BEARD. V.L; MCCARTY.P.. **Performance characteristics of the anaerobic baffled reactor.** Department of Civil Engineering, Stanford University, Stanford, U.S.A. Water Res. v.19. n I, p.99-106. 1985

BARBER, W. P.; STUCKEY, D. C. **The use of the anaerobic baffled reactor (ABR) for wastewater treatment: a review.** Water Research, n. 33, v. 7, p. 1559-1578, 1999.

BANCO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. **O setor de bebidas no Brasil.** BNDES Setorial, Brasília, n. 40, p. 93-130. 2016.

BARROS M. M.; VERIATO H & K. L.; SOUZA M & P.; CHICÓ L & R.; BAROSI L & X. L.; **Reúso de água na agricultura.** Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável, Paraiba, v 10. n 5. p 11 -16, 2015.

BORDONALLI, A. C. O. **Reuso de Água em Indústria de Reciclagem de Embalagens Plásticas:** Aspectos Econômicos e Ambientais em Modelo de Escala Real. Tese (Doutorado em Engenharia Civil - Saneamento e Ambiente) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade de Campinas. São Paulo, 2007.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Cartilha Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção.** Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.

BRIX, H. (1997). **Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?** Wat. Sci. Tech., v.35, n.5, pp. 11-17.

BRIX, H; ARIAS, C. **The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater New Danish guidelines.** Ecological Engineering. v.25, n.5, pp. 491-500. Dec 2005.

CAMPOS, J. R. (Coord.) **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo.** Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CHERNICHARO, C.A.L. (Coord.). **Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios.** 1ª Edição. Belo Horizonte: [s.n.], 2001. Projeto PROSAB.

COOPER P. F., JOB G. D., GREEN B., SHUTES R. B. E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment.** Wrc publications. 184pp. plus data diskette: Swindon, United Kingdom, 1996.

CUNHA, B. J. C. **Análise de viabilidade técnica da conservação de água no ciclo produtivo de indústria de refrigerante.** Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Pará, Belém – PA. 2019. 132p.

DE PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de Wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2010.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 2a ed. Interciência - FINEP, Rio de Janeiro, 602p. 1998

FILHO, E. A. F.; CHUI, Q. S. H. **Qualidade de medições e neutralização de efluentes alcalinos com dióxido de carbono.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 11, n. 2, abr./jun. 2006, p. 169-174.

GONÇALVES, R. F. (Coord.) **Uso Racional da Água em edificações.** Rio de Janeiro: ABES, 2006.

JABLONSKA, B. **Water consumption management in polyethylene terephthalate (PET) bottles washing process via wastewater pretreatment and reuse.** Journal of Environmental Management, Elsevier, p. 215-224, jul., 2018.

JÚNIOR, R. M. **Reuso de água em indústria metalúrgica rolamenteira:** Estudo de caso da SKF do Brasil LTDA. Dissertação (Mestrado em Saneamento Básico) - Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. 2006.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment and reuse.** 4. ed. Revisado por George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel. McGrawHill, New York, 2003, 1819p.

MIERZWA, J. C. **Uso racional e o reuso como ferramentas para o gerenciamento de águas e efluentes na indústria – estudo de caso da Kodak Brasileira.** Tese de Doutorado – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2002. 3

PAIXÃO, L. M. D. **Impactos da Escassez de Água na Economia.** Revista de Direito e Ciências Gerenciais, Faculdade Arquidiocesana de Curvelo, v. 1, n. 1, p. 151-163, 2016. Disponível em: <<https://www.fac.br/revista/index.php/revista/article/view/30/38>>. Acesso em: 20 jun. 2019.

PEREIRA, E. L.; CAMPOS, C. M. M.; MOTERANI, F. **Efeitos do pH, acidez e alcalinidade na microbiota de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) tratando efluentes de suinocultura.** Ambi-Agua, Taubaté, v. 4, n. 3, p. 157-168, 2009.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias:** utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: Ed. do Autor, 2004.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H; CARDIA, W. **O wetland como componente de ECOSAN – Experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical.** In: International Conference on Sustainable Sanitation: “Food and Water Security for Latin America”. Fortaleza, 2007.

SALATI E. **Utilização de sistemas de Wetlands Construídos para Tratamento de Águas** – Relatório Técnico para o programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da EESC. São Carlos, 36 p, 2000

SARNAGLIA, S. A. A. **Desempenho de um “wetland” vertical aplicado ao tratamento do efluente de um filtro anaeróbio em uma estação de tratamento de águas cinzas claras visando o reuso não potável em edificações residenciais.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo – Centro Tecnológico. Vitória – ES, 2014. 158p.

SILVA, J. A. **Estudo de caso:** caracterização do efluente de uma empresa de reciclagem de garrafas pet e ajuste nas etapas de tratamento para adequação aos parâmetros legais de lançamento. Dissertação de Mestrado - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Triângulo Mineiro. Uberaba, 2015. 82p.

SISTEMA NACIONAL DE PESQUISA DE CUSTOS E ÍNDICES DA CONSTRUÇÃO CIVIL. **Tabela de Custo Unitários para Obras e Serviços de Engenharia Com desoneração e com encargos Complementares.** 2019.

SOUSA, J. T. *et. al.* **Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 9, n. 4, out./dez. 2004, p. 285-290.

TONIATO, J. V. **Avaliação de um wetland construído no tratamento de efluentes sépticos:** estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil. Dissertação de Mestrado – Fundação Oswaldo Cruz. Escola Nacional de Saúde Pública. Departamento de Saúde e Saneamento Ambiental. Rio de Janeiro, 2005. 95p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for water reuse.** U. S. Washington DC: EPA, 2012.

USEPA (2000). **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters.** UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 154 p.

VIEGAS, C. V. *et. al.* **Critical attributes of Sustainability in Higher Education:** a categorisation from literature review. Journal of Cleaner Production, Elsevier, p. 260-276. 2016.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions.** Belo Horizonte: UFMG, 2005. (v. 1).

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil.** Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, dez./2018. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>. Acesso em: 15 jun. 2019.

WANG, J.; HUANG, Y.; ZHAO, X. **Performance and characteristics of an anaerobic baffled reactor**. *Bioresource Technology*, n. 93, v. 2, p. 205-208, 2004.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Reuse of effluents: Methods of Wastewater Treatment and Health Safeguards**. Report of a WHO Meeting of Experts, Geneva, n. 517, 1973.