

**AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE UM REATOR  
EM BATELADAS SEQUENCIAIS**

Patrícia Braun

Orientador: Me. Guilherme Zanghelini  
Co-orientador: Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares

2016/1

Patrícia Braun

**AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE UM REATOR EM  
BATELADAS SEQUENCIAIS**

Trabalho submetido à Banca Examinadora  
como parte dos requisitos para Conclusão  
do Curso de Graduação em Engenharia  
Sanitária e Ambiental – TCC II

Orientador: Me. Guilherme Zanghelini  
Coorientador: Prof. Dr. Sebastião Roberto  
Soares

FLORIANÓPOLIS  
JULHO/2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Braun, Patricia

Avaliação de ciclo de vida de um reator em bateladas sequenciais / Patricia Braun ; orientador, Guilherme Zanghelini ; coorientador, Sebastião Roberto Soares. - Florianópolis, SC, 2016.

77 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Inclui referências

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Avaliação de ciclo de vida. 3. Tratamento de efluentes. 4. Reator em bateladas sequenciais. I. Zanghelini, Guilherme. II. Soares, Sebastião Roberto . III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CENTRO TECNOLÓGICO  
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E  
AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA DE UM REATOR EM  
BATELADAS SEQUENCIAIS**

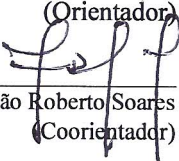
PATRÍCIA BRAUN

Trabalho submetido à Banca Examinadora como parte  
dos requisitos para Conclusão do Curso de Graduação  
em Engenharia Sanitária e Ambiental – TCC II


BANCA EXAMINADORA:

  
\_\_\_\_\_


Me. Guilherme Zanghelini  
(Orientador)

  
\_\_\_\_\_

Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares  
(Coorientador)

  
\_\_\_\_\_

Me. Henrique Rogério Antunes de Souza Júnior  
(Membro da Banca)

  
\_\_\_\_\_

Me. Gilberto Caye Daudt  
(Membro da Banca)

FLORIANÓPOLIS  
JULHO/2016



## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais, pelo grande incentivo ao estudo e apoio durante toda essa jornada, e principalmente, por sempre acreditarem em mim.

Ao meu irmão, por estar sempre presente, mesmo estando longe, e pelo exemplo de pessoa.

Ao Matheus Rocha, por estar sempre ao meu lado, pela paciência e incentivo na busca por essa conquista.

Ao meu orientador, Guilherme, por toda ajuda durante o desenvolvimento deste trabalho, e por estar sempre disposto a responder todas as dúvidas.

Aos membros do CICLOG, pela disponibilização do espaço, e por toda a experiência compartilhada e por toda ajuda durante o desenvolvimento desta pesquisa.

Ao LABEFLU, em especial a Jamile e o Gilberto, pela abertura para realização deste trabalho no reator piloto, e pelas explicações sobre o processo.

As minhas *housemates* durante a graduação, Cami, Manu e Gabi, obrigada por todas as conversas, rodadas de mate e momentos compartilhados.

As minhas amigas de Chapecó, Débora e Raiane, pelos longos anos de amizade, e pelo apoio na reta final desta etapa.

Aos colegas da 2010.1, pela parceria ao longo desses anos, pelos momentos de estudo e de festas, em especial à Gabriela Bolsan, Ana Beatriz e Elza pela amizade e companheirismo.



## RESUMO

Os sistemas de tratamento de efluentes são utilizados há anos para reduzir os riscos de contaminação e os impactos no ambiente. Os investimentos em pesquisa na área resultaram em novas tecnologias, bem como o aprimoramento daquelas mais antigas. Porém, os esforços geralmente se limitam a atingir maiores eficiências, deixando de lado os impactos causados pela própria estação. Com isso, até pouco tempo atrás não se considerava os efeitos causados pelo próprio sistema. Portanto, os profissionais da área passaram a incorporar novos critérios e abordagens na escolha das técnicas disponíveis. Uma das formas de avaliar os impactos de maneira global, é através da Análise de Ciclo de Vida (ACV). A ACV é uma metodologia de apoio à tomada de decisão capaz de avaliar os impactos ambientais causados por um processo, produto ou serviço. O objetivo desse trabalho é avaliar o ciclo de vida de um sistema de tratamento de efluentes domésticos composto por reator em bateladas sequenciais, desde a sua construção, operação e posterior demolição. O reator estudado pertence ao Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos da UFSC e está localizado no campus Trindade em Florianópolis – SC. A unidade funcional é 1 m<sup>3</sup> de efluente tratado. Utilizou-se o software *SimaPro* para realizar a Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV). O método escolhido para caracterização e normalização foi o CML 2000. Após uma análise geral de todas as categorias, o estudo direcionou para o aquecimento global, acidificação, depleção da camada de ozônio, eutrofização e demanda acumulada de energia. Os resultados da análise apontaram dois processos como gargalos do sistema, o consumo de energia na fase de operação e o gerenciamento do lodo.

**Palavras-chave:** Avaliação de Ciclo de Vida. Tratamento de Efluentes Domésticos. Reator em Bateladas Sequenciais.





## ABSTRACT

The wastewater treatment plants have been used to reduce the risks of contamination and the impacts on the environment. Investments in research in this issue resulted in new technologies, and improvements on the existents ones. However, the efforts are limited to improve the efficiency of the process, leaving behind the impacts caused by the system itself. Until recently, the effects caused by the system itself were not considered on the evaluation. Thus, the professionals become to modify the approaches and started to incorporate new criteria when choosing the most appropriated techniques available. One way to evaluate the global effects is throw the Life Cycle Analysis (LCA). LCA is a decision support methodology to assess the environmental impacts of a process, product or service. The objective of this study is to assess the life cycle of a domestic wastewater treatment system composed of sequencing batch reactor, including its construction, operation and subsequent demolition phases. This system is a variation of the activated sludge that has the low need area to implementation as its major advantage compared to conventional activated sludge. The reactor studied belongs to *Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos* located at Federal University of Santa Catarina in Florianópolis - SC. The functional unit is 1 cubic meter of treated wastewater. The *SimaPro* software were used for the Life Cycle Impact Assessment (LCIA). The CML 2000 method was choose for the characterization and normalization. After a general review of all the environmental categories, the study focused on global warming, acidification, eutrophication, ozone layer depletion and total cumulative energy demand. The results indicate that energy consumption and sludge management are the critical process for this technology.

**Key – words:** Life Cycle Assessment. Municipal Wastewater Treatment. Sequencing Batch Reactors.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Etapas do ciclo de vida de um produto. ....	25
Figura 2. Etapas da ACV. ....	26
Figura 3. Fases do ciclo de operação de um RBS. ....	35
Figura 4. Esquema do sistema de tratamento .....	40
Figura 5. Reator em Bateladas Sequenciais.. ....	41
Figura 6. Na esquerda o tanque de armazenamento e à direita o tanque de armazenamento com misturador.. ....	41
Figura 7. Fluxograma do processo .....	44
Figura 8. Gráfico normalizado internamente das etapas de construção, operação e demolição em cada categoria de impacto.....	58
Figura 9. Gráfico normalizado internamente para as cinco categorias consideradas neste estudo com detalhamento da fase de operação .....	59
Figura 10. Comparação entre os três cenários.....	63



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Trabalhos de ACV em sistemas de tratamento de efluentes.....	36
Tabela 2. Tempo de operação de cada fase do ciclo .....	40
Tabela 3. Parâmetros de qualidade do efluente na saída do reator .....	42
Tabela 4. Categorias de impacto do método CML 2 <i>baseline</i> 2000.....	48
Tabela 5. Inventário de ciclo de vida das três etapas, construção, operação e demolição .....	51
Tabela 6. Descrição das entradas de acordo com o banco de dados.....	53
Tabela 7. Descrição das saídas de acordo com o banco de dados .....	55
Tabela 8. Resultado da análise para todas as categorias de impacto. ....	57



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABCV – Associação Brasileira de Ciclo de Vida  
ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas  
AC – Acidificação  
ACV – Avaliação de Ciclo de Vida  
AG – Aquecimento Global  
AICV – Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida  
APHA – *American Public Health Association*  
CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento  
CML – *Center of Environmental Science of Leiden University*  
CNUMAD - Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento  
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente  
DAE – Demanda Acumulada de Energia  
DBO<sub>5</sub> – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DCO – Depleção da Camada de Ozônio  
DRA - Depleção dos recursos abióticos  
ECA – Ecotoxicidade da Água Doce  
ECM – Ecotoxicidade Marinha  
ECT – Ecotoxicidade Terrestre  
ENS – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC  
ETE – Estação de Tratamento de Efluentes  
EU – Eutrofização  
ICV – Inventário de Ciclo de Vida  
ISO – *International Organization for Standardization*  
LABEFLU – Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos  
OF – Oxidação Fotoquímica  
OS – Ocupação do Solo  
PMMA - Polimetilmetacrilato  
RBS – Reator em Bateladas Sequenciais  
RBSG – Reator em Bateladas Sequencias com Grânulos  
TH – Toxicidade Humana  
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina  
UNEP – *United Nations Environmental Programme*  
USEPA – *United States Environmental Protection Agency*





## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	19
2. OBJETIVOS .....	23
2.1. Objetivo geral .....	23
2.2. Objetivos específicos .....	23
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	25
3.1. Avaliação de Ciclo de Vida .....	25
3.1.1. Definição de objetivo e escopo .....	27
3.1.2. Análise de inventário do ciclo de vida (ICV) .....	29
3.1.3. Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV) .....	29
3.1.4. Interpretação do ciclo de vida .....	30
3.2. Tratamento de efluentes.....	31
3.2.1. Reatores em Bateladas Sequenciais .....	34
3.3. Aplicação da ACV no tratamento de efluentes .....	35
4. METODOLOGIA .....	39
4.1. O piloto.....	39
4.2. ACV.....	42
4.2.1. Definições de objetivo e escopo .....	42
4.2.2. Inventário de Ciclo de Vida (ICV) .....	44
4.2.3. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV).....	47
5. RESULTADOS.....	51
5.1. Inventário de ciclo de vida.....	51
5.2. Avaliação de impacto do Ciclo de Vida .....	55
5.3. Análise de cenários .....	62
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	65
7. RECOMENDAÇÕES .....	67
8. REFERÊNCIAS.....	69



## 1. INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais, notáveis pela poluição do ar, solo e da água e intensificação dos desastres naturais, aumentaram consideravelmente a partir do século XIX com a expansão da atividade industrial e uso indiscriminado de matérias-primas. Somente a partir da segunda metade do século XX, com o surgimento de conferências, tratados e acordos, que as organizações passaram a rever os seus processos e atividades com a preocupação do aspecto ambiental (UNEP, 2010). Neste contexto, os recursos hídricos sempre desempenharam papel central nas discussões, dada a sua importância para a vida como conhecemos, para os processos produtivos e geração de energia, e ainda a sua escassez em determinadas regiões do globo (FRANCO Jr., 2007).

Na década de 70 foi aprovado o “*Clean Water Act*” (Lei de água limpa) com o objetivo de reduzir os impactos causados sobre os corpos d’água. Essa lei estabeleceu uma estrutura para a regulamentação do lançamento de efluentes nos Estados Unidos, exigindo o uso das melhores tecnologias disponíveis para garantir a qualidade das águas, bem como definiu parâmetros de qualidade das águas superficiais (TUCCI, 2008; USEPA, 2015).

Em 1988 foi criado o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (em inglês IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*) o qual é responsável pela compilação de dados referentes a estudos relacionados à mudança global do clima (FRONDIZI, 2009).

A Agenda 21, criada em 1992 na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CNUMAD), é outro instrumento de planejamento que fomentou a busca pela sustentabilidade. O Capítulo 18 (AGENDA 21, 1992) destaca a “*proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos*”, incentivando a busca por tecnologias limpas e o gerenciamento integrado, em nível de bacia hidrográfica. E em 1997, foi elaborado o Protocolo de Quioto que estabeleceu metas de redução nas emissões de poluentes atmosféricos (FRONDIZI, 2009). Neste mesmo ano, entrou em vigor no Brasil a Política Nacional de Recursos Hídricos, com intuito de assegurar à atual e as futuras gerações a disponibilidade de água em quantidade e qualidade suficientes (BRASIL, 1997).

Diante disso, a visão sobre os processos ambientais evoluiu, deixando para trás as tecnologias de tratamento “fim de tubo”, sem atuar nas causas, passando para uma abordagem mais ampla. Assim, muita atenção vem sendo dada ao padrão de produção e de consumo da

sociedade, incluindo questionamentos quanto a sustentabilidade de produtos em seu ciclo de existência (UNEP, 2011).

A UNEP (2011) ressalta que o pensamento verde e o interesse dos consumidores em saber o que acontece antes da chegada dos produtos nas prateleiras tem aumentado nos últimos anos. Além desses, outros fatores contribuíram para a busca por alternativas visando a redução dos impactos ambientais, entre eles o avanço da legislação ambiental, conscientização e pressão da população, cobrança do mercado e exigência dos fornecedores (DIAS, 2006).

Existem diversas ferramentas e metodologias voltadas para o desenvolvimento de tecnologias limpas, redução do consumo de matéria-prima e energia e uma produção sustentável. Uma das formas mais indicadas para a melhoria ambiental de produtos é através da consideração do produto e de seu ciclo (GUINEÉ, 2001; UNEP, 2011; USEPA, 2006; BRASIL, 2014), desde a aquisição da matéria-prima até seu descarte final. Nesse contexto, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) apresenta-se como uma ferramenta de apoio as instituições na tomada de decisão, expandindo a visão tradicional, para um foco mais amplo, envolvendo todo o ciclo de vida do produto (UNEP, 2011).

A ACV é uma metodologia utilizada para analisar os impactos de um produto, serviço ou processo, através da avaliação dos parâmetros de entrada (como matéria-prima e energia) e saídas (resíduos) do sistema. Os principais objetivos da técnica são: auxiliar na escolha de uma alternativa que seja menos impactante e buscar melhorias no desempenho do sistema de produto em questão (GUINEÉ, 2001).

Neste sentido, um dos processos que a metodologia de ACV tem sido utilizada para avaliar, são relacionados ao desempenho dos sistemas de tratamento de efluentes (COROMINAS *et. al.*, 2013). Sistemas estes que tem como objetivo melhorar a qualidade dos resíduos líquidos, reduzindo os impactos causados no ambiente.

Nestes sistemas diversas alternativas estão disponíveis para o tratamento de esgoto, cada uma com características específicas, variando, por exemplo, no consumo energético ou de reagentes químicos, na geração de lodo, ou ainda nas emissões gasosas, tornando a escolha um grande desafio, uma vez que são muitas as variáveis que interferem na sustentabilidade ambiental dos processos (GUTIERREZ, 2014). Dentre as opções encontradas, tem-se uma variação do processo de lodos ativados, conhecido como reatores em bateladas sequenciais (RBS). O RBS opera em fluxo intermitente, sendo composto por um único tanque no qual ocorrem todas as etapas do processo de lodos ativados. Através do ajuste do ciclo, pode-se obter elevada eficiência na remoção de

nitrogênio e fósforo, principais responsáveis pela eutrofização dos corpos receptores. O interesse por esse sistema vem crescendo com o avanço da tecnologia, que facilitou a operação através da automatização do sistema. Assim como lodos ativados convencional, o RBS pode ser usado para tratamento de efluentes domésticos e industriais (USEPA, 1999).

Embora existam diversas opções de tratamento de efluentes domésticos, ainda assim é muito difícil entender qual deles representa o melhor desempenho ambiental de ciclo de vida. Por isso a importância de se avaliar a sustentabilidade das diferentes técnicas disponíveis (MUGA; MIHELICIC, 2007). Nesse contexto, o presente trabalho pretende contribuir para os estudos de ACV no Brasil, bem como auxiliar na escolha das alternativas para o tratamento de efluentes domésticos, visando atingir a sustentabilidade ambiental nesse processo.



## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo geral**

O objetivo principal deste trabalho é avaliar o ciclo de vida de um reator em bateladas sequencias para tratamento de efluentes doméstico.

### **2.2. Objetivos específicos**

- a) Estruturar o inventário de ciclo de vida referente à fase de construção, operação e destinação final do reator.
- b) Quantificar os impactos ambientais gerados nas três fases avaliadas.
- c) Identificar a etapa do ciclo de vida do RBS mais impactante.
- d) Propor alternativas de melhoria em relação ao desempenho ambiental.



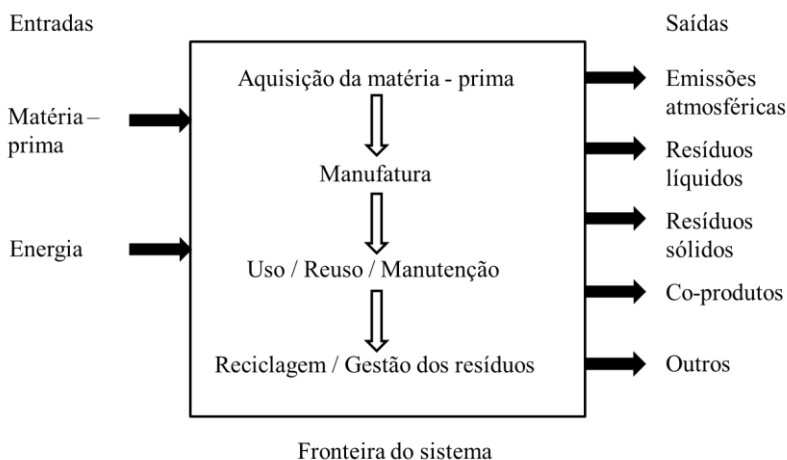


### 3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1. Avaliação de Ciclo de Vida

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma metodologia utilizada para analisar os impactos de um produto, serviço ou processo “do berço ao túmulo”. Ou seja, considera desde a extração da matéria-prima até o descarte final do produto. Esse estudo é feito através da avaliação dos parâmetros de entrada (como matéria-prima e energia) e saídas (resíduos) do sistema (GUTIERREZ, 2014; USEPA, 2006; ABNT, 2009a).

A ACV também pode ser entendida como uma avaliação minuciosa do ônus ao meio ambiente resultante do conjunto de etapas e processos necessários para manufatura de um produto, seu uso e descarte final, ou seja, o ciclo de vida do produto (SEO; KULAY, 2006). A Figura 1 ilustra as etapas mais comuns do ciclo de vida de um produto, bem como as entradas e saídas típicas.

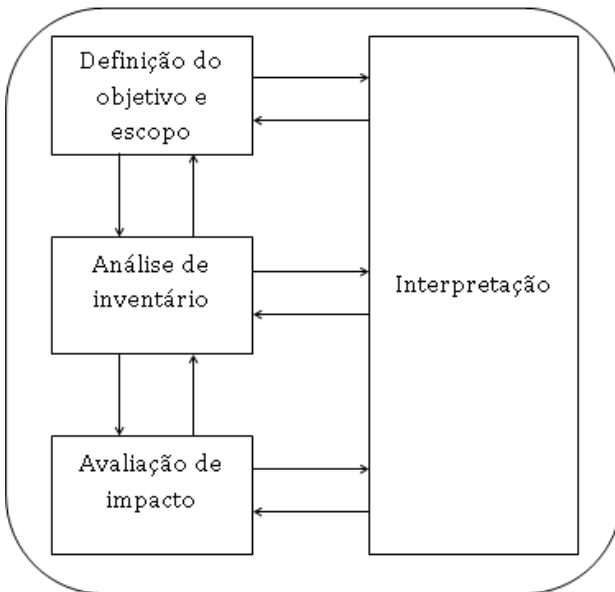


**Figura 1.** Etapas do ciclo de vida de um produto. Fonte *USEPA, 2006*

A ACV é uma entre as diversas metodologias de gestão ambiental, com foco em aspectos e impactos ambientais potenciais. Os resultados do estudo podem ser utilizados para identificação de oportunidades de melhoria do desempenho ambiental de produtos; escolha de indicadores ambientais, *marketing* e banco de dados para os tomadores de decisão nas organizações (ABNT 2009a).

A aplicação da ACV não se restringe apenas a iniciativa privada, organizações não governamentais e instituições públicas podem utilizar a ACV na estruturação de políticas públicas visando a sustentabilidade dos processos (SEO; KULAY, 2006).

No Brasil, a aplicação da metodologia é reconhecida pela série ISO 14040 (ABNT, 2009a) que apresenta princípios e diretrizes para aplicação da ferramenta. A norma define quatro fases da aplicação da ACV: definição do objetivo e escopo, análise de inventário (ICV), avaliação de impacto de ciclo de vida (AICV) e interpretação. Conforme mostrado na Figura 2, a ACV é uma técnica iterativa, em que o resultado de cada fase impacta nas demais, contribuindo para a completeza e consistência do estudo (ABNT, 2009a).



**Figura 2.** Etapas da ACV. Fonte: *NBR ISO 14040*

Apesar de a própria norma reconhecer que a metodologia ainda não está consolidada no país, o interesse tem aumentado em diversos setores, motivando as pesquisas e estudos relacionados à ferramenta (BARBOSA JÚNIOR *et al.*, 2008). Os primeiros estudos tiveram início na década de 1990, na mesma época em que a ISO 14040 foi lançada. Em 2002 foi implementada a Associação Brasileira de Ciclo de Vida (ABCV), com o

objetivo de difundir e consolidar a metodologia no país (GUTIERREZ, 2014).

A seguir estão descritas cada uma das etapas da ACV.

### 3.1.1. Definição de objetivo e escopo

O objetivo da ACV deve determinar claramente a aplicação pretendida do estudo, os fatores que motivaram a realização do trabalho e o público-alvo. Já o escopo, de acordo com a NBR ISO 14044 (ABNT 2009b), deve incluir uma série de itens, conforme listado abaixo. Essa etapa tem como finalidade delimitar o estudo e definir quais fatores ambientais serão considerados na análise (USEPA, 2006).

A seguir estão listados os itens que devem ser levados em consideração na definição do escopo de uma ACV:

- As funções do sistema de produto, ou no caso de estudos comparativos, dos sistemas;
- A unidade funcional;
- Sistema de produto a ser estudado;
- As fronteiras do sistema de produto;
- Procedimentos de alocação;
- Tipos de impacto e metodologia de avaliação de impacto e interpretação subsequente a ser usada;
- Requisitos dos dados;
- Suposições;
- Limitações;
- Requisitos da qualidade dos dados iniciais;

#### Unidade funcional

A unidade funcional é uma medida de referência no estudo do ciclo de vida. A partir desta unidade serão quantificadas as entradas e saídas do sistema. A definição da unidade funcional é essencial para permitir a comparação entre os diversos resultados encontrados de processos semelhantes e deve ser claramente identificada (ABNT, 2009b). Além disso, a unidade funcional deve ser mensurável e cuidadosamente escolhida, facilitando a interpretação dos resultados (USEPA, 2006).

#### Fronteira do sistema

A fronteira do sistema limita os processos a serem considerados no estudo do ciclo de vida. A NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a) define como “conjunto de critérios que especificam quais processos elementares fazem

parte de um sistema de produto”. A definição dos limites do sistema depende de uma série de fatores, principalmente a finalidade do estudo, suposições assumidas, disponibilidade de dados e audiência pretendida (GUTIERREZ, 2008).

A decisão de quais processos devem ser incluídos, bem como o nível de aprofundamento de cada um, deve ser explicitada no estudo, assim como omissões de etapas devem ser justificadas. Os critérios de corte utilizados na escolha dos limites podem ser baseados na massa, energia e/ou significância ambiental. As entradas e saídas consideradas também devem ser descritas nessa etapa (ABNT, 2009b).

A NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) recomenda que a descrição do sistema seja feita através de fluxograma, indicando os processos elementares e suas relações.

### Metodologia da AICV e tipos de impactos

Devem ser determinadas quais categorias de impacto, indicadores das categorias e modelos de caracterização serão incluídos no estudo da ACV (ABNT, 2009b). Através da AICV é possível converter as entradas e saídas em categorias de impacto, como mudanças climáticas, eutrofização, entre outros (BONTON et al., 2012). A NBR ISO 14040 define categoria de impacto como “classe que representa as questões ambientais relevantes às quais os resultados da análise do inventário do ciclo de vida podem ser associados”.

### Tipos e fontes de dados

O objetivo e o escopo do trabalho irão determinar quais dados devem ser coletados. A coleta de dados pode ser feita diretamente nos locais de produção, ou através de cálculos, ou ainda, em base de dados ou na literatura. A totalidade de informações inclui uma mistura composta por dados medidos, calculados ou estimados (ABNT, 2009b).

### Requisitos de qualidade dos dados

Deve ser descrito os requisitos de qualidade dos dados para que o objetivo e o escopo possam ser alcançados. Os dados faltantes devem também ser documentados. A norma recomenda ainda a caracterização quantitativa e qualitativa dos dados, bem como dos métodos utilizados para coleta e consolidação dos mesmos.

Os requisitos de qualidade dos dados devem ser estabelecidos nessa etapa de forma a reduzir a variabilidade da qualidade dos dados (COLTRO, 2007). Os requisitos devem abranger a cobertura temporal, geográfica e tecnológica, precisão, completeza, representatividade,

consistência, reprodutibilidade, fontes dos dados e a incerteza da informação (ABNT, 2009b).

### 3.1.2. Análise de inventário do ciclo de vida (ICV)

Essa etapa envolve a coleta de dados referentes ao sistema de produto estudado, além de cálculos para quantificação das entradas e saídas. A coleta de dados deve ser feita para cada processo elementar integrante da fronteira do sistema. Para facilitar o entendimento do processo, a NBR ISO 14040 (2009a) recomenda a elaboração de fluxogramas e descrição dos processos elementares, bem como uma lista com as unidades utilizadas.

Outro fator que deve ser claramente descrito refere-se à transparência sobre o processo de obtenção de dados e qualidade dos mesmos. Dependendo do objetivo do estudo pode-se encerrar a ACV nessa etapa.

A USEPA (2006) recomenda quatro passos fundamentais para a construção do inventário:

- Elaboração de um fluxograma do processo;
- Elaboração de um plano para obtenção de dados;
- Coleta de dados;
- Avaliação e divulgação dos resultados.

A obtenção de dados deve ser vinculada ao objetivo e escopo do trabalho definidos anteriormente, uma vez que um processo pode ter diversos fluxos de entradas e saídas, porém devem ser avaliados quais impactam no objetivo do estudo. O resultado desta etapa é uma lista contendo a quantidade de poluentes lançados no meio ambiente e consumo de matéria – prima e energia (USEPA, 2006).

Por ser uma metodologia iterativa, após a coleta de dados, recomenda-se um refinamento da fronteira do sistema de forma a adequá-la de acordo com a análise de sensibilidade dos dados, garantindo a uniformidade do processo (ABNT, 2009b).

### 3.1.3. Avaliação do impacto do ciclo de vida (AICV)

A AICV corresponde à etapa de avaliação e interpretação do inventário, identificando possíveis impactos no meio ambiente e na saúde humana. Com isso, é possível uma avaliação mais profunda do processo,

aprimorando a interpretação dos resultados obtidos no ICV (ABNT, 2009b).

A realização dessa etapa está condicionada ao sucesso das etapas anteriores. É necessário verificar se a qualidade dos dados é suficiente para conduzir a AICV; se a fronteira do sistema e o ICV estão adequados para o cálculo de indicadores; e se a realização da AICV é relevante de acordo com a unidade funcional do ICV (ABNT, 2009b).

Esta fase possui uma série de elementos obrigatórios, sendo os principais sugeridos pela USEPA (2006): seleção e definição das categorias de impacto; classificação; caracterização; e avaliação e divulgação dos resultados. Há ainda etapas opcionais de normalização, agrupamento e ponderação que podem ser realizadas dependendo do objetivo e escopo do estudo (ABNT, 2009b)

Através dos elementos obrigatórios, os resultados do ICV são convertidos em impactos potenciais por modelos de caracterização de cada categoria de impacto, de acordo com os fatores de caracterização de cada substância e elemento do inventário (GUITIERREZ, 2014). Com isso, a AICV permite determinar qual processo ou produto é mais impactante, através dos potenciais impactos ambientais de cada opção.

A USEPA (2006) apresenta as categorias de impacto mais comuns nos processos de ACV, são elas: aquecimento global; depleção da camada de ozônio; acidificação; eutrofização; *smog* fotoquímico; toxicidade terrestre; toxicidade aquática; saúde humana; depleção dos recursos naturais; uso do solo; e uso da água.

#### 3.1.4. Interpretação do ciclo de vida

A interpretação inclui a verificação de completeza, de sensibilidade e de consistência, além de conclusões, limitações e recomendações (ABNT, 2009b). Outro item importante que pode ser obtido nessa etapa é a identificação dos principais fatores que causam impactos, baseada no inventário e na AICV.

A interpretação das fases de ICV e AICV deve ser relacionada com o objetivo e escopo do estudo, incluindo adequações das definições e descrição das limitações (ABNT, 2009b)

A ACV é caracterizada por ser uma metodologia iterativa, em que a interpretação faz parte de todo o processo, de forma que o objetivo e o escopo sejam revistos e revisados ao longo do estudo. Convém que os resultados da interpretação sejam apresentados na forma de conclusões, limitações e recomendações (ABNT, 2009b; GUITIERREZ, 2014).

### 3.1.5. Limitações da metodologia

A realização da ACV pode demandar muito tempo e esforço, pois dependendo do objetivo e escopo do estudo proposto, a coleta de dados pode se tornar extensa e difícil de ser realizada (USEPA, 2006). Além disso, outra barreira que pode ser encontrada é nas bases de dados que ainda não estão adequadas a todos os países (GUINÉE, 2001).

Além do mais, a análise não contempla aspectos econômicos e sociais, não devendo ser usada como único critério para tomada de decisão (GUINÉE, 2001).

Apesar de ser uma metodologia científica, a análise depende de uma série de hipóteses e premissas do executor do estudo, por exemplo, a seleção do método de AICV, dos procedimentos de alocação, das análises de sensibilidade, entre outros. Dessa forma, ressalta-se a importância da transparência na realização do trabalho (GUINÉE, 2001).

## 3.2. Tratamento de efluentes

O século XX foi marcado pelo aumento da população e o crescimento da urbanização, concentrando a população em espaços menores e aumentando a disputa por recursos naturais (TUCCI, 2008; CONNOR; KONCAGÜL, 2015). A água é um dos recursos naturais mais críticos desse processo, sendo utilizada para uma série de atividades, como produção de energia e alimentos, desenvolvimento industrial, atividades agrícolas, consumo humano, navegação, diluição e transporte de resíduos. A expansão populacional e a urbanização, juntamente com o aumento da necessidade para irrigação e produção de alimentos, são os fatores que provocam maior pressão sobre o uso dos recursos hídricos (TUNDISI, 2003).

Com esse aumento, é notável o impacto no ciclo hidrológico, tanto em aspectos qualitativos, quanto quantitativos. Por exemplo, o lançamento de esgotos não tratados em rios e lagos causam a eutrofização, afetando assim a saúde humana e os custos para tratamento de água (TUNDISI, 2003). De acordo com Tucci (2008) a falta de coleta e tratamento de esgoto, e a deterioração da qualidade da água são alguns dos principais problemas no gerenciamento das águas urbanas.

Von Sperling (2007a) define a poluição da água como “*a adição de substâncias ou energia que diretamente ou indiretamente alteram a natureza do corpo d’água de tal forma que negativamente afeta seu uso*”. A composição do efluente doméstico depende de diversos fatores, como estilo de vida da população, comportamento e padrão social. Além disso,



há a contribuição de comércios, indústrias, restaurantes, escolas, escritórios, entre outros (VON SPERLING, 2007a; HENZE; COMEAU, 2008; NATIONAL SMALL FLOWS CLEARINGHOUSE, 1997).

Essa diversidade de usos da água em uma comunidade, bem como a gestão dos resíduos que é conduzida no local afeta diretamente a composição do efluente. Em geral, os componentes que exigem maior atenção são patógenos, matéria orgânica, óleos e graxas, nutrientes, compostos inorgânicos, e sólidos (NATIONAL SMALL FLOWS CLEARINGHOUSE, 1997). São esses elementos que exigem que o efluente seja tratado antes de ser lançado nos corpos d'água, como rios, lagos e lagoas (VON SPERLING, 2014).

O lançamento de efluente no ambiente está relacionado com três tópicos principais: a poluição por matéria orgânica, resultando no consumo de oxigênio dissolvido; contaminação por microrganismos patógenos, impactando na saúde humana; e poluição de lagos e reservatórios, causando eutrofização pelo excesso de nutrientes, como nitrogênio e fosforo (VON SPERLING, 2014).

No Brasil o tratamento de efluentes está relacionado com duas resoluções: CONAMA 357/2005 que estabelece *padrões de qualidade dos corpos receptores* e CONAMA 430/2011 que apresenta *padrões para o lançamento de efluentes nos corpos d'água*. Em Santa Catarina, a lei estadual 14.675/2009, estabelece alguns outros parâmetros e condições para o lançamento. Um dos critérios para a escolha do tratamento mais adequado, é a eficiência desejada de forma a atender os requisitos estabelecidos por lei, bem como as características do corpo receptor.

Para atingir os resultados esperados, existem diversos processos de tratamento, que podem ser usados individualmente ou em conjunto. Von Sperling (2014) apresenta quatro níveis de tratamento, são eles: preliminar, primário, secundário e terciário.

O tratamento preliminar tem como objetivo a remoção de sólidos grosseiros, através de grades e desarenadores. Já o primário é capaz de remover parte da matéria orgânica em decantadores primários e tanques sépticos. Em geral, os métodos para esses dois níveis se restringem a processos físicos.

O tratamento secundário visa a remoção da matéria orgânica, os principais processos são as lagoas de estabilização, disposição no solo, reatores anaeróbios, sistema de lodos ativados e biofilmes. A grande diferença entre os processos anteriores é a inclusão de uma etapa biológica.

O tratamento terciário é utilizado para remoção de poluentes específicos ou complementar o tratamento secundário quando este não for

suficiente. Esses processos ainda são pouco usados, especialmente em países em desenvolvimento.

No Brasil, as estações de tratamento de efluentes (ETE) mais comuns restringem-se ao nível secundário, predominando os processos biológicos com foco na remoção de matéria orgânica e possivelmente nutrientes. A escolha do tratamento, além de visar atender critérios legais, depende de uma série de fatores, destacando critérios técnicos e econômicos. No entanto, von Sperling (2014) menciona outros aspectos como sustentabilidade ambiental e sustentabilidade da estação que devem ser levados em conta, porém relata que os mesmos não são considerados críticos na decisão, sendo a sustentabilidade ambiental mais importante em países desenvolvidos em relação aos países em desenvolvimento.

O sistema de lodos ativados é mundialmente utilizado, principalmente pela elevada qualidade do efluente final e da baixa necessidade de área. Como desvantagem esse sistema exige elevado controle operacional e alto consumo energético. Existem diversas variantes do sistema, entre elas: lodos ativados convencional, aeração prolongada e fluxo intermitente (reator em batelada sequencial), podendo ser utilizada também como pós tratamento de efluentes anaeróbios.

Nos sistemas biológicos, a oxidação da matéria orgânica presente no efluente resulta em novas células,  $\text{CO}_2$  e/ou  $\text{CH}_4$  e água (USEPA, 2010). Além desses compostos, dependendo das condições de operação, o  $\text{N}_2\text{O}$  também pode ser gerado. O gás carbônico em processos aeróbios provém da degradação dos compostos orgânicos, da produção de energia elétrica que é consumida na operação do sistema e/ou da linha de tratamento do lodo (GUPTA; SINGH, 2012). O gás metano é gerado nos processos de degradação anaeróbios, não sendo comum nos processos aeróbios. Porém, pode estar presente nos sistemas em que o lodo é tratado por digestores anaeróbios (CAKIR; STENSTROM, 2005). O óxido nítrico é associado à degradação dos compostos nitrogenados, sendo mais comum durante a desnitrificação, que consiste na conversão do nitrato em nitrogênio gasoso e ocorre em condições anóxicas (DAUDT, 2015). Os processos microbiológicos são responsáveis por uma parcela significativa das emissões globais de  $\text{N}_2\text{O}$  (BLIEFERT; PERRAUD, 2001 apud TALLEC et. al., 2006).

Parte da matéria orgânica presente no efluente é absorvida e convertida em biomassa. Esse subproduto do processo de tratamento é conhecido como lodo, e no caso de ser resultante do tratamento secundário, denomina-se lodo secundário. O sucesso do processo de tratamento de efluente pode ser prejudicado pela falta de controle do lodo gerado, pois esse material apresenta grande potencial poluidor se não

tratado e destinado adequadamente (VON SPERLING, 2007a). Os métodos mais comuns de destinação final do lodo são: aterros sanitários, incineração, usos agrícolas (aplicação no solo e compostagem), restauração de terras, reuso industrial (incorporação na construção civil) e lançamento no oceano (JORDÃO; PESSÔA, 1995).

### 3.2.1. Reatores em Bateladas Sequenciais

Os reatores em bateladas sequenciais (RBS) operam em fluxo intermitente, sendo compostos por um único tanque em que ocorrem todas as etapas do processo de lodos ativados. Através do ajuste do ciclo, pode-se obter elevada eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo, principais responsáveis pela eutrofização dos corpos receptores. O interesse por esse sistema vem crescendo com o avanço da tecnologia, que permitiu o aprimoramento da automatização da operação (USEPA, 1999). Assim como lodos ativados convencional, o RBS pode ser usado para tratamento de efluentes domésticos e industriais.

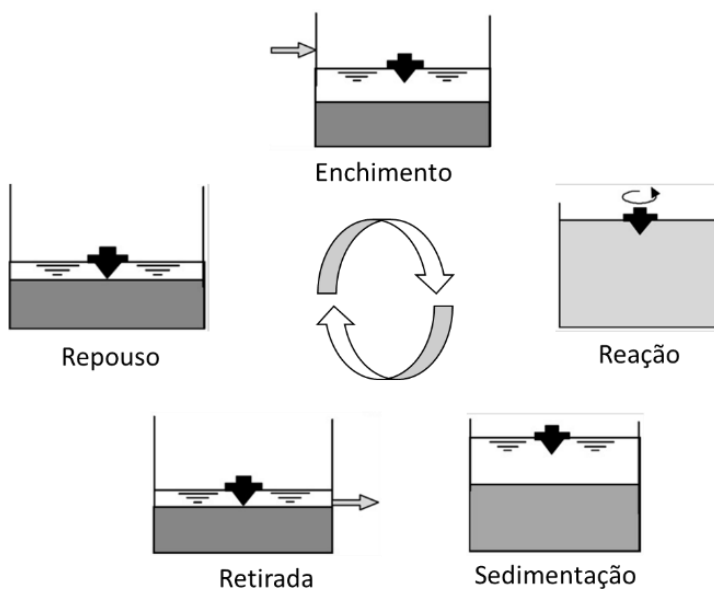
As principais vantagens desse sistema são a possibilidade de obter um efluente clarificado em apenas um tanque, ocupando pouca área; flexibilidade de operação, permitindo que o reator suporte grandes variações de carga; e possível redução de custos com produtos químicos. Dentre as desvantagens, destaca-se a exigência de mão de obra especializada e elevada sofisticação da operação, acarretando em alto consumo energético; elevado nível de manutenção; e presença de sólidos no efluente tratado, prejudicando a eficiência do processo (USEPA, 1999).

O RBS opera em ciclos formado por diversas etapas com duração definida. O processo básico envolve enchimento, reação, sedimentação, retirada e repouso (Figura 3). A duração de cada etapa é uma das principais variáveis para garantir o bom funcionamento do reator. Os estudos mais recentes sobre essa tecnologia têm focado em modificações do ciclo buscando a remoção simultânea de nitrogênio e fósforo (VON SPERLING, 2002).

A etapa de reação é a mais longa, sendo geralmente aerada durante toda a sua duração, podendo haver etapa de reação anóxica, sem aeração. As demais etapas não recebem aeração mecânica.

O mecanismo de remoção da matéria orgânica no RBS é biológico e recentemente tem sido estudada a formação de grânulos aeróbios nesses reatores. Nos sistemas com grânulos não é necessária a presença de tanques em diferentes condições para garantir a eficiência desejada na

remoção de nutrientes. O interior do grânulo possui diferentes zonas que irão promover a nitrificação e desnitrificação simultânea no reator (KREUK; LOOSDRECHT, 2006). Para que as reações sejam completas é necessária a presença de uma região anaeróbia, uma anóxica e outra aeróbia. Porém, segundo Zeng et al. (2003) na remoção simultânea de nitrogênio e fósforo pode ocorrer a formação de óxido nítrico ( $N_2O$ ) ao invés de nitrogênio gasoso ( $N_2$ ), representando um potencial impacto na atmosfera.



**Figura 3.** Fases do ciclo de operação de um RBS.

### 3.3. Aplicação da ACV no tratamento de efluentes

De acordo com Corominas *et al.* (2013) os primeiros estudos de ACV aplicados ao tratamento de efluentes são da década de 90. Na sua pesquisa, 45 publicações internacionais foram avaliadas. As conclusões dos autores apontam para a necessidade de padronização nos estudos, devido à grande variabilidade de definições adotadas nos trabalhos. A Tabela 1 apresenta alguns dos trabalhos publicados, mostrando as diferenças na definição do objetivo e escopo dos estudos.

Conforme estado da arte dos estudos da ACV em sistemas de tratamento de esgoto apresentado por Gutierrez (2014) percebe-se que são recentes estes trabalhos e que não há consenso entre os pesquisadores em relação às variáveis adotadas e considerações assumidas.

A variação ocorre desde a definição da fronteira do sistema, alguns trabalhos consideram apenas o tratamento da parte líquida, desconsiderando o lodo gerado e/ou emissões atmosféricas, porém incluindo a construção e fim de vida (ORTIZ, RALUY e UCHE, 2006; VLAPOULOS et. al., 2006). Outros incluem as etapas de gestão do lodo, porém desprezam a construção e demolição da ETE (FLORES-ALSINA et. al., 2010; HOSPIDO e FEIJOO, 2004; HOSPIDO, MOREIRA e FEIJOO, 2008; VENKATESH e BRATTEBO, 2011). O trabalho de Renou et. al. (2007) inclui uma comparação entre construção, operação e demolição, sendo considerado diferentes cenários para o lodo, portanto uma pesquisa mais completa.

Alguns autores passaram também a ampliar a fronteira do sistema, envolvendo o tratamento de água e de efluente das cidades (LUNDIE; PETERS; BEAVIS, 2004). Consequentemente, além das diferenças na fronteira do sistema, existem grandes variações na definição dos demais critérios do escopo, como unidade funcional e método de AICV.

**Tabela 1.** Trabalhos de ACV em sistemas de tratamento de efluentes

Referência	Unidade funcional	Fronteira do sistema	Método AICV	Comentários
<b>LUNDIE; PETERS; BEAVIS, 2004</b>	622 GL de água por ano	Considerado a produção de eletricidade, químicos e fertilizantes	Não específica	Tratamento de água e de esgoto
<b>HOSPIDO; FEIJOO, 2004</b>	Volume de esgoto bruto	Tratamento de efluente, lodo e produção de biogás	CML 2002	Dividiu a análise em meses de chuva (Outubro a Abril) e meses de seca (Maio a Setembro)

Referência	Unidade funcional	Fronteira do sistema	Método ICV	Comentários
<b>ORTIZ et al., 2007</b>	3000 m <sup>3</sup> /d durante 25 anos	Construção, operação e fim de vida	CML 2000, Eco-Points 97 e Eco-Indicator 99	Lodos ativados convencional, com e sem tratamento terciário
<b>RENOU et al., 2007</b>	Volume tratado em um ano	Construção, operação e demolição	CML 2000, Eco-Indicator 99, EDIP 96, EPS e Ecopoints 97	Comparação entre os processos e os cinco métodos
<b>GALLEGO et al., 2008</b>	População equivalente	Operação, tratamento e transporte do lodo	CML 2000	
<b>PASQUALINO et al., 2009</b>	1 m <sup>3</sup> de esgoto bruto	Operação, transporte e destinação de resíduos, manutenção	CML 2000	
<b>FOLEY et al., 2010</b>	Tratar 10 megalitros/dia de esgoto doméstico bruto por 20 anos	Construção e operação	Somente inventário	Dez diferentes cenários
<b>FLORES-ALCINA et al., 2010</b>	753,3 Hm <sup>3</sup> de efluente bruto	Operação, tratamento e disposição do lodo, produção e transporte de produtos químicos	CML 2000	

<b>Referência</b>	<b>Unidade funcional</b>	<b>Fronteira do sistema</b>	<b>Método ICV</b>	<b>Comentários</b>
<b>BRAVO; FERRER, 2011</b>	Tratar 100 m <sup>3</sup> de lodo desidratado, correspondent e a 50.000 p.e.	Operação e tratamento do lodo	CML 2	
<b>TOURINHO, 2014</b>	1000 m <sup>3</sup> de esgoto doméstico tratado	Tratamento do efluente, lodo (excluindo a destinação)	ReCiPe 2008	Comparação entre três processos
<b>GUTIERREZ, 2014</b>	1 m <sup>3</sup> esgoto tratado	Tratamento de efluente, lodo e biogás	CML	Estudo de caso ETE Arrudas

## 4. METODOLOGIA

### 4.1. O piloto

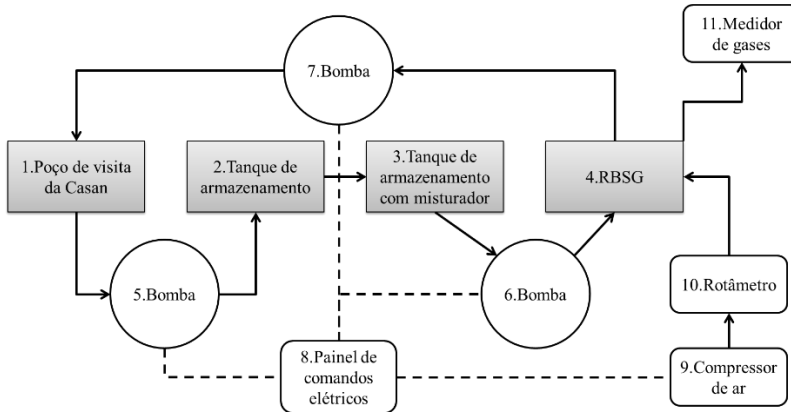
O sistema de tratamento estudado localiza-se no campus Trindade da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e está sendo monitorado pelo Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU) do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. O sistema consiste em um piloto de lodos ativados operando em bateladas sequenciais. No sistema existe um poço de visita da CASAN, tanque de armazenamento, tanque intermediário com misturador e reator em bateladas sequencias com grânulos aeróbios (RBSG). A Figura 4 apresenta um esquema do piloto.

O afluente é formado por esgoto doméstico proveniente da rede coletora da Companhia Catarinense de Água e Saneamento (CASAN) que é bombeado (5) do poço de vista (1) para o tanque de armazenamento (2). Então, o esgoto segue por gravidade para o tanque intermediário com misturador mecânico (3) com acionamento automático, de onde é bombeado (6) para o reator (4). A retirada do efluente é realizada por outra bomba (7), sendo o efluente final descartado na rede coletora em um ponto à jusante da captação.

A aeração é feita por meio de compressor de ar (9), sendo o ar comprimido distribuído por um difusor circular localizado na parte inferior do reator. Para controle da operação há filtros, válvulas reguladoras de pressão e rotâmetro (10) para medição de vazão. Para monitoramento dos gases emitidos acoplou-se ao reator um medidor de gases (11).

O sistema é automatizado por meio de um controlador lógico programável (CLP) (8) que permite controlar a duração de cada fase do ciclo, bem como acionamento e desligamento das bombas e do compressor de ar. Além disso, o controlador permite a operação manual do processo. A linha tracejada na Figura 4 indica os equipamentos ligados ao painel.





**Figura 4.** Esquema do sistema de tratamento

O reator opera em ciclos de quatro horas, funcionando 24 horas por dia, ou seja, são seis ciclos por dia. No início da operação, o tempo de sedimentação foi ajustado em 13 minutos, sendo gradativamente reduzido até 8 minutos. De forma a fechar o tempo total do ciclo de 4 horas, o tempo de reação varia de 210 minutos a 215 minutos. A Tabela 2 apresenta a distribuição temporal de cada fase.

**Tabela 2.** Tempo de operação de cada fase do ciclo

Fase	Tempo	Unidade
Enchimento	3	minutos
Tempo anóxico	10	minutos
Aeração	210 – 215	minutos
Sedimentação	8 – 13	minutos
Descarte	3	minutos
Repouso	1	minutos

O volume útil do reator é de 98 litros, sendo constituído por uma coluna cilíndrica de acrílico, com 2,18 m de altura útil e 25 centímetros de diâmetro interno. A altura total do reator é de 3,00 m. A cada ciclo são tratados 55 litros de esgoto, representando um percentual de troca de 56%. A Figura 5 mostra o reator na fase de aeração. A Figura 6 mostra os tanques de armazenamento de efluentes, necessários para equalizar a vazão garantindo a operação do ciclo.



**Figura 5.** Reator em Bateladas Sequenciais. Fonte: Daudt, 2015.



**Figura 6.** Na esquerda o tanque de armazenamento e à direita o tanque de armazenamento com misturador. Fonte: Daudt, 2015.

Conforme mencionado no item 2.2, a eficiência dos sistemas de lodos ativados é elevada, especialmente para matéria carbonácea. Além disso, a configuração de operação do reator utilizada pelo laboratório no período de monitoramento incluía um tempo anóxico, potencializando a remoção de nutrientes.

Os parâmetros de qualidade do efluente são analisados duas vezes por semana durante o período de monitoramento, seguindo os procedimentos de análises recomendado pelo *Standard Methods* (APHA, 2005). As amostras coletadas foram analisadas no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC. Para este trabalho utilizou-se os valores médios relatados por Daudt (2015).

A Tabela 3 apresenta os valores médios dos principais parâmetros na entrada (esgoto bruto) e saída final do tratamento, bem como as referências na legislação. Percebe-se que o sistema atende os parâmetros estabelecidos por lei tanto na esfera nacional quanto estadual.

**Tabela 3.** Parâmetros de qualidade do efluente na entrada e saída do reator

Parâmetro	Valor entrada	Valor saída	CONAMA 430	Lei Estadual 14.675	Unidade
DQO	335	121	-	-	mg/L
DBO	210	47,8	120	60	mg/L
SST	93	39	Remoção de 20%	-	-
NH4+	46	16,75	20	-	mg/L
NO3-	-	5,45	-	-	mg/L
NO2-	-	12,9	-	-	mg/L

## 4.2. ACV

A realização deste trabalho está enquadrada nas diretrizes e princípios definidos pela série ISO 14040 (ABNT, 2009a). A seguir estão descritas as definições que nortearam este estudo.

### 4.2.1. Definições de objetivo e escopo

O sistema de produto definido neste trabalho é um processo de tratamento de efluentes doméstico, formado por Reator em Bateladas Sequenciais com Grânulos (RBSG), com capacidade de tratar 55 litros de efluente bruto por ciclo conforme descrição apresentada no item 4.1.

A realização desta ACV tem como objetivo fornecer dados para aperfeiçoamento de uma tecnologia promissora que está sendo estudada na universidade. Com esse trabalho, espera-se uma maior aproximação dos centros de pesquisa dentro do departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da UFSC.

A função desse sistema de produto é tratar efluente doméstico até padrões de lançamento aceitáveis pela legislação local mencionada anteriormente.

Corominas et. al (2013) relata que o volume de efluente tratado é a unidade funcional mais comum entre os trabalhos avaliados na sua pesquisa. Definição que está alinhada com Bonton et. al (2011), que constatou que nos estudos de ACV para tratamento de água, o volume de água tratada é a unidade funcional mais utilizada. Já Suh e Rousseaux (2001) recomendam utilizar o volume de efluente associado a uma variável qualitativa, quantitativa ou espacial para sistemas de tratamento municipais.

Diante disso, a unidade funcional estabelecida é um metro cúbico de esgoto tratado, considerando que o sistema garante eficiência mínima para atender os padrões de lançamento estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/11. Essa escolha deu-se pela facilidade de comparação com outros trabalhos publicados. Neste trabalho, será referida apenas como m<sup>3</sup> (metro cúbico) para facilitar a descrição.

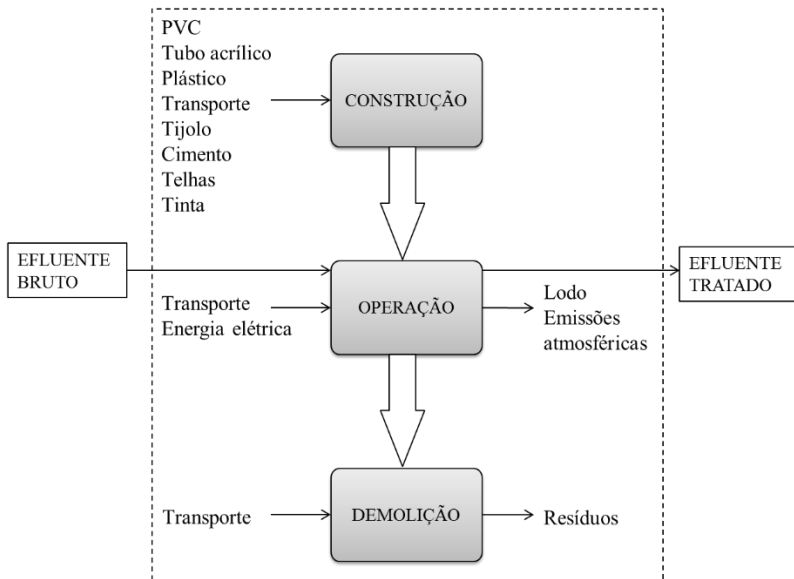
Três etapas foram consideradas na fronteira do sistema: construção, operação e fim de vida. A Figura 7 apresenta o fluxograma com as entradas e saídas de cada uma das etapas elementares. A linha tracejada indica a fronteira do sistema.

Na etapa de operação, incluiu-se o tratamento secundário, composto pelo RBS, bem como os tanques de equalização que antecedem o processo. Não foi considerado o tratamento preliminar pela falta de dados sobre essas etapas, uma vez que o sistema piloto não conta com esses processos. A rede de coleta do efluente, bem como o lançamento ficaram fora da fronteira do sistema pois o objetivo do estudo é avaliar somente o tratamento do efluente. Das emissões atmosféricas comuns desse processo, considerou-se o gás carbônico e o óxido nitroso.

Com relação aos resíduos sólidos, considerou-se o transporte e destinação final do lodo em três cenários, aterro sanitário, incineração e disposição no solo. Essa escolha deu-se por serem os métodos mais usados a nível mundial (ANDREOLI, 2001). O aterro sanitário foi considerado no cenário base por ser a destinação mais comum no Brasil, sendo as demais alternativas ainda pouco difundidas no país (GODOY,

2013). Já para resíduos da demolição considerou-se a destinação em aterro classe II.

A energia elétrica da fase de operação foi obtida de dados primários coletados durante o trabalho de Daudt (2015). Já o consumo para a construção e a demolição foram estimados através da literatura e banco de dados.



**Figura 7.** Fluxograma do processo

#### 4.2.2. Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

Os dados desse trabalho são divididos em primário e secundário de acordo com a origem. Os dados primários são aqueles coletados diretamente da fonte estudada. Nesse grupo encontram-se a emissão de óxido nítrico, o consumo energético, e ainda dados referentes à qualidade e quantidade do efluente na entrada e saída do sistema. Já os dados secundários, que são compostos pelas entradas da fase de construção, emissão de gás carbônico, destinação do lodo, e pelas entradas e saídas da fase de demolição, foram acrescentados de acordo com a base de dados Ecoinvent, literatura especializada ou manuais técnicos.

Os dados primários foram fornecidos pelo LABEFLU, conforme monitoramento realizado por Daudt (2015) durante sua pesquisa de mestrado. As informações não coletadas durante o estudo realizado pelo

pesquisador foram estimadas através de medições no local ou complementação por bibliografias. O período de coletas realizadas pelo laboratório foi de 181 dias entre setembro de 2013 e março de 2014.

A elaboração do inventário respeitou o balanço de massa das entradas e saídas. Quando todos os dados foram levantados, os mesmos foram relacionados com a unidade funcional  $m^3$  de efluente tratado, considerando um período de 20 anos de operação. Esse horizonte está de acordo com outros trabalhos como Renou et. al. (2007) e Foley et. al. (2010), sendo um valor intermediário entre Vlasopoulos et al. (2006) (15 anos) e Ortiz et al. (2006) (25 anos). Nesse caso, o volume total de efluente tratado foi de 2410,65  $m^3$ . Portanto, após efetuado o levantamento das entradas e saídas na concepção construtiva, dividiu-se os valores pelo volume total tratado no período.

Abaixo estão descritas as fontes de dados para cada uma das etapas elementares.

### Construção

Com relação a etapa de construção, incluiu-se no inventário os principais materiais e equipamentos utilizados para o tratamento, bem como o abrigo de alvenaria no qual o reator foi instalado.

A quantidade de cimento foi estimada de acordo com o estimado com Cimcal (2016), na relação de 14 sacos de cimento para 80  $m^2$  de parede.

A tinta foi estimada através do sistema de Calculadora de Tintas da Suvinil (SUVINIL, 2016). O sistema define a quantidade de tinta baseado no tipo de superfície, tipo de acabamento, produto utilizado, área a ser pintada e quantidade de demãos.

Já a quantidade de tijolo foi feita considerando o tijolo deitado, com peso e dimensão apresentado nos catálogos das indústrias de materiais de construção (FELISBINO, 2016). Considerou-se o tijolo cerâmico por ser o mais comum no Brasil (GOI, 2015). Com esses valores foi possível determinar a massa de tijolos necessária para construção do abrigo de alvenaria.

A área do telhado foi estimada em 30  $m^2$  e quantidade de telhas foi definida com base nos distribuidores do material, sendo considerado telhas de cerâmica, sendo recomendado pelo fabricante 9,3 telhas por  $m^2$  de telhado (LEROY MERLIN, 2016).

O plástico, componente dos tanques de armazenamento intermediário, foi determinado em massa, conforme disponível nas informações dos fabricantes (ETERNIT, 2016; CAIXA FORTE, 2016). As tubulações de ligação entre os tanques até o reator, e de descarte do

efluente, são de PVC e foram estimadas em 100 m de tubo (medição in loco).

Para estimar a quantidade de acrílico utilizou-se as medidas do tanque, que são conhecidas, e a densidade do material.

As bombas utilizadas no processo não foram consideradas devido à dificuldade de encontrar informações no mercado referente aos equipamentos. Outros materiais da construção também não foram incluídos por serem mais trabalhosos de estimar, como areia, madeiramento do telhado, brita e piso.

### Operação

Na etapa de operação, considerou-se as principais entradas e saídas do processo. Pequenas trocas de manutenção não foram consideradas, como troca de cabos elétricos, lâmpadas, tubulações, entre outros.

Dentre as entradas dessa etapa, destaca-se o consumo de energia elétrica. O consumo de energia foi anotado diariamente durante 151 dias de operação, com isso foi possível estimar o consumo médio por ciclo em quilowatt-hora em 1,69 kWh/ciclo.

No item 3.2 foram apresentadas as emissões gasosas em sistemas de tratamento de efluentes. Em processos aeróbios, o principal gás gerado é o  $\text{CO}_2$ , e no caso do RBS avaliado, o  $\text{N}_2\text{O-N}$  pela presença de uma etapa anóxica. O monitoramento da emissão de  $\text{N}_2\text{O-N}$  foi realizado por 97 dias através de medidor de gases. A frequência de medição foi de duas vezes por semana. Com os dados coletados, verificou-se a emissão média por ciclo do reator. A emissão média de  $\text{N}_2\text{O-N}$  foi de 0,09 g/ciclo durante o período de monitoramento do sistema (DAUDT, 2015). Considerando que cada ciclo trata 55 litros de efluente, temos aproximadamente 0,002 kg  $\text{N}_2\text{O-N}/\text{m}^3$  de efluente tratado.

A emissão de gás carbônico foi calculada a partir de relação estequiométrica com a  $\text{DBO}_5$  presente no efluente. De acordo com USEPA (2010) são emitido 44 kg de  $\text{CO}_2$  para cada 32 kg de  $\text{DBO}_5$  removida. Sabendo os valores médios de entrada e saída deste parâmetro é possível estimar a matéria orgânica removida. Dessa forma, sabendo que a  $\text{DBO}_5$  removida média é de 162,2 mg/L, estimou-se a emissão de  $\text{CO}_2$  em 0,223 kg/m<sup>3</sup>.

Apesar de o valor de  $\text{CO}_2$  ser maior, o potencial poluidor do óxido nítrico é 298 vezes maior em relação ao gás carbônico, portanto, corresponde a 0,488 kg  $\text{CO}_2$  eq/m<sup>3</sup> (IPCC, 2014).

Outro resíduo importante gerado é o excesso de lodo. Durante o período de monitoramento realizado por Daudt (2015), não foi efetuado o controle da idade do lodo, sendo o excesso o de lodo descartado junto

com o efluente final. Devido ao elevado potencial de impacto deste resíduo (VON SPERLING, 2007b), este estudo considerou que os sólidos em excesso foram destinados para tratamento separado.

Três cenários foram analisados para a destinação final do lodo. Inicialmente, considerou-se o cenário de disposição em aterro sanitário. Posteriormente, para avaliar melhor essa questão, elaborou-se outros cenários considerando a incineração e a disposição no solo.

O aterro sanitário considerado na análise engloba o tratamento do lixiviado e controle das emissões gasosas, sendo que 28% do biogás gerado é queimado em flare, 22% usado para geração de energia elétrica e 50% emitido diretamente para atmosfera.

O segundo cenário considera a incineração do material. O processo escolhido dentre os disponíveis na base de dados Ecoinvent considera uma etapa de desidratação do lodo com tratamento da água residuária, transporte do material sólido até o incinerador, emissões diretas do processo de queima e destinação dos resíduos gerados.

No terceiro cenário foi considerado a disposição no solo. Porém, o processo não considerou a plantação de cultivo no solo, apenas as emissões atmosféricas relativas ao espalhamento do material no solo.

### Demolição

Nessa etapa, deixou-se de considerar o uso de máquinas e equipamento de demolição, como escavadeiras, devido à dificuldade de encontrar informações e referências sobre esse aspecto. Bonton et. al (2011) considerou os mesmos parâmetros para o cenário de fim de vida. Incluiu-se na modelagem apenas o transporte e a disposição final do entulho em aterro.

### **4.2.3. Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV)**

O software utilizado para modelagem e a AICV foi o *SimaPro*. Entre os 45 estudos revisados por Corominas et al. (2013), dentre os métodos disponíveis no software, o mais utilizado é o CML, aplicado em 19 dos 26 trabalhos que descreveram o método de AICV. Diante disso, os dados do inventário foram modelados através do método CML 2 *baseline* 2000, acrescido da categoria de demanda acumulativa de energia (DAE). A Tabela 4 apresenta as categorias de impacto deste método, bem como as siglas que serão utilizadas no decorrer desta análise e as unidades que as mesmas são apresentadas.



**Tabela 4.** Categorias de impacto do método CML 2000

<b>Categoria de impacto</b>	<b>Sigla</b>	<b>Unidade</b>
Depleção dos recursos abióticos	DRA	kg Sb eq
Acidificação	AC	kg SO <sub>2</sub> eq
Eutrofização	EU	kg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> eq
Aquecimento global	AG	kg CO <sub>2</sub> eq
Depleção da camada de ozônio	DCO	kg CFC-11 eq
Toxicidade humana	TH	kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidade da água doce	ECA	kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidade marinha	ECM	kg 1,4-DB eq
Ecotoxicidade terrestre	ECT	kg 1,4-DB eq
Oxidação fotoquímica	OF	kg C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>
Ocupação do solo	OS	m <sup>2</sup> a
Demanda acumulada de energia	DAE	MJ eq

Após análise geral de todas as categorias, o estudo concentrou-se em cinco categorias de impacto. Conforme estado da arte de Corominas et. al. (2013) as categorias de impacto mais utilizadas são: aquecimento global, acidificação e eutrofização. Devido ao alto consumo energético do sistema, considerou-se incluir a categoria de demanda acumulada de energia. Por fim, escolheu-se a depleção da camada de ozônio.

Renou et. al. (2007) mencionam que a escolha do método apresenta grande variação entre os estudos de tratamento de efluentes. Porém, para as categorias de impacto escolhidas, os resultados para os diferentes métodos são semelhantes. Abaixo estão listadas as categorias de impacto que serão analisadas neste estudo, com uma breve descrição de cada uma:

Aquecimento global (AG): também chamada de mudanças climáticas. Está relacionada com as emissões de gases do efeito estufa. Os resultados são apresentados como aquecimento global potencial por 100 anos e expressos em kg CO<sub>2</sub>/kg de emissão. O escopo geográfico deste indicador é em escala global (PRÉ, 2016).

Acidificação (AC): expressa em kg SO<sub>2</sub> equivalente/kg de emissão. Considera o impacto de substâncias acidificantes no solo, águas subterrâneas, águas superficiais, seres vivos, ecossistemas e materiais. O escopo varia entre local e continental (PRÉ, 2016).

Eutrofização (EU): inclui impactos associados pela elevação do nível de macro nutrientes no meio devido a emissões no ar, água e solo. É expresso em kg PO<sub>4</sub> equivalentes/kg de emissão. A escala geográfica varia entre local e continental (PRÉ, 2016).

Demanda acumulada de energia (DAE): considera o consumo de energia ao longo do ciclo de vida. Inclui os usos diretos e indiretos. Considera fontes renováveis e não renováveis. É expressa em MJ (MegaJoule) (FRISCHKNECHT, 2007).

Depleção da camada de ozônio (DCO): considera os efeitos da radiação na saúde humana e animal, no ecossistema, ciclos biogeoquímicos e nos materiais. É expressa em kg CFC-11 equivalente/kg de emissão. O escopo geográfico deste indicador é em escala global (PRÉ, 2016).

A escolha deste conjunto de categorias é reforçada por outros estudos de ACV de sistemas de tratamento de efluentes como Hospido e Feijoo (2004) e Pasqualino et. al. (2009) que consideraram as mesmas cinco categorias mencionadas acima.



## 5. RESULTADOS

### 5.1. Inventário de ciclo de vida

O inventário de ciclo de vida contém a quantificação das entradas e saídas dos processos elementares do sistema de produto. A Tabela 5 apresenta os fluxos considerados por etapa, que está dividida segundo as três principais fases do ciclo de vida do reator que serão descritas a seguir. Unidades estão relativizadas à unidade funcional. Construção e demolição estão distribuídas proporcionalmente pelo tempo de vida útil de 20 anos.

**Tabela 5.** Inventário de ciclo de vida das três etapas, construção, operação e demolição

<b>Fluxo</b>	<b>Descrição</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>
<b><i>Construção</i></b>			
PVC	Tubo	0,03650	kg/m <sup>3</sup>
Tubo acrílico	PMMA	0,00345	kg/m <sup>3</sup>
Plástico	Fibra de vidro, reforçado com resina poliéster	0,03879	kg/m <sup>3</sup>
Tijolo	Cerâmica	3,00135	kg/m <sup>3</sup>
Cimento		0,39927	kg/m <sup>3</sup>
Telhas	Cerâmica	0,50281	kg/m <sup>3</sup>
Tinta	Acrílico	0,00627	kg/m <sup>3</sup>
Transporte	Dos materiais até o local	0,0243	tkm
<b><i>Operação</i></b>			
Energia elétrica	Bombas e compressor	30,73	kWh/m <sup>3</sup>
Transporte	Do lodo até aterro	1,21	tkm
Lodo	Destinado ao aterro	0,0390	kg/m <sup>3</sup>
Emissões atmosféricas	Óxido nitroso	0,00164	kg/m <sup>3</sup>
Emissões atmosféricas	Gás carbônico	0,223	kg/m <sup>3</sup>
<b><i>Demolição</i></b>			
Transporte	Destinado em aterro	0,179	tkm
Resíduos	Entulho	3,98	kg/m <sup>3</sup>

A seguir estão relacionados os cálculos e dados para cada etapa elementar do processo, construção, operação e demolição.

### Construção

A tubulação utilizada para transporte do esgoto foi estimada em 100 m de PVC com diâmetro externo de 100 mm através de inspeção visual. O peso por metro linear de cano foi definido através de catálogo de lojas de matérias de construção (TAQI, 2016). Com isso, estimou-se 88 kg de tubo para construção do sistema.

Conforme descrito anteriormente, o reator é de acrílico. Para estimar a massa do material, recorreu-se a manuais de fabricação, sendo encontrada uma densidade de 2,77 kg/m para tubos de acrílico (ISOLAPLAST, 2016). Portanto, foi utilizado aproximadamente 8,31 kg de polimetil-metacrilato (PMMA).

A massa de plástico também foi definida com base em catálogos de caixas de água, sendo considerada caixas de fibra de vidro reforçadas com resina de poliéster (ETERNIT, 2016; CAIXA FORTE, 2016). O peso da caixa de 1000L é 17,5 kg e de 5000L é 76 kg, totalizando 93,50 kg de plástico.

Para construção das paredes considerou-se o tijolo de 6 furos com dimensões 24x14x9 cm e peso de 2,21 kg (FELISBINO, 2016). Com isso foi possível estimar a massa de tijolos para construção do abrigo que possui 110 m<sup>2</sup> de paredes. Conhecendo a área superficial do tijolo e de parede, foi calculado a massa total de tijolos, obtendo-se 7235,2 kg de bloco cerâmico.

O consumo de cimento foi estimado com base na relação de 14 sacos de 50 kg para cada 80 m<sup>2</sup> de parede. Como a área de parede é de 110 m<sup>2</sup>, calculou-se uma massa de 962,5 kg de cimento (CIMCAL, 2016).

A quantidade de tinta, estimada pelo aplicativo da Suvnil, foi de 12 litros para pintura das paredes. Conforme a ficha técnica do produto, a densidade da tinta é 1,26 g/cm<sup>3</sup>, portanto, em massa, a quantidade de tinta foi de 15,12 kg (BASF S. A., 2014).

O transporte foi estimado considerando uma distância média de 200 km entre as lojas até o local de instalação. Para ajustar conforme os dados do Ecoinvent, dividiu-se a massa total de materiais pela distância média, obtendo-se o valor em toneladas por quilômetros (tkm).

### Operação

O consumo de energia na fase de operação foi relacionado com a unidade funcional. Conhecendo o consumo por ciclo e o volume tratado por ciclo, obteve-se um consumo de 30,73 kWh/m<sup>3</sup>.

O transporte dessa etapa corresponde a destinação do lodo gerado no cenário base e de destinação do solo. Para o cenário de incineração o transporte já está incluído no processo escolhido na base da Ecoinvent.

O volume de lodo foi estimado pela concentração média de sólidos na saída do reator. A concentração foi de 39 mg/L (Tabela 3), relacionando este valor com a unidade funcional obteve-se 0,0390 kg/m<sup>3</sup>.

A emissão de óxido nitroso medida é de 0,0016 kg/m<sup>3</sup>. Já a emissão de CO<sub>2</sub> foi estimada em 0,223 kg/m<sup>3</sup>, conforme descrito no item 4.2.2.

### Demolição

Os materiais utilizados para a construção foram considerados como entulho na etapa de demolição (i.e., 1 kg de matéria-prima de construção = 1 kg de entulho na demolição). A massa de entulho contabilizada foi relacionada com a unidade funcional considerando os 20 anos de operação, totalizando 3,98 kg/m<sup>3</sup> de efluente tratado.

Com os dados coletados e calculados em mãos realizou-se a adequação dos mesmo no banco de dados do SimaPro. Seguindo o escopo do trabalho, procurou-se utilizar o Ecoinvent, no entanto foi preciso recorrer a outros bancos na escolha do aterro sanitário para a disposição do lodo e do aterro de inertes para disposição do entulho. As Tabela 6 e Tabela 7 apresentam, respectivamente, as entradas e saídas, bem como a descrição do banco de dados.

**Tabela 6.** Descrição das entradas de acordo com o banco de dados

<b>Entradas</b>	<b>Banco de dado</b>	<b>Descrição</b>
<b>PVC</b>	Ecoinvent 3 - allocation, default - unit	Polyvinylchloride, suspension polymerised {GLO} market for Alloc Def, U
<b>Tubo acrílico</b>	Ecoinvent 3 - allocation, default - unit	Polymethyl methacrylate, sheet {GLO} market for Alloc Def, U
<b>Plástico</b>	Ecoinvent 3 - allocation, default - unit	Glass fibre reinforced plastic, polyester resin, hand lay-up {GLO} market for Alloc Def, U

<b>Entradas</b>	<b>Banco de dado</b>	<b>Descrição</b>
<b>Tijolo</b>	Ecoinvent unit processes	Brick, at plant/RER U
<b>Cimento</b>	Ecoinvent unit processes	Cement, unespecified, at plant/CH U
<b>Telhas</b>	Ecoinvent 3 - allocation, default - unit	Ceramic tile {GLO} market for Alloc Def, U
<b>Tinta</b>	Ecoinvent 3 - allocation, default - unit	Acrylic varnish, without water, in 87,5% solution state {GLO} market for Alloc Def, U
<b>Transporte - construção</b>	Ecoinvent unit processes	Transport, lorry 7,5 - 16t, EURO3/RER U
<b>Energia elétrica</b>	Ecoinvent 3 - allocation, default - unit	Electricity, low voltage {BR} market for Alloc Def, U
<b>Transporte - operação</b>	Ecoinvent 3 - allocation, default - unit	Transport, freight, light commercial vehicle{GLO} market for Alloc Def, U
<b>Transporte - demolição</b>	Ecoinvent unit processes	Transport, lorry 7,5 - 16t, EURO3/RER U

**Tabela 7.** Descrição das saídas de acordo com o banco de dados

<b>Saídas</b>	<b>Banco de dado</b>	<b>Descrição</b>
	ELCD	Landfill of biodegradable waste EU-27
<b>Lodo</b>	Ecoinvent unit processes	Disposal, drilling waste, 71,5% water, to landfarming/CH U
	Ecoinvent unit processes	Disposal, digester sludge, to municipal incineration/CH U
<b>Emissões atmosféricas</b>		Carbon dioxide
<b>Emissões atmosféricas</b>		Nitrogen monoxide
<b>Resíduos</b>	ETH-SEU 96 Unit processes	Construction waste (inert) to landfill U

## 5.2. Avaliação de impacto do Ciclo de Vida

A Tabela 8 apresenta os resultados em valores absolutos e percentuais de cada categoria de impacto, bem como o total. Na primeira coluna estão listadas as categorias de impacto com suas respectivas unidades. Os resultados são apresentados para cada etapa em valores absolutos e percentuais. Por fim, tem-se o total de cada categoria.

Os dados da Tabela 8 alimentam o gráfico da Figura 8, através do qual fica evidente a participação das etapas em cada categoria, com destaque para a fase de operação que representa entre 67% (DCO) e 96% (ECT).

A construção apresentou maior impacto nas categorias de depleção da camada de ozônio, depleção dos recursos abióticos e demanda acumulada de energia, representando entre 20% e 30% em cada uma dessas categorias. Resultados semelhantes foram encontrados em outros estudos. Renou et al. (2007) encontraram 11% na categoria de aquecimento global, 1% eutrofização, 6% acidificação e 13% depleção dos recursos abióticos. Vlasopoulos et al. (2006) encontraram uma



contribuição entre 1% e 3% em relação a operação nas categorias de depleção dos recursos abióticos (1%), aquecimento global (1%), oxidação fotoquímica (3%), acidificação (2%) e eutrofização (1%). Ambos os estudos se referem a sistemas de lodos ativados convencional.

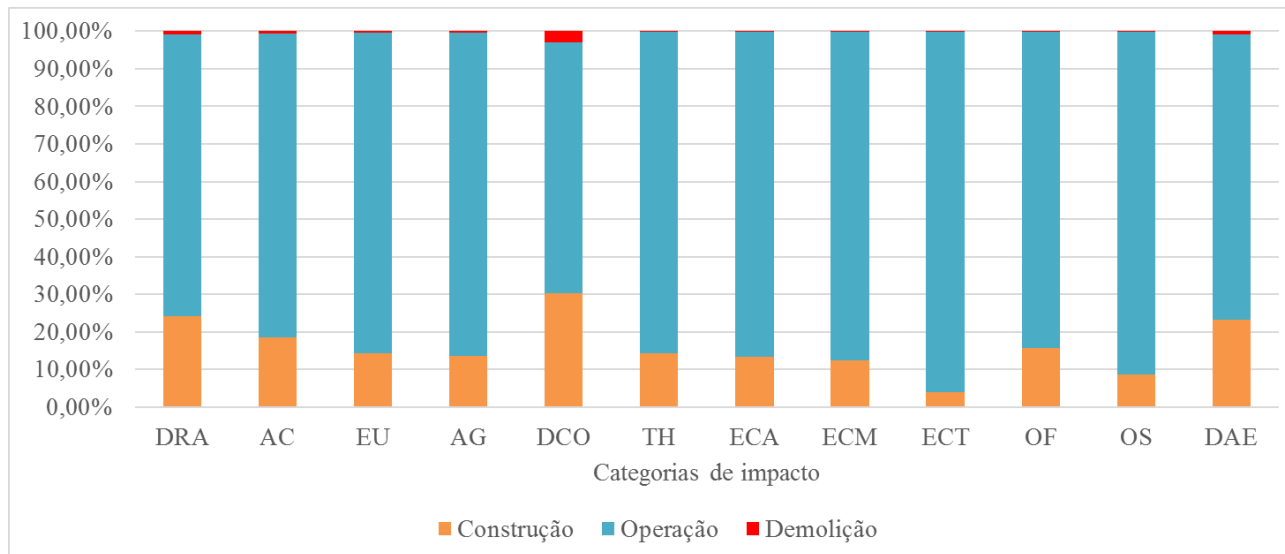
A fase de operação é que representa maior contribuição em todas as categorias (Figura 8). Em termos de valores absolutos, a categoria de aquecimento global apresenta resultado significativo, totalizando um impacto potencial de 12,42 kg de CO<sub>2</sub>. Na categoria de ecotoxicidade terrestre, essa fase é responsável por praticamente 100% dos impactos potenciais.

A etapa de demolição se mostrou desprezível em relação as demais (construção e operação), sendo a maior contribuição na depleção da camada de ozônio com 2,9%. Nas demais categorias a demolição representa menos de 1%. Esse resultado é reflexo do cenário considerado nesta análise. Apesar da pequena participação nos impactos totais, a fase de demolição ainda possui margem para melhorias. Conforme mencionado por Renou et. al. (2007), a descaracterização de ETE depende das características locais, em muitos casos os tanques podem ser usados para outros fins, diminuindo consideravelmente o volume de entulho gerado. Além disso, não foi considerado a possibilidade de reciclagem dos materiais plásticos, por exemplo. Bonton et al. (2012) relatou ganhos ambientais para esta fase ao considerar a reciclagem do alumínio.

Embora possa haver variações na definição do escopo dos estudos de ACV para tratamento de efluentes, esse padrão entre a construção, operação e demolição é semelhante ao encontrado em outros trabalhos, por exemplo Vlasopoulos et al. (2006), Renou et al. (2008), Lundie, Peters e Beavis (2004), e Bonton et al. (2011).

**Tabela 8.** Resultado da análise para todas categorias de impacto.

Categoria de impacto	Construção		Operação		Demolição		Total
	Valor	%	Valor	%	Valor	%	
<b>DRA (kg Sb eq)</b>	0,0096	24,08%	0,0299	75,14%	0,0003	0,78%	0,0398
<b>AC (kg SO2 eq)</b>	0,0063	18,47%	0,0275	80,88%	0,0002	0,65%	0,0340
<b>EU (kg PO42- eq)</b>	0,0017	14,43%	0,0098	85,08%	5,64377E-05	0,49%	0,0115
<b>AG (kg CO2 eq)</b>	1,6789	13,51%	10,6986	86,12%	0,0450	0,36%	12,4225
<b>DCO (kg CFC-11 eq)</b>	1,01E-07	30,38%	2,21E-07	66,72%	9,58E-09	2,89%	3,31E-07
<b>TH (kg 1,4 DB eq)</b>	0,9253	14,25%	5,5571	85,60%	0,0098	0,15%	6,4922
<b>ECA (kg 1,4 DB eq)</b>	0,2861	13,30%	1,8621	86,54%	0,0034	0,16%	2,1516
<b>ECM (kg 1,4 DB eq)</b>	614,3445	12,43%	4318,8351	87,41%	7,7403	0,16%	4940,9200
<b>ECT (kg 1,4 DB eq)</b>	0,0062	3,87%	0,1530	96,06%	0,0001	0,07%	0,1593
<b>OF (kg C2H4)</b>	0,0006	15,72%	0,0034	84,10%	7,11724E-06	0,18%	0,0040
<b>OS (m2a)</b>	0,0748	8,77%	0,7772	91,14%	0,0008	0,09%	0,8527
<b>DAE (MJ eq)</b>	21,5381	23,34%	70,0087	75,86%	0,7343	0,80%	92,2811

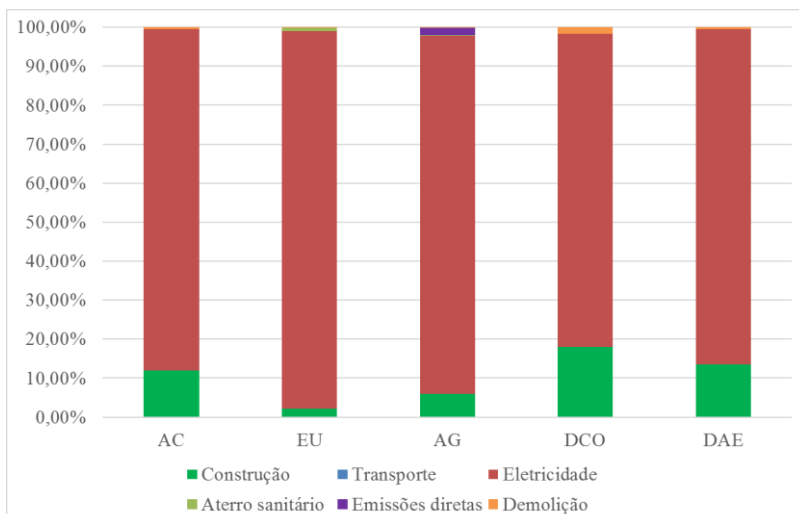


**Figura 8.** Gráfico normalizado internamente das etapas de construção, operação e demolição em cada categoria de impacto.

A Figura 9 apresenta o gráfico para as categorias definidas no escopo deste trabalho, AC, EU, AG, DCO e DAE, que serão discutidas com mais detalhes abaixo. Para entender melhor os impactos da fase da operação, os mesmos foram desmembrados em transporte, consumo de energia, aterro sanitário e emissões diretas. A seguir encontra-se uma análise de cada categoria de impacto, e comparação entre os cenários de destinação do lodo.

Ao analisar a fase de operação (Figura 9), nota-se que o consumo de energia na fase de operação predomina em todas as categorias. Devido ao volume de lodo estimado neste estudo ter resultado em valores baixos, os impactos associados ao transporte e destinação deste material também não foram significativos. No entanto, ressalta-se a importância de entender esse parâmetro, pois mesmo com o baixo volume, a destinação em aterro teve participação na categoria de eutrofização.

Os principais impactos potenciais do aterro são referentes a fase de operação e estabilização, quando o aterro deixa de receber resíduos até deixar de ser monitorado (CHRISTENSEN; COSSU; STEGMANN, 1989). Dentre as principais emissões, destacam-se o chorume e os gases. O chorume, resultante da degradação dos compostos orgânicos, apresenta potencial de contaminação do solo e corpos hídricos (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003). Devido a esses fatores, o aterro sanitário tem a maior participação na categoria de eutrofização.



**Figura 9.** Gráfico normalizado internamente para as cinco categorias consideradas neste estudo com detalhamento da fase de operação

O consumo de energia durante a operação apresentou-se como um dos principais gargalos do sistema. Sendo a matriz energética brasileira composta em cerca de 80% por hidrelétricas, têm-se os impactos dessa atividade associados as categorias. A decomposição da matéria que fica nas áreas alagadas contribui para as categorias de acidificação, eutrofização e aquecimento global. A operação das usinas também gera emissões atmosféricas que contribui para o aquecimento global (FRAGOMENI; GOELLNER, 2009).

Para reduzir os impactos gerados pelo consumo de energia do processo, pode-se buscar alternativas renováveis, como solar ou eólica, ou até mesmo aproveitar o biogás gerado no tratamento do lodo (ORTIZ; RALUY; UCHE, 2006).

A utilização do diesel como combustível para o transporte explica a contribuição dessa atividade nesta categoria pelo potencial de emissão de monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), hidrocarbonetos (HC), aldeídos (RCHO), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>) e material particulado (MP) (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2011).

### Acidificação

Ao analisar o gráfico normalizado para essa categoria (Figura 8), percebe-se a predominância da etapa de operação com 80,9%. A maior contribuição do impacto vem do consumo direto de energia do processo (80,8%) (Figura 9).

A etapa de construção representa 18,5% dessa categoria, sendo aproximadamente metade disso, proveniente do consumo de materiais cerâmicos, ou seja, o uso de tijolos e telhas. Os impactos ambientais associados a esse processo são resultantes da extração de matéria-prima e da queima nas olarias (GRIGOLETTI; SATTLER, 2003)

### Eutrofização

A operação é responsável por 85% dos impactos desta categoria (Figura 8). Apesar de não ter sido considerado o lançamento do efluente tratado nesta avaliação, as atividades associadas a produção de energia representaram cerca de 96% (Figura 9).

A categoria de eutrofização inclui todos impactos causados pela emissão de nutrientes no ar, solo e água, o que justifica a alta porcentagem referente a disposição do lodo em aterro sanitário, uma vez que esse processo gera resíduo líquido, emissão atmosférica e uso de solo para acondicionamento do material (SIMAPRO DATABASE MANUAL, 2016; NAGALI, 2005). Analogamente, Mendes, Aramaki e Hanaki

(2003) ao comparar diferentes métodos para tratamento e disposição da fração orgânica dos resíduos, relataram que a maior contribuição para o enriquecimento de nutrientes é proveniente de aterro, mesmo considerando a utilização do biogás para geração de energia.

A construção e a demolição juntas acabam por emitir somente 15% do PO<sub>4</sub> equivalente (Tabela 8), sendo esta emissão relacionada principalmente à produção das telhas de cerâmica.

### Aquecimento global

A operação é responsável por cerca de 86% dos impactos nesta categoria (Figura 8), sendo as maiores contribuições relacionadas ao consumo de energia (84%) (Figura 9). Esse resultado pode ser explicado pela matriz energética brasileira que é majoritariamente composta por hidrelétricas. A decomposição da matéria-orgânica pelas áreas alagadas na construção das usinas contribui significativamente para emissões de gases do efeito estufa (principalmente metano), o que caracteriza o consumo de energia na matriz elétrica brasileira para esta categoria de impacto (GOLDEMBERG; LUCON, 2007).

A fase de construção tem participação em aproximadamente 13,5% das emissões. Resultado semelhante ao encontrado por Renou et al. (2007) que foi de 10%.

Em termos absolutos, esta análise resultou em 12,42 kg CO<sub>2</sub> eq. O trabalho de Pasqualino et al. (2009) encontrou um total de 0,119 kg CO<sub>2</sub> eq ao analisar somente a fase de operação, valor bem abaixo do resultado dessa análise. Por outro lado, Bravo e Ferrer (2011) relatam valores muito superiores, em torno de 5000 kg de CO<sub>2</sub> eq também considerando apenas a operação. Para avaliar melhor essa questão, é necessária uma análise mais profunda do escopo de cada trabalho, recomenda-se realizar essa avaliação futuramente.

As emissões de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O-N contabilizadas no inventário são responsáveis pelas emissões diretas na categoria de aquecimento global (Figura 9). No entanto, nota-se que apesar de serem importantes, representam menos de 2% da categoria. Isso mostra que outras atividades envolvidas no ciclo de vida deste processo apresentam maior potencial de poluição nesta categoria do que as emissões diretas da operação do reator em si.

### Depleção da camada de ozônio

A etapa de construção contribui com aproximadamente 30% nesta categoria (Figura 8), principalmente pela produção dos materiais cerâmicos que demandam a queima de gás natural, potencial emissor de

mercúrio por exemplo (LACERDA; SANTOS; MARINS, 2007). Esse valor tem potencial para ser ainda maior caso fossem considerados outros materiais de construção, como piso, que também pode ser de origem cerâmica.

Com relação a fase de operação, novamente os impactos associados a geração de energia predominam com 66,6% (Figura 9).

### Demanda acumulada de energia

A construção contribui com aproximadamente 23,3% nesta categoria (Figura 8). Os maiores contribuintes para o consumo de energia acumulada nessa etapa são os tijolos e as telhas, ambos feitos de cerâmica e que incorporam significativas quantidades de energia em seus processos de cozimento. Na operação, com cerca de 76% (Figura 8), o maior contribuinte é o consumo direto de energia com 75% (Figura 9).

Ao analisar o fluxo de processos envolvidos, percebe-se que a maior demanda de energia provém das redes de transmissão de energia, em especial da conversão de tensão na rede, de alta para baixa voltagem.

### **5.3. Análise de cenários**

Apesar da disposição do lodo não ter resultado em grande participação nos impactos, optou-se por analisar outros cenários de disposição final deste resíduo, uma vez que em escala real o volume descartado seria potencialmente maior. Há também o fator de custos para destinação deste material que é elevado. Além disso, existe o potencial de aproveitamento deste resíduo, para aplicação na agricultura por exemplo, ou geração de energia através da incineração (VON SPERLING, 2007b).

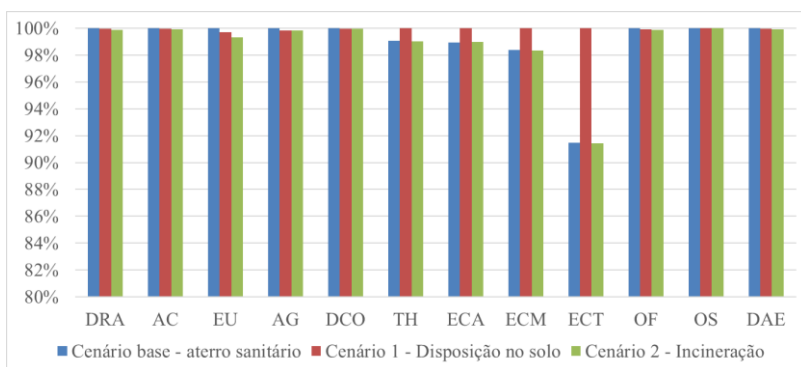
A Figura 10 apresenta a comparação dos três cenários. Todas as demais variáveis permaneceram iguais. O gráfico mostra que para o volume de lodo considerado para destinação não há grandes variações em termos de impactos ambientais para as três alternativas escolhidas nesta comparação.

A Figura 10 indica a incineração como sendo uma alternativa menos impactante que as demais, em uma análise preliminar. No entanto, é preciso realizar uma análise mais criteriosa da qualidade dos dados antes da tomada de decisão. Tchobanoglou e Kreith (2002) apresentam a incineração como grande potencial na redução de impactos, especialmente ao aproveitar a energia térmica do processo.

Além do mais, se considerar a substituição de fertilizante químico ao aplicar o lodo no solo, poderia haver alteração do cenário, possivelmente reduzindo os impactos desse método. O processo utilizado

do banco de dados não considerava nenhum tipo de plantação sobre o solo, esse fator pode justificar a maior participação nas categorias de toxicidade por essa alternativa.

Outro fator que precisa ser levado em conta é em relação ao tratamento do lodo. Processos intermediários poderiam ser adotados, visando a redução no volume de material a ser destinado, bem como melhorando a qualidade e aumentando o potencial de utilização para adubo (VON SPERLING, 2007b). Neste caso, os processos devem ser analisados à luz da ACV para verificar os *trade-offs* entre ganhos e perdas ambientais.



**Figura 10.** Comparação entre os três cenários





## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A busca por melhores eficiências nos processos de tratamento de efluentes pode acarretar custos ao ambiente devido ao consumo energético e de produtos químicos. Avaliar a sustentabilidade das tecnologias existentes é uma forma de aprimorar os processos em termos de desempenho ambiental.

Conforme os resultados apresentados, o consumo de energia do processo foi um dos maiores responsáveis pelos impactos ambientais nas categorias avaliadas. Mesmo em categorias de impacto como o Aquecimento Global, onde as emissões diretas de CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O-N do tratamento apresentavam potencial aparente de geração de impacto, a ACV demonstrou que os esforços de melhoria devem focar em outras frentes. Dessa forma, recomenda-se aprofundar os estudos considerando a possibilidade de utilização de outras fontes de energia, inclusive aproveitamento do biogás gerado no tratamento do lodo.

Apesar do lodo não ter sido um gargalo do processo, deve ser dada atenção a este resíduo pelo seu potencial poluidor, principalmente pela sua disposição em aterro e os efeitos causados pela degradação da matéria orgânica (lixiviado, emissões, etc.). Na busca pela sustentabilidade das estações, deve ser considerado este composto, visando reduzir o volume gerado, bem como o tratamento e disposição desse material. Dos cenários considerados para a destinação do lodo, a opção de incineração foi a que se mostrou melhor em termos de impactos ambientais em todas as categorias. Já disposição em aterro, mesmo com uma parcela de cogeração de energia, apresentou pior desempenho em relação as demais alternativas avaliadas.

Apesar das incertezas associadas ao estudo, percebe-se que a ACV é uma boa ferramenta para avaliar os impactos em sistemas de tratamento de efluentes. Por fim, ressalta-se que os resultados encontrados são condicionados as considerações assumidas para realização deste estudo.



## 7. RECOMENDAÇÕES

Para trabalhos futuros, recomenda-se considerar o lodo como coproduto, dessa forma seria necessário realizar alocação. Esta consideração representaria uma potencial redução nos impactos.

Outra recomendação é realizar uma análise de comparação entre diferentes tecnologias de tratamento, especialmente as de nível secundário, seja com trabalhos publicados ou através de novos estudos.

Uma possibilidade que também pode ser avaliada é a consideração de fontes alternativas de energia, por exemplo a instalação de painéis solares, evitando o uso de energia elétrica da rede.

Aperfeiçoamento e melhoria na coleta de dados, especialmente daqueles que não foram coletados diretamente do processo, como a emissão de gás carbônico. Incluir os equipamentos utilizados, pois estes podem resultar em um aumento dos impactos na fase de operação.

Aprimorar a qualidade da informação referente ao volume de lodo retirado, considerando, por exemplo, parâmetros de dimensionamento do sistema.

Recomenda-se realizar uma extrapolação para escala real, uma vez que nessa situação a fase de construção provavelmente sofrerá grandes alterações.



## 8. REFERÊNCIAS

ABNT, Associação Brasileira De Normas Técnicas. NBR ISO 14040: **Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro: ABNT, 2009a. 10 p.

ABNT, Associação Brasileira De Normas Técnicas. NBR ISO 14044: **Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida –Requisitos e orientações**. Rio de Janeiro: ABNT, 2009b. 46 p.

ANDREOLI, Cleverson Vitório (Org.). Resíduos Sólidos do Saneamento: Processamento, Reciclagem e Disposição Final. Curitiba: Abes, 2001. 282 p. Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (PROSAB), Tema IV, Aproveitamento do Lodo Gerado em Estações de Tratamento de Água e Esgotos Sanitários, inclusive com a Utilização de Técnicas Consorciadas com Resíduos Sólidos Urbanos.

APHA – American Public Healthy Association. Standard Methods for the examination of water and wastewater. Washington, 2005, 21<sup>a</sup> ed.

BARBOSA JÚNIOR, A.; F. et al. Conceitos e aplicações de análise do ciclo de vida (ACV) no Brasil. **Revista Gerenciais**, São Paulo, v. 7, n. 1, p.39-44, jan. 2008. Disponível em: <<http://www.uninove.br/Paginas/publicacao/publicacoes.aspx>>. Acesso em: 03 set. 2015.

BASF S. A. **BOLETIM TÉCNICO**: Produto Suvinil Sempre Nova Branco. São Bernardo do Campo: BASF S.A. – Divisão Tintas e Vernizes, 2014. Disponível em: <<https://www.suvinil.com.br/arquivos/boletimtecnico/1306.pdf>>. Acesso em: 13 jun. 2016.

BONTON, A. et al. Comparative life cycle assessment of water treatment plants. **Desalination**, v. 284, p. 42–54, 2012.

BRASIL (1997). Lei nº 9433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. **Política Nacional De Recursos Hídricos**. Brasília, DF, 08 jan. 1997.

BRASIL. Confederação Nacional da Indústria. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. **Desenvolvimento sustentável e avaliação de ciclo de vida**. Brasília: Ibiict: CNI, 2014. 36 p.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 357/05**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Oficial da União, 18 de março de 2005, p. 58-63.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 430/11**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Oficial da União, 16 de maio de 2011, p. 89.

BRAVO, L.; FERRER, I. Life Cycle Assessment of an intensive sewage treatment plant in Barcelona (Spain) with focus on energy aspects. **Water Science & Technology**, [s.l.], v. 64, n. 2, p.440-447, jul. 2011. IWA Publishing.

CAIXA FORTE. Caixa d'água. Caixa d'água 5000 litros. Disponível em: <http://caixaforte.ind.br/caixadagua/caixa-dagua-5000-litros/>. Acesso em: 13 jun 2016.

CAKIR, F.y.; STENSTROM, M.k.. Greenhouse gas production: A comparison between aerobic and anaerobic wastewater treatment technology. **Water Research**, [s.l.], v. 39, n. 17, p.4197-4203, out. 2005. Elsevier BV.

CHRISTENSEN, Thomas H.; COSSU, Raffaello; STEGMANN, Rainer (Ed.). **Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact**. San Diego: Academic Press Limited, 1989. 592 p.

Cimcal. Construção e acabamento. Como calcular a quantidade de materiais de construção [Internet]. Divinópolis: Comunicação. Out 2015. Disponível em: <http://blog.cimcal.com/>. Acesso em: 13 jun 2016.

CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (Rio de Janeiro). ONU. **Agenda 21**. Brasília: Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações, 1995. 472 p. Disponível em:

<<http://bd.camara.gov.br/bd/handle/bdcamara/7706>>. Acesso em: 20 set. 2015.

CONNOR, Richard; KONCAGÜL, Engin (Org.). Água para um mundo sustentável: sumário executivo. [S. L.]: Programa de Avaliação Mundial da Água – Wwap, 2015. 8 p. Produzido em nome da UN-Water.

COROMINAS, L. et al. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. **Water Research**, v. 47, n. 15, p. 5480–5492, 2013.

DAUDT, Gilberto Caye. Desempenho e emissões de óxido nitroso de reator em bateladas sequenciais com grânulos aeróbios para tratamento de esgoto sanitário. 2015. 141 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

DIAS, R. **Gestão ambiental: responsabilidade social e sustentabilidade**. 1. ed. São Paulo: Editora Atlas S.A., 2006, 196 p.

ETERNIT. Produtos. Caixas d'água de polietileno 1000L. Disponível em: <http://www.etermit.com.br/produtos/caixa-d-agua/caixas-dagua/1000>. Acesso em: 13 jun 2016.

FELISBINO. Nossos Produtos. Disponível em: <http://www.ceramicafelisbino.com.br/index.php?id=produtoDetalhe&cod=40>. Acesso em: 05 mar 2016.

FLORES-ALSINA, Xavier et al. Multiple-objective evaluation of wastewater treatment plant control alternatives. **Journal Of Environmental Management**, [s.l.], v. 91, n. 5, p.1193-1201, maio 2010.

FOLEY, Jeffrey et al. Comprehensive life cycle inventories of alternative wastewater treatment systems. **Water Research**, [s.l.], v. 44, n. 5, p.1654-1666, mar. 2010. Elsevier BV.

FRAGOMENI, Claudia; GOELLNER, Claud. O impacto no meio ambiente pela atividade da geração de energia elétrica pelo uso de recursos hídricos. **Justiça do Direito**, [s.l.], v. 23, n. 1, p.76-85, jan. 2009.



FRANCO Jr., Reynaldo S. **Água: Economia e uso eficiente no meio urbano**, 2007, 245 f. Dissertação (Mestrado) Faculdade de Arquitetura e Urbanismo FAU/USP – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

FRISCHKNECHT, R. et. al. **Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods: Data v2.0**. Ecoinvent report, Swiss centre for Life Cycle Inventories, Dubendorf, Suíça, 2007. Versão n<sup>o</sup>3

FRONDIZI, Isaura Maria de Rezende Lopes (Org.). **O mecanismo de desenvolvimento limpo: Guia de orientação** - 2009. Rio de Janeiro: Imperial Novo Milênio, 2009. 132 p.

GALLEGO, Alejandro et al. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. **Resources, Conservation And Recycling**, [s.l.], v. 52, n. 6, p.931-940, abr. 2008. Elsevier BV.

GOI, Fernanda Dias. **TIPOS DE TIJOLOS**. 2015. Blog Dicas de Arquiteta. Disponível em: <<http://dicasdearquitetura.com.br/tipos-de-tijolos/>>. Acesso em: 13 jun. 2016.

GRIGOLETTI, Giane de Campos; SATTLER, Miguel Aloysio. **Estratégias ambientais para a indústrias de cerâmica vermelha do Estado do Rio Grande do Sul**. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 3, n. 3, p.19-32, jul. 2003.

GUINÉE, Jeroen B. (Ed.). **Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards**. [s.l.]: Centre Of Environmental Science - Leiden University (CML), 2001. 19 p.

GUPTA, Diksha; SINGH, Santosh Kumar. Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants: A Case Study of Noida. **Journal Of Water Sustainability**. Sydney, p. 131-139. jun. 2012.

GUTIERREZ, K.; G. **Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação de ciclo de vida**. 2014. 112 f. Tese (Doutorado) - Curso de Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2014. Disponível em: <<http://www.smarh.eng.ufmg.br/defesas/1026D.PDF>>. Acesso em: 03 set. 2015.

HENZE, Mogens; COMEAU, Yves. Wastewater characterization. In: HENZE, Mogens. **Biological wastewater treatment: principles modelling and design**. Londres: IWA Published, 2008. p. 33-52.

HOSPIDO, Almudena; MOREIRA, Ma Teresa; FEIJOO, Gumersindo. A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). **Int J Life Cycle Assess**, [s.l.], v. 13, n. 1, p.57-64, 20 mar. 2007. Springer Science + Business Media

IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

ISOLAPLAST. Medidas dos materiais. Acrílico. Formato: Tubos. Disponível em: [http://www.isolaplast.com.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=196&Itemid=133](http://www.isolaplast.com.br/index.php?option=com_content&view=article&id=196&Itemid=133). Acesso em: 13 jun 2016.

JORDÃO, E.P., PESSÔA, C.A. **Tratamento de esgoto doméstico**. 3.ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995, 720 p.

KREUK, M. K. DE; LOOSDRECHT, M. C. M. VAN. **Formation of Aerobic Granules with Domestic Sewage**. v. 132, n. June, p. 694–697, 2006.

LACERDA, Luiz Drude de; SANTOS, Angelo Francisco dos; MARINS, Rozane Valente. Emissão de mercúrio para a atmosfera pela queima de gás natural no Brasil. **Química Nova**, [s.l.], v. 30, n. 2, p.366-369, set. 2007.

LEDA COLTRO. CETEA/ITAL (Org.). **ACV como instrumento de gestão**. Campinas: Finep, 2007. 75 p.

LEROY MERLIN. Materiais de construção. Telhas cerâmicas. Telha Cerâmica Premier Pinhão 2 Lados 33x42cm Cejatel. Disponível em: [http://www.leroymerlin.com.br/telha-ceramica-premier-pinhao-2-lados-33x42cm-cejatel\\_89034925?origin=204b2b5fb2331615cbe8185f](http://www.leroymerlin.com.br/telha-ceramica-premier-pinhao-2-lados-33x42cm-cejatel_89034925?origin=204b2b5fb2331615cbe8185f). Acesso em: 13 jun 2016.

LUNDIE, Sven; PETERS, Gregory M.; BEAVIS, Paul C.. Life Cycle Assessment for Sustainable Metropolitan Water Systems Planning. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 38, n. 13, p.3465-3473, jul. 2004. American Chemical Society (ACS).

MENDES, Mara Regina; ARAMAKI, Toshiya; HANAKI, Keisuke. Assessment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in São Paulo City. **Waste Management**, [s.l.], v. 23, n. 5, p.403-409, jan. 2003. Elsevier BV.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. MMA (Brasil). **1º Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**: Relatório final. [s.l.]: Gerência de Qualidade do Ar, 2011. 114 p.

NATIONAL SMALL FLOWS CLEARINGHOUSE. Basic wastewater characteristics. **Pipeline**, Morgantown, v. 8, n. 4, p.1-8, set. 1997.

ORTIZ, M. et al. Life cycle assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town. **Desalination**, [s.l.], v. 204, n. 1-3, p.121-131, fev. 2007. Elsevier BV.

PASQUALINO, Jorgelina C. et al. LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 43, n. 9, p.3300-3307, maio 2009. American Chemical Society (ACS).

PRÉ. **SimaPro Database Manual**: Methods library. San Francisco: Pré, 2016. 67 p. Versão 2.9.

RENOU, S. et al. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. **Journal Of Cleaner Production**. Paris, p. 1098-1105. ago. 2007.

SANTOS, G. O.; RIGOTTO, R. M.. Possíveis impactos sobre o ambiente e a saúde humana decorrentes dos lixões inativos de Fortaleza (CE). **Revista Saúde e Ambiente**, [s.l.], v. 9, n. 2, p.55-62, dez. 2008.

SEO, E. S. M.; KULAY, L. A. Avaliação do ciclo de vida: ferramenta gerencial para tomada de decisão. Interfacehs – **Revista de Gestão**

**Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente**, São Paulo, v. 1, n. 1. ago 2006.

SUH, Young-Jin; ROUSSEAU, Patrick. **Considerations in Life Cycle Inventory analysis of municipal wastewater treatment systems**. Bologna: Laboratoire LAEPSI, 2001. 10 slides, color.

Suvinil. Calculadora de tintas [Internet]. Disponível em: <https://www.suvinil.com.br/pt/guia-de-pintura/calculadora-de-tintas.aspx>. Acesso em: 13 jun 2016.

TALLEC, G., GARNIER, J., BILLEN, G. & GOUSAILLES, M. Nitrous oxide emission from secondary activated sludge in nitrifying conditions of urban wastewater treatment plants: effect of oxygenation level. **Water Research** 40, 2972-2980, 2006.

TAQI. Materiais de construção. Material hidráulico. Tubos. Disponível em: <http://www.taqi.com.br/produto/tubos/tubo-tigre-100-mm-de-3-metros/049508/>. Acesso em: 13 jun 2016.

TCHOBANOGLIOUS, George; KREITH, Frank. **Handbook of solid waste management**. 2. ed. Nova Iorque: Mcgraw-hill, 2002. 16 v.

TOURINHO, Tiago Chagas de Oliveira. **Avaliação comparativa do ciclo de vida de processos de tratamento de efluentes domésticos**. Rio de Janeiro, 2014. Dissertação (Mestrado) – Programa e Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.

TUCCI, Carlos E. M.. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 63, n. 22, p.97-112, jun. 2008. Quadrimestral. Disponível em: <<http://www.iea.usp.br/revista/institucional/edicoes>>. Acesso em: 29 mar. 2016.

TUNDISI, José Galizia. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. **Ciência e Cultura**, Campinas, v. 55, n. 4, p.31-33, dez. 2003.

UNEP (2010). **Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production: Priority Products and Materials**. A Report of the Working Group on the Environmental Impacts of Products and Materials to the International Panel for Sustainable Resource Management.

Hertwich, E., van der Voet, E., Suh, S., Tukker, A., Huijbregts M., Kazmierczyk, P., Lenzen, M., McNeely, J., Moriguchi, Y.

UNEP, United Nation Environmental Program; SETAC, Society Of Environmental Toxicology And Chemistry (França). **Global Guidance Principles for Life Cycle Assessment Databases: A basis for greener processes and products.** [S. l.]: Imprimerie Escourbiac, 2011. 160 p.

USEPA (Estados Unidos). **Summary of the clean water act.** 2015. Disponível em: <<https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-clean-water-act>>. Acesso em: 10 mar. 2016.

USEPA. Greenhouse gas emissions estimation methodologies for biogenic emissions from selected source categories: Solid waste disposal, wastewater treatment and ethanol fermentation. [S. l.]: Usepa, 2010. Rascunho.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Life cycle assessment: principles and practice.** EPA/600/R-06/060, 2006.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Wastewater technology fact sheet: sequencing batch reactors.** EPA/932/F-99/073, 1999.

VENKATESH, G.; BRATTEBØ, Helge. Environmental impact analysis of chemicals and energy consumption in wastewater treatment plants: case study of Oslo, Norway. **Water Science & Technology**, [s.l.], v. 63, n. 5, p.1018-1031, mar. 2011. IWA Publishing.

VLASOPOULOS, N. et al. Life cycle assessment of wastewater treatment technologies treating petroleum process waters. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 367, n. 1, p.58-70, 15 ago. 2006. Elsevier BV.

VON SPERLING, M. **Basic principles of wastewater treatment.** Londres: IWA published, 2007a. 208 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, v.1. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 472 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**, v.4. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2002. 428 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).

VON SPERLING, M. **Sludge treatment and disposal**. Londres: IWA published, 2007b. 256 p.

WAN, J.; SPERANDIO, M. Chemosphere Possible role of denitrification on aerobic granular sludge formation in sequencing batch reactor. **Chemosphere**, v. 75, n. 2, p. 220–227, 2009.

ZENG, R. J. et al. Denitrification, and Phosphorus Removal in a Lab-Scale Sequencing Batch Reactor. **Wiley InterScience**, 2003.