

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE
PROCESSOS**

Joceane Azolim

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DAS ETAPAS DE CONSTRUÇÃO E
OPERAÇÃO DE SISTEMAS DE MANEJO DE DEJETOS SUÍNOS**

Santa Maria, RS
2018

Joceane Azolim

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DAS ETAPAS DE CONSTRUÇÃO E
OPERAÇÃO DE SISTEMAS DE MANEJO DE DEJETOS SUÍNOS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Processos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia de Processos**.

Orientador Prof. Dr. Ronaldo Hoffmann

Santa Maria, RS
2018

FICHA CATALOGRÁFICA

Joceane Azolim

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DAS ETAPAS DE CONSTRUÇÃO E
OPERAÇÃO DE SISTEMAS DE MANEJO DE DEJETOS SUÍNOS**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Processos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Engenharia de Processos**.

Aprovado em 28 de fevereiro de 2018:

Ronaldo Hoffmann, Dra. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Flávio José Simioni, Dr. (UDESC)

Elvis Carissimi, Dr. (UFSM)

Santa Maria, RS
2018

AGRADECIMENTOS

A concretização deste trabalho ocorreu, principalmente, pelo auxílio, compreensão e dedicação de várias pessoas. Agradeço a todos que, de alguma forma, contribuíram para a conclusão deste estudo e, de uma maneira especial, agradeço:

- primeiramente, à Deus por estar presente em minha vida me iluminando em todos os momentos;

- aos meus pais Jocevar e Rosane, pelo amor, apoio e incentivo, incondicionais;

- ao meu orientador Prof. Ronaldo Hoffmann e co-orientador Prof. Flávio Dias Mayer, pelas orientações, compreensão e amizade;

- ao Prof. Celso Aita e Diego Giacomini, pela atenção e ajuda na construção do inventário;

- à Paula Mucellini e a Desirê Alves por toda ajuda no desenvolvimento do trabalho;

- aos meus amigos de longa data, que sempre estiveram comigo;

- aos amigos conquistados durante a pós-graduação, em especial, Bárbara Lovato, Caroline Cunha, Caroline Peyrot e Marcela Soquetta;

- aos meus ex colegas de graduação que continuaram presentes durante a pós-graduação;

- à ACV Brasil pela concessão da licença do software Simapro;

- e a Universidade Federal de Santa Maria pela oportunidade.

RESUMO

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DAS ETAPAS DE CONSTRUÇÃO E OPERAÇÃO DE SISTEMAS DE MANEJO DE DEJETOS SUÍNOS

AUTORA: Joceane Azolim
ORIENTADOR: Ronaldo Hoffmann

Com a produção intensificada de suínos no Brasil, tem-se a necessidade de avaliar, desenvolver e aplicar tecnologias alternativas de manejo que minimizem os impactos negativos ao meio ambiente. Dessa forma, o objetivo principal deste estudo foi avaliar de forma comparativa os aspectos ambientais e impactos potenciais da fase de construção e operação de três sistemas de manejo de dejetos (compostagem aeróbia, biodigestor anaeróbio e esterqueira anaeróbia) oriundos da atividade de suinocultura, utilizando a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A ACV foi realizada por meio da análise individual e da comparação dos sistemas, utilizando o software *Simapro*® 8.2.3 e o método ReCipe. As fronteiras do sistema abrangeram o recolhimento do dejetos na habitação até a sua transformação em produto final como fertilizante, e a unidade funcional foi 1m³ de dejetos tratados. Sendo assim, na análise individual dos sistemas, os resultados mostraram que as categorias de impacto mais impactantes na fase de construção são a ecotoxicidade marinha (ECM) e a ecotoxicidade de água doce (EAD) para a composteira e o biodigestor, e para a esterqueira são a depleção fóssil (DF) e ECM. No sistema por compostagem e biodigestão, o material com maior impacto foi o aço, representando 98,73% e 98,73%, e 99,63% e 99,62% nestas categorias. E no sistema por esterqueira foi o Polietileno de Alta Densidade (PEAD), representando 89,28% na categoria DF e 69,09% na categoria ECM. Na comparação entre os sistemas, tanto em termos de categorias de impacto, quanto em termos de categorias de danos, os resultados foram equivalentes, onde a construção da esterqueira apresentou o melhor desempenho ambiental, seguido do biodigestor e da compostagem. Na fase de operação, a análise da categoria Mudanças Climáticas (MC) mostrou que os “Compostos C, B e E” (elementos relacionados as emissões gasosas) foram responsáveis pela maioria dos impactos, representando 53,95%, 48,28% e 100%, respectivamente. Por fim, na comparação da fase de operação (categorias de impactos e danos), o biodigestor com fins energéticos revelou o melhor desempenho ambiental, seguido da esterqueira, biodigestor sem fins energéticos e compostagem.

Palavras-chave: Fases da Avaliação do Ciclo de Vida, Tratamento e Manejo dos Dejetos da Suinocultura, Avaliação de Impacto Ambiental.

ABSTRACT

LIFE CYCLE ASSESSMENT OF STAGES OF CONSTRUCTION AND OPERATION OF SWINE MANURE MANAGEMENT SYSTEMS

AUTHOR: Joceane Azolim
ADVISOR: Ronaldo Hoffmann

The intensified swine production in Brazil brings the need to evaluate, develop and apply alternative management technologies that minimize negative impacts to the environment. Thus, the main objective of this study was to compare the environmental aspects and potential impacts of the construction and operation phase of three manure management systems (aerobic composting, anaerobic biodigesting and anaerobic pig slurry storage) from the swine industry using the methodology of Life Cycle Assessment (LCA). The LCA was performed through individual analysis and system comparison, using Simapro 8.2.3 software and the ReCipe method. The boundaries of the system included the collection of waste in the dwelling until its transformation into final product as fertilizer, and the functional unit was 1m³ of treated waste. Hence, in the individual analysis of the systems, the results showed that the most striking impact categories in the construction phase are marine ecotoxicity (ECM) and freshwater ecotoxicity (EAD) for the composting and biodigesting, and for the manure are the fossil depletion (DF) and ECM. In the composting and biodigesting systems the material with the greatest impact was steel, representing 98.73% and 98.73%, and 99.63% and 99.62%, respectively in each category. The high density polyethylene (HDPE) represented 89.28% in the DF category and 69.09% in the ECM category. When comparing these systems, both in terms of impact categories and in terms of damage categories, the results were equivalent, where the construction of the pig slurry storage presented the best environmental performance, followed by biodigesting and composting. In the phase of operation, the analysis of the Climate Change (CC) category showed that the "Compounds C, B and E" (elements related to gaseous emissions) were responsible for the major of impacts, representing 53.95%, 48.28% and 100 %, respectively. Finally, when comparing the operation phases (categories of impacts and damages), biodigesting for energy purposes was found with the best environmental performance, followed by the pig slurry storage, non-energetic biodigesting and composting.

Keywords: Phases of Life Cycle Assessment, Treatment and Management of Swine Manure, Environmental Impact Assessment.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Ranking e variação anual do abate de suínos nas Unidades da Federação – Terceiros trimestres de 2015 e 2016.....	20
Figura 2 - Corte esquemático de uma esterqueira com lona plástica	24
Figura 3 - Diagrama típico do ciclo de vida do produto.....	31
Figura 4 - Estágios do ciclo de vida	32
Figura 5 - Fases da ACV definidas pela NBR 14040.....	34
Figura 6 - Dimensões da ACV	37
Figura 7 - Efeitos das categorias de impacto atribuídas às principais áreas de risco	39
Figura 8 - Fluxograma da metodologia	45
Figura 9 - Fronteiras do sistema	46
Figura 10 - Limite dos sistema e as entradas e saídas consideradas no estudo	47
Figura 11 - Biodigestor anaeróbico para fins energéticos e sua estrutura de proteção	48
Figura 12 - Layout e demonstração de esterqueira trapezoidal	50
Figura 13 - Localização da plataforma de compostagem	50
Figura 14 - Plataforma de compostagem.....	51
Figura 15 - Entradas e saídas consideradas na fase de operação.....	69
Figura 16 - Normalização da fase construtiva da composteira com as categorias de impacto ambiental mais relevantes.....	71
Figura 17 - Caracterização da fase construtiva da composteira com as categorias de impacto ambiental mais relevantes.....	72
Figura 18 - Normalização da fase de construtiva do biodigestor com as categorias de impacto ambiental mais relevantes.....	74
Figura 19 - Caracterização da fase construtiva do biodigestor com as categorias de impacto ambiental mais relevantes.....	75
Figura 20 - Normalização da fase de construtiva da esterqueira com as categorias de impacto ambiental mais relevantes.....	76
Figura 21 - Caracterização da fase construtiva da esterqueira com as categorias de impacto ambiental mais relevantes.....	77
Figura 22 - Comparação, em termos de categoria de impacto, entre os sistemas de manejo (construção).....	78
Figura 23 - Comparação, em termos de categoria de danos, entre os sistemas de manejo (construção).....	80
Figura 24 - Caracterização da operação da compostagem com as categorias de impacto mais relevantes.....	81
Figura 25 - Caracterização da operação do biodigestor com as categorias de impacto mais relevantes.....	82
Figura 26 - Comparação, em termos de categoria de impacto, entre os sistemas de manejo (operação).....	84
Figura 27 - Comparação, em termos de categoria de danos, entre os sistemas de manejo (operação).....	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estrutura metodológica simplificada do ICV	52
Tabela 2 – Memorial descritivo de cálculo para quantificação dos materiais da plataforma...	53
Tabela 3 – Metodologia de cálculo para os valores quantitativos dos materiais.....	54
Tabela 4 – Relação dos materiais de construção do biodigestor anaeróbio com volume de 10 m ³	57
Tabela 5 – Memorial descritivo de cálculo para quantificação dos materiais do biodigestor ..	58
Tabela 6 – Relação dos materiais de construção da esterqueira anaeróbia trapezoidal com volume de 41,2 m ³ e área total de 95,75 m ²	62
Tabela 7 – Memorial descritivo de cálculo para quantificação dos materiais da esterqueira ..	62
Tabela 8 – ICV da fase de construção da composteira.....	66
Tabela 9 – ICV da fase de construção do biodigestor	67
Tabela 10 – ICV da fase de construção da esterqueira.....	67
Tabela 11 – Entradas e saídas da fase operacional	68

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Etapas necessárias para definição do objetivo e escopo de uma ACV.....	35
Quadro 2 – Elementos da fase de AICV.....	38
Quadro 3 - Descrição de algumas categorias de impacto ambiental	41
Quadro 4 - Estado da arte da ACV na suinocultura	44
Quadro 5 – Valores de cimento, areia, brita, cal, aço e água da composição do concreto, chapisco e emboço.....	55
Quadro 6 – Valores de aço, tijolos, propileno, Alumínio, Zinco e PVC.....	56
Quadro 7 – Valores de cimento, areia, brita, cal, aço e água da composição do concreto e argamassa.....	60
Quadro 8 – Valores de cimento, areia, brita, cal, aço, água, tijolo, fibrocimento, madeira, PVC e poliéster.....	61
Quadro 9 – Valores dos materiais PVC e PEAD da esterqueira	63
Quadro 10 – Potência dos motores	64
Quadro 11 – Gasto energético total e global da plataforma de compostagem	70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV – Avaliação do Ciclo de Vida
AIA – Avaliação de Impacto Ambiental
AICV – Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
Al – Alumínio
AT – Acidificação Terrestre
CFC - Clorofluorcarbono
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
DA – Digestão Anaeróbia
DF – Depleção Fóssil
DLS – Dejeito Líquido Suíno
DM – Depleção de Metal
EAD – Ecotoxicidade de Água Doce
ECM – Ecotoxicidade Marinha
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EUD – Eutrofização de Água Doce
EUM – Eutrofização Marinha
EUT – Eutrofização Terrestre
fck – Resistência Característica do Concreto à Compressão
FOF – Formação de Oxidantes Fotoquímicos
FR – Fluxo de Referência
FS – Fronteira do Sistema
g - Grama
GEE – Gases do Efeito Estufa
ha – Hectares
ICV – Inventário do Ciclo de Vida
IR – Inorgânicos respiratórios
ISO – International Organization for Standardization
kg – Quilograma
kW – Quilowatt
kWh – Quilowatt-hora
L - Litro
LCA – Life Cycle Assessment
m – Metro
mm - Milímetro
m² – Metro quadrado
m³ – Metro cúbico
MC – Mudanças Climáticas
MJ – Megajoule
NBR – Norma Brasileira Regulamentadora
OTA – Ocupação de Terras Agrícolas
PAG – Potencial de Aquecimento Global
PEAD – Polietileno de Alta Densidade
PNMA – Política Nacional do Meio Ambiente
PVC – Policloreto de Vinila
RS – Rio Grande do Sul
SMDS – Sistemas de Manejo de Dejeito Suíno

SP – Sistema de Produto
TH – Toxicidade Humana
TRH – Tempo de Retenção Hidráulica
TTN – Transformação de Terra Natural
UF – Unidade Funcional
UFAL – Universidade Federal de Alagoas
UFMS – Universidade Federal de Santa Maria
Zn – Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	17
2.1 OBJETIVO GERAL.....	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1 PRODUÇÃO DE SUÍNOS NO BRASIL E NO MUNDO	18
3.1.1 <i>Ranking</i> e variação anual do abate de suínos no Brasil.....	19
3.1.2 Geração de resíduos e o impacto ambiental	20
3.2 SISTEMAS DE MANEJO DE DEJETOS SUÍNOS.....	22
3.2.1 Manejo dos dejetos da suinocultura por esterqueira.....	23
3.2.2 Tratamento dos dejetos da suinocultura por biodigestores.....	24
3.2.3 Tratamento dos dejetos da suinocultura por compostagem.....	25
3.3 AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS (AIA)	27
3.3.1 Ferramentas para realização de uma ACV	28
3.3.2 Software <i>SimaPro</i> ®.....	29
3.4 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	29
3.4.1 Fases da ACV	33
3.4.2 Definição de Objetivo e Escopo	34
3.4.3 Análise do Inventário do Ciclo de Vida	37
3.4.4 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida.....	38
3.4.5 Interpretação dos Resultados	42
3.5 ACV NA SUINOCULTURA.....	43
4 METODOLOGIA	45
4.1 Etapas da metodologia.....	45
4.2 Avaliação do Ciclo de Vida dos sistemas de manejo de dejetos suínos.....	46
4.2.1 Definição do objetivo e escopo	46
4.2.2 Dimensionamento dos sistemas de manejo de dejetos suínos.....	47
4.2.2.1 Dimensionamento do biodigestor	47
4.2.2.2 Dimensionamento da esterqueira.....	48
4.2.3 Identificação da área da plataforma de compostagem.....	50
4.2.4 Inventário do Ciclo de Vida	51
4.2.4.1 Fase de construção.....	52
ICV da composteira	52
ICV do biodigestor	57
ICV da esterqueira	62
4.2.4.2 Fase de operação.....	63
Entradas e saídas dos sistemas.....	63
4.2.5 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)	64
4.2.6 Interpretação dos resultados	65
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
5.1 Inventário do Ciclo de Vida	66
5.2 Avaliação dos Impactos Ambientais	70
5.2.1 Construção	70
5.2.1.1 Normalização e Caracterização da Composteira	70
5.2.1.2 Normalização e Caracterização do Biodigestor.....	73
5.2.1.3 Normalização e Caracterização da Esterqueira	76
5.2.1.4 Comparação da fase de construção entre os sistemas de manejo	78
Comparação da fase de construção, em termos de categoria de impacto (<i>midpoint</i>).....	78
Comparação da fase de construção, em termos de categoria de danos (<i>endpoint</i>).....	79

5.2.2 Operação.....	80
5.2.2.1 Caracterização da Compostagem.....	80
5.2.2.2 Caracterização do Biodigestor.....	82
5.2.2.3 Caracterização da Esterqueira	83
5.2.2.4 Comparação da fase de operação entre os sistemas de manejo.....	83
Comparação da fase de operação, em termos de categoria de impacto (<i>midpoint</i>).....	83
Comparação da fase de operação, em termos de categoria de danos (<i>endpoint</i>).....	85
6 CONCLUSÕES.....	86
7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	88
REFERÊNCIAS.....	89
ANEXOS	97

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e a elevada demanda por alimentos são responsáveis por gerar fortes pressões no setor agropecuário, estimulando-o a uma produção cada vez maior. Como consequência de uma maior produção, há maior quantidade de resíduos gerados (KUNZ, HIGARASHI e OLIVEIRA, 2005; KUNZ, STEINMETZ e BORTOLI, 2010). No entanto, o cuidado necessário com o meio ambiente não é ampliado na mesma proporção, pelo contrário, evidenciam-se expressivos impactos ambientais em territórios do mundo inteiro (HIGARASHI et al., 2009; HIGARASHI et al., 2004).

Diversas áreas continuam a ser afetadas e sofrem múltiplas alterações antrópicas, como a desertificação, contaminação das águas superficiais e subterrâneas, e significativas transformações da fauna e flora (KUNZ, HIGARASHI e OLIVEIRA, 2005; KUNZ, BORTOLI e HIGARASHI, 2008). Assim, a busca por alternativas que minimizem os impactos negativos ao meio ambiente é imprescindível (SANTOS, 2010; MCAULIFFE, CHAPMANN e SAGE, 2016).

A suinocultura, em especial, é conhecida como uma atividade com grande potencial de contaminação, por apresentar altas concentrações de elementos poluidores na excreção dos suínos (VIVAN et al., 2010). Cerca de 67%, em massa, da alimentação proteica dos suínos é excretada como dejetos líquidos e, desse percentual, 34% é emitido à atmosfera na forma de amônia e 33% é incorporada no solo (ISES, 2002). Em particular, a prática da suinocultura é responsável pela eutrofização de águas superficiais e pela emissão de gases nocivos à atmosfera (HIGARASHI e OLIVEIRA, 2006; WEN et al., 2016; GE et al., 2016; ZENG et al., 2016). Além disso, é responsável pela utilização de uma grande parcela de água em muitas regiões do planeta (HIGARASHI et al., 2008).

Dentro deste contexto, os impactos negativos relacionados à suinocultura mostram a importância de se avaliar, desenvolver e aplicar tecnologias alternativas que, obedecendo aos critérios de prioridade na gestão de resíduos (não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e destinação final), minimizem a geração de poluentes dessa atividade (KUNZ, HIGARASHI e OLIVEIRA, 2005; PNRS, 2010; HIGARASHI, KUNZ e MATTEI, 2008). Entretanto, o grande desafio é encontrar um sistema que seja capaz de compatibilizar o desempenho das atividades pecuárias com a legislação ambiental e o uso racional dos recursos naturais (RIZZONI et al., 2012).

As estratégias para o tratamento de dejetos suínos são baseadas em diferentes tipos de processos físicos, químicos e biológicos, os quais são capazes de reduzir o potencial de poluição

dos resíduos e convertê-los em subprodutos utilizáveis, como por exemplo, o biogás (fonte de calor e eletricidade), fertilizantes orgânicos e créditos de carbono (KUNZ, MIELE e STEINMETZ, 2009).

As unidades de compostagem aeróbia, biodigestão anaeróbia e esterqueira anaeróbia são alguns sistemas conhecidos de manejo e tratamento, apropriados para transformar os resíduos líquidos em produtos úteis ou de valor agregado (ONWOSI et al., 2017).

A compostagem aeróbia, prática que vem crescendo entre os criadores de suínos na Europa, se trata de um processo aeróbico de decomposição biológica orgânica que acontece sob condições controladas e permite a obtenção de um produto biologicamente estável (KEENER et al., 1993). A riqueza em húmus, em flora microbiana ativa e em microelementos torna o composto um produto adaptável a diversos empregos agrônômicos, cumprindo, dessa forma, com o seu papel na substituição de fertilizantes naturais.

A digestão anaeróbia (DA), por sua vez, é um processo biológico anaeróbio por meio do qual a substância orgânica é transformada em biogás. O biogás é constituído principalmente de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), sendo considerado o vetor energético do processo. O percentual de produção do biogás varia de acordo com o tipo de substância orgânica digerida e as condições do processo (BORDONI et al., 2010). A aplicabilidade da DA encontra-se, preferencialmente, quando o empreendedor agrícola assume a produção da biomassa, no caso, a criação de suínos, e ao mesmo tempo a gestão do sistema de digestores, compondo uma cadeia de produção agroenergética. Ainda, a DA torna-se especialmente favorável quando os seus subprodutos orgânicos são valorizados através de uma integração com culturas agrícolas (FINO, 2014).

Outro processo de manejo de dejetos líquidos suínos, mais tradicionalmente utilizado na região Sul do Brasil, constitui-se em depósitos cuja finalidade principal é a armazenagem desses resíduos até que os mesmos sejam estabilizados através do processo de fermentação (esterqueira anaeróbia) (CADIS, 2014). Passado o tempo adequado de estocagem, os dejetos são transportados com máquinas até as áreas agrícolas para serem aplicados no solo. Apesar da facilidade operacional e baixo custo de implantação frente o aproveitamento dos dejetos para o uso agrícola, a esterqueira requer custos com armazenagem, transporte e distribuição (GOSMANN, 1997).

Sob esse ponto de vista, a investigação das particularidades dos sistemas de manejo, tem fundamental relevância na tomada de decisão para escolha/implantação da melhor tecnologia, pois evidencia os aspectos positivos e negativos de cada sistema. Outra razão para estudar os sistemas de manejo, é o fato de que existem regulamentações ambientais brasileiras para

aplicação de dejetos animal na terra, porém, não fazem referência aos impactos ambientais associados as etapas anteriores, de construção e operação dos mesmos.

Uma alternativa em desenvolvimento e com o intuito de analisar e/ou comparar produtos ou processos, e que vem se destacando nos últimos anos é a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) (SILVA, 2015; NBR ISO 14.040:2001). A ACV é uma ferramenta de gestão ambiental (MAZZI et al., 2017), estruturada e irrestrita que avalia os possíveis impactos ambientais no meio ambiente, podendo ter início desde a extração da matéria prima até o uso e a disposição final do produto (CHERUBINI, 2015; CHEHEBE, 1998; MOORE et al., 2017; CARNEIRO et al., 2017).

Dessa maneira, o objetivo principal deste estudo foi avaliar de forma comparativa os aspectos ambientais e impactos potenciais da fase de construção e operação de três sistemas de manejo de dejetos da suinocultura (compostagem aeróbia, biodigestor anaeróbio e esterqueira anaeróbia), utilizando a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida.

Parte deste trabalho está inserido no projeto Tratamento e Uso Agrícola de Dejetos Líquidos de Suínos e Bovinos em Sistema de Plantio Direto: análise do ciclo de vida e estratégias de mitigação das emissões de gases de efeito estufa para uma agricultura de baixo carbono. Este projeto foi formado por meio da Chamada MCTI/CNPq/CT-AGRO/CT-SAÚDE/CT-HIDRO Nº 37/2013 – Mudanças Climáticas.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

O objetivo principal é avaliar, de forma individual e comparativa, os impactos potenciais e aspectos ambientais da etapa de construção e operação de três sistemas de manejo de dejetos suínos (compostagem, biodigestor e esterqueira), utilizando a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos foram:

- Aplicar a ACV para avaliar três sistemas convencionais de manejo de dejetos suínos, a partir da realização de seu Inventário do Ciclo de Vida;
- Analisar individualmente a etapa de construção e operação dos Sistemas de Manejo de Dejetos Suínos (SMDS), identificando os fluxos com maior potencial de impacto ao meio ambiente;
- Comparar a etapa e construção dos SMDS, verificando qual propicia maiores e menores danos e impactos ao meio ambiente;
- Comparar a etapa de operação dos SMDS, verificando qual propicia maiores e menores danos e impactos ao meio ambiente.
- Apontar a melhor alternativa para o tratamento de dejetos suínos, em termos de mitigação de impactos ambientais.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 PRODUÇÃO DE SUÍNOS NO BRASIL E NO MUNDO

A genealogia suína surgiu há mais de 40 milhões de anos na Terra e foram caracterizados como animais não ruminantes e pertencentes à família *Suidae*. No Brasil, esses animais foram introduzidos por Martim Afonso de Souza em 1532, onde sua criação era proveniente de cruzamentos entre as raças originárias de Portugal. Com o passar do tempo, criadores brasileiros passaram a desenvolver outros tipos de raças (VENTURINI, SARCINELLI e SILVA, 2007).

Em 1970, a produção mundial de carne bovina (38,3 milhões de toneladas) ficava frente da produção de carne suína (35,8 milhões de toneladas). Entretanto, a partir dos anos oitenta, a produção de carne suína passou a ser a mais produzida e consumida no mundo. De acordo com Dill et al. (2010), uma pesquisa aponta que do total do consumo mundial de proteína animal, 39% de carne suína, versus 30% de frango, 24% de bovino e 7% de outros tipos de carne.

Nos dias atuais, o Brasil destaca-se por estar entre os maiores produtores mundiais de carnes, tornando-se competitivo no mercado, tanto da perspectiva de qualidade de produtos quanto pelo grau de tecnificação da sua cadeia produtiva (HIGARASHI et al., 2009). Dados recentes informaram, que no terceiro trimestre de 2016 foram abatidos 10,57 milhões de cabeças de suínos. Este resultado é recorde desde que se iniciou a pesquisa em 1997 (IBGE, 2016).

No que se refere as etapas de produção de suínos no Brasil, Cherubini (2015) afirma que a mesma pode ser dividida em três etapas. A primeira etapa consiste nos procedimentos de produção da ração animal, sendo eles, cultivo de grãos, transporte, processamento de grãos e a mistura dos ingredientes. A segunda etapa são os procedimentos de criação animal, que abrange o transporte das rações até a propriedade rural, onde ocorre a criação, a produção de matrizes, leitões e suínos para abate. A terceira etapa implica o transporte dos suínos terminados até o abatedouro, o abate e o processamento até a carne deixar o frigorífico como produto bruto ou derivado. O processo de produção é organizado de acordo com a demanda do mercado e as características regionais de cada criadouro (AMARAL et al., 2016).

De maneira geral, vale destacar que o rebanho suíno brasileiro é estimado em cerca de 35 milhões de cabeças, tornando o país o quarto maior produtor (3 milhões de toneladas/ano), quarto maior exportador (600 mil toneladas/ano) e sexto maior consumidor (11-13 kg/habitante/ano) no *ranking* mundial suinicultor (VIANCELLI et al., 2012). A criação de

suínos no Brasil está concentrada na parte sul do país, destacando-se o Estado de Santa Catarina, principal produtor, representando aproximadamente cerca de 30% do total (KUNZ, STEINMETZ e BORTOLI, 2010).

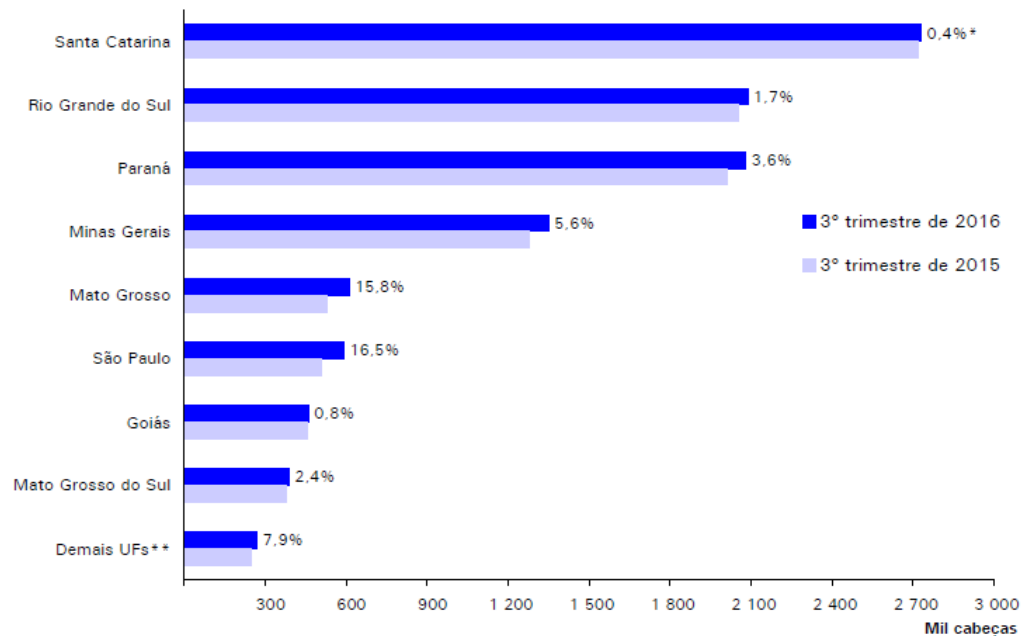
Nesse contexto, é de grande importância ressaltar que nas últimas décadas a pecuária tem sofrido grandes transformações com a migração do sistema de criação extensivo para um modelo intensivo de confinamento (KUNZ e OLIVEIRA, 2006). Segundo Higarashi, Kunz e Mattei (2008), tais mudanças possibilitaram aumentar a eficiência da produção, assim como, reduzir a mortalidade e fornecer produtos animais de maior qualidade e segurança.

Em contrapartida, o desenvolvimento desses sistemas de alta produtividade e a consequente instalação de uma agroindústria competitiva nos cenários nacional e internacional, é responsável por aumentar significativamente a geração de volume de dejetos produzidos pela prática agropecuária. Sendo assim, a demanda por um manejo sustentável da sua cadeia de produção passou a ser uma preocupação ambiental e a busca por resultados é imprescindível (FERNANDES, 2008).

3.1.1 *Ranking* e variação anual do abate de suínos no Brasil

No terceiro trimestre de 2016, o *ranking* e variação anual do abate de suínos mostrou um crescimento de 389,27 mil cabeças de suínos a mais do que no igual período do ano anterior (terceiro trimestre de 2015). Essa expansão foi impulsionada pelo aumento no abate em 17 das 25 Unidades da Federação participantes da pesquisa do IBGE. Os estados com maiores crescimentos podem ser verificados na Figura 1 (IBGE, 2016):

Figura 1 - Ranking e variação anual do abate de suínos nas Unidades da Federação – Terceiros trimestres de 2015 e 2016



Fonte: (IBGE, 2016).

Nesta Figura 1, também pode ser observado que entre os estados com participação acima de 1%, ocorreram os seguintes aumentos: São Paulo (+83,78 mil cabeças), Mato Grosso (+83,19 mil cabeças), Minas Gerais (+71,40 mil cabeças), Paraná (+71,36 mil cabeças), Rio Grande do Sul (+35,19 mil cabeças) e Mato Grosso do Sul (+9,24 mil cabeças). No *ranking*, os estados de Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná, continuam liderando o abate de suínos no país (IBGE, 2016).

3.1.2 Geração de resíduos e o impacto ambiental

A migração ou deslocamento do modelo inicial para o modelo intensivo de confinamento foi a alternativa encontrada para suprir as necessidades do mercado, tanto no que diz respeito a exportação internacional quanto para o suprimento do crescimento populacional. Ressalta-se que estas mudanças ocorreram para aumentar a escala e controle de produção e diminuir os custos de operação e logística (KUNZ, STEINMETZ e BORTOLI, 2010).

Por outro lado, a poluição decorrente destas atividades tem gerado grande apreensão, principalmente devido a rápida intensificação decorrente destas criações em confinamento, resultante da elevada concentração de animais por unidade de área. Em consequência, houve

uma acelerada elevação da carga de dejetos nos corpos hídricos nos últimos anos, especialmente nas regiões que fazem uso frequente da prática pecuária (HIGARASHI et al., 2009).

Embora as estratégias de mercado facilitem o planejamento e gerenciamento do sistema de produção, sua prática tem levantando discussões acerca dos impactos ambientais provocados pela atividade (HIGARASHI et al., 2004). De acordo com McAuliffe, Chapman e Sage (2016), a produção animal intensiva origina diferentes impactos ambientais negativos ao meio ambiente, podendo ser citados:

A emissão de gases nocivos à atmosfera, o risco à biodiversidade, a disposição inadequada dos subprodutos da atividade no solo e a contaminação de ambientes aquáticos, tanto por emissão direta dos efluentes da produção de animais em corpos de água, como por contaminação indireta, através da lixiviação/percolação do solo contaminado (KUNZ, STEINMETZ e BORTOLI, 2010).

Em síntese, um passivo ambiental relacionado a geração de grandes quantidades de resíduos nas regiões produtoras é a disposição inadequada no solo. Esta prática faz com que, em muitas situações ocorra um excesso de elementos no solo (nutrientes, metais, patógenos, entre outros), tornando difícil a absorção destes nutrientes à medida em que são aplicados. Este acontecimento facilita a lixiviação e/ou percolação destes elementos para os corpos d'água (KUNZ, BORTOLLI e HIGARASHI, 2008).

Ainda neste enfoque, o carreamento de elementos poluentes para os cursos d'água é responsável pela eutrofização de águas superficiais. A eutrofização é um fenômeno causado pelo excesso de nutrientes, influenciando o crescimento de algas prejudiciais que são responsáveis por acarretar vários riscos biológicos à comunidade aquática (WEN et al., 2016; GE et al., 2016; ZENG et al., 2016).

A emissão de gases nocivos à atmosfera é responsável pela mudança global do clima, sendo um dos mais graves problemas ambientais do século. Este problema vem sendo causado pela intensificação das emissões dos gases de efeito estufa (GEE) que, por sua vez, está relacionado com o aumento da concentração atmosférica de determinados gases, principalmente o dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O) (HIGARASHI et al., 2010).

Outro fato que merece destaque é a constatação de que, fora o comprometimento da biodiversidade ecológica, a contaminação dos recursos hídricos tem comprometido o abastecimento de água em diversas partes do mundo. Além disso, as atividades pecuárias (demanda de limpeza e higiene, abastecimento de bebedouros, entre outros) são responsáveis

pela maior parcela do consumo de água em quase todas as regiões do planeta (HIGARASHI et al., 2008).

De acordo com Fernandes (2008), o volume de dejetos suínos produzidos diariamente pode variar entre 10 e 115 litros, conforme o número e o peso de animais em função de alguns fatores como: a genética, a etapa de produção (maternidade, crescimento ou terminação) e/ou tipo de tecnologia utilizada para a criação dos animais. A constituição dos dejetos é bastante complexa e apresenta elevada carga de matéria orgânica, nutrientes e metais pesados, especialmente Cobre e Zinco (VIVAN et al., 2010).

Dessa maneira, grandes esforços têm sido delineados na tentativa de mitigar os impactos oriundos da atividade suinicultora, a fim de melhorar a qualidade ambiental, como também, a qualidade de vida de produtores e da população em geral (HIGARASHI et al., 2009). Dentro desse contexto e das alternativas existentes para o manejo de dejetos, o tratamento previamente planejado apresenta-se como a melhor alternativa para viabilizar ambientalmente a atividade (KUNZ, BORTOLLI e HIGARASHI, 2008).

3.2 SISTEMAS DE MANEJO DE DEJETOS SUÍNOS

Os impactos ambientais negativos relacionados a suinicultura mostram a importância de avaliar, desenvolver e aplicar tecnologias alternativas de manejo e tratamento que minimizem o volume e a concentração de poluentes gerados pela atividade (KUNZ, HIGARASHI e OLIVEIRA, 2005). Neste sentido, o grande desafio é encontrar um sistema que seja capaz de compatibilizar o desempenho das atividades desta cadeia de produção com a legislação ambiental, o uso racional dos recursos naturais e a preservação da qualidade ambiental (RIZZONI et al., 2012).

Nos dias atuais, a aplicação no solo para produção agrícola é o destino dado a praticamente todo dejetos animal produzido no Brasil. Entretanto, em regiões de baixa aptidão agrícola, a implantação de tratamentos de efluentes é a única opção que assegura a continuidade da atividade em consonância com a legislação ambiental vigente (KUNZ, HIGARASHI, MATTEI, 2008).

Quanto a legislação ambiental para disposição de efluentes em águas superficiais no Brasil, esta é regida pela esfera federal e regulamentada pela Resolução CONAMA nº 430, de 13 de Maio de 2011, sendo bastante rigorosa para águas residuais animais. Apesar disso, não existe uma regulamentação específica para reutilização da água, ao mesmo tempo que, o

regulamento de aplicação na terra mostra-se mais flexível e tem uma grande diversidade regional (CONAMA 430/2011; KUNZ, MIELE e STEINMETZ, 2009).

As alternativas para o tratamento de dejetos suínos são baseadas em diferentes tipos de processos físicos, químicos e biológicos, os quais são capazes de reduzir o potencial de poluição dos resíduos e convertê-los em subprodutos utilizáveis, como por exemplo, o biogás (fonte de calor e eletricidade), fertilizantes orgânicos e créditos de carbono (KUNZ, MIELE e STEINMETZ, 2009). Assim, a execução destas atividades contribui para o desenvolvimento sustentável da suinicultura (KUNZ, HIGARASHI e OLIVEIRA, 2005).

A escolha por processos biológicos de tratamento caracteriza-se pelo baixo consumo energético. No entanto, existem outros processos aplicáveis, tal como o termoquímico (pirólise e combustão) (FERNANDEZ-LOPES et al., 2015).

Em suma, salienta-se que tanto na esterqueira, biodigestor e unidade de compostagem quanto em outros sistemas e/ou tratamentos, os benefícios só poderão ser alcançados se o processo for planejado adequadamente, com a otimização de parâmetros para produção de produtos úteis ou de valor agregado (ONWOSI et al., 2017).

3.2.1 Manejo dos dejetos da suinicultura por esterqueira

No Brasil, a forma mais usual de manejo de dejetos é o armazenamento em esterqueiras ou em lagoas para posterior aplicação no solo (AMARAL et al., 2016). As esterqueiras e/ou lagoas devidamente dimensionadas e operadas, apresentam-se como uma opção simples, de baixo custo para produtores pecuários que possuem áreas de cultivos suficientes, assim como também, de baixo custo na produção de culturas por meio da substituição de adubos químicos por nutrientes oriundos da transformação do dejetos (KUNZ et al., 2005; KUNZ, MIELE, STEINMETZ, 2009; LIJÓ et al., 2014; BROKMANN et al., 2014).

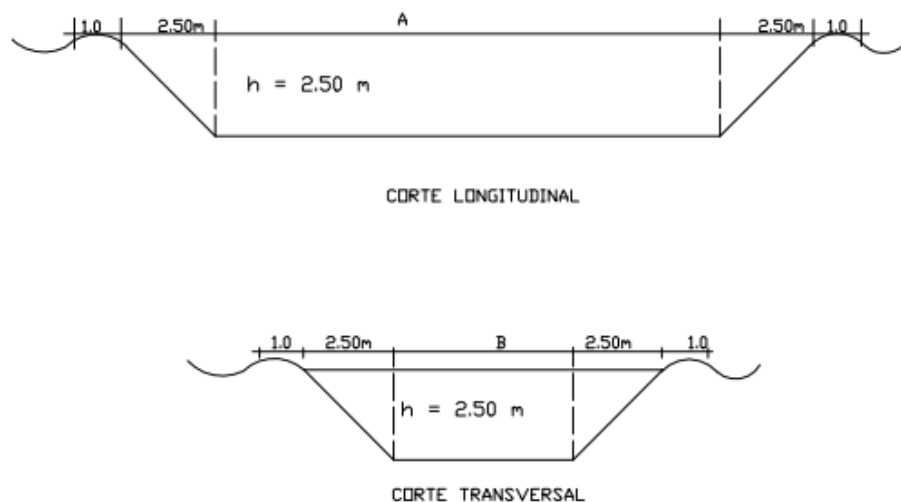
De acordo com Cherubini et al. (2015), a esterqueira é utilizada em aproximadamente 80% das fazendas integradas brasileiras. Este sistema pode ser definido como uma unidade de estocagem aberta dos dejetos líquidos, onde ocorre a fermentação anaeróbica da matéria orgânica. O abastecimento do sistema é diário e o tempo recomendado de armazenamento para estabilização desta matéria orgânica e inativação de patógenos é aproximadamente 120 dias, podendo variar de acordo com a legislação de cada estado (CHERUBINI et al., 2015; KUNZ, HIGARASHI e OLIVEIRA, 2005).

Quanto aos aspectos construtivos, a esterqueira pode ter formato retangular ou cilíndrica, devendo ter profundidade mínima recomendada de 2,5 m para favorecer a

degradação da matéria orgânica. Este sistema de manejo pode ser construído de alvenaria, pedras, solo, cimento ou lona de PVC especial, entre outros (KUNZ, HIGARASHI e OLIVEIRA, 2005; KUNZ et al., 2004; CHERUBINI, 2015).

Todavia, para o revestimento da esterqueira com lona plástica, é indicado considerar uma relação de 1:1 entre a profundidade e a inclinação do talude. Além disso, recomenda-se que uma esterqueira revestida com lona plástica mantenha a relação comprimento x largura de 2 a 3:1 (KUNZ et al., 2004). A Figura 2 demonstra a relação entre a profundidade e a inclinação do talude, como também os cortes esquemáticos (longitudinal e transversal) de uma esterqueira revestida com lona plástica:

Figura 2 - Corte esquemático de uma esterqueira com lona plástica



Fonte: (KUNZ et al., 2004).

Enfim, ressalta-se que durante o período de retenção, a degradação anaeróbia do dejetos pode ocasionar a liberação de gases responsáveis pela geração de odores, principalmente nos meses de verão, quando o aumento da temperatura ambiente favorece a atividade biológica e a volatilização de gases. Sendo assim, as recomendações agronômicas para esta prática devem ser seguidas e respeitadas, levando em consideração o balanço de nutrientes necessários para orientar a tomada de decisão (KUNZ, HIGARASHI e OLIVEIRA, 2005).

3.2.2 Tratamento dos dejetos da suinocultura por biodigestores

A conversão de resíduos da biomassa em energia pode ser realizada por meio de diferentes processos biológicos. O processo biológico mais comum é a digestão anaeróbia, frequentemente utilizada para o controle de odor, estabilização do dejetos animal, captação de biogás e geração de subprodutos utilizáveis. O local aonde ocorre esses processos são chamados de biodigestores (FERNADEZ-LOPEZ, 2016).

Cherubini (2015) define os biodigestores como “câmaras fechadas que a partir da fermentação anaeróbia da matéria orgânica, produzem biogás através da transformação de compostos orgânicos complexos em substâncias mais simples, como CH_4 e CO_2 ”. O tempo de retenção é de 30 a 50 dias. Estima-se que 20% das fazendas integradas utilizam o biodigestor com recuperação de energia e seus produtos secundários.

A utilização destes sistemas de tratamento no Brasil cresceu principalmente devido a redução dos custos de implantação e manutenção e a possibilidade de inserção no mercado de carbono. Outro importante benefício é o potencial de redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) por meio da conversão de alguns gases nos processos de queima, que resultam em calor ou energia elétrica (CHERUBINI, 2015; PRAPASPONGSA et al., 2015).

No entanto, essa tecnologia e outros sistemas anaeróbios possuem algumas limitações quanto ao seu processo, uma vez que sua utilização se apresenta apenas como uma solução parcial para o problema do descarte de dejetos, visto que não removem nitrogênio (N) e fósforo (P), nem reduzem a área de plantação necessária para absorver estes nutrientes (KUNZ, MIELE e STEINMETZ, 2009).

Com relação a quantificação da produção de biogás, estima-se que cerca de 70% desse subproduto seja proveniente dos sólidos totais dos dejetos suínos. Esta quantidade pode ser calculada por meio da quantidade de sólidos voláteis removidos. Também, estima-se que a composição do biogás seja: 50 a 70% de CH_4 , 30 a 40% de CO_2 e 2g de $\text{H}_2\text{S}\cdot\text{m}^{-3}$. Usualmente, o biodigestor mais utilizado no Brasil é o de lagoa anaeróbica coberta, sendo semelhante à uma esterqueira, porém com uma cobertura para captar e armazenar o biogás (CHERUBINI, 2015).

Por fim, o uso de biodigestores tem se tornado uma alternativa tecnológica interessante para o setor suinícola, pois permite a agregar valor ao resíduo mediante a utilização de biogás produzido que pode ser utilizado como energia elétrica e calor (CHERUBINI, 2015; KUNZ, HIGARASHI e OLIVEIRA, 2005).

3.2.3 Tratamento dos dejetos da suinocultura por compostagem

Nos processos de compostagem, a decomposição dos dejetos suínos ocorre por meio de processos físicos, químicos e bioquímicos e biológicos. A estrutura física da leira geralmente é composta por um substrato (serragem ou maravalha), podendo conter uma camada de calcário e fósforo, e uma camada de dejetos, entretanto, sugere-se que a última camada seja de substrato (CHERUBINI, 2015).

Entre as alternativas existentes, a compostagem é um dos processos mais conhecidos e bem estabelecidos. De antemão, o principal objetivo é promover a fermentação aeróbica acelerada dos resíduos, permitindo a estabilização e higienização de resíduos orgânicos em condições naturais ou controladas. O produto desse tratamento é chamado de composto (MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2013).

Durante este processo, os materiais orgânicos são quebrados e decompostos pelos microrganismos biológicos, liberando dióxido de carbono (CO₂) como a emissão gasosa. Assim, o sistema caracteriza-se como um processo contínuo pelo qual reduz as substâncias orgânicas em volumes menores, sendo influenciado por parâmetros físico-químicos, como: temperatura, pH, tamanho de partícula, teor de umidade, aeração e condutividade elétrica (BONG et al., 2016; ONWOSI et al., 2017; ANGNES et al., 2013).

No leito de compostagem, o dejetos líquido deve ser lançado fracionadamente até alcançar a saturação líquida do substrato usado, devendo permanecer por um período entre 2 e 3 meses até sua maturação total. A conversão dos dejetos líquidos de suínos para uma matriz sólida facilita seu manejo, do mesmo modo que reduz a necessidade de espaço de armazenamento e equipamentos necessários para seu transporte e distribuição (CHERUBINI, 2015).

Outros benefícios do tratamento por compostagem podem ser observados: redução do volume de adubo por meio da eliminação de água contida nos dejetos, juntamente com o aumento simultâneo da concentração de nutrientes; aproveitamento de propriedades fertilizantes; potencialização da renda através da venda do composto orgânico com alto valor agronômico; entre outros (ANGNES et al., 2013; KUNZ, MIELE e STEINMETZ, 2009; MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2013).

Acerca do composto resultante, este também possui vários benefícios quanto a sua utilização, sendo eles: restauração do solo, melhoramento da estrutura do solo, atividade biológica melhorada, maior disponibilidade de nutrientes para as plantas e a supressão de doenças transmitidas pelo solo. Por outro lado, existem desvantagens ambientais e agronômicas, tais como emissões de gases e lixiviados, podendo variar de acordo com a qualidade final do composto (MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2013).

Para Bong et al. (2016), ao mesmo tempo que o processo de compostagem se responsabiliza por liberar gases nocivos à saúde e ao meio ambiente, também é visto e classificado como uma tecnologia limpa que tem alta capacidade de reduzir e/ou negligenciar a emissão de GEE. Sendo assim, a compostagem apresenta-se como uma estratégia de mitigação para redução dos GEE.

3.3 AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS (AIA)

As definições de meio ambiente e impactos ambientais estão inteiramente relacionados, uma vez que, o impacto ambiental interfere no meio ambiente. De acordo com a Lei Nacional nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981 que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA), o conceito de meio ambiente é definido como “o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas”.

Sobre o conceito de impacto ambiental, este é definido pela resolução CONAMA nº 001, de 23 de Janeiro de 1986, que estabelece as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) sendo “qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam”:

- I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população;
- II - as atividades sociais e econômicas;
- III - a biota;
- IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;
- V - a qualidade dos recursos ambientais.

Sendo assim, a conservação do ambiente avaliada por meio da utilização dos recursos naturais de forma sustentável e com um bom nível de sustentabilidade, só é possível mediante o planejamento do uso das terras e dos recursos naturais disponíveis no meio. Neste contexto, a prática de AIA assume a condição de um instrumento ou ferramenta de planejamento estratégico ambiental (INAE, 2012). Este instrumento pode ser definido como:

Procedimento para encorajar as pessoas encarregadas da tomada de decisões a levar em conta os possíveis efeitos de investimentos em projetos de desenvolvimento sobre a qualidade ambiental e a produtividade de recursos naturais e um instrumento para a coleta e a organização dos dados que os planejadores necessitam para fazer com que

os projetos de desenvolvimento sejam mais sustentáveis possíveis e ambientalmente menos agressivos (SÁNCHEZ, 2015).

A operação dos sistemas de manejo de dejetos suínos dão origem à impactos ambientais negativos devido ao consumo de energia em compostagem mecanizada, emissões atmosféricas durante a digestão aeróbia e aplicação do composto no solo, e aos resíduos líquidos (chorume) resultantes do processo.

Dado o exposto, a realização de AIA surge como uma necessidade em construções, processos industriais, produtos manufaturados, tratamento de resíduos e outros, que possam vir a causar impactos no meio ambiente. Dentre as ferramentas da AIA, podem ser citados, os Sistemas de Gestão Ambiental, os Inventários de Emissões dos Gases de Efeito Estufa e a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). A ACV destaca-se como uma ferramenta completa, amplamente reconhecida e universalmente aceita (ALVES, 2016; WU, HANNA e JONES, 2013).

3.3.1 Ferramentas para realização de uma ACV

Devido à necessidade de uma grande quantidade de informações para realização da ACV de um determinado produto ou processo, faz-se necessário a busca pelo auxílio de uma base de dados equivalente ao estudo. Esta base de dados tem a habilidade de compilar e, em seguida caracterizar o inventário utilizando metodologias de avaliação de impacto, realizar análise de sensibilidade e apresentar os resultados em gráficos e tabelas (SALLABERRY, 2009).

Rebitzer et al. (2004) afirma que diversos softwares já foram desenvolvidos para suprir as necessidades do mercado. Dentre as exigências está a eficiência do processamento e a capacidade de armazenamento de uma grande quantidade de dados. Além destas características, Sallaberry (2009) listou alguns/outros motivos pelos quais são justificados a necessidade do uso de recursos computacionais:

- Necessidade de incorporação de dados de outros ciclos de vida;
- Facilidade de utilização e modificação dos dados;
- Capacidade de relacionar os dados a diferentes categorias de impacto de ciclo de vida;
- Capacidade de analisar os dados de acordo com diferentes metodologias e disponibilidade dos resultados a outros usuários permitindo, ainda, sua atualização.

3.3.2 Software *SimaPro*®

O *SimaPro*® é uma ferramenta de caráter profissional e educacional com a finalidade de coletar e analisar dados, e monitorar o desempenho sustentável de produtos e processos. O software pode ser utilizado para ACV, relatórios de sustentabilidade, cálculo da pegada de carbono, design de produtos, geração de declarações ambientais de produtos, determinação de indicadores de desempenho, entre outros (PRÉ-CONSULTANTS, 2017).

O programa contém um pacote instrumental para a modelagem de produtos e processos através da perspectiva do ciclo de vida e traz os principais bancos de dados de inventários, incluindo o banco de dados da Ecoinvent. Ele foi desenvolvido por uma empresa holandesa chamada PRÉ-Consultants no ano de 1990 e atualmente é o mais utilizado no mundo pela indústria, instituto de pesquisa e consultores. Inclusive, destaca-se como líder mundial há mais de 25 anos em 80 países (PRÉ-CONSULTANTS, 2017; FERREIRA, 2015; CAMPOS, 2012).

3.4 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

O tema acerca da responsabilidade ambiental tem afetado diretamente o mercado e os formuladores de política. Em todo mundo, muitos países desenvolveram diferentes instrumentos de política ambiental, como instrumentos regulatórios (regulamentos de comando e controle), instrumentos econômicos (impostos e licenças) e ações voluntárias (certificações, relatórios e rotulagem). Ao mesmo tempo, as organizações fizeram esforços para desenvolver tecnologias e processos de produção mais limpos, bem como políticas e ferramentas de gestão ambiental (MAZZI et al., 2017).

Uma ferramenta abrangente e com o propósito de mensurar, controlar e diminuir os impactos associados a produção de bens e serviços é a ACV. A ACV (do inglês *Life Cycle Assessment - LCA*) considera o impacto ambiental ao longo de todo ciclo de vida de um produto, que vai desde a extração das matérias-primas utilizadas na produção, até o uso e a disposição final do produto (CHEHEBE, 1998). Para Pennington et al. (2004), a ACV identifica oportunidades para reduzir os impactos atribuíveis aos resíduos, emissões e consumo de recursos associados.

Historicamente, os primeiros estudos envolvendo a ACV de produtos tiveram início durante a primeira crise do petróleo. Esta crise acarretou uma busca acelerada por diferentes alternativas de energia e despertou uma nova concepção sobre a necessidade de melhor utilização dos recursos naturais. Embora a questão energética tenha sido o principal enfoque

destes estudos, alguns estudiosos chegaram a considerar de forma discreta, vários aspectos ligados a questão ambiental (CHEHEBE, 1998).

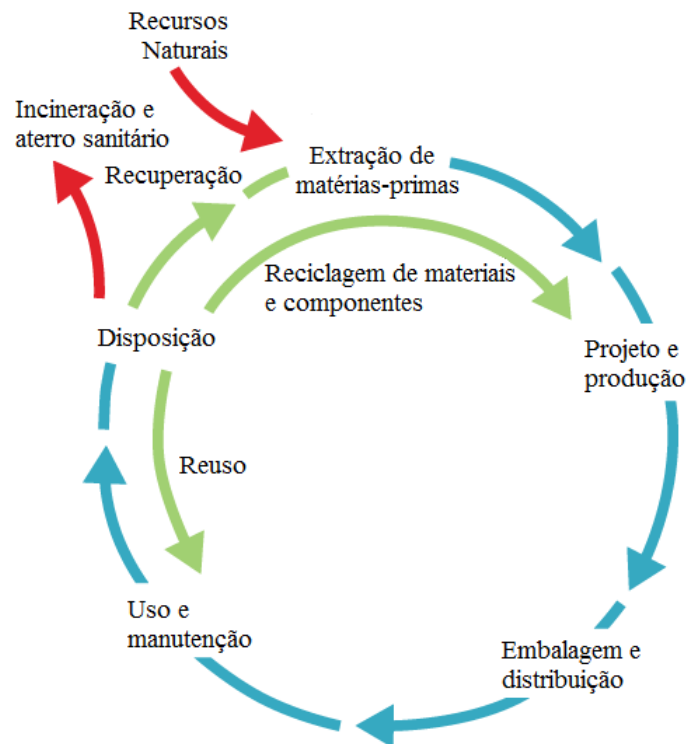
Desde o início, muitos estudos sobre ACV foram realizados abordando exclusivamente o ciclo de vida de produtos. Entretanto, a partir da disponibilidade e amplitude de recursos da ferramenta, também foram desenvolvidos o ciclo de vida de processos. Neste estudo, o ciclo de vida de processos – sistemas de manejo e tratamento de dejetos – será abordado, sendo justificado pela crescente visibilidade que a ACV tem ganhado na área de gerenciamento de resíduos da suinicultura nos últimos tempos.

Assim sendo, foram desenvolvidos vários estudos e com eles a necessidade de padronização da metodologia de ACV, fazendo-se necessária a especificação de aplicação, características e conceitos referentes ao assunto. Barbosa Júnior et al. (2008) afirma que a ACV é vista como um instrumento científico qualitativo e quantitativo, que avalia todos os estágios do ciclo de vida e especifica a magnitude de impactos ambientais.

De acordo com Moore et al. (2017) e Carneiro et al. (2017), a ACV é uma metodologia para avaliar vários impactos ambientais potenciais de um produto, serviço ou organização durante seu ciclo de vida. Esta abordagem inclui todas as etapas do ciclo de vida dos mesmos, tais como, a produção (extração e fabricação de matérias-primas), a utilização e a eliminação. Complementa-se que a ACV foi desenvolvida para abordar a proteção ambiental preventiva nos processos de tomada de decisão (REHL, LANSCHÉ e MULLER, 2012).

A figura 3 representa um esquema simplificado do conceito de vida do produto, que é geralmente referido como um “ciclo de vida”, uma vez que, existe relação entre as fases (REBITZER et al., 2004). As principais etapas destas relações são: extração de matérias-primas, projeto e produção, embalagem e distribuição, uso e manutenção, disposição, recuperação e etc. Em outras palavras, o produto final é corolário da interação entre as etapas.

Figura 3 - Diagrama típico do ciclo de vida do produto



Fonte: Adaptação de UNEP (2016).

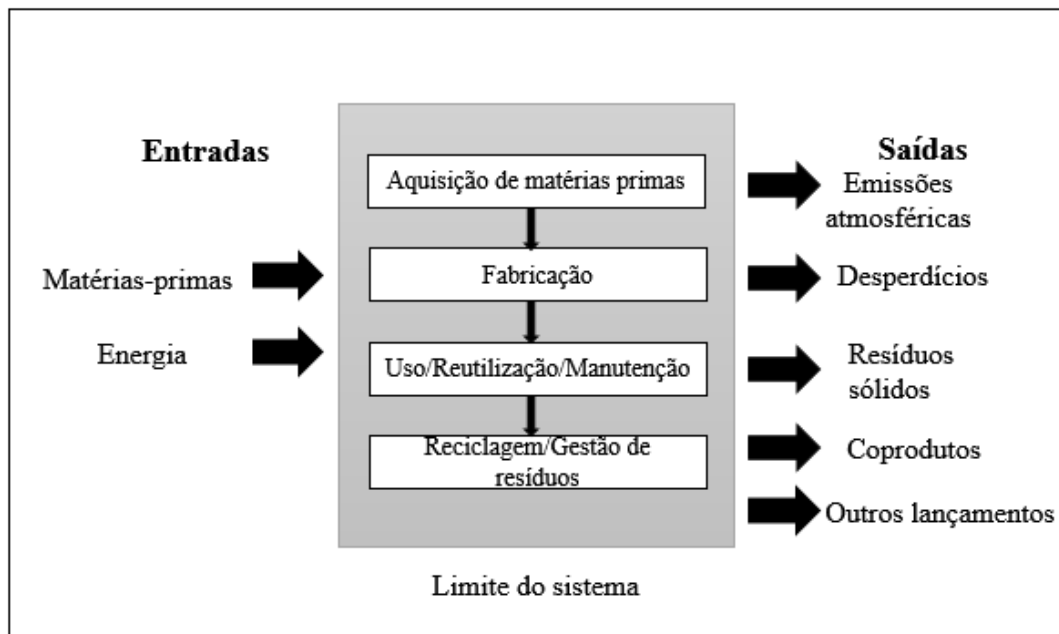
De acordo com a NBR ISO 14.040:2009, a ACV também é definida como:

Uma técnica para avaliar aspectos ambientais e impactos potenciais associados a um produto mediante a compilação de um inventário de entradas e saídas pertinentes de um sistema de produto, a avaliação dos impactos ambientais potenciais associados a essas entradas e saídas e a interpretação dos resultados das fases de análise de inventário e de avaliação de impactos em relação aos objetivos dos estudos.

A AVC pode ser vista como uma técnica pela qual a energia, os materiais consumidos (água, insumos químicos, etc.) e os diferentes tipos de emissões e subprodutos relacionados a um produto específico são analisados e mensurados sob um ponto de vista ambiental. A quantificação destes materiais e energia e o lançamento de poluentes, localizando nas diversas etapas da cadeia, permite agir corretiva e preventivamente sobre os processos e produtos, afim de torná-los menos agressivos ao ambiente (BARBIERI, CAJAZEIRA e BRANCHINI, 2009).

Na Figura 4 podem ser observados os possíveis estágios de ciclo de vida considerados numa ACV, as típicas entradas e saídas e o limite do sistema.

Figura 4 - Estágios do ciclo de vida



Fonte: Adaptação de Curran (2006).

Conforme Coutro (2007), a ACV também permite identificar quais estágios do ciclo de vida têm contribuição mais significativa para o impacto ambiental do produto ou processo estudado, sendo possível avaliar a implementação de melhorias ou alternativas para os mesmos. Um exemplo pelo qual o produto baseia-se em estudos de ACV são as declarações ambientais, assim como a integração de aspectos ambientais no projeto e desenvolvimento de produtos.

Chehebe (1998) complementa que a ACV se apresenta como uma ferramenta técnica e de caráter gerencial que pode ser utilizada em uma grande variedade de propósitos. Nesse sentido, a NBR ISO 14.040:2009 cita alguns benefícios do uso do ACV, a qual pode ajudar:

- Na identificação de oportunidades para melhorar os aspectos ambientais dos produtos em vários pontos de seu ciclo de vida;
- Na tomada de decisões na indústria, organizações governamentais ou não-governamentais (por exemplo, planejamento estratégico, definição de prioridades, projeto de produtos ou processos);
- Na seleção de indicadores pertinentes de desempenho ambiental, incluindo técnicas de medição, e;
- No *marketing*, como por exemplo: uma declaração ambiental, um programa de rotulagem ecológica ou uma declaração ambiental de produto.

Salienta-se ainda que os impactos ambientais atribuíveis ao ciclo de vida de um produto podem ser citados, sendo eles, as alterações climáticas, a depleção do ozônio estratosférico, a criação de ozono troposférico, a eutrofização, a acidificação, a toxicidade da saúde humana e ecossistemas terrestres, a depleção de recursos, o uso da água e da terra, entre outros (REBITZER et al., 2004).

Enfim, a metodologia de ACV não se restringe apenas a uma avaliação completa de toda cadeia de impactos de um processo, o chamado “berço-ao-túmulo”. A avaliação pode ser realizada em determinadas partes do ciclo de vida, como do “berço ao portão”, do “portão ao portão” e do “portão ao túmulo”. Isto também reflete sobre a complexidade da execução de uma ACV, sendo necessária a adoção de diferentes tipos de metodologias. Os tipos de avaliação que podem ser observados são (CAMPOS, 2012):

- “Do berço-ao-portão” (*cradle-to-gate*): considera desde a extração de matérias-primas até a entrada na fábrica para beneficiamento;
- “Do berço-ao-túmulo” (*cradle-to-grave*): envolve todas as etapas do ciclo de vida, desde a extração de matérias primas até o descarte final;
- “Do portão ao portão” (*gate-to-gate*): envolve um processo em que todas as fases de produção ocorrem dentro de um local (indústria), ou seja, considera apenas a fase industrial do produto;
- “Do portão ao túmulo” (*gate-to-grave*): inclui os processos de distribuição, uso e o descarte final do produto.

No presente estudo, a abordagem utilizada não apresenta um enquadramento específico, sendo necessária uma adaptação dos tipos de avaliação citados acima. Os sistemas de manejo de dejetos suínos apresenta-se como um processo de tratamento para o descarte final do produto. Sendo assim, a abordagem adaptada pode ser evidenciada pela expressão “do túmulo ao túmulo” onde considera-se apenas as tecnologias de descarte final.

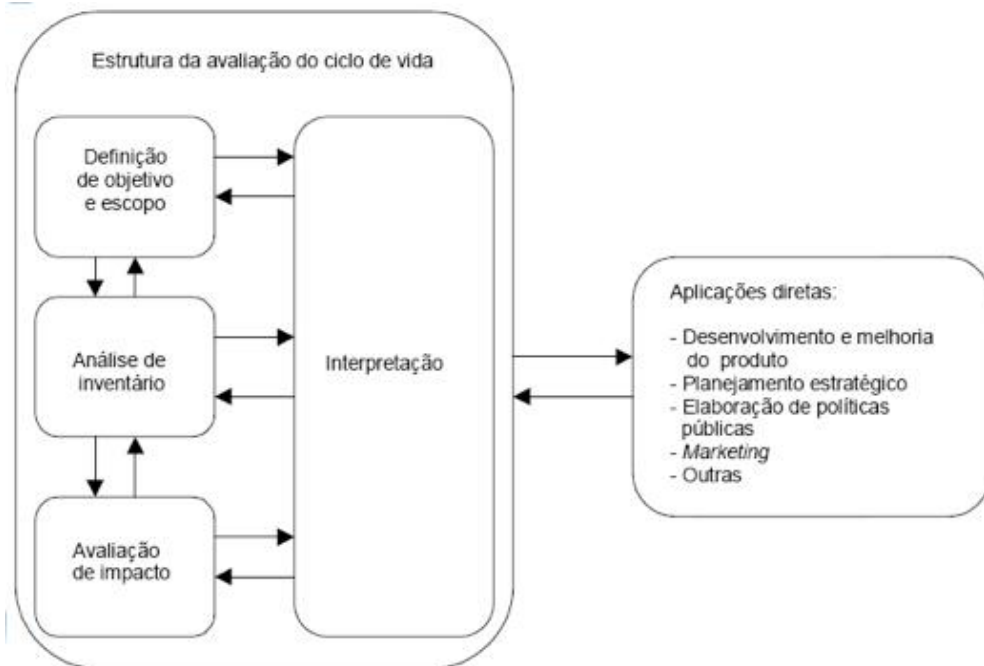
3.4.1 Fases da ACV

O processo para realização de um estudo de ACV é representado por uma abordagem sistemática descrita pela ISO 14.040 e sua correspondente brasileira ABNT NBR ISO 14040, sendo composta por quatro fases (Figura 5):

- Objetivo e Escopo;
- Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV);

- Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV);
- Interpretação dos Resultados.

Figura 5 - Fases da ACV definidas pela NBR 14040

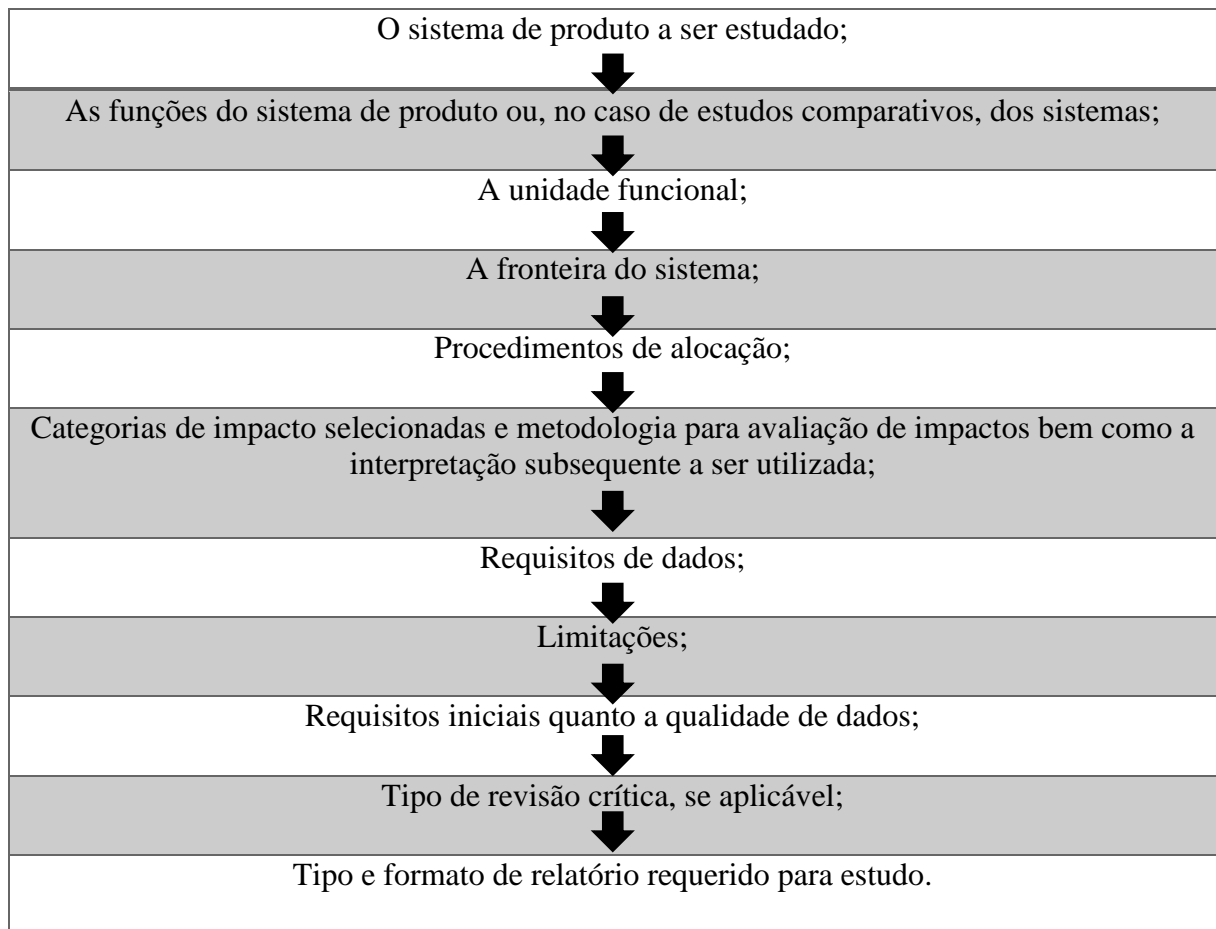


Fonte: (NBR ISO 14.040, 2009).

3.4.2 Definição de Objetivo e Escopo

De acordo com a NBR ISO 14.041:2004, o objetivo de um estudo de ACV deve estabelecer, a aplicação pretendida, as razões para conduzir o estudo e o público-alvo, ou seja, para quem se espera comunicar os resultados do estudo. Já o escopo do estudo deve considerar todos os itens relevantes de acordo com a NBR ISO 14.040:2009, sendo de grande importância que o mesmo seja bem definido para assegurar que, a abrangência, profundidade e detalhamento do estudo sejam compatíveis e suficientes para atender ao objetivo declarado. Estes itens são abordados pela ACV Brasil (2015) e NBR ISO 14.040:2009 no Quadro 1:

Quadro 1 – Etapas necessárias para definição do objetivo e escopo de uma ACV



Fonte: Adaptação de Rocha (2009).

- Função, Unidade Funcional e Fluxo de Referência:

A Função de um produto ou serviço é definida como sendo os fins desejados para sua existência.

A Unidade Funcional (UF) é definida como sendo a quantificação das funções identificadas para o estudo, onde o propósito inicial é fornecer uma referência à qual as entradas e saídas são relacionadas. Esta referência é necessária para assegurar que as comparações entre eles sejam feitas em uma base comum, ou seja, para a compatibilidade dos resultados de ACV.

Por sua vez, o Fluxo de Referência (FR) representa a quantidade de produto/serviço necessário para atender a UF estabelecida no estudo.

- Sistema do Produto e Fronteiras do Sistema:

O sistema de produto (SP) refere-se a conexão entre as Unidades de Processo através de energia ou material (produtos, coprodutos e emissões).

A fronteira do sistema (FS) define os processos elementares a serem incluídos no sistema. Ao se estabelecer a fronteira do sistema, convém que diversos estágios do ciclo de vida, processos elementares e fluxos sejam levados em consideração, sendo eles: aquisição de matérias-primas; entradas e saídas na cadeia principal de manufatura/processamento; distribuição/transporte; produção e uso de combustíveis, eletricidade e calor; uso e manutenção de produtos; disposição final de resíduos de processos e de produtos; recuperação de produtos usados (reuso, reciclagem, e recuperação de energia); manufatura de materiais auxiliares; manufatura, manutenção de equipamentos; operações adicionais, como iluminação e aquecimento.

- Procedimento de alocação:

Refere-se a divisão de responsabilidades ambientais para o caso de sistemas multifuncionais, isto é, sistemas com múltiplas saídas (produtos e coprodutos).

- Categorias de Impacto:

Refere-se a seleção da metodologia para avaliação dos impactos ambientais, as categorias de impactos ambientais e a forma de interpretação dos resultados.

- Requisitos de Qualidade de Dados:

São estabelecidas as origens e qualidade mínimas dos dados a serem utilizadas no estudo, visando atender ao objetivo proposto.

- Tipo de revisão crítica:

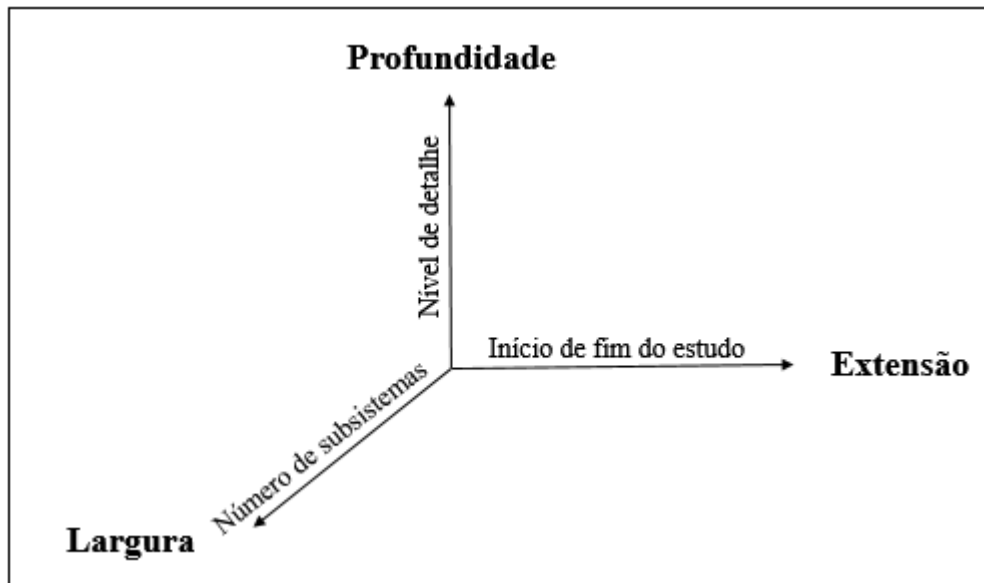
O objetivo desta etapa é estabelecer como será e quem será o responsável pela revisão crítica do estudo. Esta revisão tem como finalidade garantir a confiabilidade do estudo.

- Tipo de formato de relatório:

Existem dois tipos de relatório de um estudo de ACV: Empresarial e Público. O relatório Empresarial é voltado para os tomadores de decisão e tem por objetivo servir como uma ferramenta estratégica para otimizar processos ou resolver problemas dentro de um sistema de produção. O relatório Público é destinado para o público em geral e seu objetivo é servir como base de dados para *marketing*, comunicação pública e/ou elaboração de políticas ambientais.

Assim, de forma simplificada o conteúdo mínimo do escopo deve referir-se às suas três dimensões: onde iniciar e parar o estudo (a *extensão* da ACV), quantos e quais subsistemas incluir (a *largura* da ACV) e o nível de detalhes do estudo do ciclo de vida (a *profundidade* de ACV) (CHEHEBE, 1998). Estas dimensões podem ser visualizadas na Figura 6:

Figura 6 - Dimensões da ACV



Fonte: Adaptação de Chehebe (1998).

3.4.3 Análise do Inventário do Ciclo de Vida

A Análise de Inventário do Ciclo de Vida (ICV) é um processo iterativo que envolve a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas relevantes de um sistema de produto (NBR 14.040:2009; CHEHEBE, 1998).

Segundo Chehebe (1998) nesta fase são coletadas e quantificadas todas as variáveis envolvidas durante o ciclo de vida de um produto, processo ou atividade, sendo elas: matéria-prima, energia, transporte, emissões para o ar, efluentes, resíduos sólidos e etc. A sequência de eventos invariavelmente envolve a checagem de procedimentos de forma a assegurar que os requisitos de qualidade estabelecidos na primeira fase estejam sendo obedecidos.

Resumidamente, deve-se organizar a fase de análise do inventário de acordo com as seguintes atividades (CHEHEBE, 1998):

- Preparação para coleta de dados;
- Coleta de dados;
- Refinamento dos limites do sistema;
- Determinação dos procedimentos de cálculo;
- Procedimentos de alocação.

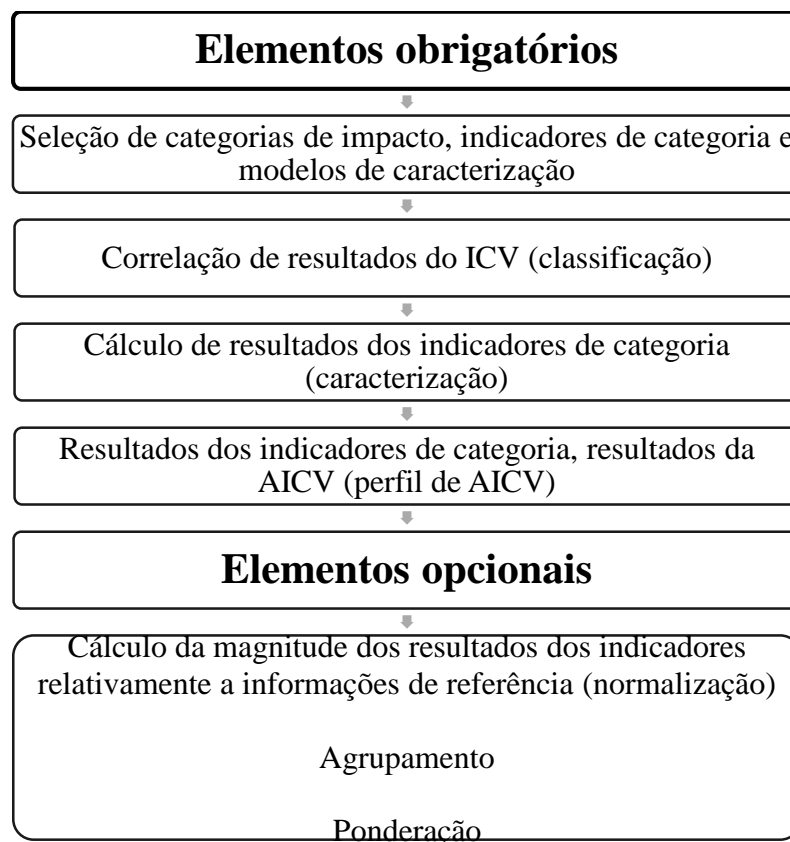
3.4.4 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida

Conforme a NBR ISO 14.042:2004 e a NBR ISO 14.040:2009, a Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV) objetiva avaliar o sistema de produto sob uma perspectiva ambiental, ou seja, estudar a significância dos impactos ambientais potenciais. Este processo envolve associar dados de inventário com categorias de impacto específicas e indicadores de categoria associados aos resultados de ICV, para melhor entendimento de tais impactos.

Para Chehebe (1998), a AICV representa um processo qualitativo/quantitativo para entendimento e avaliação da magnitude e significância dos impactos ambientais baseado nos resultados obtidos na ICV, onde o nível de detalhe, escolha dos impactos a serem avaliados e a metodologia utilizada dependem do objetivo e do escopo do estudo.

Por conseguinte, a fase de AICV consiste em elementos obrigatórios e opcionais, como ilustrado na Quadro 2 (PENNINGTON et al., 2004):

Quadro 2 – Elementos da fase de AICV



Fonte: Adaptação de NBR ISO 14.040 (2009).

✓ Elementos obrigatórios:

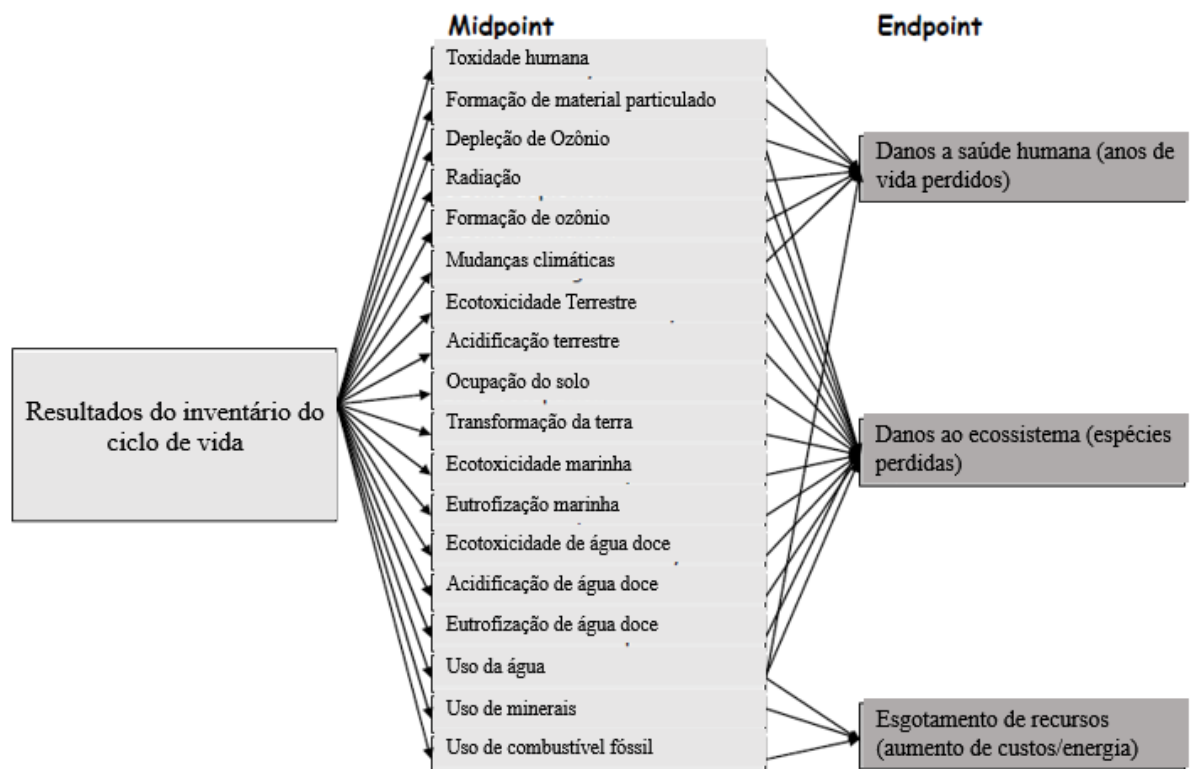
Nesta etapa são descritos os elementos obrigatórios (CHEHEBE, 1998):

- **Seleção de categorias de impacto:** onde são identificados os grandes focos de preocupação ambiental, as categorias e os indicadores que o estudo utilizará.

Neste item, cabe destacar que embora a seleção de categorias de danos não seja obrigatória, existe uma diferença entre impacto (*midpoint*) e dano (*endpoint*), sendo a distância entre o processo unitário e o seu efeito, ou seja, o impacto é o ponto intermediário resultante do processo, e o dano é o ponto final, o qual é caracterizado pelo efeito no meio ambiente (SALLABERRY, 2009).

Na Figura 7 é possível visualizar os processos unitários e os seus efeitos:

Figura 7 - Efeitos das categorias de impacto atribuídas às principais áreas de risco



Fonte: Adaptação de Van Zelm (2010).

Os efeitos dentro das categorias de impacto podem ser atribuídos às principais áreas de risco. As áreas de proteção geralmente incluídas nos métodos de AICV são a saúde humana, o ecossistema e os recursos naturais. Para cada área de proteção existe

um indicador de dano. As áreas de proteção serão ainda referidas como pontos finais da via de impacto ambiental, enquanto os efeitos dentro das categorias de impacto são pontos médios (VAN ZELM, 2010).

- **Classificação:** onde os dados do inventário são classificados e agrupados nas diferentes categorias selecionadas (exemplos: aquecimento global, acidificação, saúde humana, exaustão dos recursos naturais e etc.). Em outras palavras, tem como objetivo atribuir os dados do inventário a cada uma das categorias selecionadas e identificadas.

Nesta fase, todas as entradas e saídas do inventário que contribuem para causar impacto sobre o meio ambiente são classificados de acordo com o tipo de problema para o qual elas contribuem (exemplo: atribuição do CFC a categoria de aquecimento global).

No Quadro 3 podem ser observadas algumas categorias de impacto do ciclo de vida comumente utilizadas na ACV:

Quadro 3 - Descrição de algumas categorias de impacto ambiental

Categoria de Impacto	Escala	Exemplos de Dados de ICV (Classificação)	Fator de Caracterização	Descrição do Fator de Caracterização
Aquecimento Global	Global	Dióxido de Carbono (CO ₂) Dióxido de Nitrogênio (NO ₂) Metano (CH ₄) Clorofluorcarbonos (CFCs) Hidroclorofluorcarbonos (HCFCs) Brometo de metil (CH ₃ Br)	Potencial de Aquecimento Global	Converte para dados ICV em equivalente dióxido de carbono (kg CO ₂ eq)
Depleção de Ozônio Estratosférico	Global	Clorofluorcarbonos (CFCs) Hidroclorofluorcarbonos (HCFCs) Brometo de metil (CH ₃ Br) Halons	Potencial de Depleção do Ozônio	Converte dados de ICV em equivalentes triclorofluormetado (kg CFC-11 eq)
Acidificação	Regional Local	Óxidos de Enxofre (SO _x) Óxidos de Nitrogênio (NO _x) Ácido Hidroclorídrico (HCl) Ácido Hidrofluorídrico (HF) Amônia (NH ₄)	Potencial de Acidificação	Converte dados de ICV em equivalentes íons de hidrogênio (H ⁺)
Eutrofização	Local	Fosfato (PO ₄) Óxido de Nitrogênio (NO) Dióxido de Nitrogênio (NO ₂) Nitratos Amônia (NH ₄)	Potencial de Eutrofização	Converte dados de ICV em equivalentes fosfatos (PO ₄)
Oxidação Fotoquímica	Local	Hidrocarbonetos não-metano (NMHC)	Potencial de Criação de Oxidante Químico	Converte dados de ICV em equivalentes etano (C ₂ H ₆)
Toxidade Terrestre	Local	Químicos tóxicos com um registro de concentração letal para roedores	LC ₅₀	Converte dados LC ₅₀ em equivalentes
Toxidade Aquática	Local	Químicos tóxicos com um registro de concentração letal para peixes	LC ₅₀	Converte dados LC ₅₀ em equivalentes
Saúde Humana	Global Regional Local	Total liberado para o ar, água e solo	LC ₅₀	Converte dados LC ₅₀ em equivalentes
Depleção de Recursos	Global Regional Local	Quantidade de minerais usados Quantidade de combustíveis fósseis	Potencial de Depleção de Recursos	Converte dados de ICV em razão da quantidade de recurso versus quantidade de recursos deixados em reserva
Uso do Solo	Global Regional Local	Quantidade depositada em aterro	Disponibilidade da terra	Converte massa de resíduo sólido em volume usando uma densidade estimada
Uso da Água	Regional Local	Água utilizada ou consumida	Potencial de Escassez da Água	Converte dados de ICV para uma proporção da quantidade de água usada versus a quantidade de recurso restante na reserva.

Fonte: Adaptação de Curran (2006).

- **Caracterização:** onde os dados do inventário atribuídos a uma determinada categoria são modelados de forma a que os resultados possam ser expressos na forma de um indicador numérico para aquela categoria. Ou seja, na caracterização, as contribuições para cada problema ambiental são quantificadas.

Como por exemplo o Potencial de Aquecimento Global (PAG): Medida em relação ao efeito de 1kg de CO₂.

- ✓ Elementos opcionais:

Os elementos opcionais são descritos de acordo com a NBR ISO 14.042:2004:

- **Normalização:** pode ser utilizada para normalizar os dados ambientais em relação a uma referência. Esta etapa pode ser exemplificada, relacionando a poluição de uma determinada substância a poluição total em um ano.
- **Agrupamento:** significa correlacionar e/ou unir categorias de impacto em um ou mais conjuntos.
- **Ponderação:** processo de conversão dos resultados indicadores de diferentes categorias de impacto através do uso de fatores numéricos baseados em escolhas de valores, podendo incluir a agregação dos resultados ponderados dos indicadores.
Esta fase caracteriza-se subjetivamente, cujo método apresenta um elevado grau de complexidade.

3.4.5 Interpretação dos Resultados

A fase de interpretação tem como objetivo, analisar os resultados, tirar conclusões, explicar as limitações e fornecer recomendações para um estudo de inventário do ciclo de vida ou uma análise completa do ciclo de vida. Nesta fase é recomendado consultar os objetivos e o escopo definidos inicialmente no estudo. Sendo assim, a decorrência de seus resultados pode tomar a forma de conclusões e recomendações aos tomadores de decisão (CHEHEBE, 1998).

Neste contexto, para realização da interpretação dos resultados oriundos das fases antecedentes foram estabelecidas três etapas seguintes (CHEHEBE, 1998):

- Identificação das questões ambientais mais significativas baseadas nos resultados da análise do inventário e/ou ACV;

- Avaliação, a qual pode incluir elementos como a checagem da integridade, sensibilidade e consistência;
- Conclusões, recomendações e relatórios sobre as questões ambientais significativas.

Por fim, salienta-se que as quatro fases são interdependentes, podendo-se voltar para qualquer uma delas sempre que necessário no decorrer do estudo (GUTIERREZ, 2014).

3.5 ACV NA SUINOCULTURA

De acordo com Cherubini (2015), devido à natureza comparativa da metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), houve uma tendência em comparar sistemas de criação de suínos, onde é levado em consideração, a avaliação ambiental de melhorias em sistemas consolidados. Todavia, a literatura sobre ACV na suinicultura demonstrou ser predominantemente estrangeira. A seguir, o quadro 4, apresentada de forma resumida o estado da arte da ACV na suinicultura e mostra as principais informações estudadas em cada pesquisa:

Quadro 4 - Estado da arte da ACV na suinocultura

Autor	Metodologia, resultados e considerações
Prapasongsa et al. (2010)	Com o uso do software <i>Simapro</i> ®, realizou-se a ACV de diferentes sistemas de manejo de dejetos suínos. Doze cenários foram desenvolvidos e comparados, com o objetivo de identificar os impactos ambientais mais significativos nestes sistemas. As categorias de impacto mais relevantes nesta avaliação foram o potencial de aquecimento global (PAG), a eutrofização marinha (EUM), os inorgânicos respiratórios (IR) e a eutrofização terrestre (EUT). Para PAG e EUM, o cenário baseado na digestão anaeróbica atingiu a maior redução de impacto devido a altas eficiências na recuperação de energia e nutrientes. Para IR e EUT, os cenários baseados na incineração e gaseificação térmica foram responsáveis pela maior minimização de impacto devido às menores emissões de amônia.
Lijó et al. (2014)	Neste estudo, o objetivo principal foi avaliar o desempenho ambiental de um sistema de produção de biogás, que opera com dejetos suínos e outras duas matérias-primas, utilizando-se a metodologia de ACV. O perfil ambiental foi avaliado através de seis categorias de impacto. Assim, os resultados destacaram os benefícios ambientais do processo de digestão, que não só produz biocombustível, mas também reduz a eliminação de resíduos sólidos e produz fertilizantes, com valor especial na fertilização do solo agrícola.
Luo et al. (2014)	O objetivo deste estudo foi comparar um sistema típico de manejo de dejetos suínos (sistema 'Gan qing fen') usualmente utilizado nas fazendas da China, com um sistema alternativo proposto. Para isso, foram quantificados os encargos ambientais e estimadas as quantidades de terra necessária para a reciclagem sustentável de nutrientes, visto que na China, existem problemas da falta de terras aráveis para a disposição dos dejetos. A ACV foi a metodologia utilizada. Os resultados mostraram que a demanda de área de cultivo para a aplicação sustentável do dejetos tratado pode ser reduzida de 238 para 139 ha com o sistema alternativo. Comparativamente, houve uma redução em três categorias de impacto ambiental, para o sistema alternativo em relação ao sistema típico.
Cherubini et al (2014)	Neste estudo, o objetivo estudo foi avaliar o impacto ambiental da produção de suínos no Brasil com base na ACV, comparando quatro sistemas de manejo de dejetos: esterqueira; biodigestor sem fins energéticos; biodigestor para fins energéticos; e compostagem. A unidade funcional foi de 1000 kg de carcaça de suína na câmara de equalização para corte ou distribuição. A ACV comparativa indicou que o biodigestor para fins energéticos teve o melhor desempenho ambiental para quase todos os impactos ambientais. No entanto, se o objetivo é diminuir os impactos para a acidificação terrestre e a eutrofização marinha, a esterqueira é o melhor cenário em relação a todas as opções alternativas.

Fonte: do autor.

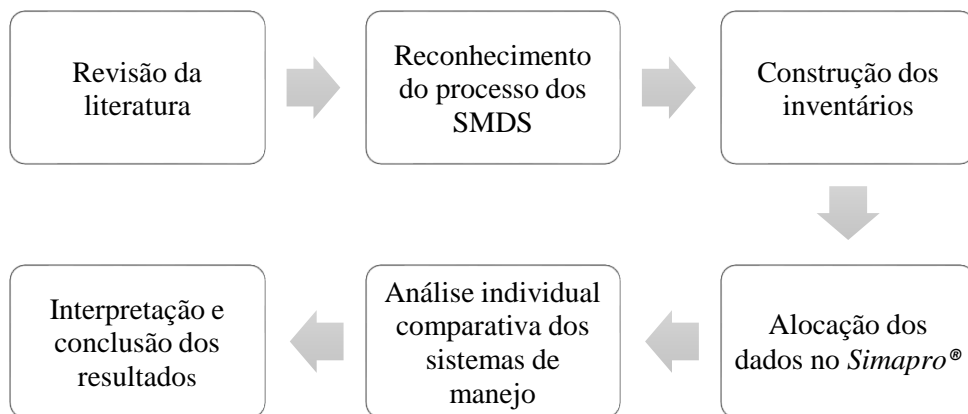
4 METODOLOGIA

A análise dos sistemas de manejo de dejetos suínos foi desenvolvida sob duas principais avaliações. A primeira avaliando os materiais de construção mais impactantes na etapa da construção e a segunda avaliando os fluxos de entrada e saída mais impactantes na etapa de operação.

4.1 Etapas da metodologia

O fluxograma da Figura 8 apresenta as principais etapas da metodologia adotadas para o desenvolvimento deste trabalho.

Figura 8 - Fluxograma da metodologia



Fonte: do autor.

Primeiramente, foi realizado um levantamento teórico de informações sobre avaliação do ciclo de vida (ACV), normas regulamentadoras (NBR ISO 14.040 e 14.044) e sistemas de manejo e tratamento de dejetos suínos. Em seguida, fez-se o reconhecimento do processo de construção e funcionamento das tecnologias selecionadas. A terceira e quarta etapa da metodologia foi destinada a coleta e quantificação dos dados do inventário, e a alocação destes no software. Na sequência, realizou-se a análise individual e comparativa dos sistemas de manejo, e por fim, a interpretação e conclusão dos resultados.

Cabe ressaltar que na comparação da etapa de operação, foi adicionado o cenário alternativo – biodigestor sem fins energéticos – onde considerou-se as emissões gasosas emitidas para o meio ambiente, ou seja, sem considerar a captura de biogás.

Também, nomeou-se de “Composto C”, “Composto B” e “Composto E”, os fluxos de saída dos sistemas de manejo por compostagem (C), biodigestor (B) e esterqueira (E), respectivamente. Ambos estão relacionados a emissão de gases gerados durante o tratamento.

4.2 Avaliação do Ciclo de Vida dos sistemas de manejo de dejetos suínos

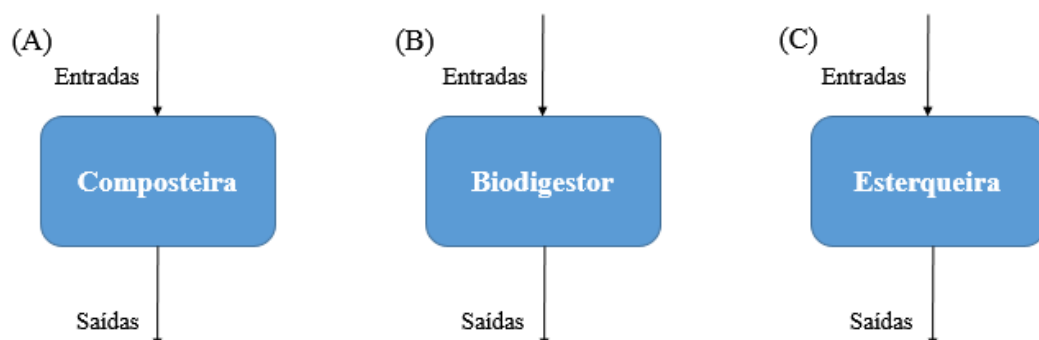
Os impactos ambientais foram avaliados de acordo com as normas regulamentadoras NBR ISO 14.040 e 14.044 (ABNT, 2009). O software utilizado foi o *SimaPro*® versão 8.2.3, e os métodos de avaliação foram o ReCiPe Midpoint (H) V1.12 e o ReCiPe Endpoint (H) V1.12, os quais foram selecionados por englobarem o maior número de dados do inventário.

4.2.1 Definição do objetivo e escopo

O objetivo principal é avaliar de forma individual e comparativa os impactos potenciais e aspectos ambientais da fase de construção e operação de três sistemas convencionais de manejo de dejetos suínos (compostagem aeróbia mecanizada, biodigestor anaeróbio e esterqueira anaeróbia), utilizando a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

As fronteiras do sistema desta ACV abrangem desde o recolhimento do dejetos na habitação até a sua transformação em produto final como fertilizante, conforme mostrado na Figura 9. A amplitude das fronteiras do sistema, como descrito, caracterizam um tipo de análise “do túmulo ao túmulo”, onde consideram-se apenas as tecnologias de descarte final.

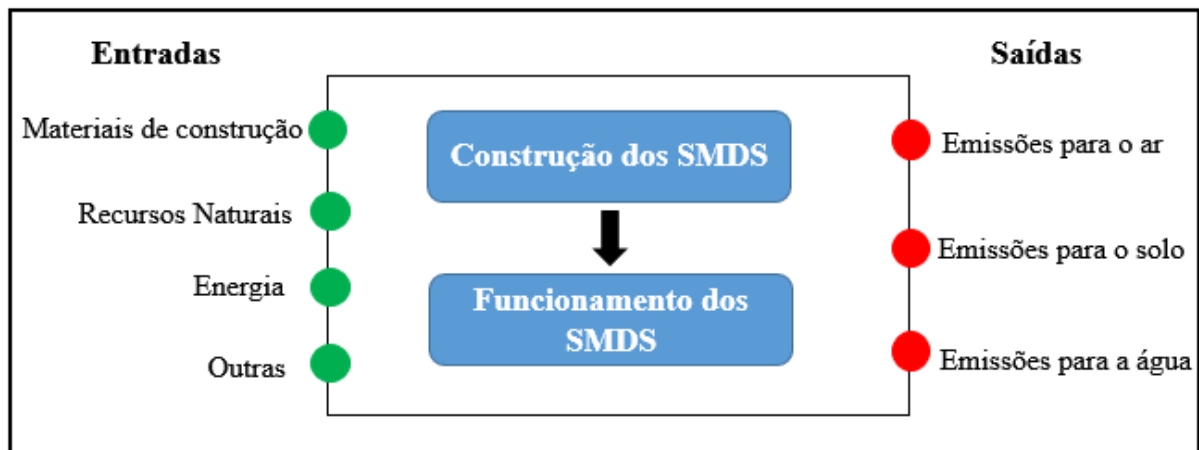
Figura 9 - Fronteiras do sistema



Fonte: do autor.

Esta ACV diferencia-se pela fronteira mais limitada e profunda. Na Figura 10 é possível visualizar os limites do sistema com as entradas e saídas consideradas no estudo:

Figura 10 - Limite dos sistema e as entradas e saídas consideradas no estudo



Fonte: do autor.

A unidade funcional considerada foi 1 m^3 de dejetos tratados, produto que sai do sistema. Esta grandeza foi selecionada pela maioria dos dados encontrar-se nessa unidade. Com relação aos requisitos de qualidade dos dados iniciais, os dados foram levantados a partir de projeto agropecuário, informação empresarial e pesquisa na literatura.

4.2.2 Dimensionamento dos sistemas de manejo de dejetos suínos

O sistema de manejo por compostagem foi construído em tamanho real (cenário referência) e os demais sistemas foram simulados a partir deste cenário. A infraestrutura de cada sistema foi dimensionada para receber os dejetos líquidos suínos (DLS) de aproximadamente 40 suínos.

4.2.2.1 Dimensionamento do biodigestor

O biodigestor anaeróbio foi dimensionado de acordo com o modelo de Chen (1983), onde considerou-se uma quantidade de dejetos proveniente de 40 suínos e o tempo de retenção hidráulico de 25 dias. O resultado do volume foi de 7,21 m³. Entretanto, o valor foi aproximado para 10 m³ para viabilizar a quantificação dos materiais informados pela empresa BGS, uma vez que, o biodigestor pré-fabricado possui tamanho e volume padrão.

O sistema de manejo estabelecido teve estrutura de proteção composta de alvenaria, piso em concreto armado, madeira de eucalipto e telha, entre outros. A câmara de digestão foi construída de PVC (Policloreto de Vinila, do inglês Polyvinyl chloride) e o equipamento ainda possuiu estrutura para coleta de chorume. A Figura 11 ilustra o biodigestor para fins energéticos e sua estrutura de proteção:

Figura 11 - Biodigestor anaeróbio para fins energéticos e sua estrutura de proteção



Fonte: (BGS, 2017).

4.2.2.2 Dimensionamento da esterqueira

O sistema de manejo por esterqueira foi dimensionado de acordo com as recomendações técnicas da Embrapa (2004). O volume foi calculado através da multiplicação do número de animais (40) pelo volume de dejetos produzidos por animal (neste caso, utilizou-se a média de 7 L/dia ou 0,007 m³/dia) e pelo tempo de armazenamento na esterqueira, utilizando-se a seguinte equação (KUNZ et al., 2004):

$$V = V_d \times T_a,$$

Onde:

V = Volume da esterqueira (em m³)

Vd = Volume de dejetos produzido (em m³/dia)

Ta = Tempo de armazenamento (ex: o Estado do Rio Grande do Sul estipula um mínimo de 120 dias).

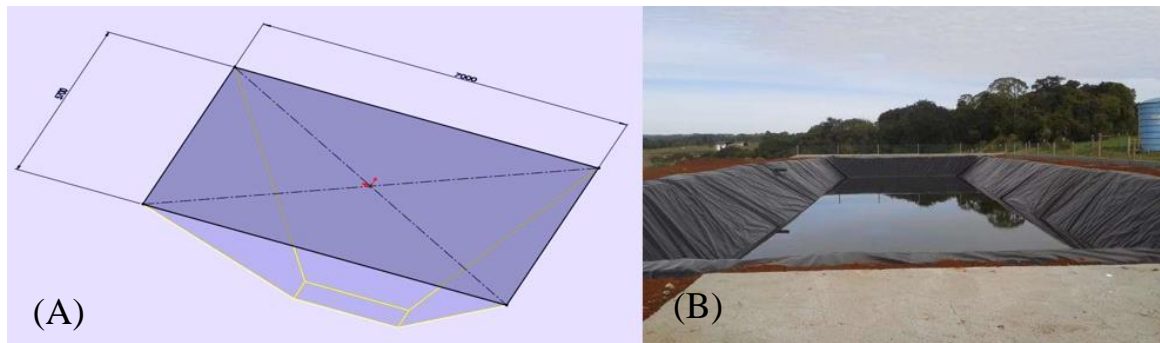
Isto totaliza uma esterqueira com capacidade de armazenamento de 33,6 m³, que pode ser aproximado a 34 m³. Entretanto, recomenda-se que seja considerada uma margem de segurança de 20% a 25%, que deve ser somada a produção diária de dejetos. Esta margem é determinante para possíveis contratempos, como acúmulo de água, entre outros (AFONSO, 2015; PALHARES, 2009). Posto isto, o volume final é de 40,3 m³.

A esterqueira estabelecida teve formato trapezoidal, com inclinações nas quatro laterais e revestimento de Polietileno de Alta Densidade (PEAD). Este formato apresenta como vantagem a facilidade na sua construção, e o revestimento PEAD apresenta características de resistência contra agentes químicos, bom desempenho em baixas temperaturas. Entretanto, é susceptível a alterações, como por exemplo a formação de rugas, conforme o tempo de uso (AFONSO, 2015).

Por apresentar tais características, outras recomendações técnicas foram obedecidas, como a altura mínima de 2,5 m, a relação de 1:1 entre a profundidade e a inclinação do talude e a relação comprimento x largura de 2 a 3:1. Assim, devido à complexidade deste dimensionamento, foi necessária a utilização do software SolidWorks, versão 2017/2018. A partir desta ferramenta, o novo volume foi de 41,2 m³, com as medidas da base do sólido de 2m x 70cm x 2,5m e área de superfície de 95,75 m² (KUNZ et al., 2004). A área de superfície foi encontrada para mensurar a quantidade de lona plástica.

Assim, levando-se em consideração a sobreposição e as quantidades excedentes das margens/bordas da esterqueira, foi adicionado um percentual de 30% ao valor da área de superfície, o qual totalizou aproximadamente 125 m² de lona plástica. A Figura 12 mostra o layout da esterqueira simulada no software SolidWorks (Imagem A) e ilustra a esterqueira trapezoidal de lona plástica (Imagem B):

Figura 12 - Layout e demonstração de esterqueira trapezoidal



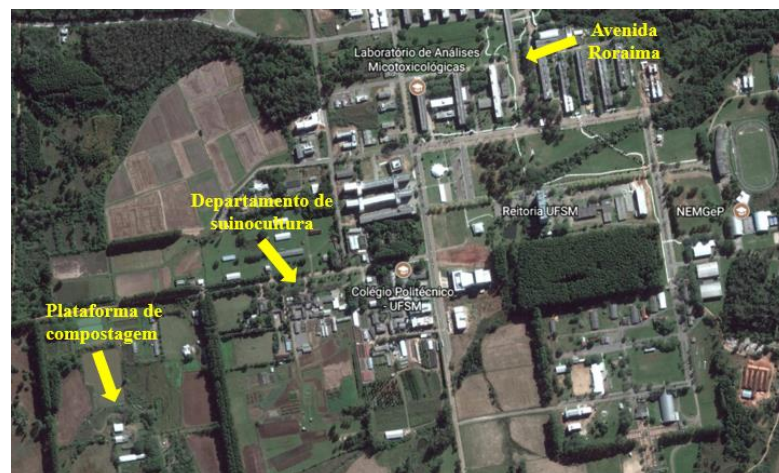
Fonte: do autor; MF RURAL, 2017.

A Figura 12 (A) mostra as medidas do topo do sólido simulada no software SolidWorks e a Figura 12 (B) mostra a imagem de uma esterqueira trapezoidal de lona plástica com inclinação em todas as laterais.

4.2.3 Identificação da área da plataforma de compostagem

A plataforma de compostagem aeróbia mecanizada foi construída no setor de suinocultura do Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, campus de Camobi, no município de Santa Maria, Rio Grande do Sul. O experimento foi realizado entre o período de 09/10/2014 a 09/06/2015 (GIACOMINI, 2015). A localização do sistema pode ser visualizada na Figura 13:

Figura 13 - Localização da plataforma de compostagem



Fonte: (GOOGLE EARTH, 2017).

A plataforma foi construída através do projeto experimental “Tratamento e uso agrícola de dejetos líquidos de suínos e bovinos em sistema de plantio direto: análise do ciclo de vida e estratégias de mitigação das emissões de gases de efeito estufa para uma agricultura de baixo carbono” do Departamento de Solos/Centro de Ciências Rurais. Este sistema (Figura 14) possui área total de 157,5 m² (10,5m x 15m) e quatro leiras com volume de 8,25 m³ (5m x 1,1m x 1,5m) separadas entre si por muretas de alvenaria.

Figura 14 - Plataforma de compostagem



Fonte: do autor.

4.2.4 Inventário do Ciclo de Vida

Para a elaboração do Inventário de Ciclo de Vida (ICV) foi realizado um levantamento de dados da fase construtiva e operacional dos sistemas de manejo. A Tabela 1 mostra o quantitativo dos materiais de construção e fluxos de entrada e saída que foram obtidos ou estimados conforme:

Tabela 1 – Estrutura metodológica do ICV

	ICV da fase de construção	ICV da fase de operação
Compostagem	Planilha Orçamentária disponibilizada pela Pró-Reitoria de Infraestrutura da UFSM	experimento realizado no setor de suinocultura do Departamento de Zootecnia da UFSM
Biodigestor	informações da empresa BGS – Equipamentos para Biogás	modelo matemático de Chen (1983)
Esterqueira	dimensões da esterqueira estabelecida e as recomendações técnicas de Kunz et al. (2004)	estudo de Ribeiro et al. (2014)

Fonte: do autor.

4.2.4.1 Fase de construção

O ICV da fase de construção dos sistemas de manejo de dejetos suínos (SMDS) foi elaborado levando em consideração os quantitativos, em kg, dos materiais considerados mais relevantes. Entretanto, os materiais presentes em baixa quantidade foram desconsiderados. Quanto a metodologia de cálculo, utilizaram-se métodos usuais da engenharia civil.

Cabe ressaltar que os serviços de mão de obra referentes ao movimento da terra, tais como escavação, reaterro, transporte e remoção de entulhos foram desconsiderados da avaliação. Além disso, os recipientes de acondicionamento dos dejetos que antecederam os tratamentos, também foram desconsiderados por apresentarem as mesmas características nos três sistemas de manejo.

ICV da composteira

O quantitativo dos materiais de construção utilizados na Plataforma de Compostagem foram elaborados conforme a Planilha Orçamentária (ANEXO 1) e planta baixa disponibilizada pela Pró-Reitoria de Infraestrutura – Coordenadoria de Obras e Planejamento Ambiental e Urbano, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Na Tabela 2 são apresentados os materiais, a sua aplicabilidade na construção e o método de obtenção da quantidade total.

Tabela 2 – Memorial descritivo de cálculo para quantificação dos materiais da plataforma

Material	Aplicabilidade	Metodologia de quantificação
PVC	Tubo de queda e rede de tubos e conexões de esgoto pluvial em PVC	A tubulação foi calculada através da multiplicação da quantidade total de peças utilizadas pela massa aproximada de uma unidade/peça.
Alvenaria de bloco cerâmico	Construção de toda estrutura de alvenaria de bloco cerâmico 6 furos	A quantidade de tijolos foi calculada com base nas suas dimensões (18,7 x 13,7 x 9 cm) e considerando uma junta de 1,3 cm entre eles. Realizou-se o cálculo de tijolos utilizados por m ² de construção. Assim, adotou-se 20 x 14 cm (C x L) do tijolo.
Água	Composição do concreto armado, concreto simples, chapisco e emboço.	A quantidade de água foi estimada de acordo com o traço de cada material, levando-se em consideração a quantidade total de cimento. Assim, a relação cimento/água foi de: - Concreto armado: 0,5, 0,6 e 0,7 (conforme fck: 25, 20 e 15 Mpa); - Concreto simples: 0,6; - Chapisco e emboço: 0,6; Ou seja, 50%, 60% e 70% do cimento.
Cimento Areia Brita	Composição do concreto simples e armado	Cálculo com base no perfil de concreto estimado. O perfil estimado foi o de 1:2,5:3,5, que significa 1 porção de cimento para cada 2,5 porções de areia e 3,5 porções de brita. Para o cálculo do volume total de concreto simples (meia cana e caixa de areia) foram utilizadas as seguintes equações (UFAL, 2017): Volume do cilindro, $v = \pi \cdot r^2 \cdot h$, Volume do cilindro oco, $v = \pi \cdot h \cdot (R^2 - r^2)$, considerando, $h = 1$ m para ambos, e $R = 0,18$ m e $r = 0,15$ m para meia cana; $R = 0,25$ m e $r = 0,20$ m para caixa de areia. Por fim, multiplicou-se o volume encontrado pela quantidade de unidades utilizadas.
Cimento Areia	Composição do chapisco	Cálculo com base no perfil de concreto estimado. O perfil estimado foi o de 1:3, que significa 1 porção de cimento para cada 3 porções de areia. Para o cálculo do volume total de chapisco foi considerado uma camada de 1,5 cm do material.
Cimento Cal Areia	Composição do emboço (argamassa)	Cálculo com base no perfil de argamassa estimado. O perfil estimado foi o de 1:2:8, que significa 1 porção de cimento para cada 2 porções de cal e 8 porções de areia. Para o cálculo do volume total de emboço foi considerado uma camada de 1,5 cm do material.

Aço	Estrutura componente do concreto armado, terça metálica e calha em chapa galvanizada	O aço do concreto armado foi calculado considerando 10% do peso do concreto total; A terça metálica e a calha em chapa galvanizada foram calculadas através da multiplicação da quantidade total de unidades utilizadas pela massa aproximada de uma unidade.
Alumínio Zinco	Estrutura de cumeeira de aluzinc	Foi calculada de acordo com o volume da estrutura e o peso específico do Al e Zn, considerando 55% e 45% de cada elemento, respectivamente. Em seguida, multiplicou-se a massa aproximada de uma unidade pela quantidade total de unidades utilizadas.
Polipropileno	Composição da telha translúcida	Foi calculada por meio da multiplicação da quantidade total de peças utilizadas pela massa aproximada de uma unidade.

Fonte: do autor.

Fundamentado no volume do concreto, chapisco e emboço foram calculados os quantitativos dos seus materiais componentes. A partir dos traços considerados foram somadas as partes, sendo elas: concreto (1+2,5+3,5=7 partes), chapisco (1+3=4 partes) e emboço (1+2+8=11 partes). A metodologia de cálculo levou em consideração as seguintes regras apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Metodologia de cálculo para os valores quantitativos dos materiais

Concreto	Chapisco	Emboço
Total de cimento = volume (m ³) ÷ 7	Total de cimento = volume (m ³) ÷ 4	Total de cimento = volume (m ³) ÷ 11
Total de areia = Total de cimento X 2,5	Total de areia = Total de cimento X 3	Total de cal = Total de cimento X 2
Total de brita = Total de cimento X 3,5		Total de areia = Total de cimento X 8

Fonte: do autor.

O Quadro 5 mostra os materiais de construção de concreto, chapisco e emboço utilizados para construir a infraestrutura, superestrutura e parte dos revestimentos da plataforma. A massa foi calculada a partir do volume e peso específico de cada material. Assim, os primeiros quatro materiais mostram os valores subdivididos para cada elemento da composição do concreto armado e assim por diante, chapisco, emboço e concreto simples (últimos dois materiais).

Quadro 5 – Valores de cimento, areia, brita, cal, aço e água da composição do concreto, chapisco e emboço

Materiais de Construção da Plataforma de Compostagem							
		Concreto, chapisco e emboço					
Composição		Cimento	Areia	Brita	Cal	Aço	Água
Peso específico (kg/m³)		1200	1700	1700	1700	10% c.	1000
Bloco de fundação	Volume (m ³)	0,205714	0,514286	0,72			0,123429
	Massa (kg)	246,8568	874,2862	1224		246,8572	123,429
Vigas de concreto armado	Volume (m ³)	0,571429	1,428571	2			0,342857
	Massa (kg)	685,7148	2428,5707	3400		685,7143	342,857
Pilares em concreto armado	Volume (m ³)	0,285714	0,714286	1			0,2
	Massa (kg)	342,8568	1214,2862	1700		345,7143	200
Piso de concreto armado	Volume (m ³)	3,2	8	39,2			1,6
	Massa (kg)	3840	13600	66640		8568	1600
Chapisco	Volume (m ³)	1,8	5,4				1,08
	Massa (kg)	2160	9180				1080
Massa grossa (emboço)	Volume (m ³)	0,654545	5,236364		1,309091		0,392727
	Massa (kg)	785,454	8901,8188		2225,4547		392,727
Meia cana de concreto	Volume (m ³)	0,133294	0,333236	0,46653			0,079976
	Massa (kg)	159,9528	566,5012	793,101			79,976
Caixa de areia de concreto	Volume (m ³)	0,077418	0,193545	0,270963			0,046451
	Massa (kg)	92,9016	329,0265	460,6371			46,451

Fonte: do autor.

No Quadro 6 é apresentado o restante dos materiais de construção componentes para construir a alvenaria/vedação, cobertura e parte dos revestimentos da plataforma. Desse modo, com o intuito de chegar no valor total em kg, foram descritas e/ou calculadas as características e composição, a quantidade inicial, o número de unidades necessárias e a massa de uma unidade de cada material.

Quadro 6 – Valores de aço, tijolos, propileno, Alumínio, Zinco e PVC

Materiais de Construção da Plataforma de Compostagem					
Material	Características e/ou composição	Quantidade	Nº de unidades	1 Unidade (kg)	Total (kg)
Terças metálicas	Aço 1x0,5 m		16	26,7	427,2
Tijolos	6 furos 0,2x0,14 m	240 m ²	9.000	1,902	17.118
Telha translúcida, esp. 0,2mm	Polipropileno (plástico) 1,22x0,5 m	280 m ²	483	0,7	338,1
Cumeeira de aluzinc esp. 0,5 mm v = 0,00033 m ³	Alumínio 55% = 0,000182 m ³ Zinco 45% = 0,000149 m ³ 1,10x0,6 m Peso esp. Al = 2600 kg/m ³ Peso esp. Zn = 7200 kg/m ³	21 m	22	0,4732 1,0728	10,4104 23,6016
Calha em chapa galvanizada n 24, corte 50 cm	Aço 2x1,2 m	40 m	22	12,3	270,6
Tudo de queda, d=100mm	PVC 6 m	24 m	5	5,2	26
Rede de tubos e conexões de esgoto pluvial, d=150mm	PVC 3 m	45 m	15	5,88	88,2

Fonte: do autor.

A massa aproximada das unidades, tubo de queda, tubo de esgoto, terça metálica, calha em chapa galvanizada, cumeeira e telha translúcida foram consultadas através de sites de lojas especializadas em materiais de construção, sendo elas, TAQI (marcas: Amanco, Tigre e Importadora Americana), C&C Casa e Construção (marca: Esaf), Fricke (marca: Gerdal) e Schirmann (marca: ArcelorMittal). As dimensões não informadas na Planilha Orçamentária dos materiais também foram estimadas com as informações destas lojas.

Para calcular o número total de unidades utilizadas na obra, fez-se a divisão da quantidade total pelo comprimento ou área do material. Com o resultado foi possível encontrar a massa total do produto, por meio da multiplicação do total de unidades utilizadas pela massa aproximada da unidade. Ressalta-se que os valores finais obtidos foram aproximados para quantidades superiores (margem de erro), entre 5% e 10% de cada material.

As partes construídas com bloco cerâmico de 6 furos, foi estimado um total de 36 tijolos por metro quadrado, levando em conta as dimensões do tijolo de 18,7 x 13,7 x 9 cm, uma junta de 1,3 cm entre eles e o valor do comprimento arredondado para 14, ou seja, 20 x 14 cm. Em

relação aos elementos componentes da cumeeira, esta porcentagem foi informada no site da empresa de fabricação Importadora Americana, no item descrição do produto.

ICV do biodigestor

O quantitativo dos materiais de construção do biodigestor foi estimado de acordo com as informações da empresa BGS – Equipamentos para Biogás. A Tabela 4 descreve a relação dos materiais e suas quantidades, necessárias para construção do biodigestor anaeróbio com captura de biogás. Os materiais dos itens 15, 16, 17 e 18 foram desconsiderados por apresentarem pequenas quantidades.

Tabela 4 – Relação dos materiais de construção do biodigestor anaeróbio com volume de 10 m³

Biodigestor retangular		
Dimensões (C x L x A): 3,7 x 2 x 1,35 m		
Item	Serviço	Quantidade
1	Biodigestor	7,5 m ²
2	Manta de bidim RT – 07	40 m ²
3	Tubo de PVC 150 mm	6 m
4	Tubo de PVC 75 mm	0,4 m
5	Cap de PVC 75 mm	2 unid.
6	Manilha de concreto, d = 600 mm e h = 1 m	2 unid.
7	Balão de armazenamento de biogás, 2,3 x 2,5 (L x C)	5,75 m ²
8	Argamassa do kit de instalação (5 kg)	0,25 m ²
9	Telha, 6 mm	7,5 m ²
10	Alvenaria de bloco cerâmico	15,40 m ²
11	Piso de concreto armado com 8 cm, fck 25 Mpa, com lastro de base graduada compactada de 10 cm	7,5 m ²
12	Madeira de eucalipto	25,5 m
13	Mangueiras de PVC, 20 mm e 8 mm	15 m 2 m
14	Outras peças e conexões de PVC	40 unid.
15	Cola para PVC	1 unid.
16	Fita adesiva tipo <i>silver tape</i>	1 unid.
17	Reservatório de retirada da água, v = 200 ml	1 unid.
18	Válvula de alívio de pressão	1 unid.

Fonte: (BGS, 2017).

Na Tabela 5 são apresentados os materiais de construção utilizados para o biodigestor anaeróbio, a sua aplicabilidade na construção e o método de obtenção da quantidade total. As quantidades totais de cada material foram estimadas de acordo com o catálogo técnico da empresa BGS Equipamentos para biogás.

Tabela 5 – Memorial descritivo de cálculo para quantificação dos materiais do biodigestor

Material	Aplicabilidade	Metodologia de quantificação
PVC	Tubulações do sistema e composição do biodigestor, balão de armazenamento e mangueiras	A tubulação foi calculada através da multiplicação da quantidade total de peças utilizadas pela massa aproximada de uma unidade/peça.
Alvenaria de bloco cerâmico	Construção da estrutura de alvenaria de bloco cerâmico 6 furos	A quantidade de tijolos foi calculada com base nas suas dimensões (18,7 x 13,7 x 9 cm) e considerando uma junta de 1,3 cm entre eles. Foi adotado 20 x 14 cm (C x L) do tijolo.
Água	Composição da argamassa e concreto	A quantidade de água foi estimada de acordo com o traço de cada material, levando-se em consideração a quantidade total de cimento. Assim, a relação cimento/água foi de: - Argamassa: 0,6; - Concreto simples: 0,6; - Concreto armado: 0,5 (conforme fck 25 MPa).
Cimento Areia Brita Aço	Composição do concreto armado e simples (piso e manilhas)	Cálculo com base no perfil de concreto estimado. O perfil estimado foi o de 1:2,5:3,5, que significa 1 porção de cimento para cada 2,5 porções de areia e 3,5 porções de brita. O aço do concreto armado foi calculado considerando 10% do peso do concreto total; Para o cálculo do volume total das manilhas foi utilizada a fórmula do volume do cilindro oco (UFAL, 2017): $v = \pi \cdot h \cdot (R^2 - r^2)$ considerando, h = 1 m, e R = 0,36 m e r = 0,30 m. Por fim, multiplicou-se o volume encontrado pela quantidade de manilhas.
Cimento Cal Areia	Composição da argamassa	Cálculo com base no perfil de argamassa estimado. O perfil estimado foi o de 1:2:8, que significa 1 porção de cimento para cada 2 porções de cal e 8 porções de areia.

		Para o cálculo do volume total de argamassa foi considerado uma camada de 2 cm do material.
Fibrocimento	Composição da telha Brasilit	Foi calculada através da multiplicação da massa aproximada de uma unidade/peça pela quantidade total de peças utilizadas.
Madeira	Superestrutura (pilar e viga)	Foi calculada de acordo com a massa aproximada para 1 m do material. Assim, multiplicou-se pela quantidade total informada.
Poliéster	Composição da manta de bidim	Foi calculada de acordo com a massa aproximada para 1 m ² do material. Assim, multiplicou-se pela quantidade total informada.

Fonte: do autor.

Os valores quantitativos de concreto foram estimados com a mesma metodologia de cálculo do sistema de compostagem (Tabela 3). Desse modo, é válido salientar que os valores totais de cada material foram aproximados para quantidades superiores, onde foram levados em consideração a variação e/ou imprevistos que podem ocorrer em obra de construção civil.

O Quadro 7 mostra os materiais de construção de concreto (piso e manilhas) e argamassa. A massa foi calculada a partir do volume e peso específico de cada material.

Quadro 7 – Valores de cimento, areia, brita, cal, aço e água da composição do concreto e argamassa

Materiais de Construção do Biodigestor Anaeróbio					
Material	Composição	Volume total (m³)	Volume parcial (m³)	Peso específico (kg/m³)	Massa (kg)
Piso de concreto armado	Cimento	0,6	0,085714	1200	102,8568
	Areia		0,214286	1700	364,2862
	Brita		1,05	1700	1785,0000
	Água		0,042857	1000	42,8570
	Aço (10% c.)				
Argamassa	Cimento	0,005	0,000455	1200	0,5460
	Cal		0,000909	1700	1,5453
	Areia		0,003636	1700	6,1812
	Água		0,000273	1000	0,2730
Manilhas de concreto	Cimento	0,2488	0,035545	1200	42,6540
	Areia		0,088862	1700	151,0654
	Brita		0,124408	1700	211,4936
	Água		0,149288	1000	149,2880

Fonte: do autor.

Na Quadro 8, estão o restante dos materiais de construção do biodigestor. Para determinar os valores totais em kg, foram descritas e/ou calculadas as características e composição, a quantidade inicial, o número de unidades necessárias e a massa parcial de uma unidade para cada material.

Quadro 8 – Valores de cimento, areia, brita, cal, aço, água, tijolo, fibrocimento, madeira, PVC e poliéster

Materiais de construção do Biodigestor Anaeróbio					
Material	Características e/ou composição	Quantidade	Nº de unidades	1 Unidade (kg)	Massa total (kg)
Biodigestor	PVC 3,7x2 m	7,5 m ²	1	25	25,00
Manta de Bidim	Poliéster 1 m ² (por rolo)	40 m ²		0,13	5,20
Balão de armazenamento de biogás	PVC 2,3x2,5 m	5,75 m ²	1	7	7,00
Tubo de 150 mm	PVC 6 m	6 m	1	11,5	11,50
Tubo de 75 mm	PVC 6 m	0,4 m	1	2	2,00
Cap de 75 mm	PVC		2	0,055	0,11
Mangueiras d = 20 e 8 mm	PVC 1 m	15 m 2 m		0,4 0,2	6,00 0,80
Outras peças e conexões	PVC		40	0,025	1,00
Telha brasilit, esp. 4 mm	Fibrocimento 2,44x1,10 m	7,5 m ²	8	11,2	89,60
Tijolos	6 furos 0,2x0,14 m	15,40 m ²	600	1,902	1141,20
Madeira de eucalipto d = 11 cm	Estaca 1 m	25,5 m	12	8,9667	228,65

Fonte: do autor.

A massa aproximada e as especificações faltantes da manta de bidim, telha, madeira, tubo, cap, mangueira e outras peças e conexões foram consultadas nos sites virtuais: TAQI (marcas: Amanco e Brasilit), GBS GEO, C&C Casa e Construção (marca: Tigre) e ECOLIPTO Madeira Tratada. Os valores do restante dos materiais foram encontrados no catálogo do produto ou informados diretamente pela equipe da GBS. A metodologia de cálculo para encontrar o total de unidades foi a mesma utilizada para compostagem.

Para encontrar a massa total das estacas (superestrutura), os tamanhos das mesmas foram estipulados de acordo com o tamanho biodigestor de 7,5 m². Sendo assim, estipulou-se:

- 03 estacas de 3,7 m (comprimento) = 11,1 m;

- 06 estacas de 1,4 m (1 m de altura a partir do chão e 40 cm de estaca enterrada) = 8,4; e
- 03 estacas de 2 m (largura) = 6 m, totalizando 25,5 m de madeira.

Também, em virtude da dificuldade de encontrar a massa das demais peças e conexões de PVC, adotou-se o valor de 0,025 kg para cada uma delas.

ICV da esterqueira

A Tabela 6 mostra a relação das quantidades dos materiais de construção necessários à construção da esterqueira. Estas quantidades foram estimadas de acordo com as dimensões da esterqueira e as recomendações técnicas de Kunz et al. (2004).

Tabela 6 – Relação dos materiais de construção da esterqueira anaeróbia trapezoidal com volume de 41,2 m³ e área total de 95,75 m²

Esterqueira trapezoidal		
Item	Serviço	Quantidade
1	Tubo de PVC 150 mm	6 m
2	Mangueiras de PVC, 20 mm	15 m
3	Lona de PEAD	125 m ²

Fonte: do autor.

Na Tabela 7 são apresentados os materiais de construção utilizados para esterqueira anaeróbia, a sua aplicabilidade na construção e o método de obtenção da quantidade total.

Tabela 7 – Memorial descritivo de cálculo para quantificação dos materiais da esterqueira

Material	Aplicabilidade	Metodologia de quantificação
PVC	Tubulação do sistema	A tubulação foi calculada através da multiplicação da quantidade necessária ou n° de unidades, pela massa de uma unidade.
PEAD	Composição da lona	Foi calculada de acordo com a massa aproximada para 1 m ² do material. Assim, multiplicou-se pela quantidade total informada.

Fonte: do autor.

No próximo Quadro 9, estão os materiais de construção da esterqueira. Para determinar os valores totais em kg, foram descritas e calculadas as características e composição, a quantidade inicial, o número de unidades necessárias e a massa parcial de uma unidade para cada material.

Quadro 9 – Valores dos materiais PVC e PEAD da esterqueira

Materiais de Construção da Esterqueira					
Material	Características e/ou composição	Quantidade	Nº de unidades	1 Unidade (kg)	Total (kg)
Tubo de 150 mm	PVC 6 m	6 m	1	11,5	11,5
Mangueira d = 20 mm	PVC 1 m	15 m		0,4	6
Lona	PEAD 1 m ² (por rolo)	125 m ²		0,8	100

Fonte: do autor.

A massa aproximada do Tudo de PVC (marca: Amanco) foi consultada no site virtual da loja TAQI e a Lona de PEAD foi consultada no site virtual da GBS GEO.

4.2.4.2 Fase de operação

O ICV da fase de operação do processo de compostagem foi obtido do experimento realizado no setor de suinocultura do Departamento de Zootecnia da UFSM e o ICV do biodigestor e esterqueira foram extraídos da literatura. Cabe ressaltar que os dejetos suínos foram oriundos de animais em fase de terminação.

Entradas e saídas dos sistemas

As entradas dos processos foram os dejetos líquidos suínos. Adicionalmente, para a compostagem, as entradas foram os substratos (serragem e maravalha) e o gasto energético (eletricidade). As saídas de ambos processos foram as emissões para o ar e o fertilizante, e excepcionalmente para o biodigestor, o biogás.

A emissão atmosférica do experimento da compostagem foi medida através de uma câmara estática metálica alocada na superfície da leira. Estas emissões foram aferidas em g/m^2 . Sendo assim, primeiramente os valores foram transformados para kg/m^2 e em seguida foram multiplicados pela área da leira (m^2), obtendo-se os valores finais em kg.

Para calcular o gasto energético da compostagem, levou-se em conta o número (55) e o tempo (20 minutos) de revolvimento, e a potência dos motores. Dos 55 revolvimentos totais, 15 tiveram a aplicação de dejetos, por intermédio do motor hidráulico de recalque (Motor IV). O gasto energético global equivaleu a soma do gasto energético do quadro de motores. Abaixo podem ser visualizadas as potências dos motores (Quadro 10):

Quadro 10 – Potência dos motores

Motores de cor azul			Motores de cor verde
Motor I (KW)	Motor II (KW)	Motor III (KW)	Motor IV (KW)
0,75	0,3677	4,4	3

Fonte: do autor.

As emissões atmosféricas do biodigestor foram estimadas por meio do modelo matemático de Chen (1983), onde considerou-se 12 suínos (estimativa para 10.153 L de DLS). Os gases foram obtidos em m^3/dia . Desse modo, multiplicou-se estes valores pelo tempo de retenção hidráulica (TRH). Com os resultados, os valores também foram multiplicados, pela massa específica dos gases, $\rho_{\text{CO}_2} = 1,799 \text{ kg/m}^3$ e $\rho_{\text{CH}_4} = 0,656 \text{ kg/m}^3$, obtendo-se os valores finais em kg. Para o cenário alternativo – biodigestor sem fins energéticos – foi considerada uma eficiência energética de 90%, e 10 % de perdas/emissões de metano e dióxido de carbono para atmosfera.

As emissões para a atmosfera da esterqueira foram obtidas do estudo de Ribeiro et al. (2014). Estes autores realizaram um experimento com 1.400 L de DLS em 182 dias de monitoramento. Com os resultados desta pesquisa, os dados finais foram estimados para 10.153 L de DLS e TRH de 120 dias. Dessa forma, foi possível encontrar a quantidade de gases emitidos nesse período. Neste estudo, os resultados/medições já estavam em kg.

4.2.5 Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida (AICV)

A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) dos sistemas em estudo foi realizada com o objetivo de descrever as suas consequências ambientais a partir da conversão, realizada pelo software, do inventário em impactos, ou seja, resultados físicos de uma atividade. Para tal, empregam-se categorias de impacto com indicadores capazes de representar as emissões ou recursos envolvidos e, dessa forma, representar impactos ambientais potenciais (BLENGINI e SHIELDS, 2014).

Dessa forma, através da análise individual de cada sistema, foi possível identificar os fluxos com maior potencial de causar impactos ao meio ambiente e, através da comparação de todos os sistemas entre si, constatou-se qual deles implica em maiores danos e impactos ambientais.

Os métodos de avaliação foram o ReCiPe Midpoint (H) V1.12 e o ReCiPe Endpoint (H) V1.12. As categorias de impacto ambiental avaliadas foram as seguintes: (a) ecotoxicidade marinha (ECM); (b) ecotoxicidade de água doce (EAD); (c) depleção de metal (DM); (d) toxicidade humana; (e) eutrofização de água doce (EUD); (f) mudanças climáticas (MC); (g) depleção fóssil (DF); (h) transformação de terra natural (TNT); (i) acidificação terrestre (AT), (j) ocupação de terras agrícolas (OTA), (k) formação de oxidantes fotoquímicos (FOF). As categorias de danos foram: (l) saúde humana, (m) ecossistema e (n) recursos.

4.2.6 Interpretação dos resultados

A interpretação da ACV foi feita através de diversas simulações no *SimaPro*®, com o intuito de identificar os pontos mais relevantes de todo o processo. As simulações foram realizadas considerando vários dados do ICV da fase de construção e operação, com a finalidade de avaliar os dados que mais interferem na ocorrência dos impactos ambientais.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Inventário do Ciclo de Vida

O Inventário do Ciclo de Vida (ICV) da fase de construção dos sistemas encontram-se nas Tabelas 8, 9 e 10, juntamente com a descrição dos materiais e a nomenclatura correspondente no *SimaPro*[®] e referem-se à massa total de cada material quantificado de acordo com a metodologia citada.

Tabela 8 – ICV da fase de construção da composteira

Materiais (Entradas)	Nomenclatura <i>SimaPro</i>[®]	Massa total (kg)
Cimento	Cement mortar, production	6.153,74
Areia	Sand, gravel and quarry operation	37.094,49
Brita	Gravel, crushed, market for	74.217,74
Cal	Lime, packed, market for	2.225,45
Aço	Steel, chromium steel, market for	10.544,08
Água	Water, river, BR	3.865,44
Tijolo	Sand-lime brick, market for	17.118,00
Propileno	Polypropylene, granulate, market for	338,10
Alumínio	Aluminium sheet, primary prod., mix, aluminium semi-finished sheet product	10,41
Zinco	Zinc, Market for	23,60
PVC	Polyvinylchloride, suspension polymerised, market for	114,20

Fonte: do autor.

Tabela 9 – ICV da fase de construção do biodigestor

Material (Entradas)	Nomenclatura <i>SimaPro</i>®	Massa total (kg)
Cimento	Cement mortar, production	146,06
Areia	Sand, gravel and quarry operation	521,53
Brita	Gravel, crushed, market for	1996,49
Cal	Lime, packed, market for	1,54
Aço	Steel, chromium steel, market for	2295,00
Água	Water, river, BR	192,42
Tijolo	Sand-lime brick, market for	1141,20
Fibrocimento	Fibre cement facing tile, market for	89,60
Madeira	Wood, unspecified, standing/kg	228,65
PVC	Polyvinylchloride, suspension polymerised, market for	53,41
Poliéster	Polyethylene terephthalate, granulate, amorphous, market for	5,20

Fonte: do autor.

Tabela 10 – ICV da fase de construção da esterqueira

Material (Entradas)	Nomenclatura <i>SimaPro</i>®	Massa total (kg)
PVC	Polyvinylchloride, bulk polymerised, market for	11,50
PEAD	Polyethylene, high density, granulate, market for	100,00

Fonte: do autor.

Na Tabela 11 estão as entradas e saídas consideradas para o inventário da fase operacional do sistema (DLS, substratos, eletricidade e emissões para o ar):

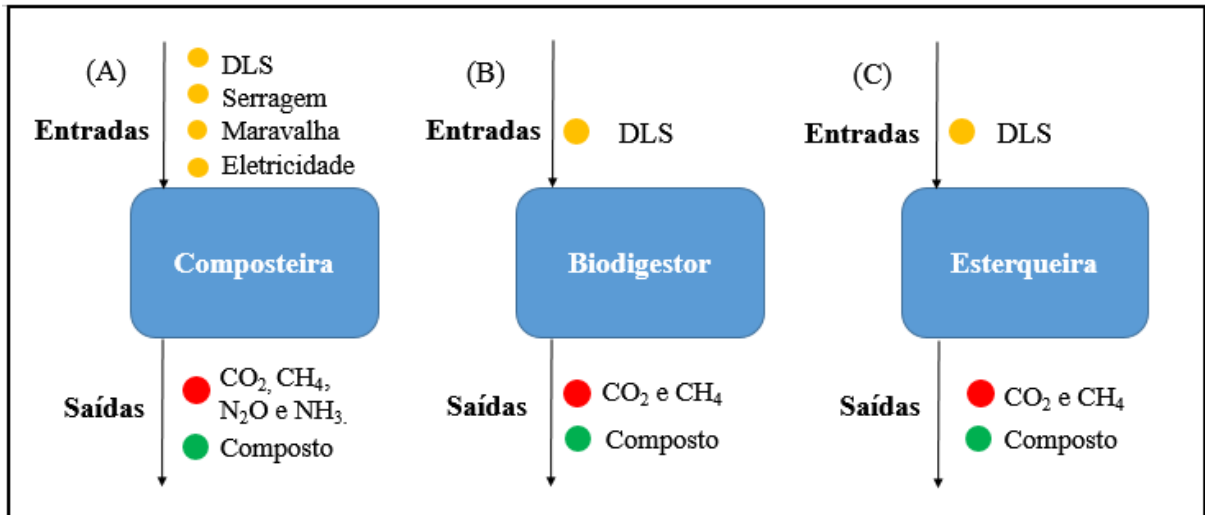
Tabela 11 – Entradas e saídas da fase operacional

Sistemas de Manejo Caract.	Entradas	Quant.	Nomenc. <i>Simapro</i> ®	Saídas Emissão para o ar	Quant. (KG) (MJ)	Nomenc. <i>SimaPro</i> ®
Compostagem						
Área da leira: (5 x 1,1 m) 5,5 m ²	DLS	10.153 L				
TRH: 120 dias	Serragem	375 kg	Wood wool, market for	C - CO ₂	253,8800	Carbon dioxide, biogenic
	Maravalha	875 kg	Sawdust, wet, measured as dry mass	C - CH ₄	4,4301	Methane, biogenic
	Eletricidade		Electricity, medium voltage (BR), market for	N - N ₂ O	0,2252	Nitrogen oxides
				N - NH ₃	1,0624	Ammonia
Biodigestor com fins energéticos						
TRH: 25 dias	DLS	10.153 L				
				C - CO ₂ (10%)	3,7300	Carbon dioxide, biogenic
				C - CH ₄ (10%)	2,500	Methane, biogenic
				Biogás (90%)	1341,360 MJ	Produto evitado
Biodigestor sem fins energéticos						
TRH: 25 dias	DLS	10.153 L				
				C - CO ₂	29,6835	Carbon dioxide, biogenic
				C - CH ₄	20,0080	Methane, biogenic
Esterqueira						
TRH: 120 dias	DLS	10.153 L				
				C - CO ₂	23,4302	Carbon dioxide, biogenic
				C - CH ₄	21,0392	Methane, biogenic

Fonte: (GIACOMINI, 2015; CHEN, 1983; RIBEIRO et al., 2014).

Na Figura 15 também é possível visualizar as entradas e saídas consideradas no inventário da fase de operação:

Figura 15 - Entradas e saídas consideradas na fase de operação



Fonte: do autor.

Para Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), é válido ressaltar que apesar das concentrações de metano e óxido nítrico na atmosfera serem menores que a de CO₂, a mensuração de seus fluxos de emissão é importante porque esses gases apresentam potencial de promoção do efeito estufa, 23 e 296 vezes maior em relação ao CO₂, respectivamente (OLIVEIRA et al., 2008).

Por conseguinte, no Quadro 11 estão os gastos energéticos totais e globais da plataforma de compostagem, calculados de acordo com suas características de funcionamento:

Quadro 11 – Gasto energético total e global da plataforma de compostagem

Leira (m²)		5,5			
Leira	40			Bomba (n)	15
Número de revolvimentos (n)	55			Tempo/n (h)	0,33
Tempo/n (h)	0,33			Tempo total (h)	5,00
Tempo total (h)	18,33			Potência (bomba verde)	3
Potência (bombas azuis)	I (KW)	II (KW)	III (KW)	IV (KW)	
	0,75	0,3677	4,4	Gasto energético (KWh)	15,00
Gasto energético (KWh)	13,75	6,74	80,67		
Gasto energético total (KWh)	101,16				
Gasto energético global (KWh)	116,16				

Fonte: do autor.

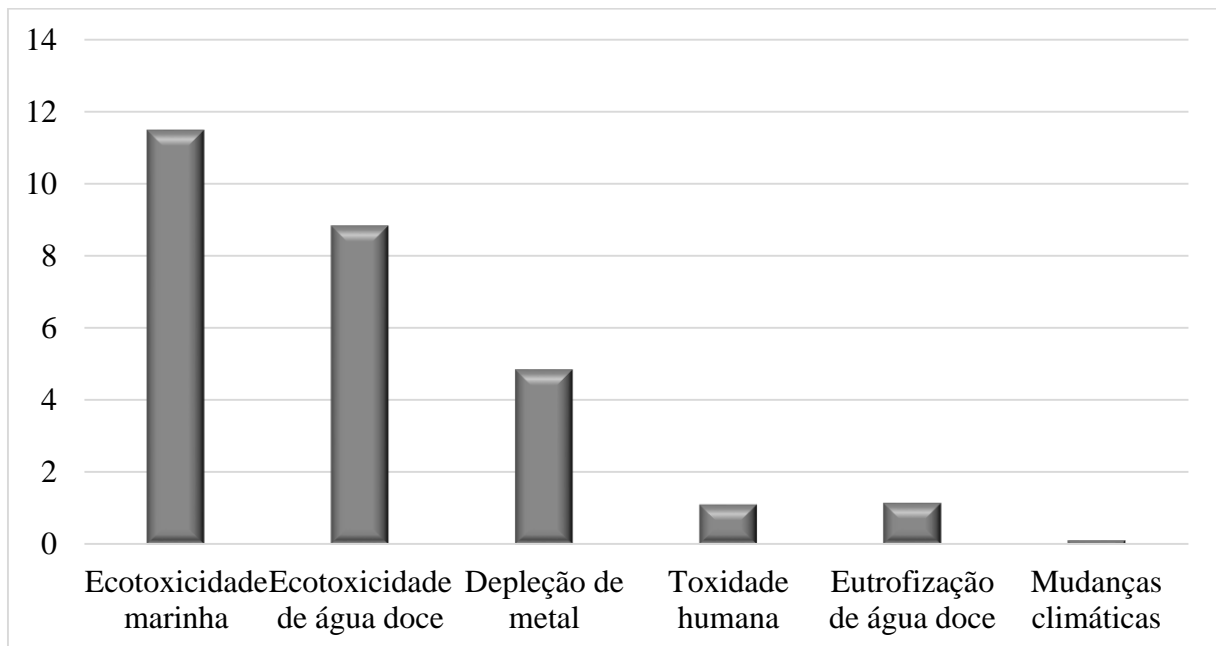
5.2 Avaliação dos Impactos Ambientais

5.2.1 Construção

5.2.1.1 Normalização e Caracterização da Composteira

Com o propósito de verificar as categorias que representam maior impacto a nível global, realizou-se a normalização da fase construtiva. Chehebe (1998) elucida que a normalização tem como propósito ajudar a compreender a magnitude relativa de cada indicador. Assim, realizou-se a normalização da fase de construção, e obteve-se a os resultados apresentados na Figura 16:

Figura 16 - Normalização da fase construtiva da composteira com as categorias de impacto ambiental mais relevantes



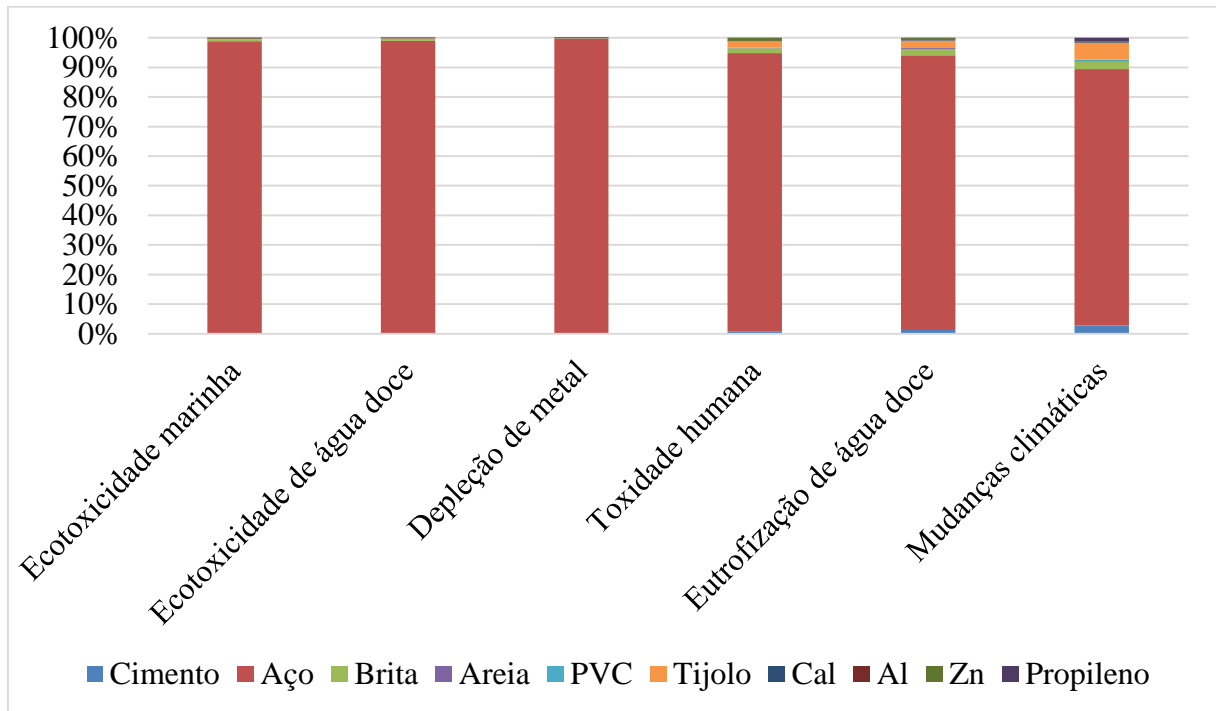
Fonte: do autor.

A Figura 16 mostra as categorias de impacto ambiental mais relevantes no estudo, sendo elas: ecotoxicidade marinha (ECM), ecotoxicidade de água doce (EAD), depleção de metal (DM), toxicidade humana (TH), eutrofização de água doce (EUD) e mudanças climáticas (MC). As categorias mais impactadas são a ECM, EAD e DM e as menos impactadas são as MC, TH e EUD.

A nível global, a categoria de impacto ambiental com maior índice de impacto é a ECM, a qual está relacionada à emissão de substâncias tóxicas emitidas para o ar, solo ou água nos ecossistemas, sendo expressa em kg de 1,4 diclorobenzeno/kg de emissão. A redução da produção agrícola e da biodiversidade da flora e da fauna são consequências desta categoria de impacto.

Foi realizada a caracterização da fase construtiva, com o intuito de identificar e quantificar os fluxos com maior potencial de impacto ambiental. Os resultados desta análise podem ser verificados na Figura 17:

Figura 17 - Caracterização da fase construtiva da composteira com as categorias de impacto ambiental mais relevantes



Fonte: do autor.

Na categoria de mudanças climáticas, constatou-se que o material mais impactante é o aço, representando 86,71% dos impactos, seguido pelo tijolo (5,71%), pelo cimento (2,75%), pela brita (2,41%) e pelo propileno (1,26%). O restante dos materiais (PVC, cal, areia, zinco e alumínio) representaram 1,15% dos impactos.

Na categoria de eutrofização de água doce, o aço também foi o principal responsável pelo impacto ambiental, representando (92,89%), seguido do tijolo (2,48%), da brita (2,15%) e do cimento (1,23%). Os materiais restantes (areia, PVC, cal, alumínio, zinco e propileno) somaram 1,25% dos impactos.

A categoria toxicidade humana foi impactada principalmente pelo aço (94,01%), seguido do tijolo (2,13%) e da brita (1,62%). Os outros materiais somaram 2,24 % dos impactos. Já a categoria de depleção de metal foi causada em 99,7% pelo aço e o restante dos materiais causou 0,3% dos impactos.

O aço representa o material mais impactante na categoria de ecotoxicidade de água doce, contribuindo com 98,73% dos impactos, juntamente com 1,27% dos outros materiais. Na categoria ecotoxicidade marinha, o aço reincide como o material mais impactante com 97,73%, seguido de 2,27% dos demais materiais.

De maneira geral, foi possível observar que o aço foi o principal responsável pelos impactos em todas as categorias de impacto ambiental. No processo de compostagem, com uma porcentagem de contribuição entre 86,7% e 99,7%. Os tijolos e as britas sequenciam a ordem de materiais mais impactantes dentro das categorias, mas com impactos ambientais menos significativos.

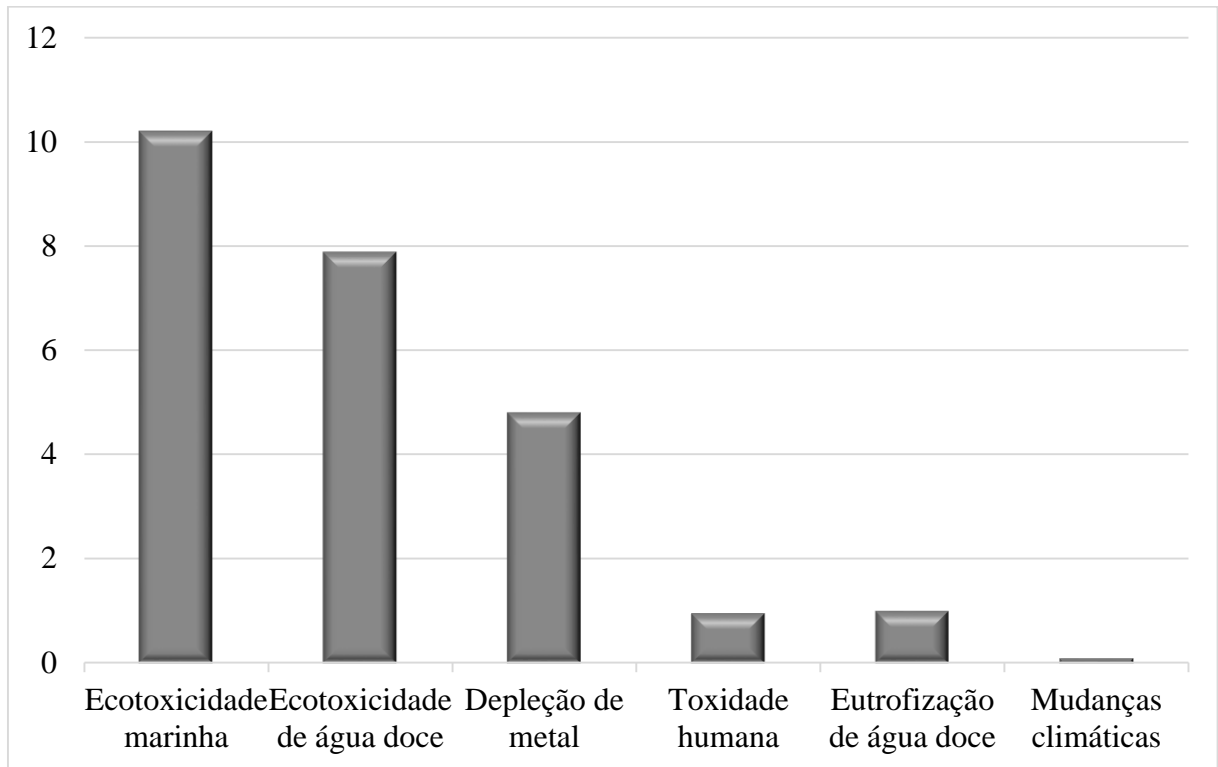
O fato do aço ser o principal impactante está relacionado ao seu processo de fabricação, ao qual fazem parte substâncias como a cal e o ferro, dentre outros componentes (ALVES, 2016). Apesar disso, os elevados percentuais atribuídos ao aço nas categorias de impacto ambiental, podem ser justificados pela grande quantidade utilizada na construção da infraestrutura da plataforma de compostagem.

Godoy, Tomadon e Ugaya (2014) realizaram um estudo de ACV com o software *SimaPro*®, utilizando o método *Recipe Endpoint* (avaliação em termos de categorias de danos), com o objetivo de avaliar o impacto ambiental causado pela produção de aço. Os resultados mostraram que o processo de produção do aço causa maiores danos na categoria de danos aos Recursos Naturais, e as substâncias que mais contribuíram nesta categoria foram o níquel, o cromo e o ferro.

5.2.1.2 Normalização e Caracterização do Biodigestor

Tendo o mesmo objetivo citado no item 5.2.1.1, fez-se a ACV do biodigestor por meio da normalização e caracterização. Na Figura 18 pode ser visualizada a normalização da fase de construção com as categorias que representam maior impacto ambiental a nível global.

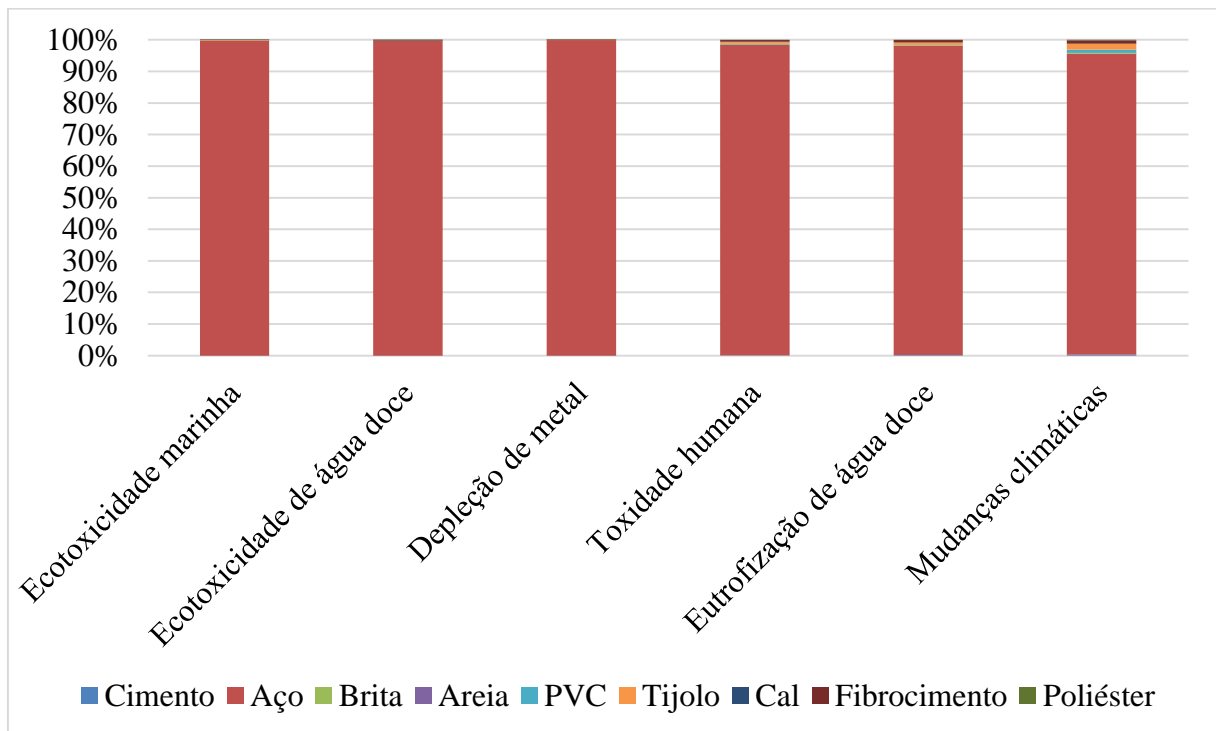
Figura 18 - Normalização da fase de construtiva do biodigestor com as categorias de impacto ambiental mais relevantes



Fonte: do autor.

Para este sistema, as categorias de impacto ambiental mais relevantes são as mesmas da compostagem. Assim, as categorias mais impactantes são a ECM, EAD e DM e as menos impactantes são MC, TH e EAD. A Figura 19 mostra a caracterização da fase de construção do biodigestor com as categorias de impacto selecionadas:

Figura 19 - Caracterização da fase construtiva do biodigestor com as categorias de impacto ambiental mais relevantes



Fonte: do autor.

O material de construção mais impactante na categoria de mudanças climáticas foi o aço, equivalendo 95,21% dos impactos, acompanhado do tijolo (1,92%) e do fibrocimento (1,08%). O restante dos materiais totalizaram 1,79% dos impactos. Na categoria de eutrofização de água doce, o material mais impactante também foi o aço, representando 97,93% dos impactos, e os demais materiais representaram 2,07% dos impactos.

Com relação a categoria de toxicidade humana, o aço representou 98,28% da totalidade dos impactos, restando 1,72% dos impactos para o restante dos materiais (brita, tijolo, cimento, PVC, areia, cal, fibrocimento e poliéster). Na categoria de depleção de metal, o aço foi responsável por 99,93% dos impactos. Assim, apenas 0,07% refletiram os demais materiais.

Novamente, as categorias de ecotoxicidade de água doce e ecotoxicidade marinha foram causadas pelo aço, com 99,62% e 99,63% dos impactos, respectivamente. O percentual de 0,38% e 0,37% foram atribuídos aos demais materiais destas mesmas categorias.

Em resumo, todas as categorias de impacto ambiental tiveram o aço como material mais impactante, com valores superiores a 90%, seguido do tijolo e do fibrocimento, com distintos valores para cada categoria analisada. Dessa maneira, é possível constatar que tanto para o

sistema de compostagem quanto para o biodigestor, os resultados foram equivalentes, embora os dados do inventário tenham incluído diferentes materiais construção.

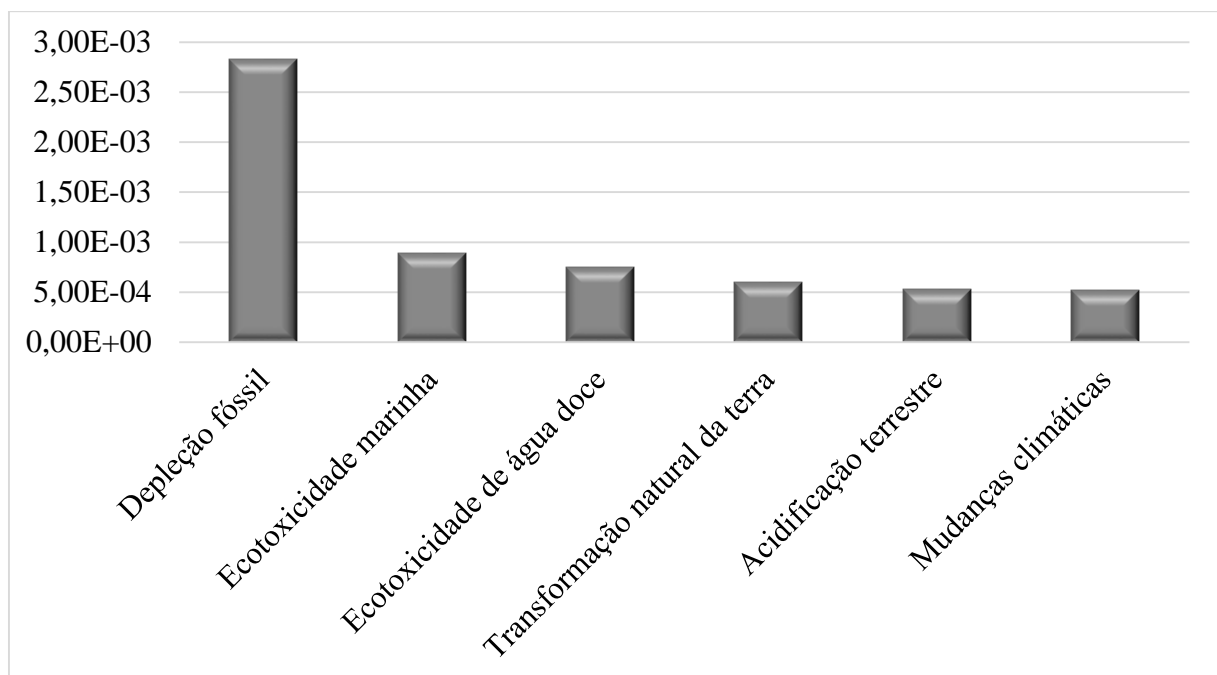
Quanto ao tijolo cerâmico (segundo material mais impactante), seu resultado está relacionado ao seu processo de fabricação, o qual demanda grande quantidade de matéria prima, energia elétrica, água e outros (ARAÚJO e BRITO, 2015).

Com efeito, num estudo de ACV realizado por Souza et al. (2015), dois tipos de tijolos foram comparados (cerâmico e de concreto), com o método de avaliação IMPACT 2002+ no software *SimaPro*[®], e os resultados mostraram que os tijolos de cerâmica são menos impactantes do que os de concreto. Dessa forma, a escolha dos tijolos cerâmicos neste estudo, foi a melhor opção.

5.2.1.3 Normalização e Caracterização da Esterqueira

A Figura 20 mostra a normalização da fase de construção da esterqueira com as categorias que representam maior impacto ambiental a nível global:

Figura 20 - Normalização da fase de construtiva da esterqueira com as categorias de impacto ambiental mais relevantes



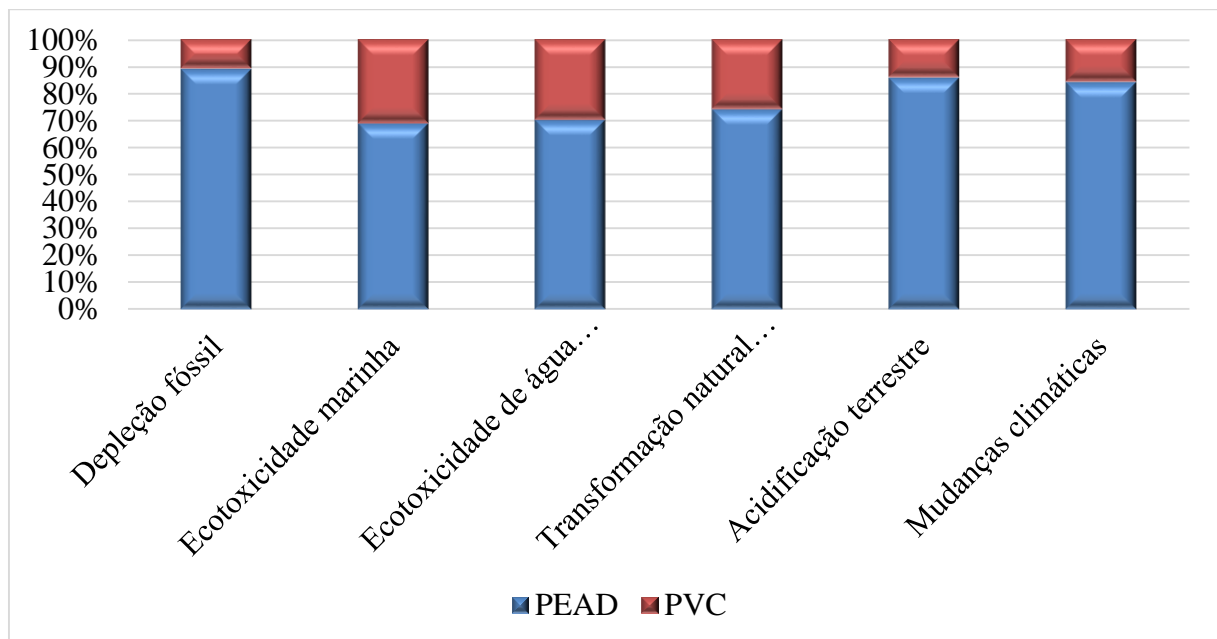
Fonte: do autor.

As categorias de impacto ambiental mais relevantes para a esterqueira são: depleção fóssil (DF), ecotoxicidade marinha (ECM), ecotoxicidade de água doce (EAD), transformação de terra natural (TNT), acidificação terrestre (AT) e mudanças climáticas (MC). As categorias mais impactantes são a DF, ECM e EAD e as menos impactantes são MC, AT e TNT.

A nível global, a categoria de impacto ambiental com maior índice de impacto é a DF, a qual está relacionada a extração de combustíveis fósseis, ou seja, a diminuição da quantidade de recursos naturais renováveis, provocada pelo fato de a quantidade consumida pelos seres humanos ser maior do que a quantidade renovada naturalmente, no mesmo intervalo de tempo.

Na Figura 21 pode ser verificada a caracterização da fase de construção da esterqueira com as categorias de impacto selecionadas:

Figura 21 - Caracterização da fase construtiva da esterqueira com as categorias de impacto ambiental mais relevantes



Fonte: do autor.

Através desta figura é possível observar que o polietileno de alta densidade (PEAD) foi o material mais impactante, e o policloreto de vinila (PVC) o menos impactante, em todas as categorias de impacto analisadas. Os valores variam entre 71% e 90%, e 10% e 31%, respectivamente.

Individualmente, os valores máximos e mínimos para cada categoria são: mudanças climáticas (84,29%; 15,71%), acidificação terrestre (86,02%; 13,98%), transformação natural

da terra (74,36%; 25,64%), ecotoxicidade de água doce (70,41%; 29,59%), ecotoxicidade marinha (69,09% e 30,91%) e depleção fóssil (89,28% e 10,72%).

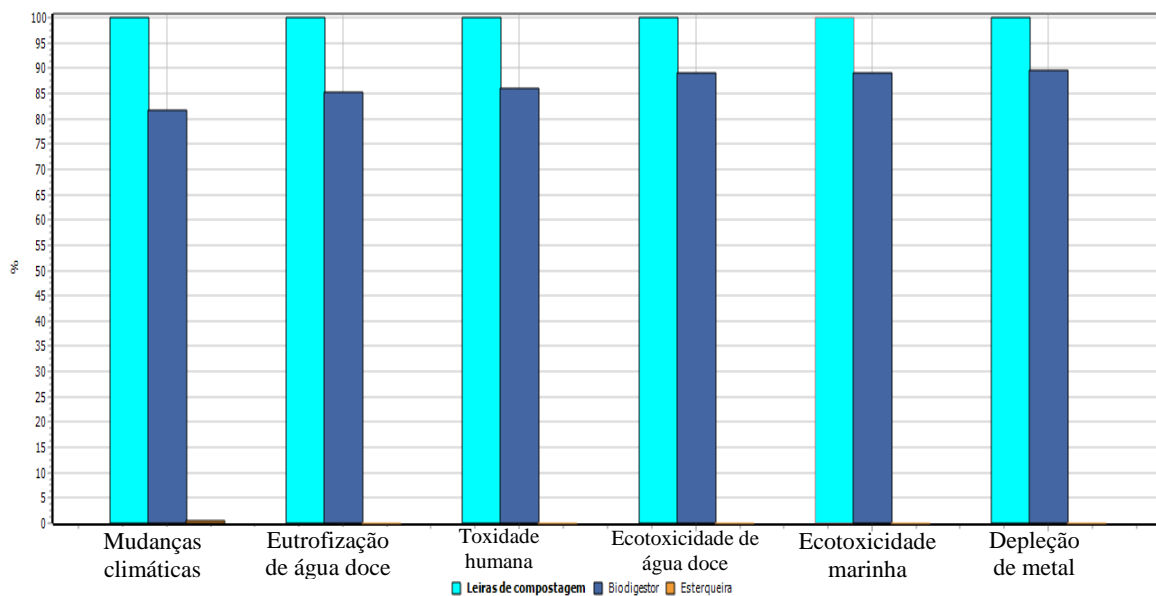
5.2.1.4 Comparação da fase de construção entre os sistemas de manejo

As categorias de impacto analisadas foram as mesmas das análises individuais da composteira e do biodigestor e as categorias de danos foram Saúde humana, Ecossistemas e Recursos.

Comparação da fase de construção, em termos de categoria de impacto (*midpoint*)

A Figura 22 mostra o resultado obtido através da análise comparativa obtida no software *SimaPro*[®], utilizando-se o método ReCiPe Midpoint (H) V1.12:

Figura 22 - Comparação, em termos de categoria de impacto, entre os sistemas de manejo (construção)



Fonte: do autor.

A comparação entre os sistemas mostrou que a construção da esterqueira possui o desempenho ambientalmente mais favorável em todas as categorias de impacto, com valores irrisórios, praticamente imperceptíveis na Figura 21. A simplicidade na construção da esterqueira, que demanda variedades e quantidades mínimas de matérias-primas em relação à

construção da composteira e do biodigestor foi um fator decisivo para o melhor desempenho ambiental da esterqueira.

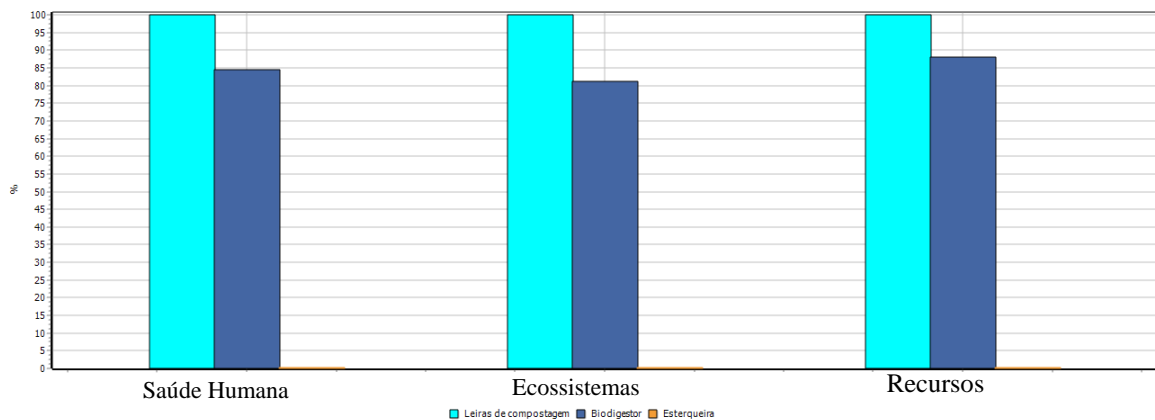
Por outro lado, a construção da plataforma de compostagem resulta no cenário ambiental mais crítico, obtendo os valores máximos em todas as categorias de impacto. A construção do biodigestor segue a sequência como o segundo cenário mais responsável pelos impactos. Ambos sistemas utilizam a mesma variedade de materiais, porém em quantidades diferentes. A construção das leiras de compostagem demanda uma quantidade aproximadamente 5 vezes maior de aço do que a construção do biodigestor. Em relação aos materiais como tijolo, fibrocimento e brita, as leiras de compostagem também utilizam maiores quantidades (15, 4 e 34 vezes mais, respectivamente) em relação ao biodigestor. Tais materiais (aço, tijolo, fibrocimento e brita) são os principais contribuintes das categorias de impacto avaliadas na caracterização das etapas de construção dos equipamentos em questão e o fato de a compostagem necessitar de uma quantidade maior dos mesmos corrobora para seu pior desempenho ambiental.

É possível notar que mudanças climáticas e ecotoxicidade de água doce são as categorias cujos percentuais de construção da compostagem e do biodigestor mais divergem entre si, em cerca de 10%. Ou seja, de maneira ligeiramente menos acentuada, mas quase tão impactante quanto, a construção do biodigestor representa o segundo cenário responsável pelos maiores danos ao meio ambiente dentro das categorias avaliadas.

Comparação da fase de construção, em termos de categoria de danos (*endpoint*)

Compilando as categorias de impacto em termos de danos (avaliação *endpoint*), avaliou-se de forma mais ampla o impacto causado por cada etapa. O método utilizado no *SimaPro*® foi o ReCiPe Endpoint (H) V1.12. Sendo assim, a Figura 23 mostra os resultados obtidos da análise comparativa, em termos de categoria de danos.

Figura 23 - Comparação, em termos de categoria de danos, entre os sistemas de manejo (construção)



Fonte: do autor.

A comparação, em termos de categoria danos, teve o mesmo resultado da comparação em termos que categorias de impacto, onde a construção da esterqueira demonstrou o perfil ambiental mais favorável, seguido do biodigestor e da compostagem.

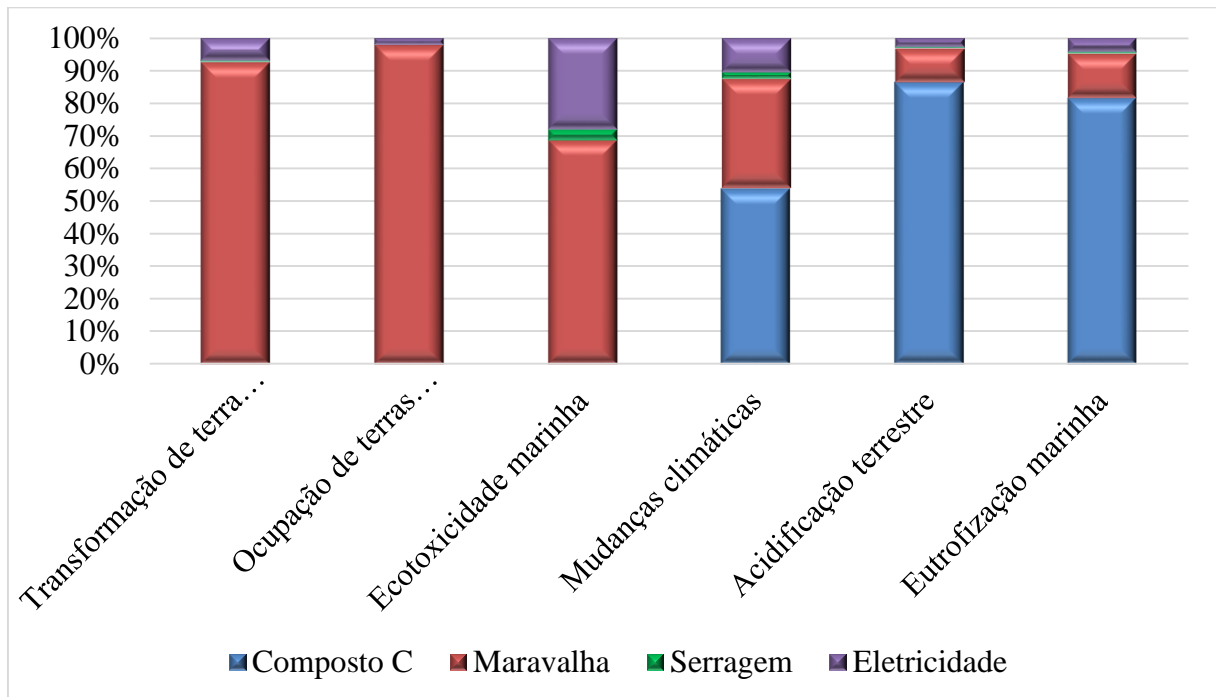
Em suma, estes resultados demonstram que os impactos ambientais da construção da esterqueira, foram muito pequenos quando comparados aos demais sistemas, dado que seus valores estiveram na faixa de $4,66E-6$ e $0,720$. Todavia, os valores da compostagem e do biodigestor podem ser considerados grandes, uma vez que, juntos representam mais de 99,71% nas categorias de impacto.

5.2.2 Operação

5.2.2.1 Caracterização da Compostagem

Para análise dos impactos ambientais da fase de operação da compostagem, fez-se o uso do ReCiPe Midpoint (H) V1.12 e foram identificadas as categorias de transformação de terra natural (TTN), ocupação de terras agrícolas (OTA), ecotoxicidade marinha (ECM), mudanças climáticas (MC), acidificação terrestre (AT) e eutrofização marinha (EUM). Na Figura 24 estão identificados os resultados encontrados nestas categorias:

Figura 24 - Caracterização da operação da compostagem com as categorias de impacto mais relevantes



Fonte: do autor.

Nas categorias eutrofização marinha, acidificação terrestre e mudanças climáticas, o “Composto C” foi o elemento responsável pelos maiores impactos, com 81,59%, 86,37% e 53,95%, respectivamente. Na sequência, a maravalha e a eletricidade foram responsáveis por 13,59% e 4,25%, 10,34% e 2,8%, e 33,5% e 10,45% dos impactos. Já a serragem foi o material que menos impactou, representando 0,59%, 0,49% e 2,09% dos impactos nestas mesmas categorias.

Nesse cenário, cabe ressaltar que o “Composto C”, elemento que corresponde a saída do sistema, está relacionado a emissão de gases gerados durante o tratamento. Dessa forma, é possível verificar e quantificar as emissões gasosas nas categorias de impacto EUM, AT e MC, mencionadas acima.

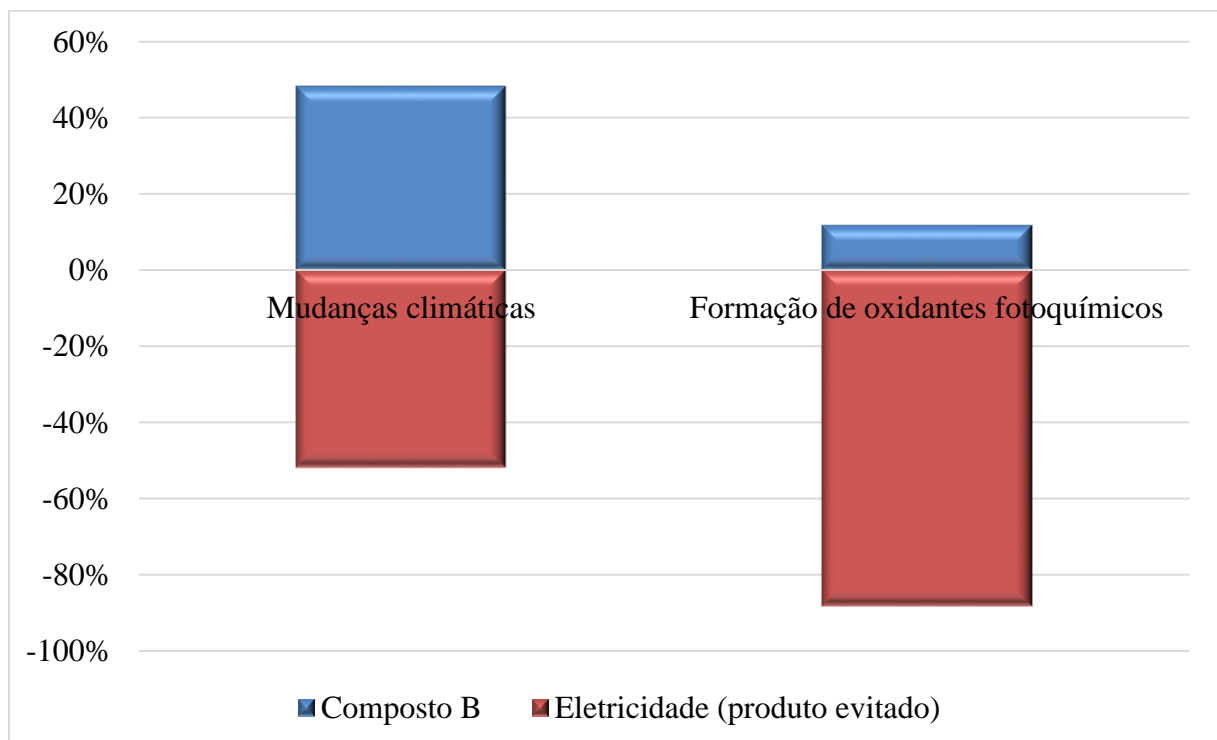
Sendo assim, é possível observar a ocorrência das categorias EUM e AT relacionadas à emissão dos seguintes gases gerados durante o tratamento por compostagem: a Amônia e o Óxido Nitroso, sendo o NH_3 responsável por 91,71% e 95,17% da ocorrência do impacto e o N_2O , com 8,24% e 4,61%, respectivamente. Para categoria MC, o Metano foi o principal responsável, representando 100% do impacto.

Analisando as categorias, ecotoxicidade marinha, ocupação de terras agrícolas e transformação de terra natural, a maravalha foi o material que mais causou impacto (68,8%, 97,87% e 92,62%), seguido da eletricidade utilizada para o funcionamento da plataforma de compostagem (27,76%, 2,06% e 6,88%) e da serragem (3,44%, 0,07% e 0,5%), respectivamente. Também, cabe salientar que nestas últimas categorias analisadas, o “Composto C” não gerou impacto.

5.2.2.2 Caracterização do Biodigestor

Na análise dos impactos ambientais da fase de operação do biodigestor, foram identificadas as seguintes categorias de impacto ambiental: mudanças climáticas (MC) e formação de oxidantes fotoquímicos (FOF) (Figura 25):

Figura 25 - Caracterização da operação do biodigestor com as categorias de impacto mais relevantes



Fonte: do autor.

Notadamente, para as categorias FOF e MC, o “Composto B” foi o elemento que originou maiores impactos (11,96% e 48,28%) e a eletricidade impactos com valores negativos

(-88,04% e -51,72%). Os valores negativos da eletricidade estão relacionados ao produto evitado e a mitigação dos impactos ambientais, uma vez que, o biodigestor para fins energéticos canaliza a energia decorrente do sistema, evitando o consumo de energia elétrica. Também, é possível observar a ocorrência destas categorias relacionadas à emissão do Metano durante o tratamento por biodigestão anaeróbia, em 100% das categorias.

5.2.2.3 Caracterização da Esterqueira

Na análise dos impactos ambientais da fase de operação da esterqueira, as categorias de impacto identificadas também foram as mudanças climáticas (MC) e a formação de oxidantes fotoquímicos (FOF).

De acordo com os resultados obtidos no software *SimaPro*[®], observa-se a ocorrência das categorias MC e FOF relacionadas de emissão de metano, onde o CH₄ foi responsável por 100% da ocorrência do impacto.

5.2.2.4 Comparação da fase de operação entre os sistemas de manejo

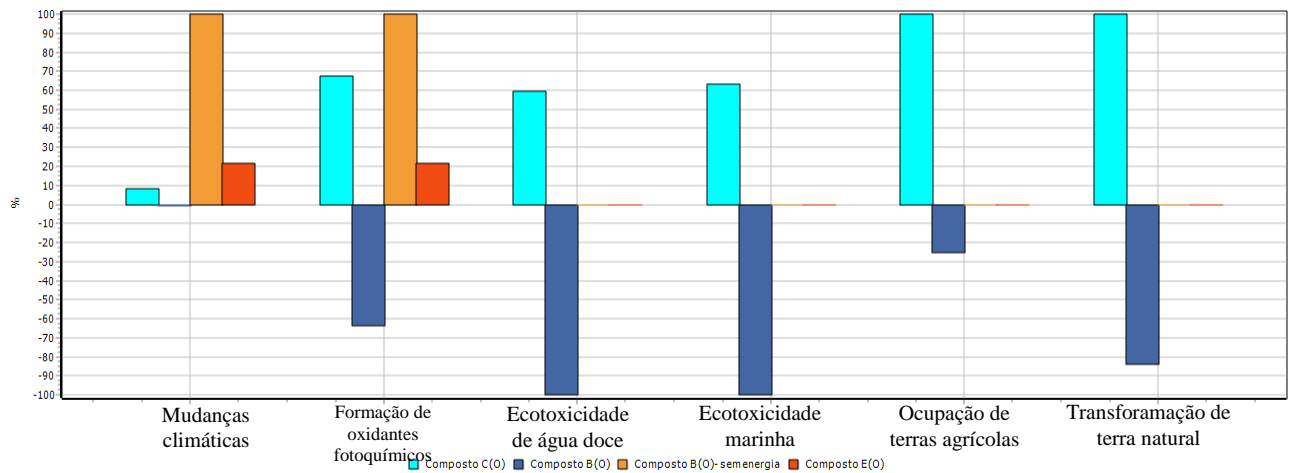
Tendo o mesmo objetivo citado no item 5.2.1.4, fez-se a comparação da fase de operação através da comparação entre os sistemas.

As categorias de impacto foram selecionadas a partir da normalização, onde foi levado em consideração o englobamento de maior número de dados. Assim, obteve-se as mesmas categorias das análises individuais dos sistemas. As categorias de danos foram Saúde humana, Ecossistemas e Recursos.

Comparação da fase de operação, em termos de categoria de impacto (*midpoint*)

A Figura 26 mostra o resultado da análise comparativa, obtida do método ReCiPe Midpoint (H) V1.12.

Figura 26 - Comparação, em termos de categoria de impacto, entre os sistemas de manejo (operação)



Fonte: do autor.

A análise desta figura revela que a operação do biodigestor para fins energéticos possui o desempenho ambiental mais favorável para todas as categorias de impacto. Isto pode ser justificado pela captura e armazenamento de biogás e o potencial de evitar a produção de energia de outras fontes.

Neste contexto, a energia térmica oriunda do biodigestor para fins energéticos pode ser utilizada em sistemas de aquecimento na própria atividade agropecuária e a energia elétrica gerada pode ser usada em sistemas de iluminação ou em sistemas de refrigeração. Além disso, pode ser exportada para a rede da concessionária (LIMA, 2007), dentre outros benefícios.

O segundo melhor desempenho foi o da esterqueira que teve impactos considerados pequenos em relação aos demais sistemas, tendo ocorridos em apenas duas das seis categorias de impacto. O desempenho do biodigestor sem fins energéticos mostrou ser bastante impactante nas categorias mudanças climáticas e formação de oxidantes fotoquímicos.

Por fim, dentre as seis categorias, a operação da compostagem revelou o pior desempenho ambiental em quatro delas.

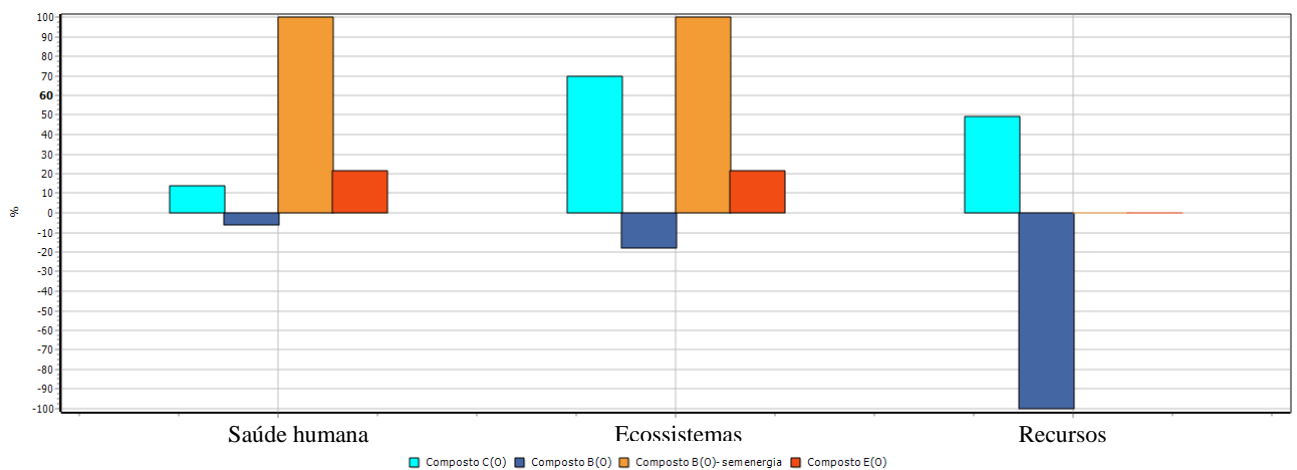
Todavia, num estudo semelhante e comparativo de ACV realizado por Cherubini et al. (2014), os resultados mostraram que o biodigestor para fins energéticos possuiu o melhor desempenho ambiental para quase todas as categorias analisadas, porém, mudando-se o objetivo para a redução dos impactos da acidificação terrestre e da eutrofização, o manejo por esterqueiras foi o que demonstrou menores impactos quando comparados com as demais alternativas.

Complementarmente, o autor afirma ainda que os resultados demonstraram a necessidade de desenvolver fatores de emissão específicos para a realidade brasileira, pois as emissões associadas aos dejetos possuem uma contribuição significativa para quase todas as categorias de impacto analisadas no estudo (CHERUBINI et al., 2014).

Comparação da fase de operação, em termos de categoria de danos (*endpoint*)

A fase de operação em termos de danos (avaliação *endpoint*), foi realizada utilizando-se o método ReCiPe Endpoint (H) V1.12. Na Figura 27 estão os resultados desta comparação:

Figura 27 - Comparação, em termos de categoria de danos, entre os sistemas de manejo (operação)



Fonte: do autor.

Através desta figura, é possível indicar que a compostagem proporciona danos em todas as categorias analisadas. Entretanto, o funcionamento do biodigestor sem fins energéticos é responsável pela maior porcentagem de danos em 2 das 3 categorias em questão. A operação da esterqueira também é responsável pelos danos nestas mesmas categorias, porém em menores proporções. Similarmente, o biodigestor para fins energéticos revelou o melhor desempenho ambiental.

6 CONCLUSÕES

- Quanto aos impactos causados pela construção dos sistemas

Este estudo avaliou ambientalmente a etapa construtiva de sistemas convencionais de tratamento de dejetos líquidos suínos (compostagem aeróbia, biodigestor anaeróbio e esterqueira anaeróbia), para o tratamento de 1m³ de dejetos tratados. Na construção da plataforma de compostagem, os materiais que apresentam maior impacto negativo foram o aço, o tijolo e a brita. Para o biodigestor foram o aço, o tijolo e o fibrocimento e para a construção da esterqueira foi o PEAD. As categorias de impacto mais relevantes e com maior índice de impacto ambiental, foram a ecotoxicidade marinha, ecotoxicidade de água doce e depleção de metal para a compostagem e biodigestor. Já na esterqueira, as categorias foram a depleção fóssil, ecotoxicidade marinha e ecotoxicidade de água doce.

Na comparação entre os sistemas, tanto em termos de categorias de impacto, quanto em termos de categorias de danos, os resultados foram equivalentes, onde a construção da esterqueira apresentou o melhor desempenho ambiental, seguido do biodigestor e da compostagem. Percentualmente, os valores variaram entre 0,0003% e 2,4%, 44,88% e 47,25%, e 52,75% e 59,89%, respectivamente, nas categorias de impacto ambiental avaliadas. Concluído, os processos de compostagem e biodigestão foram responsáveis pela maioria dos impactos da etapa construtiva, quando comparados com o sistema de manejo por esterqueira.

- Quanto aos impactos causados pela operação dos sistemas

As categorias de impacto que mais apresentaram dados relevantes na fase de operação da compostagem foram as mudanças climáticas (MC), acidificação terrestre (AT) e eutrofização marinha (EUM), onde o “Composto C” foi o principal responsável pela origem dos impactos, seguido da maravalha, eletricidade e serragem. O “Composto C” teve relação com as emissões de amônia e óxido nítrico nas categorias de impacto EUM e AT e com a emissão de metano na categoria de mudanças climáticas.

Na operação do biodigestor, as categorias de impacto que se destacaram foram as mudanças climáticas (MC) e formação de oxidantes fotoquímicos (FOF), onde o “Composto B” foi o elemento que originou maiores impactos e a eletricidade impactos com valores negativos. O impacto negativo da eletricidade está relacionado ao produto evitado, uma vez que, o biodigestor para fins energéticos canaliza a energia decorrente do sistema, podendo ser

utilizada para outros fins. Com relação a operação da esterqueira, as categorias mais relevantes também foram as MC e a FOF, as quais foram ocasionadas pela emissão de metano.

Na comparação entre os sistemas, tanto em termos de categorias de impacto, quanto em termos de categorias de danos, os resultados foram equivalentes. A operação do biodigestor com fins energéticos revelou o melhor desempenho ambiental, seguido da esterqueira, biodigestor sem fins energéticos e compostagem.

Em síntese, se os impactos gerados pela construção do biodigestor fossem desconsiderados da análise, e fosse levado em consideração somente o funcionamento do biodigestor com fins energéticos, esta tecnologia pode ser apontada como a melhor opção. Todavia, se os impactos da construção da composteira fossem desconsiderados, o resultado continuaria insatisfatório, uma vez que, na etapa de operação, este sistema também apresentou-se como a pior opção.

Assim, com o propósito de diminuir e/ou mitigar os impactos ambientais oriundos destes sistemas de manejo, é possível sugerir mudanças na etapa de construção do biodigestor e da composteira, como a utilização de menores quantidades de materiais de construção ou a utilização de materiais alternativos que garantem a sustentabilidade ambiental.

7 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como sugestões para trabalhos futuros, necessários e importantes a complementação deste estudo apresentado, destacam-se:

- Realizar ACV no tratamento de dejetos suínos a partir da análise e comparação de outros sistemas de manejo, tais como, bioesterqueira, separador de sólidos (peneiras), decantador de palhetas, sistema de lagoas em série, lagoas de alta taxa e aerada, sistema de cama sobreposta entre outras, visando a identificação dos principais fluxos impactantes ao meio ambiente;
- Realizar ACV no tratamento de dejetos suínos considerando a fronteira do sistema com início no recolhimento do dejetos na habitação até a aplicação do mesmo no solo, como adubo orgânico ou fertilizante, tendo como objetivo identificar os principais fluxos impactantes no meio ambiente;
- Realizar ACV a partir da comparação das etapas de construção e operação dos sistemas de manejo de dejetos suínos, tendo em vista verificar qual implica maiores e menores danos e impactos ao meio ambiente.

REFERÊNCIAS

- ACV BRASIL. **Avaliação do Ciclo de Vida com Simapro**. Apostila de treinamento. 2015. 84 f. Rio de Janeiro, 2015.
- AFONSO, E. R. **Impacto de estratégias nutricionais no custo do manejo dos dejetos de suínos**. 2015. Xv, 206 f. Tese (Doutorado Nutrição e Produção Animal)–Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2015.
- ALVES, D. A.; Avaliação do ciclo de vida – ACV de um sistema de *wetland* construído de fluxo vertical para o tratamento de esgoto doméstico. 2016. 83 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.
- AMARAL, A. C. do et al. Influence of solid–liquid separation strategy on biogas yield from a stratified swine production system. **Journal of Environmental Management.**, v. 168, p. 229-235, 2016.
- ANGNES, G. et al. Correlating denitrifying catabolic genes with N₂O and N₂ emissions from swine slurry composting. **Bioresource technology.**, v. 140, p. 368-375, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14.040**: Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura. Rio de Janeiro, 2001.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14041**: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida–Objetivo, Escopo e Análise do Inventário. Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14042**: Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida–Avaliação de Impactos Ambientais. Rio de Janeiro, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental–Avaliação do Ciclo de Vida–Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro, 2009.
- BARBIERI, J. C.; CAZAJEIRA, J.; BRANCHINI, O. Cadeia de suprimento e avaliação do ciclo de vida do produto: revisão teórica e exemplo de aplicação. **Revista o Papel.**, v. 70, n. 9, p. 52-72, 2009.
- BARBOSA-JÚNIOR, A. F. et al. Conceitos e aplicações de Análise do Ciclo Vida (ACV) no Brasil. **Revista Ibero Americana de Estratégia.**, v. 7, n. 1, p. 39-44, 2008.
- BGS. **Catálogo de equipamentos para biogás**: apostila. Curitiba: BGS Equipamentos para biogás, 2015. 1-7 p.
- GBS GEO. **Lona de PEAD**. Santa Maria, 2017. Disponível em <<http://loja.gbsgeo.com.br/geomembrana-de-pead-lisa-preta-espessura-de-0-8mm>>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

GBS GEO. **Manta de bidim.** Garça, 2017. Disponível em <<http://loja.gbsgeo.com.br/mantageotextilbidimparadrenagemport130gramas?parceiro=4123&gclid=CKrQ-ofvx9MCFYQJkQodetQHlg>>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

BOLETIM DE PESQUISA E DESENVOLVIMENTO: Avaliação de um sistema compacto para o tratamento de efluente. Concórdia: EMBRAPA, 2004 -. ISSN 1678-8842.

BONG, C. P. C. et al. A review on the global warming potential of cleaner composting and mitigation strategies. **Journal of Cleaner Production**, 2016.

BORDONI A., et al. **La filiera del biogas. Aspetti salienti dello stato dell'arte e prospettive.** ASSAM e Universidade Politécnica das Marcas, Marcas, Itália, 2009.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 001/1986:** Estabelece as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da avaliação de impacto ambiental. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_1986_001.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2017.

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430/2011:** Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646> pdf>. Acesso em: 15 jan. 2017.

BRASIL. PNMA – Política Nacional do Meio Ambiente. **Lei nº 6.938/1981:** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm>. Acesso em: 15 jan. 2017.

BRASIL. PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Lei nº 12.305/2010:** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>>. Acesso em: 05 Nov. 2017.

BROCKMANN, DI et al. Environmental assessment of nutrient recycling from biological pig slurry treatment–Impact of fertilizer substitution and field emissions. **Bioresource technology**, v. 163, p. 270-279, 2014.

CADIS, P.; HENKES, J.A. **Gestão Ambiental na Suinocultura: Sistema de tratamento de resíduos líquidos por unidade de compostagem.** Unoesc & Ciência – ACET, Joaçaba, v. 5, n. 2, 2014.

CAMPOS de, M. G. **Abordagem de Ciclo de Vida na Avaliação de Impactos Ambientais no processamento primário offshore.** 2012. 142 f. Tese (Doutorado Engenharia Ambiental)– Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2012.

CARNEIRO, M. L. N. et al. Potential of biofuels from algae: Comparison with fossil fuels, ethanol and biodiesel in Europe and Brazil through life cycle assessment (LCA). **Renewable and Sustainable Energy Reviews.**, v. 73, p. 632-653, 2017.

C&C CASA E CONSTRUÇÃO. **Telha translúcida.** São Paulo, 2017. Disponível em <<http://www.cec.com.br/telhasecalhas/telhas/telhasdepolipropileno/telhanaturaltranslucida122>>

x50cm?produto=1043084&utm_content=telhasecalhas&utm_medium=cpc&utm_campaignGoogleShop&utm_source=googleshopping&idpublicacao=791d2005d2064804b29771cab438caf1&gclid=CJb067rPuNMcFQeBkQod_jgOkg>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

CERRO BRANCO. **Rendimento da argamassa**. Almirante Tamandaré, 2017. Disponível em <<http://www.cerrobranco.com.br/massa-pronta/>>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

CHEHEBE, J. R. B. **Análise do Ciclo de Vida de produtos – ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro, 1998, 105 p.

CHERUBINI, E. et al. Life cycle assessment of swine production in Brazil: a comparison of four manure management systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, p. 68-77, 2015.

CHERUBINI, E. **Incertezas na avaliação do ciclo de vida: um estudo de caso na suinocultura**. 2015. 246 p. Tese (Doutorado Engenharia Ambiental)–Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

CONGRESSO SOBER – SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 25-28., 2010, Campo Grande. Anais... Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2010. Disponível em <<http://www.sober.org.br/palestra/15/312.pdf>>. Acesso em: 10 dez. 2016.

COLTRO, L. et al. Avaliação do ciclo de vida como instrumento de gestão. Campinas: Cetea/Ital, v. 75, 2007.

COMUNICADO TÉCNICO: Recomendações para uso de Esterqueiras para Armazenagem de Dejetos de Suínos. Concórdia: EMBRAPA, 2004 -. ISSN 0100-8862.

CURRAN, M. A. Life Cycle Assessment: principles and practice. 2006. Disponível em <<https://19-659-fall-2011.wiki.uml.edu/file/view/Life+Cycle+Assessment+Principles+and+Practice.pdf/249656154/Life+Cycle+Assessment+Principles+and+Practice.pdf/>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

ECOLIPTO. **Estaca de madeira**. Tangará da Serra, 2017. Disponível em <http://emaflor.com.br/?page_id=29>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

FERNANDEZ-LOPEZ, M. et al. CO₂ gasification of dairy and swine manure: A life cycle assessment approach. **Renewable Energy**, v. 95, p. 552-560, 2016.

FERNANDES, W. F. **Avaliação de processos para remoção química de fósforo de efluente de suinocultura**. 2008. 82 p. Dissertação (Mestrado em Química)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

FERREIRA, J. V. R. Análise de ciclo de vida dos produtos. **Gestão Ambiental**. Instituto Politécnico de Viseu., v. 80, 2004.

FINO, D. **Processi di re-impiego e valorizzazione energetica – Biogas da Agrozootecnica ed agrindustria, upgrading a biometano**. Departamento de Ciência Aplicada e Tecnologia, Instituto Politécnico de Turim, Itália, 2014.

FRICKE. **Terças metálicas.** Ijuí, 2017. Disponível em <<http://www.fricke.com.br/lojasfricke/>>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

GE, C. et al. Ocean acidification: One potential driver of phosphorus eutrophication. **Marine Pollution Bulletin.**, 2016.

GIACOMINI, D. A. **Estratégias para mitigar as emissões gasosas de nitrogênio em compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos.** 2015.77 f. Proposta de Qualificação de Doutorado (Doutorado em Ciência do Solo)–Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2015.

GODOY, L. M.; JÚNIOR, J. T.; UGAYA, C. M. L. Avaliação do impacto ambiental causado pela produção de aço usando método ReCipe. **Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 10, n. 4, 2014.

GOSMANN, H. **Estudos comparados com bioesterqueiras e esterqueiras para armazenamento e valorização dos dejetos suínos.** Dissertação de mestrado, UFSC, 1997.

GUTIERREZ, K. G. **Análise e gerenciamento de impactos ambientais no tratamento de esgoto doméstico mediante avaliação do ciclo de vida.** 2014. 129 f. Tese (Doutorado Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos)–Univeridade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2014.

HIGARASHI, M. M. et al. A utilização de sistemas de aeração intermitente para redução de amônia dos efluentes da suinicultura. **ACTA Ambiental Catarinense.**, v. 6, n. 3, 2009. Disponível em <<https://bell.unochapeco.edu.br/revistas/index.php/acta/article/view/428/224>>. Acesso em: 10 dez. 2016.

HIGARASHI, M. M. et al. Concentração de macronutrientes e metais e metais pesados em maravalha de unidade de suínos e cama sobreposta. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.**, v. 12, n. 3, p. 311-317, 2008.

HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; MATTEI, R. M. Aplicação de adsorção para remover amônia de efluentes suinícolas pré-tratados. **Química Nova.**, v. 31, n. 5, p. 1156-1160, 2008.

HIGARASHI, M. M. et al. Redução de emissão de metano e gás sulfídrico por meio do tratamento de dejetos suínos via compostagem. **Embrapa Suínos e Aves-Capítulo em livro técnico-científico (ALICE)**, 2010.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores.** Santa Maria, 2016. Disponível em <ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Fasciculo_Indicadores_IBGE/abate-leite-couro-ovos_201603caderno.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2016.

IMPORTADORA AMERICANA. **Composição do aluzinc.** Porto Alegre, 2017. Disponível em <http://www.importadoraamericana.com.br/?grid_products=telha-galvalume-natural-trapezoidal-tp-40>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

Instituto Naturae (INAE) e Consórcio VLT. **Avaliação de impactos ambientais**. Cuiabá, 2012. Disponível em <<http://www.cuiaba2014.mt.gov.br/download.php?id=217084>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

ISES. **Biomasse per l'Energia**. International Solar Energy Society (ISES) Italia, *Ecoenergie* n. 3, 2002.

KEENER H. M., et al. Optimizing the efficiency of the composting process. *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*. Columbus, OH, 1993.

KUNZ. A.; BORTOLI, M.; HIGARASHI, M. Avaliação do manejo de diferentes substratos para compostagem. **ACTA Ambiental Catarinense.**, v. 5, n. 1/2, 2008. Disponível em <<https://bell.unochapeco.edu.br/revistas/index.php/acta/article/view/222>>. Acesso em: 10 dez. 2016.

KUNZ, A.; HIGARASHI, M. M.; OLIVEIRA, P. A. de. Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil. **Cadernos de Ciência & Tecnologia.**, v. 22, n. 3, p. 651-665, 2005.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology.**, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, 2009.

KUNZ, A.; OLIVEIRA, P. A. V. de. Aproveitamento de dejetos de animais para geração de biogás. **Revista de Política Agrícola.**, n. 3, 2006.

KUNZ, A.; STEINMETZ, R. L. R.; BORTOLI, M. Separação sólido-líquido em efluentes da suinocultura. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.**, v. 14, n. 11, p. 1220-1225, 2010.

LIJÓ, L. et al. Avaliação do ciclo de vida da produção de eletricidade na Itália a partir da co-digestão anaeróbia de lama de suíno e culturas energéticas. **Energias Renováveis**, v. 68, p. 625-635, 2014.

LUO, Y. et al. Life cycle assessment of manure management and nutrient recycling from a Chinese pig farm. **Waste Management & Research.**, v. 32, n. 1, p. 4-12, 2014.

MARTÍNEZ-BLANCO, J. et al. Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. **Agronomy for sustainable development.**, v. 33, n. 4, p. 721-732, 2013.

MAZZI, A. et al. The combination of an Environmental Management System and Life Cycle Assessment at the territorial level. **Environmental Impact Assessment Review.**, v. 63, p. 59-71, 2017.

MCAULIFFE, G. A.; CHAPMAN, D. V.; SAGE, C. L. A thematic review of life cycle assessment (LCA) applied to pig production. **Environmental Impact Assessment Review.**, v. 56, p. 12-22, 2016.

MF RURAL. **Esterqueira**. Marília-SP, 2017. Disponível em <<http://www.mfrural.com.br/detalhe/geomembrana-para-esterqueiras-lagoas-e-biodigestores-100126.aspx>>. Acesso em: 05 de Abril de 2017.

MOORE, A. D. et al. Life cycle assessment of domestic hot water systems in Australia. **Renewable Energy**., v. 103, p. 187-196, 2017.

OLIVEIRA, P. P. A. et al. Emissão de gases nas atividades pecuárias. In: Embrapa Suínos e Aves-Artigo em anais de congresso (ALICE). In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS, 2., 2011, Foz do Iguaçu. Anais... Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. v. 2. 1 CD-ROM., 2011.

ONWOSI, C. O. et al. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**., v. 190, p. 140-157, 2017.

PALHARES, J. C. P.; MIELE, M.; LIMA, GJMM de. Impacto de Estratégias Nutricionais no Custo de Armazenagem, Transporte e Distribuição de Dejetos de Suínos. In: I SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS, 1., 2009, Florianópolis/SC. **Anais...** Florianópolis/SC, 2009.

PENNINGTON, D. W. et al. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. **Environment international**, v. 30, n. 5, p. 721-739, 2004.

PRAPASPONGSA, T. et al. LCA of comprehensive pig manure management incorporating integrated technology systems. **Journal of Cleaner Production**., v. 18, n. 14, p. 1413-1422, 2010.

PRÉ-CONSULTANTS. **Simapro**. Washington DC, 2017. Disponível em <<https://www.pre-sustainability.com/simapro>>. Acesso em: 10 fev. 2017.

PRODETEC. **Pesos específicos**. São Paulo, 2017. Disponível em <http://www.prodetec.com.br/downloads/pesos_especificos.pdf/>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

PROJETO DE CONTROLE DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL DECORRENTE DA SUINICULTURA EM SANTA CATARINA: Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos. Concórdia: EMBRAPA, 2006 -. ISSN 0101-6245.

REBITZER, G. et al. Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment international**., v. 30, n. 5, p. 701-720, 2004.

REHL, T.; LANSCH, J.; MÜLLER, J. Life cycle assessment of energy generation from biogas—Attributional vs. consequential approach. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**., v. 16, n. 6, p. 3766-3775, 2012.

RIZZONI, L. B. Biodigestão anaeróbia no tratamento de dejetos suínos. **Revista Científica Eletrônica de Medicina Veterinária**., v. 9 n. 18, p. 1679-7353, 2012.

ROCHA, M. H. **Uso da análise do ciclo de vida para a comparação do desempenho ambiental de quatro alternativas para tratamento da vinhaça**. 2009. Tese (Doutorado Engenharia Mecânica)–Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2009.

SALLABERRY, R. R. **Emprego da Avaliação do Ciclo de Vida para levantamento dos desempenhos ambientais do biodiesel de girassol e do óleo diesel**. 2009. 140 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental)–Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2013.

SÁNCHEZ, L. E.; **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo, 2015. Disponível em <<https://books.google.com.br/books?id=nsN6BwAAQBAJ&printsec=frontcover&hl=pt-BR#v=onepage&q&f=false>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

SARCINELLI, M. F.; VENTURINI, K. S.; SILVA, L. C. da. Produção de suínos – Tipo Carne. Espírito Santo, mai., 2007. Nota técnica. Disponível em <http://www.agais.com/telomc/b00507_carne_suinotipocarne.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2016.

SANTOS dos, M. F. N. et al. Importância da avaliação do ciclo de vida na análise de produtos: possíveis aplicações na construção civil. **Gepros: Gestão da Produção, Operações e Sistemas**, v. 6, n. 2, p. 57, 2011.

SCHIRMANN. **Chapa Galvanizada**. Ijuí, 2017. Disponível em <<http://www.schirmann.com.br/>>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

SPIES, A. The sustainability of the pig and poultry industries in Santa Catarina, Brazil: a framework for change. 2003.

TAQI. **Cap 75 mm**. Dois Irmãos, 2017. Disponível em <<http://www.cec.com.br/materialhidraulico/tuboseconexoes/cap/capdeesgoto75mm?produto=1034346>>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

TAQI. **Cumeeira de aluzinc 0,5 mm**. Dois Irmãos, 2017. Disponível em <<http://www.taqi.com.br/produto/telhas-e-coberturas/cumieira-ondulada-aluzinc-1-10-x-0-60-metros/103419/#0>>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

TAQI. **Cumeeira de aluzinc 5 mm**. Dois Irmãos, 2017. Disponível em <<http://www.taqi.com.br/produto/telhas-e-coberturas/cumieira-trapezoidal-aluzinc-1-03-x-0-60-metros/084081/>>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

TAQI. **Rede de tubos e conexões**. Dois Irmãos, 2017. Disponível em <http://www.taqi.com.br/produto/tubos/tubotigre150mmde3metros/073945/?utm_campaign=googleshopping&utm_content=&utm_medium=cpc&utm_source=googleshopping&utm_term=073945_tubo-pvc-tigre-branco150mm&gclid=CMLBmujxuNMCFUsGkQodJXgG6g>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

TAQI. **Telha brasilit**. Dois Irmãos, 2017. Disponível em <<http://www.taqi.com.br/produto/telhas-e-coberturas/telha-brasilit-brasiflex-ondina-cinza-4-mm/104778/>>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

TAQI. **Tubo de queda.** Dois Irmãos, 2017. Disponível em <<http://www.taqi.com.br/produto/tubos/tubo-amanco-branco-100mm-6-metros/041399/#0>>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

TAQI. **Tubo 150 mm.** Santa Maria, 2017. Disponível em <<https://www.taqi.com.br/produto/tubos/tuboamancobranco150mm6metros/041401/?gclid=CLe2kvP-x9MCFQgGkQodqcsCbw>>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

TAQI. **Tubo 75 mm.** Dois Irmãos, 2017. Disponível em <http://www.taqi.com.br/produto/tubos/tubodepvcsoldavelamanco75mm10003/044149/?gclid=CL7puqb_x9MCFRcJkQodleYD_A>. Acesso em: 05 de Março de 2017.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Life Cycle Initiative.** Disponível em <<http://www.lifecycleinitiative.org/starting-life-cycle-thinking/what-is-life-cycle-thinking/>>. Acesso em: 15 jan. 2017.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS – UFAL. Pet Engenharias. Volumes: polígrafo didático. Maceió, AL, 2017. 5 f.

VAN ZELM, R. **Damage modeling in life cycle impact assessment.** 2010. Tese de Doutorado. Radboud University Nijmegen.

VI CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 2015, Porto Alegre. Anais... Paraíba: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba, 2015. Disponível em <<http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2015/II-011.pdf>>. Acesso em: 10 de Out. 2017.

VIANCELLI, A. et al. Detection of circoviruses and porcine adenoviruses in water samples collected from swine manure treatment systems. **Research in Veterinary Science.**, v. 93, n. 1, p 538-543, 2012.

VIVAN, M. et al. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.**, v. 14, n. 3, p 320-325, 2010.

DE VRIES, J. W. et al. Comparing environmental consequences of anaerobic mono-and co-digestion of pig manure to produce bio-energy—a life cycle perspective. **Bioresource technology**, v. 125, p. 239-248, 2012.

ZHENG, F. et al. Influence of acidification and eutrophication on physiological functions of *Conticribra weissflogii* and *Prorocentrum donghaiense*. **Aquatic Toxicology.**, v. 181, p. 11-21, 2016.

WEN, S. et al. Treatment of anaerobically digested swine wastewater by *Rhodobacter blasticus* and *Rhodobacter capsulatus*. **Bioresource technology.**, v. 222, p. 33-38, 2016.

WU, H.; HANNA, M. A.; JONES, D. D. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions of feedlot manure management practices: Land application versus gasification. **Biomass and bioenergy.**, v. 54, p. 260-266, 2013.

ANEXOS



PLANILHA ORÇAMENTÁRIA

OBRA : Plataforma de Compostagem

Item	Serviços	Quant.	Unid	Mat	Preços			Total Item
					M. Obra	P. Serviço	Total Serviço	
1	SERVIÇOS PRELIMINARES / TÉCNICOS							
1.1	Orçamento, cronograma e visita técnica	280,00	m2	0,05	0,25	0,30	84,00	R\$ 2.230,70
1.2	Administração local	280,00	m2	1,95	3,50	5,45	1.528,00	
1.3	Cópias e despesas legais	280,00	m2	0,45	0,15	0,60	168,00	
1.4	Locação da Obra	280,00	m2	0,25	0,38	0,63	176,40	
1.5	Transporte interno e externo	90,00	d	0,05	3,02	3,07	276,30	
2	MOVIMENTO DE TERRA / DEMOLIÇÕES							R\$ 640,48
2.1	Escavação Manual solo até 0,60m - vigas fundação, rede hidráulica, elétrica	10,00	m3	0,05	32,50	32,55	325,50	R\$ 2.230,70
2.2	Reaterro e aplicação com compactador mecânico (sapo)	8,00	m3	0,05	14,01	14,06	112,48	
2.3	Transporte e rençoção entulhos para aterro licenciado	3,00	m3	51,84	15,66	67,50	202,50	
3	INFRA ESTRUTURA / FUNDAÇÕES SIMPLES							R\$ 3.750,00
3.1	Bloco de fundação para apoio dos pilares pre moldados, fck 20Mpa, escavação, forma e concreto	10,00	un	250,00	125,00	375,00	3.750,00	
4	SUPERESTRUTURA							R\$ 40.188,10
4.1	Vigas de conc. armado, c/forma, fck 20Mpa (usinado bombeado) - completa	4,00	m3	925,00	406,35	1.331,35	5.325,40	R\$ 6.401,24
4.2	Platares em concreto armado com forma fck 15 Mpa - completo	2,00	m3	925,00	406,35	1.331,35	2.662,70	
4.3	Estrutura pre moldada formada por 5 porticos de concreto preenchido, formado um vão livre de 14 metros e 5 metros entre os porticos, com 16 linhas de laças metálicas de 100x50x50.	280,00	m2	90,00	25,00	115,00	32.200,00	
5	ALVENARIA / VEDAÇÃO							R\$ 12.393,60
5.1	Alvenaria de bloco cerâmico de 20 cm (espessura)	240,00	m2	31,27	20,37	51,64	12.393,60	
6	COBERTURA							R\$ 6.401,24
6.1	Teija translúcida, apenas mão de obra e acessórios de instalação	280,00	m2	3,98	6,50	7,95	2.226,00	R\$ 6.401,24
6.2	Cunheira trapezoidal de aluzinc esp. 0,5 mm, branca	21,00	m	31,00	1,68	32,68	686,28	
6.3	Calha em chapa galvanizada n 24 pintada, corte 50cm	40,00	m	68,50	6,40	74,90	2.996,00	
6.4	Tubo de queda 100mm	24,00	m	12,00	8,54	20,54	492,96	
7	REVESTIMENTOS							R\$ 32.236,00
	REVESTIMENTO EXTERNO							
7.1	Chapisco	480,00	m2	1,20	1,95	3,15	1.512,00	R\$ 32.236,00
7.2	Massa Grossa (emboco)	480,00	m2	3,05	12,50	15,55	7.464,00	
7.3	PISOS E PAVIMENTAÇÕES							
7.3	Piso de concreto armado com 8cm, fck 25Mpa, reguado, com lastro de base graduada compactada de 10cm	280,00	m2	57,65	12,59	70,24	19.667,20	
7.4	Corte de luinta em concreto armado	180,00	m	0,75	3,15	3,90	624,00	

Eng.º CIVIL - CREA 68995/D

Página 1 de 2

Item	Serviços	Quant	Unid	Preços				Total Item	
				Mat.	M. Obra	P. Serviço	Total Serviço		
7.5	Maisa cara de concreto d=30cm	30,00		17,78	8,75	26,53	795,90		
7.6	Fundo de tubos e conexões de esgoto pluvial em PVC, com diâmetro de 150mm, completo e instalado, marca TIGRE ou equivalente	45,00	m	23,10	9,20	32,30	1.453,50		
7.7	Caixa de areia executada com tubo de concreto em pé com diâmetro de 40 cm e altura 100cm, fundo em concreto com 10cm e tampa de concreto com grelha	6,00	unid.	81,90	38,00	119,90	719,40		
TOTAL									
BDI ADOPTADO JA INCLUSO NOS PREÇOS UNITARIOS								R\$ 97.840,12	27,00%

ITEM	DESCRIÇÃO	SIGLA	TAXA %
1	Administracao Central	AC	5,00
2	Garantias, Seguros e Imprevistos	G	1,00
3	Riscos	R	1,00
4	Encargos Financeiros	EF	1,00
5	Lucro	L	9,00
6	COFINS		3,00
7	PIIS		0,56
8	ISS		3,50
TOTAL			

BDI=[(((AC+G+R+L+EF+LUCRO)/L)/((1+PIIS)+(1+ISS))) - 1]x100 = 27,00%

Handwritten signature
Barcilo Campos Hilgert
 Eng.º Civil - CREA 68995/D
 CPF 44453711-0-63

02579293/0001-39
Hilgert Construções
 e Pré Moldados Ltda
 Av. Jacob Reinaldo Hauptenthal, 2576
 Área Industrial II
 CEP 97900 - 000
 Cerro Largo - RS

55 986149810
 Baerisius
 Baerisius Engenharia
 @Vic-sis.net