



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA  
CAMPUS UNIVERSITÁRIO UFSC/CTC  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Rebeca Borges de Oliveira

**Construção de inventários de ciclo de vida de operações de tratamento de resíduos de perfuração de poços de petróleo e gás**

Florianópolis  
2024

Rebeca Borges de Oliveira

**Construção de inventários de ciclo de vida de operações de tratamento de resíduos de perfuração de poços de petróleo e gás**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito para a obtenção do título de Mestra em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr

Florianópolis

2024

Borges de Oliveira, Rebeca

Construção de inventários de ciclo de vida de operações de tratamento de resíduos de perfuração de poços de petróleo e gás / Rebeca Borges de Oliveira ; orientador, Sebastião Roberto Soares, 2024.

140 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Cascalho de perfuração. 3. Inventário de Ciclo de Vida. 4. Avaliação de ciclo de vida. 5. Gerenciamento de resíduos. I. Soares, Sebastião Roberto. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

Rebeca Borges de Oliveira

**Construção de inventários de ciclo de vida de operações de tratamento de resíduos de perfuração de poços de petróleo e gás**

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 16 de abril de 2024, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Profa. Marina Seixas Pereira, Dra  
Universidade Federal de Uberlândia

Prof. Francisco Javier Contreras Pineda, Dr.  
Universidade de Brasília

Certificamos que esta é a versão original e final do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de Mestra em Engenharia Ambiental.

Insira neste espaço a  
assinatura digital

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Insira neste espaço a  
assinatura digital

Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.  
Orientador

Florianópolis, 2024.

Este trabalho é dedicado aos meus pais.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus, pela minha vida e por todas as pessoas boas que participaram desta caminhada comigo.

À minha família, Borges e Oliveira, pelo apoio constante e por me fazer sentir sortuda por ter nascido em um ambiente tão acolhedor.

Aos meus pais, Renato e Débora, por sempre fazerem o melhor para mim e minhas irmãs. Às minhas irmãs, Bárbara e Isadora, e ao meu cunhado Rafael, pelo incentivo, conselhos e paciência ao longo deste período.

Ao Vinícius Teixeira, pelo amor, compreensão e ajuda, me encorajando nos momentos mais desafiadores.

Ao meu orientador, prof. Sebastião Soares, por todos os ensinamentos, dedicação em marcar reuniões, sempre dando contribuições valiosas na dissertação.

Aos amigos da pós-graduação. Alondra, Anzolin, Beatriz, Flávia, Igor, Marcelle, Matheus, Samuel, Thays e Vitor, que sempre estiveram presentes durante almoços e cafês, proporcionando momentos de conversas e incentivo mútuo. Amanda e Gabriela, que marcaram presença nos finais de semana, oferecendo apoio constante. Vocês contribuíram muito para o meu crescimento.

Aos colegas de laboratório no Ciclog, Alexandre, Ana, Bruna, Eula, Henrique, João, Maitê e Rafaela agradeço a oportunidade de aprender e trabalhar com vocês. Em especial, agradeço ao Ailton, Roni, Luiza e Fernanda, pela revisão de texto. Meu trabalho não teria sido o mesmo sem vocês.

Às amigas Camilla, Tatiana e Heloísa, que me acompanharam desde a graduação e sempre confiaram no meu potencial. A amizade de vocês é para a vida toda.

Ao professor Rodrigo Mohedano, professora Marina Seixas e professor Francisco Contreras, por participarem da banca de qualificação e final. Aprendi muito sobre pesquisa com vocês.

A todos colegas e professores do Programa de Pós-Graduação de Engenharia Ambiental da UFSC, que estiveram presentes nesses anos de mestrado e fizeram a diferença na minha vida pessoal e profissional.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001, pelo apoio financeiro e pela bolsa de mestrado. À Petrobras, sob o

Termo de Cooperação Nº 5900.0116431.20.9 pelo financiamento do projeto no qual este trabalho está inserido.

Agradeço também às pessoas e instituições que colaboraram no fornecimento de dados, esclarecimentos e apoio.

O que me preocupa não é o plástico. São os milhares de produtos químicos que ninguém vê.

Produtos como a pintura dos barcos, afluentes de indústrias que vão parar no mar ou simplesmente qualquer coisa que afunde. As pessoas geralmente só se preocupam com as ilhas de plástico que se formam nos oceanos, mas elas são apenas meio por cento do problema global e também são fáceis de resolver. (Klink, 2020)

## RESUMO

A perfuração de poços de petróleo ocorre por meio de brocas rotativas, gerando fragmentos de rocha que são chamados de cascalhos de perfuração (CP). Eles são trazidos à superfície com o auxílio de fluidos de perfuração que retornam pelo espaço entre a coluna de perfuração e a parede do poço. O fluido utilizado contém compostos químicos que dependem das características do poço, interferindo diretamente na composição dos CP. Dessa forma, é plausível que certos componentes dos fluidos de perfuração de base não aquosa (FPBNA) possuam o potencial de causar impactos no ambiente marinho. Mesmo após o processamento da mistura fluido/cascalho, há a possibilidade de uma parcela do fluido ficar retida no cascalho, inviabilizando seu descarte *offshore* e demandando o transporte até o tratamento/destinação final *offshore* ou *onshore*. A avaliação do ciclo de vida (ACV) pode ser uma alternativa para analisar os potenciais impactos ambientais e possíveis destinações de tratamento para os cascalhos e fluidos de perfuração, seja ela *offshore* ou *onshore*. Nesse sentido, este trabalho tem por objetivo fomentar a construção de inventários do ciclo de vida (ICV) para as alternativas de tratamento e disposição final de CP de poços de petróleo e gás, a partir de uma perspectiva da gestão de resíduos de perfuração. A metodologia passa pela i) definição dos tratamentos dos CP; ii) qualificação dos ICV; e iii) estabelecer as rotas tecnológicas pela perspectiva ambiental. A definição das alternativas de tratamento foi feita na revisão bibliográfica com breve descrição de cada tecnologia. A qualificação dos ICV foi realizada pela revisão sistemática nos portais de periódicos *Web of Science*, *Scopus*, *SpringerLink* e *Scielo*. Também foram realizadas buscas em portais de teses e dissertações (CAPES e BDTD). Ao final desta pesquisa, foi possível complementar as informações dos ICV para diversas tecnologias, incluindo aterro de inertes, aterro industrial, aterro sanitário, coprocessamento, dessorção térmica, incineração, *landfarming* e reinjeção. O estudo proporcionou i) uma descrição detalhada do inventário de cada alternativa de tratamento e disposição final dos resíduos de perfuração; ii) a identificação das categorias de impacto que revelaram as maiores discrepâncias entre o inventário da *ecoinvent* e os dados da literatura; iii) uma análise das substâncias específicas vinculadas a essas categorias de impacto. Esta revisão sistemática, realizada para a identificação dos inventários, revelou algumas das limitações de informação no levantamento destes na literatura pela revisão bibliográfica quantitativa e qualitativa. Embora existam muitos estudos sobre as tecnologias de tratamento e destinação final e ACV, poucos se dedicam ao ACV de cascalho de perfuração sobre as tecnologias avaliadas. Além disso, o escopo muitas vezes abrange outras realidades

diferentes do Brasil. Dessa forma foram analisados nove inventários de literatura e comparados com sete baseados na *ecoinvent*. Concluiu-se que a integração de conjuntos de dados entre diferentes inventários é uma tarefa complexa e desafiadora, dada a diversidade de metodologias de construção e considerações específicas de resíduos e tecnologias. Essas conclusões enfatizam a análise de ciclo de vida para tecnologias de tratamento de cascalho de perfuração e ressaltam a importância de escolhas metodológicas robustas na construção de inventários.

**Palavras-chave:** Cascalho de perfuração. Inventário de Ciclo de Vida. Avaliação de ciclo de vida. Gerenciamento de resíduos. Tratamento de Cascalho de perfuração. Petróleo.

## ABSTRACT

Drilling of oil wells occurs through rotary drills, which generates rock fragments known as drilling cuttings (DC). These cuttings are brought to the surface aided by drilling fluids that return through the space between the drill collum and the wellbore wall. The fluid used contains chemical compounds that vary according to the well characteristics, directly influencing the composition of DC. Thus, certain components of non-aqueous drilling fluids (NADF) may potentially impact the marine environment. Even after the processing of the fluid/cuttings mixture, there is a possibility that a portion of the fluid remains trapped in the cuttings, making offshore disposal unfeasible and requiring transport to offshore or onshore final treatment/disposal. Life Cycle Assessment (LCA) can be an alternative to analyze potential environmental impacts and possible treatment options for cuttings and drilling fluids, either offshore or onshore. In this regard, this study aims to foster the development of Life Cycle Inventories (LCI) for treatment and final disposal alternatives for oil and gas well DC, from a waste management perspective. The methodology involves i) defining treatments for DC; ii) qualifying LCI; and iii) establishing technological routes from an environmental perspective. The definition of treatment alternatives was made through a literature review with a brief description of each technology. The qualification of LCI was carried out through a systematic review on the Web of Science, Scopus, SpringerLink, and Scielo portals. Searches were also conducted on thesis and dissertation portals (CAPES and BDTD). At the end of this research, it was possible to complement the LCI information for various technologies, including inert landfill, industrial landfill, sanitary landfill, co-processing, thermal desorption, incineration, landfarming, and reinjection. The study provided: i) a detailed description of the inventory of each treatment and final disposal alternative for drilling waste; ii) the identification of impact categories that revealed the greatest discrepancies between the ecoinvent inventory and literature data; iii) an analysis of specific substances linked to these impact categories. This systematic review, conducted to identify inventories, revealed some of the information limitations in the literature survey. Although there are many studies on treatment and disposal technologies and LCA, few focus on LCA of drilling cuttings regarding the evaluated technologies. Additionally, the scope often encompasses other realities different from Brazil. Thus, nine literature inventories were analyzed and compared with seven based on ecoinvent. It was concluded that integrating datasets between different inventories is a complex and challenging task, given the diversity of construction methodologies and specific waste and

technology considerations. These findings underscore the importance of LCA for drilling cuttings treatment technologies and highlight the importance of robust methodological choices in inventory construction.

**Keywords:** Drill cuttings. Inventory. Life cycle assessment. Waste management. Treatment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Formas de tratamento e descarte de resíduos de perfuração de petróleo. ....	15
Figura 2 – Linha do tempo das legislações nacionais sobre a disposição dos CP.....	19
Figura 3 – Sistema de circulação de fluidos de perfuração de uma plataforma de perfuração.	21
Figura 4 – Sistema de controle de sólidos e descontaminação do cascalho de perfuração. ....	27
Figura 5 – Processo de dessorção térmica. ....	29
Figura 6 – Fronteira de sistema de cadeia do coprocessamento. ....	29
Figura 7 – Tratamento por <i>landfarming</i> em solos contaminados.....	32
Figura 8 – Representação das camadas de um aterro sanitário. ....	36
Figura 9 – Processo de estabilização de cascalho de perfuração.....	38
Figura 10 – Etapas da metodologia ACV e suas aplicações diretas.....	37
Figura 11 – Procedimentos simplificados para análise de inventário. ....	39
Figura 12 – Entradas e saídas de um ICV. ....	40
Figura 13 – Roteiro metodológico proposto.....	44
Figura 14 – Critérios de escolha dos tratamentos.....	49
Figura 15 – Definição da fronteira do sistema. ....	52
Figura 16 – Categorias de impacto no método ReCiPe 2016.....	54
Figura 17 – Número de artigos selecionados pela localização.....	58
Figura 18 – Número de artigos selecionados pelo ano da publicação.....	59
Figura 19 – Impactos ambientais totais por categoria para aterro industrial – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	65
Figura 20 – Impacto ambiental para categoria EAD para aterro industrial – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	66
Figura 21 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria AG para aterro industrial – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	66
Figura 22 – Impactos ambientais totais por categoria para aterro sanitário – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	69
Figura 23 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria AG para coprocessamento – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	70
Figura 24 – Impacto ambiental para categoria Eutrofização Marinha para aterro sanitário, 1 t de resíduo – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	71
Figura 25 – Impactos ambientais totais por categoria para coprocessamento, 1 t de clínquer.	78

Figura 26 – Impacto ambiental para categoria FMP para coprocessamento, 1 t de clínquer – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	79
Figura 27 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria FMP para coprocessamento, 1 t de clínquer – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	80
Figura 28 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria AG para dessorção térmica – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	83
Figura 29 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria DFR para dessorção térmica – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	84
Figura 30 – Impactos ambientais totais por categoria para incineração, 1 t dos cascalho de perfuração – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	91
Figura 31 – Impacto ambiental para categoria AG para incineração – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	92
Figura 32 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria AG para incineração – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	93
Figura 33 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria DFR para <i>landfarmig</i> – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	95
Figura 34 – Impactos ambientais totais por categoria para reinjeção – ReCiPe <i>midpoint</i> .....	96
Figura 35 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria FMP para incineração – ReCiPe <i>midpoint</i> .....	99
Figura 36 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria AT para incineração – ReCiPe <i>midpoint</i> .....	100
Figura 37 – Gráfico Radar para comparação das tecnologias em uma seleção de categorias de impacto .....	103
Figura 38 – Impactos ambientais totais por categoria para aterro industrial, 1 t dos cascalhos de perfuração – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	119
Figura 39 – Impactos ambientais totais por categoria para aterro sanitário, 1 t dos cascalhos de perfuração – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	120
Figura 40 – Impactos ambientais totais por categoria para coprocessamento, 1 t dos cascalhos de perfuração – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> .....	121
Figura 41 – Impactos ambientais totais por categoria para incineração .....	122
Figura 42 – Impactos ambientais totais por categoria para reinjeção .....	123
Figura 43 – Matriz Pedigree do inventário .....	124
Figura 44 – Matriz qualidade de dados .....	125

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Os tipos de cascalhos de perfuração gerados.....	22
Quadro 2 – Características físico-químicos do CP que afetam as tecnologias.....	23
Quadro 3 – Porcentagem de FPBNA ou FPBA aderido ao CP nos métodos de tratamento. ....	24
Quadro 4 – Aplicação de resíduos de perfuração de petróleo em setores de construção. ....	35
Quadro 5 – Descrição de tecnologias para tratamento do cascalho. ....	35
Quadro 6 – Etapa prévia de seleção das tecnologias de tratamento. ....	45
Quadro 7 – Combinações de palavras-chaves. ....	47
Quadro 8 – Relação das palavras-chaves da revisão sistemática. ....	47
Quadro 9 – Categorias de impacto selecionadas do ReCiPe 2016. ....	54
Quadro 10 – Estudos de ACV selecionados por tecnologia de tratamento. ....	60
Quadro 11 – Inventários de ACV selecionados por tecnologia de tratamento.....	61
Quadro 12 – Resumo das aplicações de ACV revisadas. ....	116

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Número de estudos encontrados na fase quantitativa. ....	56
Tabela 2 – Inventário AIE, UF 1 t de cascalhos de perfuração. ....	62
Tabela 3 – Impactos ambientais totais por categoria para Aterro de Inerte, 1 t de cascalhos de perfuração – ReCiPe <i>midpoint</i> . ....	62
Tabela 4 – Inventário AInd1, 1 tonelada de polietileno de alta densidade (PEAD). ....	63
Tabela 5 – Inventário AIndE, UF 1 t de cascalhos de perfuração. ....	64
Tabela 6 – Inventário AS1, UF 1 t de RSU. ....	68
Tabela 7 – Inventário ASE, UF 1 t de RSU. ....	68
Tabela 8 – Inventário C1, UF 1 t de blend de resíduos. ....	72
Tabela 9 – Inventário C2, UF 1 t de clínquer. ....	74
Tabela 10 – Inventário CE, UF 1 tonelada de clínquer. ....	75
Tabela 11 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria aquecimento global para coprocessamento, 1 t de clínquer – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> . ....	81
Tabela 12 – Inventário D1, UF 1 t de cascalho de perfuração com FPBNA. ....	81
Tabela 13 – Impactos ambientais totais por categoria para dessorção térmica, 1 t de cascalhos de perfuração – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> . ....	83
Tabela 14 – Inventário I1, UF 1 t de RSU. ....	84
Tabela 15 – Inventário I2, UF 1 t de Resíduos industriais. ....	85
Tabela 16 – Inventários I3 e I4, UF 1 t de RSU. ....	87
Tabela 17 – Inventários IE, UF 1 t de RSU. ....	87
Tabela 18 – Composição da fração de material dos RSU nos inventários analisados. ....	89
Tabela 19 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria ET para incineração, 1 t de clínquer – ReCiPe (H) <i>midpoint</i> . ....	91
Tabela 20 – Inventário LE, UF 1 t de cascalho de perfuração. ....	94
Tabela 21 – Impactos ambientais totais por categoria para <i>landfarming</i> . ....	94
Tabela 22 – Inventário R1, UF 1 t de cascalhos de perfuração. ....	97
Tabela 23 – Inventário R2, UF 1 t de cascalho de perfuração. ....	97
Tabela 24 – Inventário RE, UF 1 t de cascalhos de perfuração. ....	97

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
ANP	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
AT	Acidificação Terrestre
ANP	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
BDTD	Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil
CDR	Combustíveis derivados de resíduos
CICLOG	Grupo de Pesquisa em Avaliação de Ciclo de Vida
CO	Monóxido de Carbono
CO <sub>2</sub>	Dióxido de Carbono
CP	Cascalhos de Perfuração
DRF	Depleção de Recursos Fósseis
DTAT	Dessorção Térmica de Alta Temperatura
DTBT	Dessorção Térmica de Baixa Temperatura
EAD	Eutrofização na Água Doce
EM	Eutrofização Marinha
EPE	Empresa de Pesquisa Energética
ETAD	Ecotoxicidade da Água Doce
ETM	Ecotoxicidade Marinha
FMP	Formação de Material Particulado
FPBA	Fluido de Perfuração Base Aquosa
FPBNA	Fluido de Perfuração Base Não Aquosa
GEE	Gases de Efeito Estufa
HTP	Hidrocarbonetos Totais de Petróleo
IBP	Instituto Brasileiro de Petróleo
ICV	Inventário de Ciclo de Vida
IN	Instrução Normativa
MICV	Método de Inventário de Ciclo de Vida

N <sub>2</sub> O	Óxido Nitroso
NBR	Norma Brasileira
PCP	Projeto de Controle da Poluição
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PPGEA	Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental
RCD	Resíduos de Construção e Demolição
RS	Resíduos Sólidos
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SO <sub>2</sub>	Dióxido de Enxofre
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>12</b>
<b>1.1. DELIMITAÇÃO DO TEMA</b> .....	<b>15</b>
<b>1.2. OBJETIVOS</b> .....	<b>17</b>
1.2.1 <i>Objetivo geral</i> .....	17
1.2.2 <i>Objetivos específicos</i> .....	17
<b>2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>18</b>
<b>2.1. CONTEXTO LEGAL</b> .....	<b>18</b>
<b>2.2. RESÍDUOS DE PERFURAÇÃO DE POÇOS DE PETRÓLEO E GÁS</b> .....	<b>20</b>
<b>2.3. MÉTODOS DE TRATAMENTO PARA CASCALHOS DE PERFURAÇÃO</b> ...	<b>24</b>
2.3.1 <i>Tratamentos térmicos</i> .....	25
2.3.2 <i>Tratamento biológico</i> .....	31
2.3.3 <i>Disposição final</i> .....	33
2.3.4 <i>Solidificação e Estabilização</i> .....	37
2.3.5 <i>Outros tratamentos</i> .....	39
<b>2.4. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA</b> .....	<b>37</b>
2.4.1 <i>Objetivo e Escopo</i> .....	38
2.4.2 <i>Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)</i> .....	38
2.4.3 <i>Coleta de dados</i> .....	39
2.4.4 <i>Cálculo de dados</i> .....	40

2.4.5	<i>Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV)</i> .....	41
2.5.	<b>ACV E SISTEMAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS DE PERFURAÇÃO</b> .....	42
3.	<b>METODOLOGIA</b> .....	44
3.1.	<b>DEFINIÇÃO DOS TRATAMENTOS DOS CP</b> .....	45
3.2.	<b>QUALIFICAÇÃO DOS ICV</b> .....	46
3.3.	<b>ESTABELEECER AS ROTAS TECNOLÓGICAS PELA PERSPECTIVA AMBIENTAL</b> .....	49
3.3.1	<i>Definição do Objetivo e Escopo da Avaliação</i> .....	51
3.3.2	<i>Análise de Inventário do Ciclo de Vida</i> .....	53
3.3.3	<i>Análise de Impacto do Ciclo de Vida</i> .....	53
3.3.4	<i>Interpretação do Ciclo de Vida</i> .....	55
3.3.5	<i>Comparação entre os resultados das ACV</i> .....	55
4.	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	56
4.1.	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA QUANTITATIVA E QUALITATIVA</b> .....	56
4.2.	<b>APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS</b> .....	59
4.3.	<b>ACV DA TECNOLOGIA DE ATERRO DE INERTES</b> .....	62
4.4.	<b>ACV DA TECNOLOGIA DE ATERRO INDUSTRIAL</b> .....	63
4.5.	<b>ACV DA TECNOLOGIA DE ATERRO SANITÁRIO</b> .....	67
4.6.	<b>ACV DA TECNOLOGIA COPROCESSAMENTO</b> .....	71
4.7.	<b>ACV DA TECNOLOGIA DE DESSORÇÃO TÉRMICA</b> .....	81
4.8.	<b>ACV DA TECNOLOGIA DE INCINERAÇÃO</b> .....	84

<b>4.9. ACV DA TECNOLOGIA DE <i>LANDFARMING</i> .....</b>	<b>93</b>
<b>4.10. ACV DA TECNOLOGIA DE REINJEÇÃO.....</b>	<b>95</b>
<b>4.11. CONCLUSÕES DAS TECNOLOGIAS .....</b>	<b>100</b>
<b>5. CONCLUSÃO .....</b>	<b>104</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>106</b>
<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>116</b>
<b>APÊNDICE B .....</b>	<b>119</b>
<b>APÊNDICE C .....</b>	<b>120</b>
<b>APÊNDICE J.....</b>	<b>120</b>
<b>APÊNDICE D .....</b>	<b>121</b>
<b>APÊNDICE E .....</b>	<b>122</b>
<b>APÊNDICE F.....</b>	<b>123</b>
<b>APÊNDICE F.....</b>	<b>124</b>
<b>ANEXO A .....</b>	<b>125</b>

## 1. INTRODUÇÃO

No contexto brasileiro, a produção de petróleo e seus derivados é uma importante fonte energética, representando 33,1% do total de energia produzida internamente em 2020. A produção nacional de petróleo cresceu 5,7% no mesmo ano, dos quais 96,8% são de origem marítima, segundo a Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2021). Em concordância com esse cenário, o relatório da Agência Internacional de Energia (IEA) prevê que a demanda mundial por petróleo em 2023 irá superar os níveis pré-pandemia de 2020, a despeito dos preços mais altos e uma fraca perspectiva econômica, os quais são fatores que moderam o aumento do consumo (IEA, 2022).

Em relação à Petrobrás, a empresa divulgou o Relatório de Produção e Vendas de 2022, informando que atingiu todas as suas metas de produção, com as vendas totais de petróleo, gás e derivados somando 3,03 milhões de barris por dia. A produção média anual da companhia foi de 2,684 milhões de barris de óleo equivalente por dia, superando o centro da meta estabelecida, com a produção do pré-sal batendo recorde anual e representando 73% da produção total (MENDES, 2023). Entretanto, sabe-se que essa fonte de energia é baseada em atividades com potenciais impactos ambientais, como a extração do petróleo e gás por meio da perfuração de poços (ALMEIDA, 2016).

No processo de perfuração de poços de petróleo e gás são gerados fragmentos de rocha que são chamados de cascalhos de perfuração (CP). Eles são trazidos à superfície com o auxílio do fluido de perfuração (THOMAS, 2001). Dependendo das características do poço, o fluido utilizado pode ser de base aquosa (FPBA) ou base não aquosa (FPBNA). O fluido de perfuração é modificado com a adição de agentes viscosificantes e alcalizantes, interferindo diretamente na composição dos cascalhos de perfuração, que também podem ser chamados de resíduos de perfuração (PETRI JÚNIOR, 2017).

Os resíduos de perfuração contaminados com o fluido de perfuração passam pelo sistema de controle de sólidos para realizar a separação sólido-líquido. A fase líquida separada pode ser reutilizada como fluido de perfuração, enquanto a fase sólida, isto é, os cascalhos, devem ser corretamente destinados para tratamento (MU et. al, 2022). A separação completa do fluido de perfuração dos sólidos é difícil de alcançar com equipamentos convencionais de sistema de controle de sólidos e uma parte do fluido acaba retida nos cascalhos após o tratamento primário. Por isso, o resíduo contaminado com FPBNA é considerado perigoso dependendo dos níveis de contaminação. Já o descarte em alto mar do fluido é, em via de regra,

proibido, refletindo na necessidade de tratamento adicional para a remoção destes fluidos na plataforma ou em solo firme. Evita-se, assim, que alguns insumos tenham potencial impacto sobre o ambiente marinho (IOGP, 2016; ALMEIDA, 2016).

A ACV desempenha um papel importante na avaliação ambiental da sustentabilidade de processos e produtos, bem como na identificação de processos que podem ser aprimorados dentro de uma cadeia produtiva. Logo, a ACV é uma metodologia valiosa para avaliar os potenciais impactos ambientais associados ao tratamento e disposição final dos cascalhos de perfuração. Por meio da ACV, pode-se analisar uma ampla gama de fatores, incluindo os impactos da extração de matéria-prima, fabricação, transporte, geração de eletricidade, descarte e efluentes gerados durante todo o ciclo de vida dos produtos ou processos (ABNT, 2009a). Neste contexto, a ACV é uma abordagem essencial para avaliar os impactos ambientais potenciais dos diferentes cenários de fim de vida para os cascalhos de perfuração, seja no ambiente marinho ou em terra firme. Isso nos permite identificar os tratamentos mais adequados para esse tipo de resíduo com base em critérios específicos, contribuindo para a tomada de decisões informadas e sustentáveis.

Existem diversas possibilidades de tratamento e disposição final para esses resíduos. A rota mais utilizada no Brasil e em muitos países é o descarte *offshore* após controle de sólidos, em que o teor das bases orgânicas aderido ao cascalho não deve ultrapassar 4,5% em massa, de acordo com a Despacho nº 5540547/2019 do IBAMA. De acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305/2010, a gestão de resíduos sólidos deve priorizar as alternativas de redução da geração em relação às opções de descarte, devendo-se observar a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010). E, para qualquer processo de decisão envolvendo a análise de ciclo de vida, são necessários dados detalhados dos Inventários de Ciclo de Vida (ICV) dos tratamentos.

Na literatura são identificados principalmente dois tipos de estudos relacionados ao tratamento e disposição de resíduos de perfuração, ambos com objetivos distintos. O primeiro tipo, mais comum, concentra-se na pesquisa de tecnologias voltadas para o tratamento de CP. Esses estudos têm como principal finalidade identificar e avaliar as tecnologias disponíveis com o intuito de minimizar os impactos ambientais associados à disposição desses resíduos. O segundo tipo de estudo aborda a ACV desses resíduos. No entanto, é importante notar que existem poucos estudos específicos que se concentram na ACV de CP da indústria de petróleo e gás.

O diferencial do presente estudo reside na construção de ICV a partir de uma análise abrangente e consistente de várias fontes e estudos que se concentram em tecnologias de tratamento e disposição final de cascalhos de perfuração. Este trabalho se justifica pela relevância do gerenciamento do CP, buscando compilar ICV para as diversas alternativas de tratamento e disposição final desses resíduos. Paralelo a isso, o objetivo é quantificar os potenciais impactos ambientais associados a essas práticas. Os resultados obtidos têm o potencial de contribuir para a identificação das alternativas para tratamento dos CP, garantindo conformidade com a legislação ambiental e minimização dos potenciais impactos ambientais em sua destinação final.

Este trabalho é parte do Projeto "Avaliação de Ciclo de Vida para rotas marítimas e terrestres de destinação de cascalhos e fluidos de perfuração de petróleo e gás", cujo objetivo foi realizar uma avaliação completa e comparativa por meio de cenários com as diversas tecnologias disponíveis para a destinação desses resíduos na indústria de petróleo e gás. Os cenários de perfuração de poços de petróleo são delineados considerando uma série de elementos, como o tipo de fluido de perfuração utilizado, as opções de tratamento e disposição final dos resíduos gerados, além da tecnologia empregada no processo. Sob a orientação do Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG), o projeto visou avaliar diversas abordagens para o gerenciamento dos resíduos gerados durante o processo de perfuração.

A pesquisa abrangeu uma ampla variedade de estudos, incluindo a aplicação da ACV em diferentes cenários de perfuração, a elaboração de inventários de ciclo de vida para o tratamento desses resíduos, a investigação de modelos para caracterização da ecotoxicidade marinha e a análise econômica de diversas estratégias de perfuração de poços de petróleo. Em consonância com esse objetivo, foi estabelecido o tema "Construção de inventários de ciclo de vida de operações de tratamento de resíduos de perfuração de poços de petróleo e gás". Essa abordagem está em conformidade com os objetivos do CICLOG e com a linha de pesquisa "Gestão Ambiental em Organizações" do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

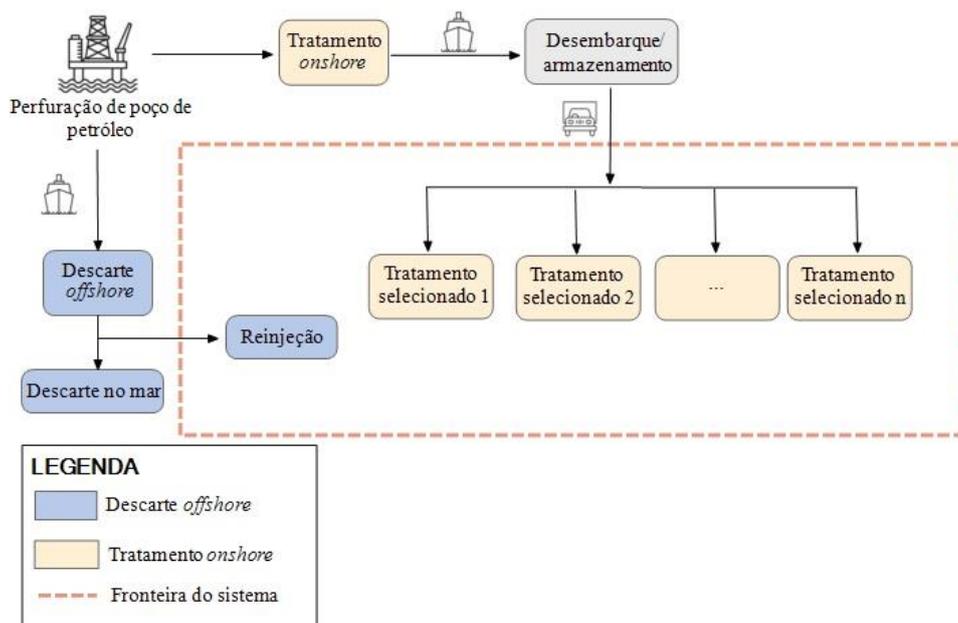
Este trabalho desempenha um papel essencial na busca pela realização dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), ODS 12 sobre consumo e de produção sustentáveis e ODS 13 refere a ação contra a mudança global do clima. No contexto do ODS 12, concentra-se na promoção de uma gestão livre de produtos químicos e resíduos, reduzindo significativamente sua liberação no ar, água e solo, minimizando assim seus impactos negativos na saúde humana e no meio ambiente. Paralelamente, no âmbito do ODS 13, contribui para

melhorar a conscientização, educação e capacidades humanas e institucionais relacionadas à mitigação, adaptação e redução de impactos das mudanças climáticas. Portanto, este estudo está alinhado com os esforços globais para promover práticas sustentáveis e combater desafios ambientais e climáticos. (NAÇÕES UNIDAS, 2023).

### 1.1. DELIMITAÇÃO DO TEMA

Dentre os resíduos produzidos na atividade de perfuração, os cascalhos se destacam devido ao seu volume considerável e a presença de FPBNA ou FPBA. No entanto, este estudo não abordará os fluidos de perfuração isoladamente, será considerado o cascalho impregnado de fluido de perfuração. A Figura 1 sintetiza processos de tratamento dos cascalhos resultantes da exploração de petróleo e gás.

Figura 1 – Formas de tratamento e descarte de resíduos de perfuração de petróleo.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Neste estudo foram avaliadas as alternativas de tratamentos que se iniciam a partir do sistema de controle de sólidos dos cascalhos de perfuração que ocorre na plataforma de perfuração. O foco foi a comparação dos resultados de ACV das opções de tratamento e disposição final dos resíduos de perfuração, tanto em ambientes *onshore* quanto *offshore*, abrangendo os processos que ocorrem fora das plataformas de perfuração, conforme indicado

na área destacada em marrom na fronteira do sistema na Figura 1. Para isto foi realizado o levantamento dos ICV, por meio de dados secundários extraídos da literatura. As informações destes dados foram categorizadas em entradas (transporte, energia, água e insumos) e saídas (emissões no ar, na água, no solo e resíduos) para cada opção de tratamento e destinação final, que foram posteriormente comparados com a base de dados *ecoinvent*.

## 1.2. OBJETIVOS

### 1.2.1 Objetivo geral

Construir inventários de ciclo de vida de operações de tratamento de resíduos de perfuração de poços de petróleo e gás.

### 1.2.2 Objetivos específicos

- i. Descrever os tratamentos passíveis de aplicação a cascalhos de perfuração de poços de petróleo e gás;
- ii. Compilar e consolidar os inventários de ciclo de vida para as alternativas de tratamento selecionadas;
- iii. Analisar os impactos ambientais do ciclo de vida de cada inventário estruturado.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nessa seção serão apresentadas: i) as diretrizes da atividade de exploração e produção de petróleo e gás; ii) a descrição dos resíduos de perfuração de poços de petróleo e gás; iii) um resumo de cada tratamento disponível; e iv) uma análise das etapas do método de ACV dada sua perspectiva sistêmica utilizada como ferramenta de tomada de decisão.

### 2.1. CONTEXTO LEGAL

A regulação ambiental da atividade de exploração e produção de petróleo e gás não obedece a um conjunto linear de acontecimentos, além disso, o cenário internacional de extração de petróleo influencia as legislações nacionais. Nos anos 2000, foi estabelecida a lei nº 9.966/2000 (BRASIL, 2000), conhecida como Lei do Óleo, focando nas diretrizes que regem a destinação ambientalmente adequada de CP. Posteriormente, publicou-se o Decreto 4.138/2002 (BRASIL, 2002), considerando as áreas ecologicamente sensíveis como sendo regiões de águas marítimas onde a prevenção, o controle da poluição e a manutenção do equilíbrio ecológico exigem medidas especiais para a proteção e preservação do meio ambiente. Em relação aos resíduos de perfuração, citou-se que sua descarga referente às operações de perfuração de poços de petróleo será objeto de regulamentação específica pelo órgão federal de meio ambiente competente, sendo responsabilidade do IBAMA.

Posteriormente, no ano de 2011, foi implementada a Nota Técnica 01/11 do IBAMA à respeito do Projeto de Controle da Poluição (PCP) nos licenciamentos ambientais dos empreendimentos marítimos de exploração e produção de petróleo e gás, na qual foi buscada a minimização da poluição advinda da geração de CP a bordo, de sua disposição em terra, do descarte de rejeitos no mar e das emissões atmosféricas (IBAMA, 2011).

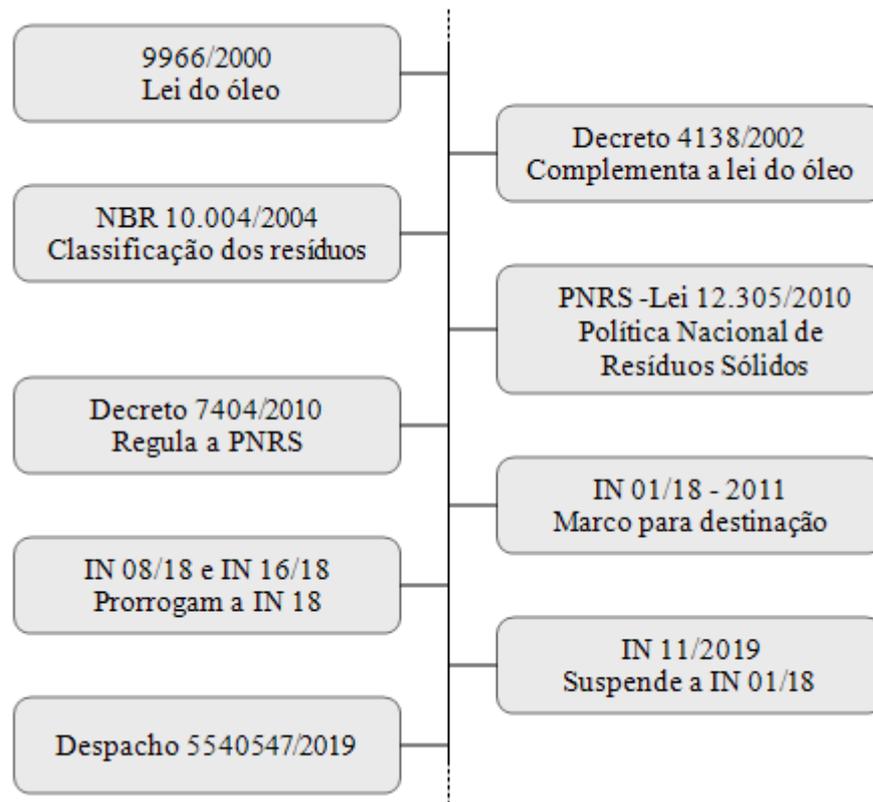
Ocorreu então o lançamento da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), lei nº 12.305/2010, marco para o setor de resíduos sólidos que estabeleceu as diretrizes para a gestão integrada de resíduos sólidos no Brasil. Essa lei introduziu a ordem de prioridade para a gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU), devendo ser orientada na sequência: 1) reduzir a geração de resíduos; 2) fomentar tecnologias de tratamento de RSU; e 3) destinar os rejeitos para disposição final ambiental adequada (BRASIL, 2010).

Em relação à disposição do CP, o artigo 47 da PNRS proíbe especificamente a destinação ou disposição final de RS ou rejeitos em praias, no mar ou em quaisquer corpos

hídricos e *in natura* a céu aberto, excetuados os resíduos de mineração. A fim de regulamentar a PNRS, o Decreto 7.404/2010 conclui que o deslocamento de material do leito de corpos d'água por meio de dragagem não se considera lançamento, devendo ser objeto de licenciamento ou autorização do órgão ambiental competente.

O IBAMA se baseou na PNRS para estruturar a Instrução Normativa (IN) 01/18 (IBAMA, 2018a), que tinha como objetivo ser um marco para a destinação de fluidos e cascalhos de perfuração marítima. A IN 01/18 proibiu os descartes de cascalho e fluidos aquosos e não aquosos provenientes da fase de reservatório, bem como a proibição do seu lançamento no mar com a regulamentação do descarte zero no mar proposto pelo IBAMA. Foi prorrogada duas vezes pelas IN 08/18 e IN 16/18, todavia foi suspensa pela IN 11/2019, por tempo indeterminado (IBAMA, 2018b; IBAMA, 2018c; IBAMA, 2019a). Observa-se na Figura 2, as legislações nacionais que regulam a disposição dos CP em ordem cronológica.

Figura 2 – Linha do tempo das legislações nacionais sobre a disposição dos CP.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Visto que não existiam outras legislações vigentes, gerou-se uma lacuna em relação a regulamentação dos processos de licenciamento ambiental da atividade de exploração e

produção de petróleo e gás. Então, foi publicado o Despacho 5540547/2019 com o objetivo de tratar dos critérios sobre fluidos e cascalhos, enquanto se discute nova normativa (IBAMA, 2019b). Nessa normativa foi definido que o cascalho deve atender aos padrões da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) estabelecidos nos documentos *Effluent Guidelines and New Source Performance Standards for Oil and Gas Extraction Point Source Category* e *Regulating Petroleum Industry Wastewater Discharges in the United States and Norway*. Devendo ser destinado para a disposição final em terra ou reinjetados dependendo dos: i) limites de toxicidade dos fluidos de perfuração; ii) da presença/ausência de óleo livre; iii) da presença/ausência de óleo da formação do FPBNA ou FPBA; iv) das propriedades físico-químicas dos fluidos a serem utilizados (densidade, salinidade, temperatura e metais) e cascalhos descartados (metais) (USEPA, 2001 e USEPA, 2011).

Nota-se, então, a necessidade de implantação de novas normas para a conservação do ambiente marinho e a adaptação por parte das empresas do setor petrolífero. Por isso, é imprescindível o estudo de tecnologias para a descontaminação do CP que atendam a novas normas mais restritivas de forma eficiente (MOTA, 2018).

Importante notar que, uma operação de exploração de petróleo gera diversos outros tipos de resíduos além dos cascalhos. Por isso, é necessário utilizar a classificação de periculosidade de resíduos como perigosos ou não perigosos, seguindo os protocolos reportados pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) e a Norma Brasileira (NBR) 10004/2004 para realizar a destinação correta (ABNT, 2004), assim tem-se:

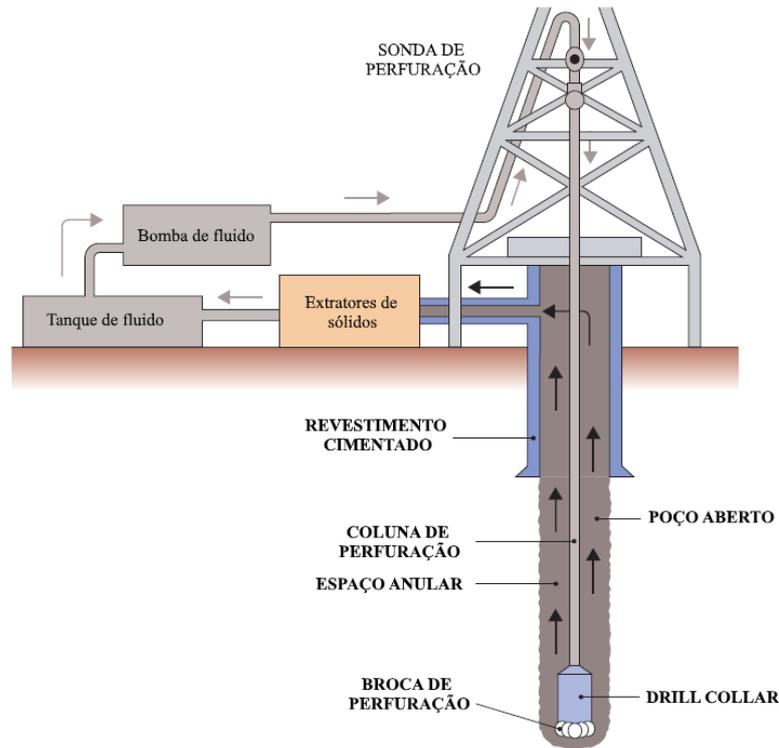
- Resíduos classe I – Perigosos;
- Resíduos classe II – Não perigosos:
  - Resíduos classe II A – Não inertes;
  - Resíduos classe II B – Inertes.

## 2.2. RESÍDUOS DE PERFURAÇÃO DE POÇOS DE PETRÓLEO E GÁS

O CP é um resíduo formado por detritos de rocha que possuem diferentes tamanhos, variando de areia a cascalho, oriundos da perfuração rotativa de poços de petróleo e gás. Esses resíduos são gerados quando a broca corta e perfura a formação geológica do subsolo para alcançar a reserva de hidrocarbonetos e trazidos à superfície com o auxílio do fluido de perfuração, que retorna pelo espaço anular entre a coluna de perfuração e a parede do poço. O principal objetivo dos fluidos é suprir a fase de transporte de cascalhos de perfuração, mas

também resfriam e lubrificam a broca, estabilizam o poço e controlam as pressões de subsuperfície (*down-hole*), como mostra a Figura 3 (THOMAS, 2001; ALVES e PETRI JÚNIOR, 2021).

Figura 3 – Sistema de circulação de fluidos de perfuração de uma plataforma de perfuração.



Fonte: Adaptada de IOGP (2016).

Dependendo das condições físico-químicas das formações geológicas subterrâneas do poço, o fluido a ser utilizado sofrerá a adição de outros compostos, que interferem diretamente na composição do resíduo resultante. Com isso o CP pode estar contaminado com outros poluentes como sais, hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP), metais pesados, concentrações elevadas de metais como arsênio (As), cromo (Cr), cobre (Cu), chumbo (Pb), níquel (Ni), zinco (Zn) (KAZAMIAS; ZORPAS, 2021; KOGBARA et al., 2017). A maioria das rochas de reservatório de hidrocarbonetos *offshore* são carbonato e arenito. Uma baixa proporção de reservatórios de petróleo são rochas ígneas, conglomerados, e rochas metamórficas (SOARES; MARQUES; COSTA, 2022).

Almeida (2016) traz que as características do cascalho gerado são influenciadas pelo tipo de formação perfurada, sistema de fluidos utilizado, tipo de broca, diâmetro do poço e velocidade da perfuração. Por exemplo, poços em fases de maior diâmetro geram cascalhos de

maior granulometria e, em geral, utilizam fluidos com menor peso específico, favorecendo o processo de centrifugação.

Os tipos de cascalho de perfuração gerados, segundo o relatório do Instituto Brasileiro de Petróleo (IBP, 2020), podem ser consultados no Quadro 1.

Quadro 1 – Os tipos de cascalhos de perfuração gerados.

<b>Tipo de cascalho de perfuração</b>	<b>Contaminação</b>
<b>Cascalho com FPBA aderido</b>	Sem contaminação.
	Gerado na zona produtora (reservatório).
<b>Cascalho com FPBNA aderido</b>	Sem contaminação e dentro dos padrões de biodegradabilidade/ecotoxicidade (ex: olefina e parafina), cujo teor de base orgânica atenda aos limites permitidos.
	Gerado na zona produtora (reservatório).
	Contaminado com óleo livre ou de outra forma, fora das especificações para descarte.

Fonte: Adaptado do Instituto Brasileiro de Petróleo (2020).

As alternativas atualmente utilizadas de tratamento e disposição final desses materiais são as seguintes: vedação (disposição final em aterro sanitário, tecnologias de injeção, solidificação e estabilização), degradação (biodegradação, incineração e oxidação) e separação (tratamentos térmicos, extração de solventes) e incorporação como agregados para a construção civil (ALMEIDA, 2016; HU et al., 2022).

A seleção da tecnologia de tratamento é influenciada pelos fatores físico-químicos do cascalho que são: o teor de umidade; o valor do pH da solução de lixiviação, composição mineral, teor de metais pesados apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 – Características físico-químicos do CP que afetam as tecnologias.

<b>Teor de umidade</b>	A definição de teor de umidade é a razão entre o teor de água do cascalho e o peso seco da rocha. Segundo Hu et al. (2022), o teor de umidade pode variar entre a faixa de 0,5-25,87% podendo afetar a eficácia de várias tecnologias de tratamento. Para os tratamentos térmicos, a umidade interfere de diferentes formas, no coprocessamento não interfere se o cascalho está aderido com FPBNA ou com FPBA, no entanto é necessário passar por uma etapa de secagem chamada de blendagem (GÜERECA; TORRES; JUÁREZ-LÓPEZ, 2015). Na dessorção térmica, um teor de umidade muito alto diminui a taxa de aquecimento, levando ao aumento do consumo de energia (FALCIGLIA et al., 2020). No tratamento por micro-ondas, um teor de umidade mais alto pode aumentar a absorção de micro-ondas e melhorar a eficiência do tratamento até certo ponto. No caso dos tratamentos biológicos, serão afetadas as atividades microbianas, visto que um baixo teor de umidade causará a desnaturação das proteínas intracelulares microbianas e um aumento na concentração de sais, inibindo o crescimento microbiano (HU et al., 2023).
<b>Valor do pH</b>	O valor de pH do fluido de perfuração deve se manter na faixa de 7 a 10 de baixa alcalinidade. A manutenção deste nível de pH tem como objetivo evitar a corrosão de equipamentos, como na dessorção térmica, e a dispersão de formações rochosas argilosas (LANG et al., 2021). O alto teor de sais, como a presença de cloretos, é restritivo para as técnicas de <i>landfarming</i> , visto que afetará a atividade enzimática e os processos metabólicos microbianos e aproveitamento na construção civil (IBP, 2020).
<b>Composição mineral</b>	As regiões do pré-sal, localizadas abaixo de 5 mil metros ao longo da costa brasileira, consistem principalmente em rochas carbonáticas, com uma camada selante extensa de rochas evaporíticas. Nas áreas <i>offshore</i> , onde os hidrocarbonetos são explorados, as rochas reservatórias predominantes são carbonáticas e arenitos (SOARES; MARQUES; COSTA, 2022).
<b>Teor de metais pesados</b>	Em um estudo realizado com amostras da costa brasileira, identificou que os metais Al, ferro (Fe) e bário (Ba) estiveram presentes em maiores concentrações nos cascalhos de perfuração. As maiores concentrações de Ba, alumínio (Al), Fe, Cu, Pb, manganês (Mn), silício (Si) e Zn foram encontradas em cascalhos contendo FPBA, mas as maiores concentrações de Ni e Cr foram encontradas em amostras contendo FPBNA. Em geral, amostras contendo FPBNA também apresentaram maior concentração de TOC e HTP, provavelmente relacionada à presença de FPBNA aderidos às partículas (SOARES; MARQUES; COSTA, 2022). Os metais pesados, como arsênico (As) e cádmio (Cd), são carcinógenos para os seres humanos. Portanto, os cascalhos de perfuração aderidos de FPBNA devem ser tratados/descartados adequadamente, em vez de serem liberados diretamente no meio ambiente (HU et al., 2023).

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

### 2.3. MÉTODOS DE TRATAMENTO PARA CASCALHOS DE PERFURAÇÃO

Neste tópico serão apresentadas opções de tecnologias de remediação aplicadas a cascalhos de perfuração. Os métodos avaliados podem ser classificados em tratamentos térmicos (micro-ondas, dessorção térmica, coprocessamento, incineração, pirólise e sistemas microemulsionados), tratamentos biológicos (*landfarming*, compostagem) e outras formas de tratamento como dessorção termo-mecânica e remediação eletrocínética, ainda em estado experimental (LIU et al., 2019; BALL; STEWART; SCHLIEPHAKE, 2012).

A disposição final desses resíduos pode ser na incorporação como agregados para a construção civil, como pavimentação de vias e cimento, e o rejeito gerado nos tratamentos que são dispostos em aterro de resíduos sólidos (aterro sanitário, aterro de inertes e aterro industrial). Além disso, o CP pode ter sua disposição final na reinjeção no mar, em *burial pits* e na disposição em cavernas de sal são utilizadas para resíduos sólidos em geral (KAZAMIAS; ZORPAS, 2021).

Verificou-se que alguns tratamentos estudados são eficientes na remoção de hidrocarbonetos dos cascalhos, como mostrado no Quadro 3. Quase todos os valores de teor de óleo residual foram inferiores a 4,5% em massa. Conforme Despacho nº 5540547/2019, o teor das bases orgânicas aderidas ao cascalho não deve ultrapassar 4,5% em massa.

Quadro 3 – Porcentagem de FPBNA ou FPBA aderido ao CP nos métodos de tratamento.

(continua)

Método	Condições experimentais	Eficiência (teor de óleo residual)	Referência
Micro-ondas	Teores iniciais de óleo: 9,5 a 10,5% em peso; Energia específica: 160 a 226 kWh/ton; Vazão de alimentação: 150kg/h;	Inferior a 1%	Robinson et al. (2010)
Micro-ondas	Teor inicial de n-parafina: 9,80%; 6 kg de cascalhos; Energia específica: 0,78 kWh/kg; Potência: 3 kW; Temperatura: 120 °C.	1%	Pereira et al. (2013)
Dessorção térmica	Teor inicial de óleo: 27% em peso; Vazão de alimentação: 20 a 40 m <sup>3</sup> /h; Temperatura: 232 a 274 °C.	1,35%	Okeke e Obi (2013)

Fonte: Adaptado de Fontes et al. (2018).

Quadro 3 – Porcentagem de FPBNA ou FPBA aderido ao CP nos métodos de tratamento.

(conclusão)

Método	Condições experimentais	Eficiência (teor de óleo residual)	Referência
Dessorção térmica	Teor de óleo inicial: 21,8%; Tempo: 45 min.; Temperatura: 426,67 °C.	0,33%	Onwukwe (2014)
Micro-ondas	Teor inicial de contaminantes: 24,4% de fluido (12,6% de n-parafina); Energia específica: 0,26 kWh/kg; Temperatura: 290 °C.	4,99%	Carneiro, Petri e Ataíde (2015)
Microemulsão	Cascalhos e microemulsão na proporção de 1:1; Velocidade de agitação: 500 rpm; Tempo de agitação: 10 min.; Temperatura: 25 °C.	1%	Huang, Jiang e Deng (2015)
Microemulsão	Massa de parafina (g)/Massa de cascalho (kg): 43,40 g; Proporção em massa de cascalho e microemulsão: 1:1; Tempo de contato sem agitação: 30 min.; Tempo de contato com agitação de 300 rpm: 30 minutos	0,551% (com agitação) 2,059% (sem agitação)	Silva e Dantas (2015)
Micro-ondas	Teor dos hidrocarbonetos: 7,5% em peso; Energia específica: 0,22 kWh/kg; Vazão de alimentação: 250 e 500 kg/h; Temperaturas: 200 a 240 °C.	0,1 a 4,5%	Petri et al. (2016)

Fonte: Adaptado de Fontes et al. (2018).

Entretanto, para destinação final dos CP em aterro sanitário, aterro sanitário de inertes e aterro industrial, é necessário um pré-tratamento para somente reduzir os níveis a sólidos, já que estes não foram estruturados para tratar os percolados de FPBNA ou de FPBA (IBP, 2020).

### 2.3.1 Tratamentos térmicos

A separação dos hidrocarbonetos e/ou da base sintética agregada ao cascalho acontece, principalmente, por meio de processos térmicos: micro-ondas, dessorção térmica, coprocessamento e incineração (IBP, 2020). Os tratamentos térmicos têm a capacidade de atender aos padrões de limpeza de forma rápida e confiável. No entanto, a alta temperatura sustentada pode consumir energia e danificar as propriedades dos cascalhos de perfuração. O tratamento térmico pode ser realizado em uma instalação fixa ou móvel e anteriormente era

agrupado em duas categorias: destruição do contaminante por incineração e remoção ou recuperação do contaminante por dessorção (BALL; STEWART; SCHLIEPHAKE, 2012).

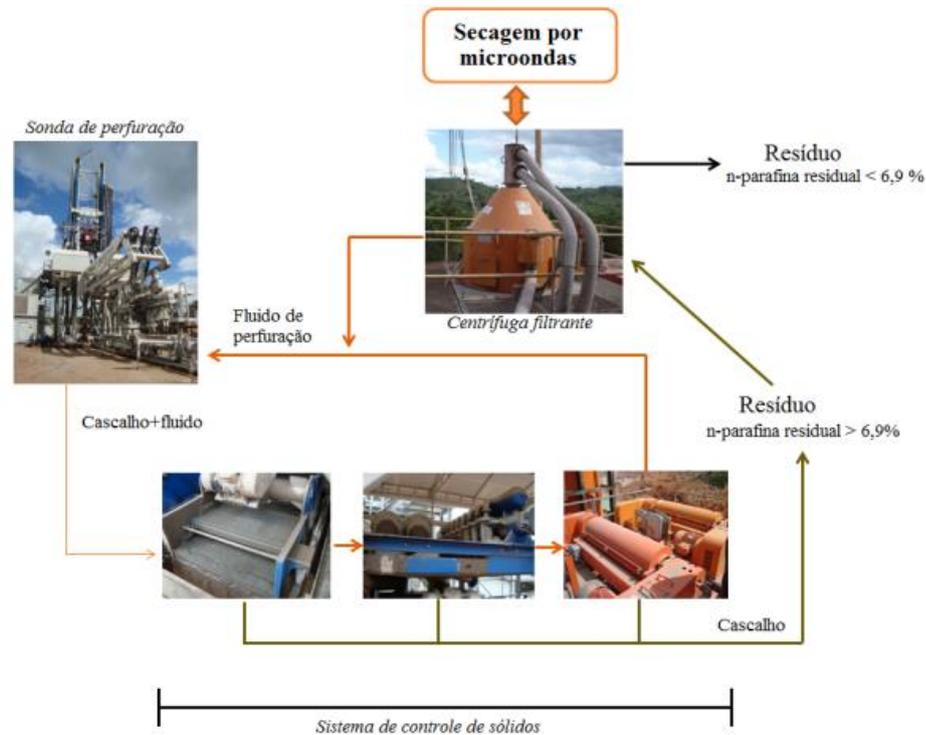
Entre esses métodos, os tratamentos térmicos pelos quais os cascalhos de perfuração são aquecidos para remover contaminantes voláteis e semivoláteis (por exemplo, hidrocarbonetos) são populares e versáteis por seu curto tempo de tratamento e alta eficiência de remoção (LIU et al., 2019). Nos próximos tópicos serão apresentadas essas tecnologias, principais características e sua aplicação aos resíduos de perfuração.

#### *2.3.1.1 Micro-ondas*

Essa tecnologia, recente para o tratamento de CP, utiliza energia de micro-ondas diretamente sobre os materiais por meio de interações moleculares com o campo eletromagnético. Ainda está em desenvolvimento, mas já possui aplicações em escala piloto (MOTA, 2018).

A tecnologia secagem por micro-ondas se destaca ao alcançar valores residuais de teores orgânicos entre 0,1 e 4,5% em massa, como evidenciado por Petri et al. (2016). A comparação dos resultados de diferentes técnicas de tratamento por micro-ondas no Quadro 3, revela que o teor de orgânico depende do teor inicial de contaminantes, do tipo do fluido e da energia específica aplicada. Além disso, essa técnica oferece a possibilidade de recuperar e reutilizar o fluido de perfuração, conferindo a este o potencial de adequação aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental. Essa tecnologia pode ser integrada ao sistema de controle de sólidos, como mostra na Figura 4 (PEREIRA, 2013; ROSSI, 2017).

Figura 4 – Sistema de controle de sólidos e descontaminação do cascalho de perfuração.



Fonte: Pereira (2013).

As principais características sobre o tratamento de micro-ondas para resíduos de perfuração apontadas por Rossi (2017) são:

- i. Quanto menor a contaminação do cascalho, maior será a remoção dessa base orgânica através do tratamento térmico;
- ii. O aumento de temperatura não contribui de maneira significativa para redução dos níveis residuais de fase orgânica;
- iii. A potência aplicada e o tempo de aquecimento foram os principais fatores que afetaram a secagem via micro-ondas. Um aumento no teor de água, na mistura cascalho/fluido de perfuração, melhora a descontaminação, ou seja, pode potencialmente aumentar a eficiência do processo;
- iv. O tratamento por micro-ondas de solos contaminados com hidrocarboneto é eficaz, obtendo remoção de contaminante variando de 50-99%, dependendo do tempo de exposição à radiação eletromagnética; e

- v. Os fornos com dimensões menores são muito mais eficientes que fornos comerciais de batelada no tratamento de cascalho contaminado com fluidos de perfuração.

No estudo de caso de Robinson et al. (2009), constatou-se que o processo de micro-ondas pode remover a maior parte da água e do óleo usando menos de 100 kWh por tonelada, o que é indicativo das possíveis melhorias de eficiência inerentes usando a tecnologia de micro-ondas em relação aos processos de aquecimento convencionais.

### *2.3.1.2 Dessorção térmica*

Na tecnologia de dessorção térmica ou separação térmica de fases é aplicado calor ao cascalho de perfuração, e em outros materiais oleosos, para separar e coletar o FPBNA. Esse processo tem sido amplamente utilizado devido ao seu curto tempo de tratamento, alta eficiência de remoção de contaminantes e capacidade de recuperar óleo dos resíduos (HU et al., 2021), principalmente em países como Canadá, Venezuela, Equador, Cazaquistão e Estados Unidos. Existe no Brasil, na cidade de São Paulo, a utilização dessa tecnologia em solo contaminado por produtos derivados de petróleo, como gasolina, óleo diesel, querosene, entre outros (IBP, 2020).

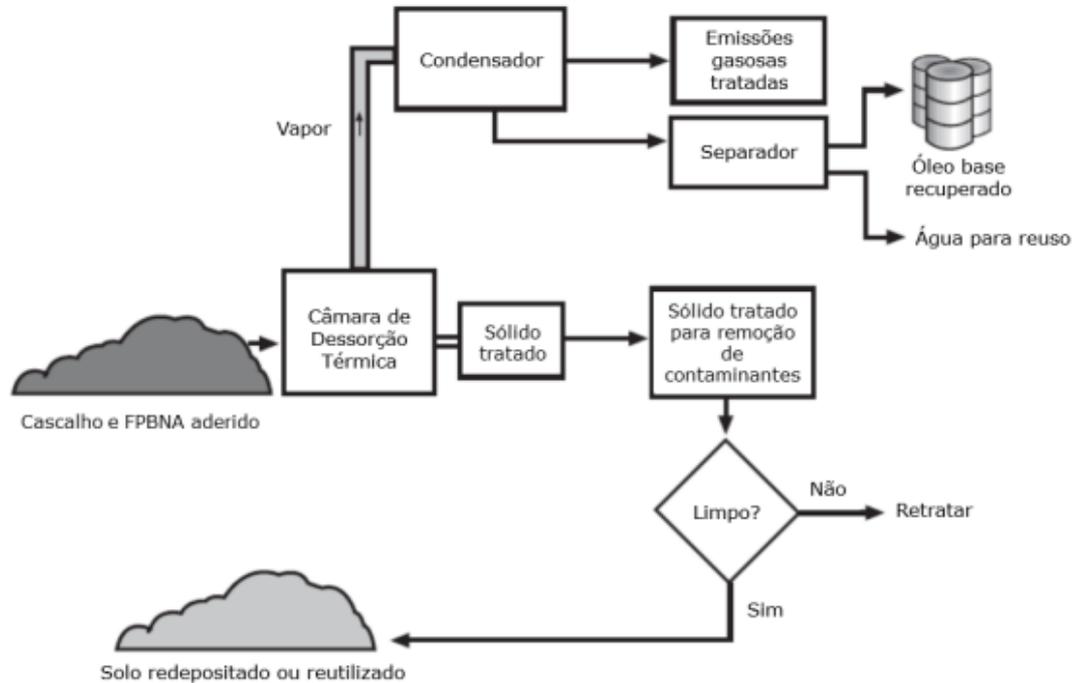
O desempenho de um sistema de dessorção térmica depende de vários fatores, incluindo: proporções de óleo, água e sólidos no cascalho; potência da unidade; e temperatura da câmara de dessorção (IOGP, 2016). Essa tecnologia pode ser classificada como dessorção térmica de baixa temperatura (DTBT), nas temperaturas entre 100 a 350 °C, enquanto a dessorção térmica de alta temperatura (DTAT) ocorre entre 350 a 600 °C.

A DTAT apresenta desvantagens, visto que o reuso do cascalho e do óleo é limitado após o tratamento e apresenta alto custo de instalação inicial, o que restringe a praticabilidade desta tecnologia e da incineração de alta temperatura. Por outro lado, o tratamento de DTBT pode manter a saúde do solo satisfatória. Como constatado em um estudo de bancada, realizado no Canadá com a tecnologia de DTBT para tratamento de CP aderido de FPBNA, em que foi possível reutilizar o solo residual (LIU et al., 2019).

Entretanto, caso a estrutura do CP seja comprometida, limitando o reuso, o resíduo desse tratamento necessita de descarte apropriado. Em geral, o destino deste é a disposição final em aterro industrial. Nesse tratamento pode-se mitigar uma parcela dos custos com o possível reuso do FPBNA. E caso o reuso não seja viável também, o FPBNA deverá ser descartado (IBP,

2020). A Figura 5 mostra o processo de dessorção térmica desde o cascalho e FPBNA aderido até o solo reutilizado.

Figura 5 – Processo de dessorção térmica.

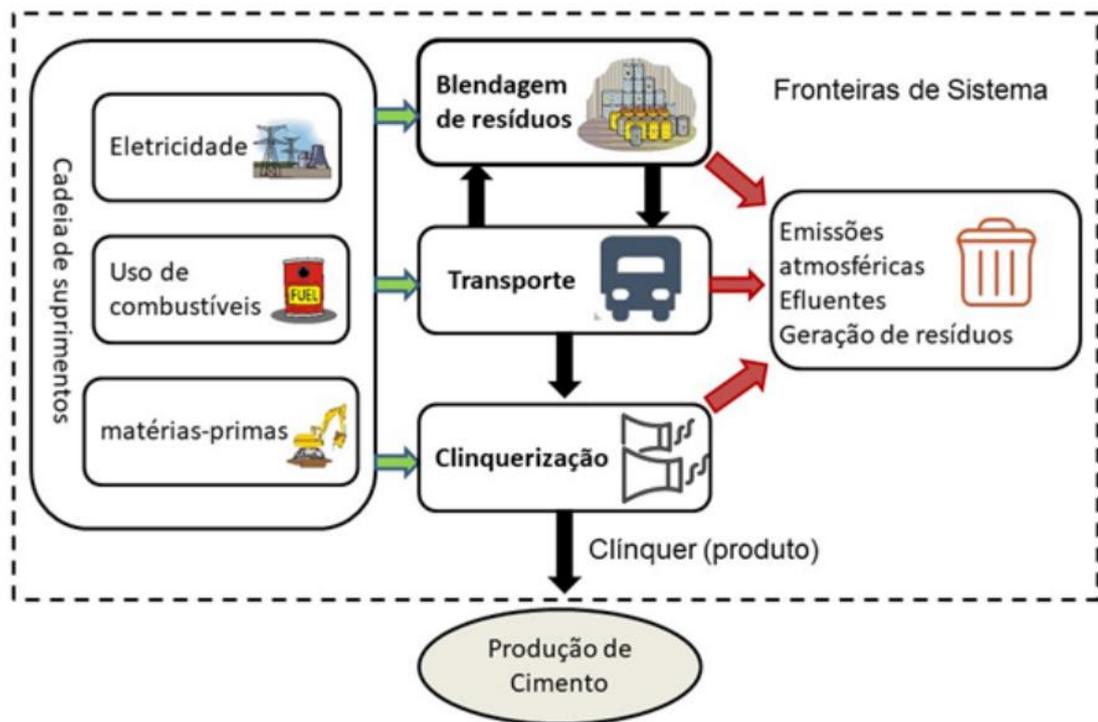


Fonte: IBP (2020).

### 2.3.1.3 Coprocessamento

O coprocessamento é uma tecnologia utilizada na indústria do cimento, permitindo a substituição de parte do combustível fóssil e matérias-primas na fabricação de cimento por combustíveis derivados de resíduos (CDR). Diante da significativa demanda de energia no processo de fabricação do cimento, que usualmente é suprida por combustíveis fósseis, chamados de coque de petróleo (GÜERECA; TORRES; JUÁREZ-LÓPEZ, 2015). A Figura 6 apresenta a cadeia do coprocessamento, primeiramente ocorre a etapa de blendagem, que consiste na mistura de resíduos de forma a adquirir propriedades específicas, como o aumento do teor calorífico, tornando-se comparáveis aos combustíveis convencionais (AGUIAR, 2021). O processo de clinquerização utiliza o CDR como uma fonte de energia, além de poder ser usado como clíquer de cimento, o que promovendo a reciclagem de recursos minerais, a recuperação de energia e a redução da relação clínquer-cimento (DE ARAUJO, 2020).

Figura 6 – Fronteira de sistema de cadeia do coprocessamento.



Fonte: Aguiar (2021).

Recentemente, alguns exemplos do uso de resíduos de perfuração na fabricação de cimento foram apresentados em Asim et al. (2021). O fluido de perfuração foi utilizado como constituinte da farinha crua para a produção de clínquer de cimento. Já os resíduos de perfuração e escória de forno, foram usados como substitutos adequados para calcário e argila na alimentação do forno para a produção de clínquer. Todavia, deve-se observar que o CP pode variar suas propriedades, apresentando baixo poder calorífico e a presença de sais que dificultam o coprocessamento.

Por isso, para se qualificarem como CDR, os resíduos devem possuir determinadas propriedades: i) poder calorífico; ii) teor de umidade; e iii) critérios físicos (tamanho das partículas). Além disso, as propriedades do combustível devem garantir proteção ambiental, composição homogênea e conteúdo energético para proporcionar queima controlada (GÜERECA; TORRES; JUÁREZ-LÓPEZ, 2015).

Observa-se, portanto, que o coprocessamento de resíduos de perfuração tem grande potencial de ser um CDR para as 61 plantas de cimentos localizadas nas cinco regiões brasileiras (ABCP, 2020). Estima-se que esse sistema seja viável para ser transportado até 150 km de distância de seu local de origem.

#### 2.3.1.4 Incineração

A tecnologia de incineração é um processo de tratamento de cascalhos de perfuração em altas temperaturas que decompõe os hidrocarbonetos de base sintética do fluido de perfuração ou óleo e poluentes inorgânicos (ALVES e PETRI JÚNIOR, 2021). Essa tecnologia para os cascalhos constitui em etapa de preparação anterior à disposição final em aterros industriais ou reciclagem (NETO, 2017).

Esse é um processo que aquece direta ou indiretamente o material a altas temperaturas (600–1000 °C) e reduz o volume e a massa 60% a 90%, produzindo subprodutos como as cinzas e escórias de metal (NETO, 2017). Para os resíduos de perfuração, as desvantagens da incineração envolvem a impossibilidade de recuperar a base sintética do fluido de perfuração, e os gases tóxicos liberados durante a combustão, como óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), monóxido de carbono (CO), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (LIU et al., 2019).

O tratamento das emissões gasosas é um dos principais custos dessas tecnologias. No Brasil, a resolução CONAMA 316/2002 (CONAMA, 2002) regula os sistemas de emissões de tratamentos térmicos, e a ABNT NBR 11175/1990 (ABNT, 1990) a incineração de resíduos sólidos perigosos. Segundo Neto (2017), os problemas desencadeados desse processo são: i) emissões atmosféricas (gases e particulados); ii) alta temperatura do leito; iii) produção de clínquer; iv) temperatura elevada do fluxo de gás; e v) pressão em excesso.

### 2.3.2 Tratamento biológico

No tópico a seguir, apresentam-se as alternativas de tratamento biológico pelo qual substâncias orgânicas são convertidas por microrganismos em subprodutos inócuos e estabilizados, podendo ser aplicado também para CP.

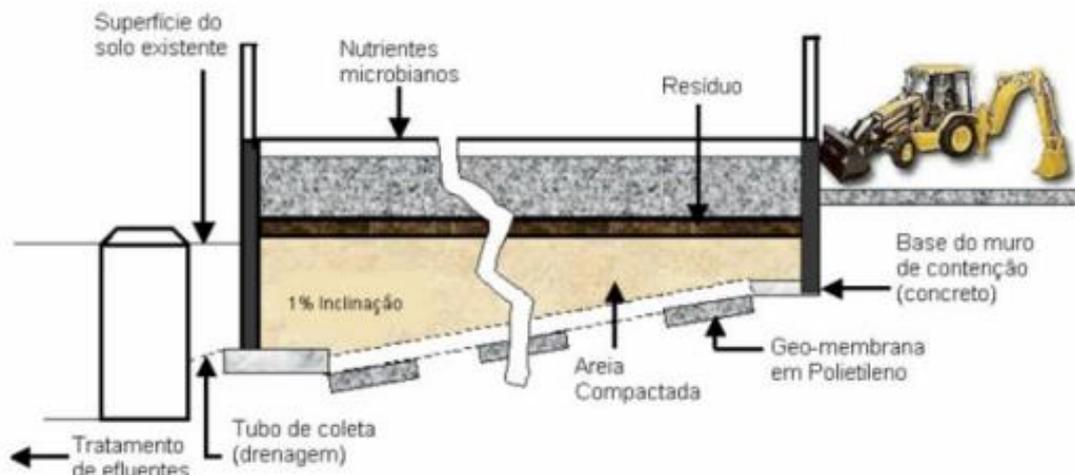
#### 2.3.2.1 Landfarming

O tratamento *landfarming* realiza a biorremediação de solos, utilizando microrganismos degradadores de hidrocarbonetos, esse método tem emergido como uma estratégia promissora para tratar resíduos de fluidos de perfuração. O estudo de Iman et al. (2019) ressalta a eficiência superior a 80% na biodegradação de hidrocarbonetos, destacando que mais de 25 microrganismos são capazes de desempenhar esse papel. Essa técnica oferece

vantagens significativas, como custos reduzidos, uma vez que esse método requer pouco equipamento, e a capacidade de processar grandes volumes de resíduos oleosos (VAN STEMPVOORT; BIGGAR, 2008).

No Brasil, a ABNT NBR 13.894/1997 (ABNT, 1997a) regula o tratamento no solo de resíduos sólidos industriais por *landfarming* sujeitos a biodegradação. Neste tratamento os solos contaminados com hidrocarbonetos de petróleo, fluidos oleosos e solos poluídos com fluido de perfuração são espalhados em uma camada de cerca de meio metro de espessura, chamada camada reativa do solo, como mostra a Figura 7. A eficiência desse processo depende do controle dos fatores ambientais. Parâmetros como salinidade, pH, temperatura, nutrientes e da aeração. Em termos de tempo, alguns estudos conseguiram resultados expressivos em poucos dias, enquanto a biorremediação *in-situ*, em ambientes não controlados, pode demandar períodos mais extensos (BALL et al, 2012; PEREIRA et al., 2022).

Figura 7 – Tratamento por *landfarming* em solos contaminados.



Fonte: IBP, (2020)

Durante o *landfarming*, os hidrocarbonetos podem ser perdidos por volatilização ou biorremediação, fazendo do método uma combinação dos dois processos (PAUDYN et al., 2008). Kim et al. (2022) fizeram uma análise dos principais fatores que afetam a eficácia do *landfarming* em antigas bases militares contaminadas com hidrocarbonetos na Coreia do Sul, cujo estudo constatou que a eficácia depende das: i) características dos contaminantes do petróleo quanto das propriedades do solo e interações solo-contaminante; e ii) da faixa de distribuição dos HTP. Conclui-se que uma eficácia mais alta pode ser esperada para

contaminantes de petróleo compostos por HTP com números de carbono mais baixos, visto que são mais suscetíveis à volatilização.

### 2.3.2.2 Compostagem

O tratamento de compostagem, também conhecido como biopilhas, é considerado biológico, no qual substâncias orgânicas são convertidas por microrganismos em subprodutos inócuos e estabilizados, podendo ser aplicado também para CP. A eficiência desse processo depende dos seguintes fatores: oxigenação, teor de umidade, relação C/N, teor de nutrientes, pH, da quantidade e do tipo de resíduos orgânicos aplicados (PALADINO et al., 2016). Existem diversas técnicas que pode ocorrer em condições controladas (leiras estáticas com aeração forçada, leiras com revolvimento mecânico), ao ar livre (leiras estáticas com aeração passiva) ou dentro de um local controlado (reatores biológicos - *in-vessel*). Contudo, essa tecnologia possui desafios que atualmente são as emissões gasosas de GEE, a amônia e os compostos orgânicos voláteis, os odores e as impurezas não biodegradáveis. Os subprodutos desse processo serão tipicamente compostos e biomassa microbiana para CP (IOGP, 2016).

### 2.3.3 Disposição final

No tópico a seguir, apresenta-se alternativas de disposição final para CP, elas se diferenciam, principalmente, pelo tipo de composição dos resíduos que podem receber. Apesar disso, independente dos resíduos que recebem, o aterro de resíduos constitui-se, portanto, de um conjunto de normas operacionais específicas e princípios básicos de engenharia, como sistemas de drenagem, impermeabilização, compactação, estabilidade de maciço, monitoramento ambiental, entre outros, visando a redução dos impactos ambientais, os custos na implantação da obra e garantir a estabilidade e segurança de tal empreendimento por todo seu período de funcionamento (SILVA; TAGLIAFERRO, 2021).

#### 2.3.3.1 Reinjeção

A reinjeção de resíduos de perfuração é considerada uma das técnicas mais conhecidas e relevantes para o gerenciamento de CP. É preferida em algumas áreas como o Mar do Norte,

Encosta do Norte no Alasca, Golfo do México, Canadá, Venezuela e Indonésia. Entretanto, no Brasil, a aplicação de reinjeção de CP tornou-se menos popular devido ao risco de vazamento de polpa sob altas pressões, bem como a perda de componentes valiosos do óleo (KAZAMIAS; ZORPAS, 2021; KLEPPE, 2009).

No processo de reinjeção, os cascalhos são moídos para a formação de uma pasta, que é então bombeada para uma formação receptora a pressões que excedem o gradiente de fratura. Esse processo é chamado de *slurrificação*, durante o qual os cascalhos moídos e os fluidos residuais são misturados para preparar uma pasta estável com propriedades aceitáveis. A pasta formada é então reinjetada em uma formação para armazenamento permanente garantindo seu isolamento e com uma camada de rochas selantes que impedem a comunicação entre o resíduo injetado e a superfície (BYBEE, 2008).

Uma das principais vantagens da reinjeção de CP é a descarga zero para o meio ambiente. Para evitar acidentes, deve ser feita uma avaliação e a simulação antes da reinjeção do CP, visto que nem toda formação é adequada para a injeção. Por isso, Cobb, Irvine e Fichera (2019), é necessário i) avaliar a disponibilidade de formações adequadas para injeção; ii) garantir a contenção adequada de cascalhos injetados; iii) evitar entupimento, corrosão ou erosão do poço; iv) ter confiabilidade do equipamento de superfície; e v) verificar questões regulatórias e de licenciamento.

O descarte marítimo pode ser a opção mais econômica, considerando o custo imediato do descarte, mas a decisão também deve considerar o impacto ambiental, as regulamentações locais e os aspectos operacionais como, por exemplo, equipamento adicional para tratamento (COBB; IRVINE; FICHERA, 2019).

### *2.3.3.2 Incorporação como agregados para a construção civil*

O cascalho de perfuração tem sido usado na construção civil e estão sendo estudadas soluções que possibilitem a utilização dos resíduos como insumo para produtos de alto valor agregado como, por exemplo, a utilização de borras oleosas para a produção de produtos asfálticos. Destaca-se também o desenvolvimento de pesquisas para uso de CP como suplemento mineral para enriquecimento de solos pobres (PETROBRAS, 2021).

Assim, é fundamental compreender as propriedades físicas e químicas dos resíduos de cascalho, pois elas fornecem informações cruciais para a mistura química necessária e alternativas de tratamentos necessários na aplicação potencial. As mudanças na composição do

CP e no processamento resultam em materiais com diversas propriedades que abrem enormes oportunidades de adaptação para materiais de construção com composição, estrutura e propriedades para aplicações específicas, como pode ser visualizada no Quadro 4 (ASIM et al., 2021).

Quadro 4 – Aplicação de resíduos de perfuração de petróleo em setores de construção.

Resíduos	Aplicação	Propriedades	Referência
Cascalho de perfuração	Construção de estrada	Limites de lixiviação aceitáveis; até 40% de economia; subleito estável e forte.	Misra et al. (2011)
Cascalho de perfuração	Agregados leves para construção e indústria rodoviária	CP de xisto como substituto de bentonita para a produção de agregados leves.	Piszc-Karaś et al. (2019)
Cascalho de perfuração	Construção de estrada	Estacas de perfuração foram misturadas com solo não contaminado (proporção 6:1) e cimento Portland.	Okoh, (2015)
Cascalho de perfuração	Blocos de concreto de areia	Amostras de concreto arenoso foram preparadas substituindo até 50% da areia por CP tratados termicamente.	Mohammed; Cheeseman (2011)
Cascalho de perfuração	Cerâmica de construção	Os CP foram utilizados como principal matéria-prima e aditivo mineral na estrutura cerâmica. Um dos cascalhos em sua composição apresentou propriedades de pré-queima e queima semelhantes às rochas argilosas.	Rykusova et al. (2020)
Resíduos de perfuração	Tijolo de xisto sinterizado	Foi preparado tijolo de xisto sintetizado contendo resíduos de perfuração como uma substituição parcial do xisto.	Li et al. (2011)
Cascalho de perfuração	Construção de estrada	Foi adicionado no máximo 7% de CP modificado como aditivo mineral na mistura de concreto asfáltico após o tratamento térmico.	Mendaliyeva; Kunasheva; Yakupova, (2014)

Fonte: Adaptado de Asim et al. (2021).

#### 2.3.3.2.1 Aterro Sanitário Industrial

O aterro sanitário industrial é uma das abordagens mais utilizadas para a disposição final em solo do CP no Brasil. Nesse tipo de aterro é permitido o aterramento de resíduos perigosos (Classe I, a). A norma ABNT NBR 10157/1987 (ABNT, 1987) definiu as condições mínimas exigíveis para projeto e operação de aterros de resíduos perigosos, de forma a proteger adequadamente as coleções hídricas superficiais e subterrâneas próximas, evitando, assim,

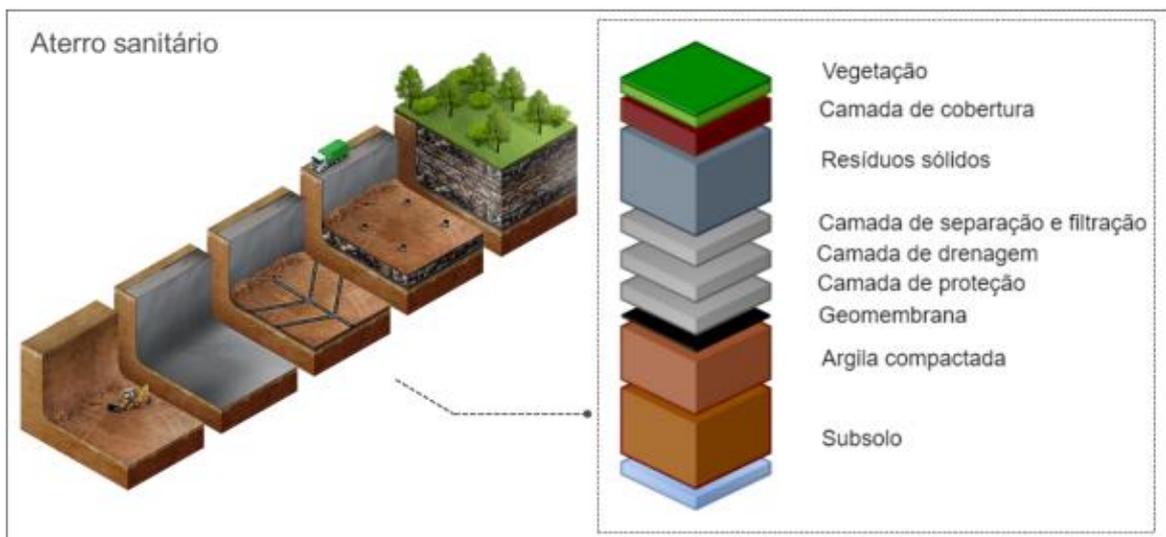
danos ou riscos à saúde pública e minimizando os impactos ambientais (KAZAMIAS; ZORPAS, 2021).

É importante ressaltar que a disposição final em terra tem custos e responsabilidades adicionais no local de descarte, que podem incorrer em custos de logística e mão de obra, devendo ser incluídos na avaliação econômica das opções de fins de vida. Outrossim, a disposição em aterros de resíduos pode ter custos elevados a depender da distância entre o ponto gerador e o aterro disponível, influenciando o transporte de resíduos de perfuração, além de não isentar o gerador de sua responsabilidade legal em relação a possíveis passivos ambientais. Por isso, é interessante avaliar, principalmente, o potencial impacto na saúde humana e na mudança climática (ISMAIL et al., 2017).

#### 2.3.3.2.2 Aterro Sanitário (Classe II)

Atualmente, o aterro sanitário ainda é o método de tratamento mais comum e de baixo custo para RSU em todo o mundo. O Brasil possui um vasto arcabouço legal para aterros sanitários devido à larga utilização dessa destinação (REN; ZHANG; HUANG, 2022). Assim, tem-se a disposição das normas ABNT NBR 13896/1997 e 15849/2010 (ABNT, 1997b, 2010) que estabeleceram os critérios sobre todas as etapas de um aterro sanitário, a implantação, a operação e o encerramento para os resíduos de classe II, ou seja, os considerados não-perigosos. A representação das camadas de impermeabilização e proteção típicas de aterros sanitários pode ser observada na Figura 8.

Figura 8 – Representação das camadas de um aterro sanitário.



Fonte: Baran, 2021.

Os CP podem ser dispostos em aterros sanitários após o sistema de controle de sólidos realizado na plataforma ou depois dos tratamentos realizados em terra, caso o teor das bases orgânicas aderido ao cascalho não ultrapasse o limite permitido pela legislação vigente. Além disso, é possível que os cascalhos sejam utilizados como cobertura de aterro sanitário, porém não é usual no Brasil (IBP, 2020).

#### 2.3.3.2.3 Aterro de resíduos inertes e da construção civil

Os aterros de resíduos de construção civil e de resíduos inertes recebem, principalmente, os resíduos de construção e de demolição (RCD) provenientes de serviços de infraestrutura, de construções urbanas, demolições e reformas. Os RCD são classificados pela norma Conama 307/2002 (BRASIL, 2002) em quatro categorias, os resíduos de CP estão classificados na Classe A (pavimentação, infraestrutura, terraplanagem, componentes cerâmicos, argamassa, concreto e concreto pré-moldado). Também são classificados como II B (inertes), que podem ser reutilizados ou reciclados na forma de agregados, ou encaminhados a áreas de aterro de resíduos da construção civil, sendo dispostos de modo a permitir a sua utilização ou reciclagem futura (IBP, 2020).

A ABNT NBR 15.113/2004 (ABNT, 2004) contém os requisitos mínimos exigíveis para projeto, implantação e operação de aterro de resíduos sólidos da construção civil. Entretanto, a operação de aterro de inertes já construídos é muitas vezes semelhante à de lixões, visto que não necessariamente são utilizadas membranas para proteção do solo e das águas subterrâneas. No que se refere à disposição final do material, ocorre o lançamento e a compactação com o auxílio do maquinário trator esteira com lâmina, que tem por finalidade formar um talude estável. Após o processo de compactação, uma camada de solo é lançada sobre os resíduos para evitar a proliferação de vetores (SOARES et al., 2019).

#### 2.3.4 Solidificação e Estabilização

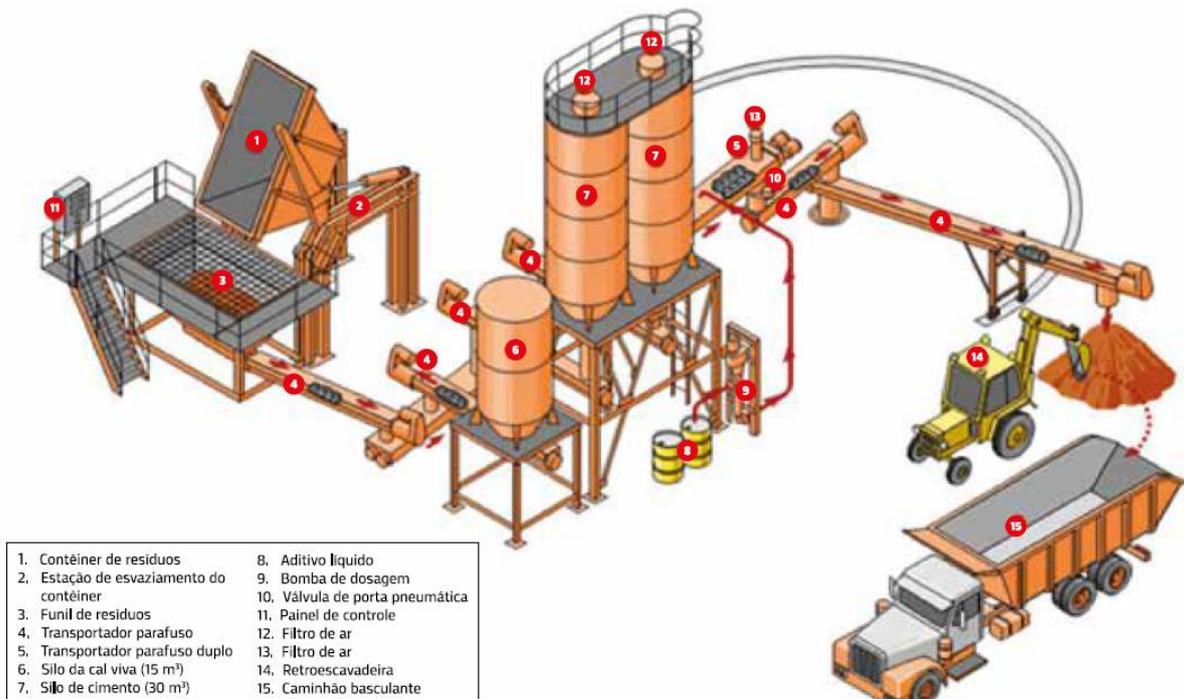
O tratamento de solidificação e estabilização envolve a imobilização física e química para transformar o CP em uma forma menos contaminante. Importante notar que estas tecnologias ainda não estão sendo usadas no Brasil. Entretanto, é amplamente utilizada em outros países, que realizam a combinação dos tratamentos solidificação e estabilização, que

aumenta os resultados proporcionados por cada método, ou separadamente (BALL; STEWART; SCHLIEPHAKE, 2012).

O processo de solidificação envolve a adição de materiais aos resíduos que encapsulam fisicamente ou cercam contaminantes, como cimento e cal para resíduos de perfuração oleosos, diminuindo a área de superfície através da qual os poluentes podem lixiviar reduzindo a mobilidade física dos contaminantes ambientais (LEONARD; STEGEMANN, 2010). Já a estabilização é a conversão de um resíduo para uma forma quimicamente estável, baseada na reação de reagentes com resíduo e água para promover sorção, precipitação ou incorporação em redes cristalinas (IOGP, 2016).

A combinação dos tratamentos de solidificação e estabilização envolve custos significativos para adquirir equipamentos e uma gama de produtos químicos a fim de aumentar a eficiência no processo de mistura e maximizar o contato resíduo-aditivo. Para a adição de reagentes aos CP é necessário um método de mistura, que pode ser feita com baixa exigência de espaço por retroscavadeira *in situ* e mistura *ex-situ* de aragem, como pode ser visto na Figura 9. (IOGP, 2016; BALL; STEWART; SCHLIEPHAKE, 2012).

Figura 9 – Processo de estabilização de cascalho de perfuração.



Fonte: Adaptado de IOGP (2016).

Dessa forma, esses tratamentos reduzem os impactos ambientais de contaminantes lixiviados de resíduos de perfuração para auxiliar na segurança do transporte, ou seja, tornar as cargas mais homogêneas para o transporte. Porém, é necessário o monitoramento de longo prazo do produto estabilizado. Atualmente, os cascalhos de perfuração à base de água são empregados como matéria-prima para a preparação de materiais industriais e de construção, como propantes cerâmicos (YANG et al., 2022) e produção de forragem em solos ácidos (KOGBARA et al., 2017).

### **2.3.5 Outros tratamentos**

Além dos tratamentos mencionados, há outras tecnologias disponíveis, algumas já consolidadas (como dessorção termo-mecânica e a pirólise) e outras em fase de testes piloto (tais como extração por fluido supercrítico, remediação eletrocinética e os sistemas microemulsionados). Adicionalmente, existem tratamentos que foram utilizados no passado, embora atualmente não existam relatos de seu uso (por exemplo *burial pits* e a disposição em caverna de sal). Essas alternativas são descritas de forma mais abrangente no Quadro 5.

Quadro 5 – Descrição de tecnologias para tratamento do cascalho.

(continua)

<b>Tecnologia</b>	<b>Tipo de tratamento</b>	<b>Propriedades</b>	<b>Referência</b>
<b>Extração por fluido supercrítico</b>	Tratamento químico	Possui capacidade de solubilização de um líquido e características de transporte equivalentes às de um gás. Nas proximidades do ponto crítico, as fases líquidas e vapor da substância se fundem, produzindo um fluido com difusividade e viscosidade semelhantes a gases e densidade semelhante a líquidos. Essa tecnologia ainda está em desenvolvimento em escala piloto para extrações de fluido de perfuração base óleo contido nos cascalhos com eficiência de até 98%.	Street; Guigard, (2009)
<b>Dessorção termo-mecânica</b>	Tratamento mecânico	Tratamento para secagem dos CP, também conhecido como <i>TCC<sup>RM</sup></i> ( <i>Thermo-mechanical cuttings cleaner</i> ou <i>hammermill system</i> ), é uma técnica que emprega aquecimento mecânico direto (força de atrito) sobre os CP, volatilizando a água e o óleo e separando a fração sólida.	Almeida, (2016).
<b>Disposição em caverna de sal</b>	Disposição Final	Usadas para descarte de resíduos de campos petrolíferos, são criadas por um processo chamado mineração de solução. Os benefícios desta via de eliminação são: i) estarem localizadas bem abaixo das águas subterrâneas e separadas das areias de água doce por formação rochosa de calota; ii) as cúpulas de sal são extremamente estáveis geologicamente; e iii) o sal é praticamente impermeável e se comporta como um material plástico em vez de frágil.	IOGP, (2016)
<b>Remediação Eletrocínética (EC)</b>	Tratamento Químico	Considerada um novo método para remediar os solos contaminados por hidrocarbonetos poluentes e metais pesados. O processo EC no solo faz com que água, íons e partículas carregadas se movam devido à aplicação de um campo elétrico. Os dois principais mecanismos de transporte na remediação de EC são eletro-osmose e eletro-migração. Segundo o estudo de caso de Adhami; Jamshidi-Zanjani; Darban, (2021), o método EC combinado com a técnica de Fenton e de eletrodo de cobre é o método mais adequado para o tratamento de resíduos de perfuração. Visto que aumenta a remoção do TPH dos resíduos de perfuração à base de óleo e não produz subprodutos do processo.	Adhami; Jamshidi-Zanjani; Darban, (2021)

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Quadro 5 – Descrição de tecnologias para tratamento do cascalho.

(conclusão)

<b>Tecnologia</b>	<b>Tipo de tratamento</b>	<b>Propriedades</b>	<b>Referência</b>
<b>Sistemas microemulsio- -nados</b>	Tratamento térmico	As microemulsões (MES) são sistemas termodinamicamente estáveis formados por uma mistura apropriada de uma fase aquosa, uma fase oleosa, um tensoativo e, às vezes, um cotensoativo, que apresentam tensão superficial muito baixa. Essa tecnologia destaca-se pelo seu potencial de recuperação do petróleo, podendo ser utilizado na limpeza de ambientes impactados, além disso é relativamente simples e de baixo custo. Em relação a taxa de extração, o CP atinge níveis aceitáveis de contaminação com a utilização do MES, entretanto não são tão altas quanto comparada com o uso de micro-ondas. Além disso, uma desvantagem é a utilização de produtos químicos em sua composição.	Dantas et al., (2020)
<b>Pirólise</b>	Tratamento térmico	A tecnologia de pirólise consiste em aquecer o resíduo pós-reciclagem para convertê-lo em um óleo sintético, pode ser utilizado para cascalhos de perfuração à base de petróleo, cujas vantagens são principalmente: i) alta eficiência de processamento; ii) alta taxa de reciclagem de recursos e iii) amplas perspectivas de aplicação, se o processo de reação for estritamente controlado.	Chen et al., (2022)
<b>Burial pits</b>	Disposição Final	Nesse método o CP é descartado no local da plataforma usada para coleta e armazenamento temporário do fluido e cascalhos após a evaporação do líquido. O enterramento o poço de perfuração que contém os cascalhos em cova representa um método de disposição simples e de baixo custo. Outras vantagens dessa tecnologia é que não requer transporte dos resíduos de perfuração, diminuindo o custo e o risco de derramamentos acidentais durante o transporte.	Ball; Stewart; Schliephake, (2012)

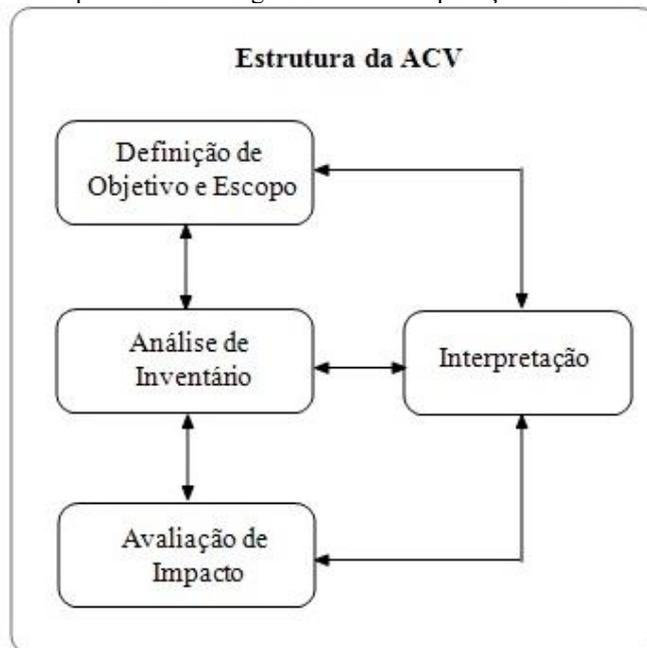
Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

## 2.4. AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A metodologia ACV é uma abordagem que avalia todos os estágios da vida de um produto. É baseada na avaliação das entradas, das saídas e dos potenciais impactos de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida, ou seja, desde o momento da extração de matéria-prima ao seu descarte final. Durante essa avaliação, os impactos ambientais de cada etapa são considerados a partir dos produtos de matérias-primas, de processamento, de distribuição, de uso e de descarte. Essa metodologia considera os resultados e impactos ambientais não apenas o fluxo de materiais (ABNT, 2009a).

As diretrizes metodológicas da ABNT NBR ISO 14040/2009 e ABNT NBR ISO 14044/2009 (ABNT, 2009a, 2009b) estabeleceram as quatro principais fases da metodologia ACV: definição do objetivo e escopo; análise do inventário do ciclo de vida; avaliação de impacto do ciclo de vida; e interpretação, como é possível observar na Figura 10.

Figura 10 – Etapas da metodologia ACV e suas aplicações diretas.



Fonte: Adaptada ABNT, 2009a.; 2009b.

### 2.4.1 Objetivo e Escopo

Deve-se, primeiramente, ter em conta três aspectos fundamentais para se definir o objetivo e o escopo de um ACV: i) o propósito do estudo; ii) em que unidade funcional será feito o estudo para viabilizar a comparabilidade de resultados; e iii) os limites do sistema. Em vista disso, deve estar claro no objetivo da ACV a aplicação pretendida, as razões para execução do estudo, o público-alvo a quem se pretende comunicar os resultados e se existe a intenção de divulgar publicamente os resultados com afirmações comparativas. Para que se alcance todas essas exigências é necessário que (ABNT, 2009a):

- 1) ter acesso ao sistema de produto a ser estudado;
- 2) conhecer as funções do sistema do produto e as alocações;
- 3) saber em qual unidade funcional será feita a quantificação;
- 4) saber os limites do sistema;
- 5) saber a disponibilidade dos dados requisitados;
- 6) identificar as categorias de impacto selecionadas;
- 7) definir metodologia para a avaliação de impactos;
- 8) definir a interpretação que será utilizada;
- 9) definir formato do relatório requerido; e
- 10) revisar criticamente.

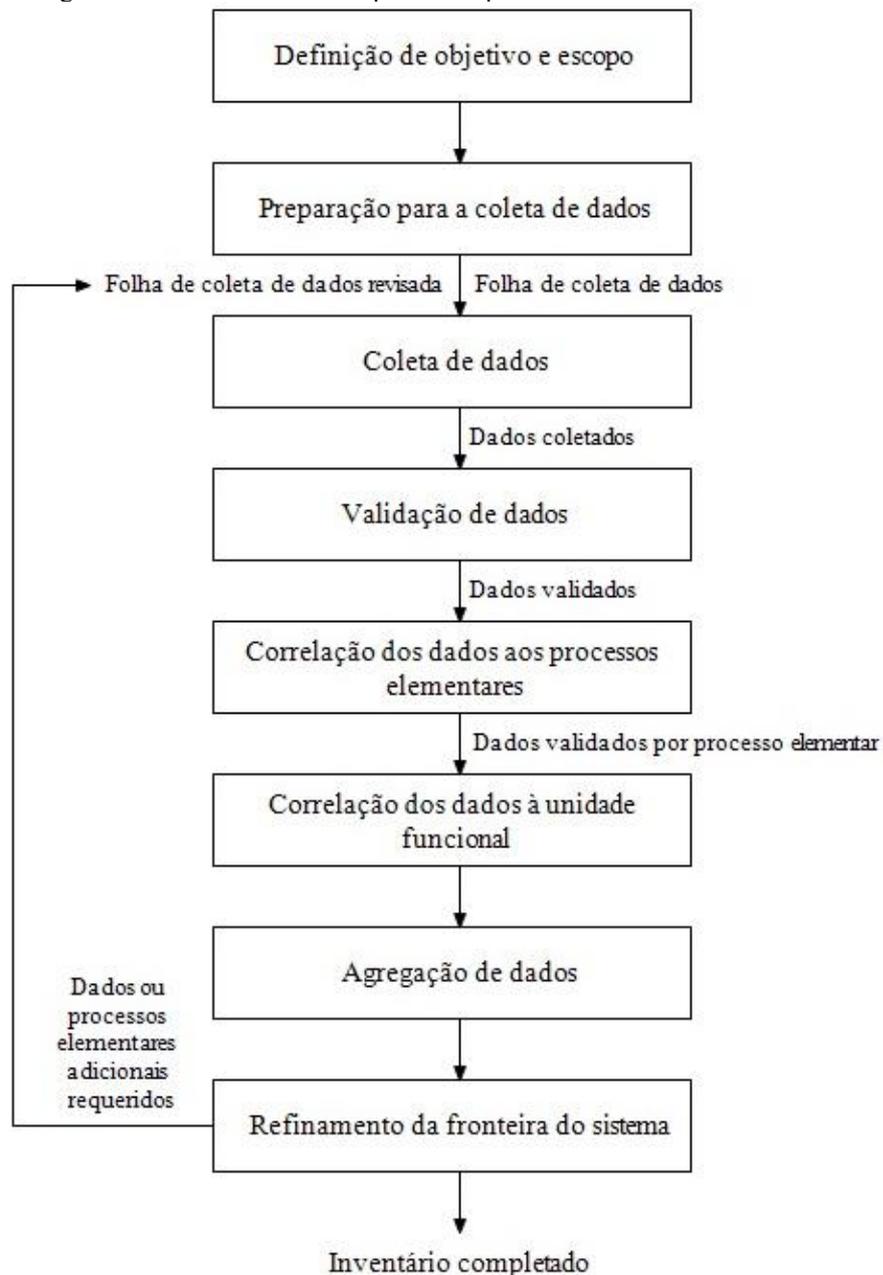
A ACV pode ser focada na previsão do desempenho ambiental (emissões e consumo de recursos) dos sistemas de gestão de RS. Alguns exemplos de como podem ser definidos os objetivos na gestão de RS, são: apoiar a sustentabilidade ambiental de produtos; demonstrar as interações entre os sistemas de RS; fornecer dados de gerenciamento de resíduos para uso no ICV de produtos individuais. Sabe-se que usar um modelo computacional para o ICV permite que o usuário compare vários sistemas hipotéticos de gerenciamento de resíduos, seus encargos ambientais e custos econômicos (MCDUGALL et al., 2001).

### 2.4.2 Análise do Inventário do Ciclo de Vida (ICV)

Nas etapas anteriores foram descritos os primeiros passos para uma ACV focada na gestão de resíduos. A segunda fase do ACV, é a ICV, que envolve a elaboração de inventários

das diferentes opções possíveis de tratamento dos resíduos de perfuração. Uma grande quantidade de dados e variáveis são necessárias para mostrar como os resíduos são tratados em um sistema qualquer, as rotas tecnológicas que os materiais podem percorrer no sistema (MCDOUGALL et al., 2001). A Figura 11 apresenta os passos para a construção de um ICV.

Figura 11 – Procedimentos simplificados para análise de inventário.



Fonte: Adaptada ABNT, 2009b.

### 2.4.3 Coleta de dados

É necessário fazer a coleta de dados que compreende em quantificar as entradas e saídas do sistema de produto, por isso é importante ressaltar que esse é um processo iterativo, pois à medida que os dados são coletados são ampliados os conhecimentos sobre o sistema e surgem novos limites ou requisitos (ABNT, 2009b).

Deve ser analisada para a construção do inventário as entradas e saídas, como mostra a Figura 12, relativa aos seguintes componentes: i) extração da matéria-prima; ii) produtos intermediários; iii) o produto ou serviço em si; iv) a fase de utilização e, por fim, v) o tratamento dos resíduos. Os dados utilizados pertencem a pelo menos duas categorias diferentes, na primeira categoria, os dados são específicos para produção, distribuição, remoção de resíduos e na segunda, os dados são genéricos de energia para produção, transporte e commodities (KLÖPPFER, 1997).

Figura 12 – Entradas e saídas de um ICV.

Entradas	Saídas
Energia	Emissões atmosféricas
Matéria- prima	Descargas para a água e solo
Produtos	Calor residual
Transporte	Resíduos sólidos
	Co-produtos

Fonte: Adaptada ABNT, 2009b.

Os dados coletados *in loco* são chamados de primários e os dados obtidos na literatura, por exemplo, são chamados de secundários. A fase de coleta de dados para este tipo de inventário é o maior consumidor de tempo e recursos, pois é necessário coletar grandes quantidades de dados de maneira organizada (SUH; HUPPES, 2005). Por isso é fundamental que as fontes sejam robustas em informações sobre insumos e resíduos de produção, seus fluxos de massa e energia e seus impactos ambientais.

#### 2.4.4 Cálculo de dados

Um inventário abrangente deve contemplar todas as atividades vinculadas à produção por unidade funcional, considerando entradas e saídas em conformidade com os dados dos fluxos de referência (ABNT, 2009b). Os dados coletados devem respeitar o equilíbrio de massa e energia antes de serem compilados em uma planilha para análise e quantificação

subsequentes. Na ausência de dados primários, é comum recorrer a dados secundários, os quais podem ser obtidos de literatura especializada ou de bancos de dados, sendo o *ecoinvent* um exemplo proeminente. Este banco de dados, utilizado por mais de 4.500 usuários em mais de 40 países, é reconhecido como o mais renomado na ACV global. Ele engloba dados de ICV industrial internacional, abordando temas como fornecimento de energia, extração de recursos, materiais, produtos químicos, metais, agricultura, serviços de gestão de resíduos e transporte. Notável por sua transparência e consistência, o *ecoinvent* fornece conjuntos de dados apresentados tanto como processo unitário quanto como processo de sistema agregado (openLCA Nexus, 2022). Os métodos que seguem essa abordagem são amplamente conhecidos como métodos tradicionais e incluem o diagrama de fluxo e a matriz inversa.

Um dos métodos mais frequentemente utilizados para compilar ICV, chamado de Método de Inventário de Ciclo de Vida (MICV) é o diagrama de fluxo de processo. Ele ilustra as interconexões entre os processos de um sistema de produto por meio dos fluxos de mercadorias. Isso permite calcular a quantidade de *commodities* necessárias para atender a uma determinada unidade funcional, levando em consideração as intervenções ambientais geradas durante a produção e, assim, calcular o ICV do sistema de produtos. Por outro lado, o MICV da Matriz Inversa é uma abordagem matemática que ajuda a calcular e identificar os aspectos predominantes na carga ambiental de um determinado produto. Esse método é valioso para compreender a influência de diferentes componentes no impacto ambiental total do produto (SUH; HUPPES, 2005).

#### **2.4.5 Avaliação dos Impactos do Ciclo de Vida (AICV)**

A Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV) é a terceira fase da ACV, segundo a estrutura metodológica das normas (ABNT, 2009a; 2009b). Nessa fase, o objetivo é interpretar os resultados do inventário acerca dos potenciais impactos nas categorias de impacto abordadas na ACV utilizando métodos e modelos de caracterização contidas no ICV.

Os métodos para a AICV mais utilizados são em sua maioria desenvolvidos em países da Europa, como Holanda, Dinamarca, Suécia entre outros. Apesar de terem sido elaborados para países com diferentes características físicas, biológicas e socioeconômicas, podem ser aplicados em diferentes partes do mundo com algumas ressalvas (MENDES, 2013). Os métodos mais utilizados no Brasil são os métodos CML 2002, Eco-indicador 99, ReCipe 2008 e EDIP.

A AICV é dividida em quatro passos: i) seleção das categorias de impacto e classificação; ii) caracterização; iii) normalização e iv) definição de pesos entre categorias quando se compara diferentes alternativas, sendo as etapas 3 e 4 opcionais no estudo (ABNT, 2009a; 2009b). A classificação citada acima aponta os problemas ambientais considerados e a caracterização é a quantificação dos impactos das substâncias encontradas no inventário, nessa etapa é utilizado um fator de caracterização em uma unidade estabelecida (UNEP, 1996).

No passo 2, denominada caracterização, podem ser usadas abordagens *midpoint* em que são utilizados indicadores localizados ao longo do mecanismo ambiental, antes de chegar ao ponto final da categoria. Já a *endpoint*, considera todo o mecanismo ambiental até o seu ponto final, ou seja, se refere a um dano específico relacionado com a área mais ampla de proteção que pode ser saúde humana, ambiente natural ou recursos naturais (MENDES, 2013).

## 2.5. ACV E SISTEMAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS DE PERFURAÇÃO

Na década de 90, foram registrados o crescimento dos estudos de ACV com foco em gestão de resíduos sólidos sendo muito utilizada por diversos autores para avaliar e comparar diferentes tecnologias e cenários destes sistemas, auxiliando na identificação das principais áreas que necessitavam de possíveis melhorias. Visto que o pensamento de ciclo de vida e o uso de ferramentas quantitativas, como a ACV, se tornou um aspecto ambiental relevante para a tomada de decisões, que considerava as diferentes opções de tratamento, ou as soluções técnicas adotadas, além da avaliação dos aspectos técnicos e econômicos (OLIVEIRA, 2019).

A primeira década do século 21, o artigo seminal de Ball; Stewart; Schliephake (2012) comparou resumidamente as tecnologias de biorremediação e tecnologias não biológicas para o tratamento de cascalhos de perfuração contaminados. Apresentando as informações sobre os fatores que precisam ser levados em consideração ao escolher a melhor tecnologia para o gerenciamento de resíduos de perfuração, incluindo os riscos ambientais associados à disposição desses resíduos, fornecendo assim um pano de fundo para decisões sobre alternativas de tratamento de resíduos de CP. Entretanto, não foi considerada a ACV como um aspecto ambiental relevante.

Em Laurent et al. (2014), foi feita uma revisão somente com estudos de ACV focados em RSU e observou-se que estão localizados em países desenvolvidos, especificamente na Europa, e foram realizados após 2008. Avaliaram-se que provavelmente as principais razões para o número limitado de estudos publicados para a maioria das regiões em desenvolvimento

estão relacionadas com a falta de dados primários e a sub-representação dos conceitos de ACV nesses países.

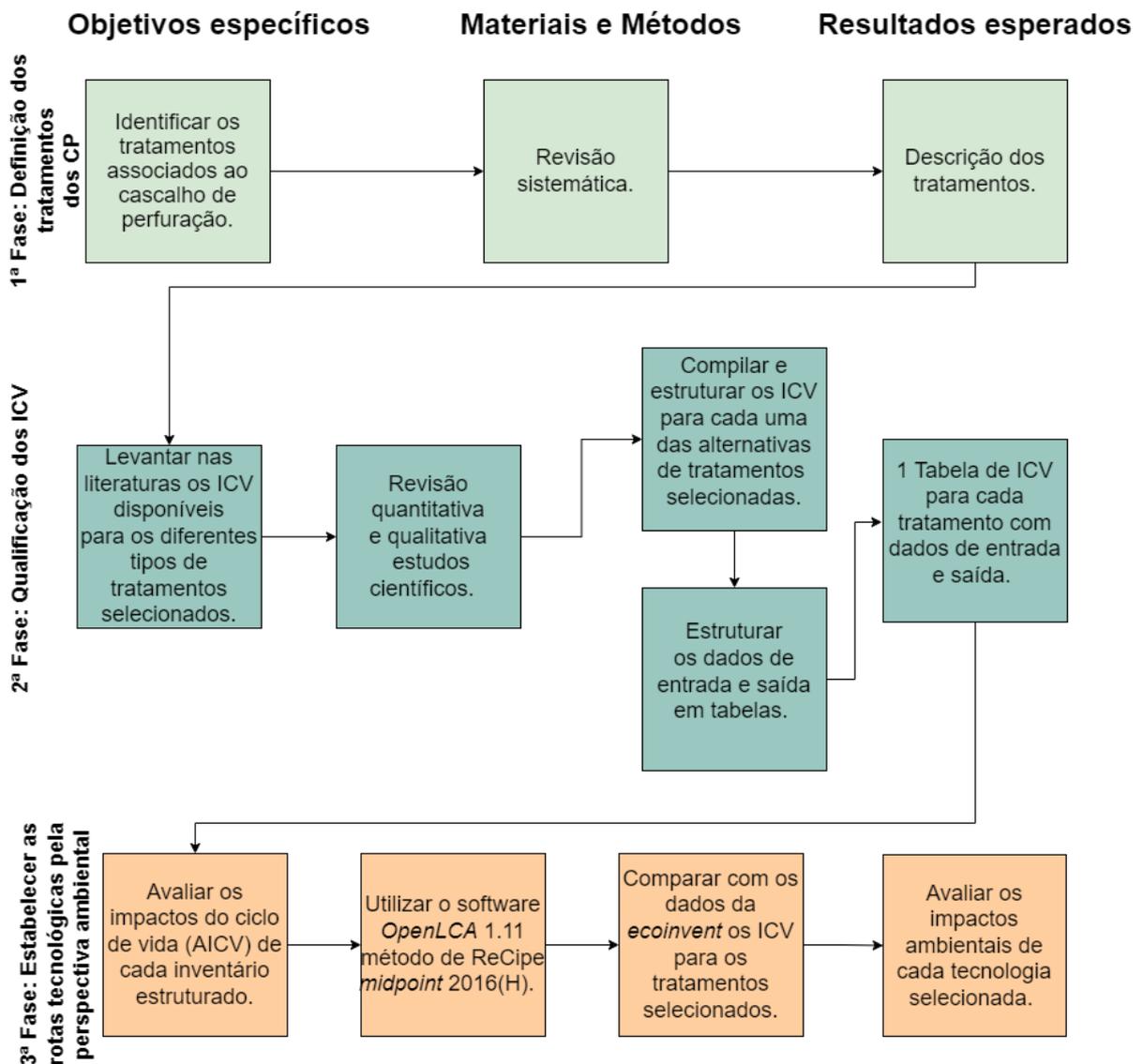
Nesse sentido foi possível observar o crescimento das publicações na segunda década do século 21, que reflete a importância da ACV para analisar o desempenho ambiental do gerenciamento de resíduos de perfuração e pode estar relacionado com a intensificação de políticas públicas que limitam o descarte no mar do CP e atendam aos limites estabelecidos de teor de base orgânica aderido ao cascalho, podem ser tratados por processos térmicos (HU et al., 2021), destinados em terra (DE ALMEIDA; ARAÚJO; DE MEDEIROS, 2017), reciclados (LIU et al., 2022) ou reinjetados (DING; LI; XIONG, 2012).

Os estudos de ACV sobre gerenciamento dos resíduos sólidos e resíduos de perfuração convergem em diversos aspectos, um deles é que não há um consenso sobre a melhor estratégia de tratamento dos resíduos, visto que os resultados da ACV são dependentes do contexto e das especificidades locais (COELHO; LANGE, 2018).

### 3. METODOLOGIA

Nesta seção é apresentada a metodologia para avaliação das alternativas de tratamento do cascalho de perfuração de poços de petróleo e gás através da ACV. A Figura 13 mostra o percurso realizado contendo as três fases de avaliação: 1ª Fase: Definição de tecnologias; 2ª Fase: Qualificação dos ICV; e 3ª Fase: Estabelecimento das rotas tecnológicas pela perspectiva ambiental.

Figura 13 – Roteiro metodológico proposto.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

### 3.1. DEFINIÇÃO DOS TRATAMENTOS DOS CP

Na primeira fase, conforme apresentado na Figura 13, foi feita uma contextualização do cenário em que o CP está inserido, incluindo o histórico das regulações brasileiras pertinentes, e uma caracterização detalhada do CP. Os tópicos abordados no item 2 foram:

- Definição das tecnologias de tratamento e disposição final;
- Funcionamento cada tecnologia;
- Arcabouço legal e infralegal;
- Vantagens e limitações técnicas.

As tecnologias de tratamento do CP utilizadas foram definidas através da análise feita da revisão sistemática no tópico 3.3 e a revisão de literatura técnica e científica. As tecnologias selecionadas nesta etapa prévia estão apresentadas no Quadro 6.

Quadro 6 – Etapa prévia de seleção das tecnologias de tratamento.

<b>Tecnologias de tratamento para Cascalho de Perfuração</b>	
Aterro sanitário	Extração de fluido supercrítico
Aterro sanitário de inertes	Incineração
Aterro industrial	<i>Landfarming</i>
<i>Burial pits</i>	Micro-ondas
Compostagem	Pirólise
Coprocessamento	Reciclagem
Dessorção térmica	Reinjeção
Disposição em caverna de sal	Remediação Eletrocinética
Estabilização e solidificação	Sistemas microemulsionados

Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

A seleção das tecnologias de tratamento teve como critérios de exclusão:

- O escopo da pesquisa foi limitado às tecnologias de tratamento que possuíam como referência a utilização do cascalho de perfuração, RSU e outros tipos de resíduos. Ao abranger tecnologias de tratamento que abordam não apenas o cascalho de perfuração, mas também uma diversidade de resíduos, como RSU, a pesquisa possibilita uma análise comparativa das estratégias de tratamento. Essa abordagem permite a identificação das tecnologias mais eficazes e apropriadas não apenas para o tratamento

específico do cascalho de perfuração, mas também para um leque mais amplo de resíduos;

- As tecnologias de tratamento que não continham informações de ICV foram excluídas.

### 3.2. QUALIFICAÇÃO DOS ICV

Baseado nos objetivos da pesquisa, foi realizada uma revisão sistemática a fim de compor as informações referentes aos ICV por meio de um conjunto de estudos realizados separadamente. Essa revisão foi focada na técnica de padronização para avaliar e relatar revisões de dados de ICV. É importante destacar que esse é um tipo de estudo retrospectivo e secundário, isto é, a revisão é usualmente desenhada e conduzida após a publicação de muitos estudos experimentais sobre um tema (SAMPAIO; MANCINI, 2007). Dessa forma, uma revisão sistemática é dependente da qualidade da fonte primária. As etapas preliminares consideradas para a revisão sistemática foram:

- i. Definir o objetivo da revisão;
- ii. Identificar a literatura;
- iii. Selecionar os estudos possíveis de serem incluídos.

Baseado em Sampaio e Mancini, (2007), a condução desta etapa passou pelos estágios descritos a seguir.

#### **Passo 1 - Definição da pergunta**

O objetivo desta revisão foi levantar na literatura os ICV disponíveis para os diferentes tipos de tratamentos e disposição final identificados.

“Quais são os ICV disponíveis na literatura para os diferentes tipos de tratamentos e disposição final identificados?”

#### **Passo 2 - Busca de evidência**

Realizou-se uma busca nos portais de periódicos *Web of Science*, *SpringerLink*, *Scopus*, *ScienceDirect* e *Scielo*, para extrair artigos científicos e, enquanto as teses e dissertações foram acessadas pelas bases da CAPES e BDTD. Não foram aplicados nenhum

critério ao ano de publicação. As seguintes combinações de palavras-chaves foram aplicadas para identificar os tratamentos de CP encontrados na literatura no Quadro 7.

Quadro 7 – Combinações de palavras-chaves.

<b>Combinações palavras-chaves</b>
<i>"Treatment" AND "Drill cuttings"</i>
<i>"Treatment" AND "Drill cuttings" AND "Offshore"</i>
<i>"Treatment" and "Drilling waste"</i>
<i>"Treatment" and "Drilling waste" AND "Offshore"</i>

Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

Após identificados os tratamentos de CP, foram aplicadas as seguintes combinações de palavras-chaves com a finalidade de buscar os inventários de ICV, com termos para ACV (*Life cycle assessment, LCA, Inventory, LCI*) combinadas com os tratamentos e disposição final (*Burial pits, Construction and demolition waste (CDW), Co-processing, Composting, Electrokinetic remediation, Incineration, Industrial landfill, Landfarming, Landfill, Microemulsion systems, Microwave Treatment, Pyrolysis, Recycling, Re-injection, Salt cavern disposal, Solidification/Stabilization, Supercritical fluid extraction, Thermal Desorption*). Utilizando-se o operador booleano (“AND”) usado para expandir e estreitar a pesquisa da literatura. A busca limitou aos artigos em inglês e português. No Quadro 8, são apresentadas as palavras-chave empregadas na revisão sistemática, juntamente com as combinações propostas entre os termos-1 e o termos-2.

Quadro 8 – Relação das palavras-chaves da revisão sistemática.

<b>Termos-1</b>	<b>Termos-2</b>
-----------------	-----------------

<p><i>Life cycle assessment</i></p> <p><b>Life cycle analysis</b></p> <p><i>LCI</i></p> <p><i>LCA</i></p> <p><b>“Life cycle assessment” AND</b></p> <p><b>“Drilling cuttings”</b></p> <p><b>“Life cycle analysis” AND “Drilling cuttings”</b></p> <p><b>“Inventory” AND “Drilling cuttings”</b></p> <p><b>“LCA” AND “Drilling cuttings”</b></p> <p><b>“LCI” AND “Drilling cuttings”</b></p>	<p><i>Burial pits</i></p> <p><i>Construction and demolition waste (CDW)</i></p> <p><i>Co-processing</i></p> <p><i>Composting</i></p> <p><i>Electrokinetic remediation</i></p> <p><i>Incineration</i></p> <p><i>Industrial landfill</i></p> <p><i>Landfarming</i></p> <p><i>Landfill</i></p> <p><i>Microemulsion systems</i></p> <p><i>Microwave Treatment</i></p> <p><i>Pyrolysis</i></p> <p><i>Recycling</i></p> <p><i>Re-injection</i></p> <p><i>Salt cavern disposal</i></p> <p><i>Solidification/ Stabilization</i></p> <p><i>Supercritical fluid extraction</i></p> <p><i>Thermal Desorption</i></p>
---	---

Fonte: Elaborado pela autora, 2024.

### **Passo 3: Revisão e seleção de estudos**

Os estudos foram selecionados revisando-se o título e o resumo de cada artigo identificado na busca inicial, de forma independente e sem viés, obedecendo rigorosamente aos critérios de inclusão e exclusão. Os artigos selecionados foram avaliados em leitura completa, observando-se, então, se de fato eram atendidos pelos critérios da pesquisa. Aqueles que foram excluídos nessa etapa tiveram seu motivo de exclusão registrado para ser mencionado nos resultados da pesquisa. Os critérios usados para selecionar as publicações foram:

- i. Possuir informações que possam contribuir para a construção do ICV;
- ii. Fornecer dados das alternativas de tratamento identificadas preferencialmente para os resíduos de perfuração, entre outros tipos de resíduos.

### **Passo 4: Apresentação de resultados**

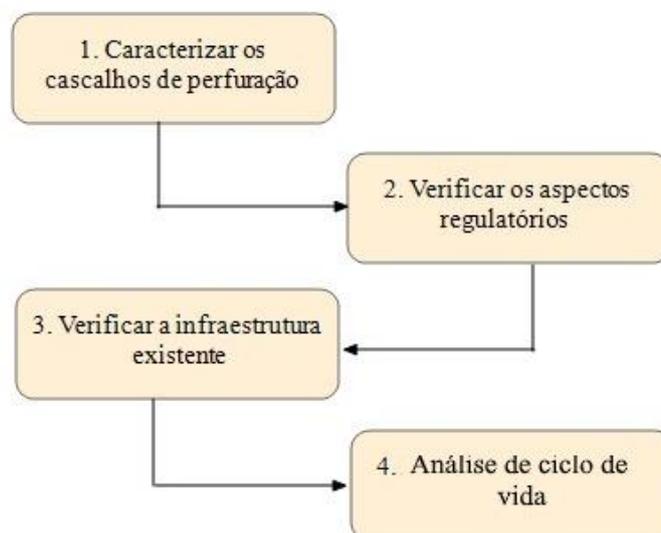
Após a seleção dos artigos, os dados de ICV foram compilados em tabelas separadas por referência, a fim da análise ser feita individualmente. Esse modelo é chamado de balanço de massa e energia, em que são compiladas as entradas (transporte, energia, água e insumos) e saídas (emissões no ar, na água, no solo e resíduos).

### 3.3. ESTABELEECER AS ROTAS TECNOLÓGICAS PELA PERSPECTIVA AMBIENTAL

Na fase 3 representada na Figura 13 foram definidas as rotas tecnológicas para os resíduos de cascalho sob ótica ambiental. Segundo o BNDES (2013), uma rota tecnológica de gestão de resíduos consiste em um conjunto de processos, tecnologias e fluxos desses resíduos, desde a sua geração até a sua disposição final, envolvendo circuitos de coleta de resíduos e contemplando tecnologias de tratamento dos resíduos com ou sem valorização energética. Esse processo inicia-se na geração dos resíduos e encerra-se com a disposição final.

No processo de identificação das rotas tecnológicas, um passo fundamental é a caracterização dos cascalhos de perfuração. Essa caracterização visa determinar se esses resíduos estão em conformidade com as regulamentações normativas vigentes. Esse primeiro passo é essencial para a seleção do tratamento de resíduos mais adequado. Através desses procedimentos iniciais, é possível realizar um levantamento do ciclo de vida do resíduo, permitindo a identificação da opção de tratamento com o menor potencial de impacto sobre o meio ambiente, conforme ilustrado na Figura 14.

Figura 14 – Critérios de escolha dos tratamentos.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Os passos apresentados a seguir indicam o roteiro para o estabelecimento das rotas tecnológicas.

### **Passo 1 - Caracterizar os cascalhos de perfuração**

O enquadramento do CP quanto a tipologia do resíduo, segundo NBR 10004/2004, auxilia a escolha da tecnologia, visto que cada uma tem especificações para o seu uso. Entretanto existem algumas técnicas que não possuem restrições de aplicação como secagem por micro-ondas e incineração.

### **Passo 2 - Verificar os aspectos regulatórios**

Utilizando-se o modelo proposto na IN 01/18, que considera o descarte zero de cascalhos e fluidos de perfuração no mar, as exigências para o descarte de CP dependem de testes prévios à utilização do fluido ou descarte do cascalho (ALMEIDA, 2016). Também é necessária uma revisão detalhada dos regulamentos das tecnologias de tratamento de resíduos de perfuração.

### **Passo 3 – Verificar a infraestrutura existente**

Identificar as infraestruturas disponíveis para gerenciar os resíduos de perfuração dependendo i) da localização dos poços e portos, ii) da adequação técnica do resíduo ao tratamento, iii) do transporte dos resíduos para essas instalações seja a solução viável ambientalmente e tecnicamente. Por exemplo, alguns tratamentos podem ocorrer nas instalações *offshore*, entretanto estas podem ter limitações de espaço e peso que restringem a escolha das tecnologias que podem ser usadas, por isso pode ser necessário desenvolver soluções específicas para poços em áreas remotas com pouca ou nenhuma infraestrutura de gerenciamento para CP.

### **Passo 4 - Análise de ciclo de vida**

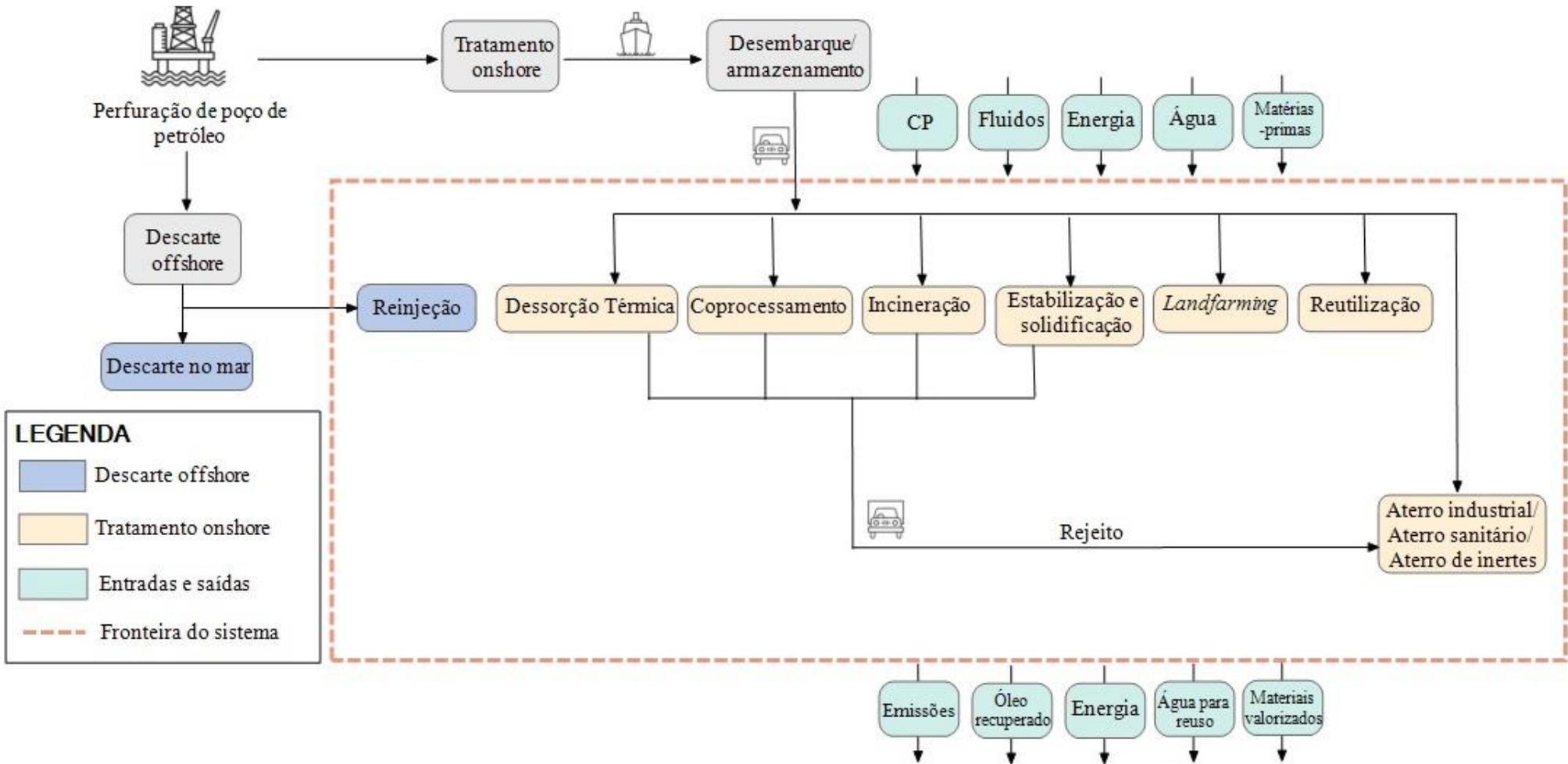
Nesta seção é apresentada a metodologia aplicada para ACV das alternativas de tratamento e disposição final dos resíduos de perfuração. Definindo as quatro principais fases da metodologia ACV: definição do objetivo e escopo, análise do inventário do ciclo de vida, avaliação de impacto do ciclo de vida e interpretação do ciclo de vida.

### 3.3.1 Definição do Objetivo e Escopo da Avaliação

Neste projeto o objetivo foi avaliar a gestão dos resíduos de cascalho de perfuração (CP) gerados em plataformas de petróleo no Brasil, comparando o desempenho ambiental das diferentes rotas tecnológicas. Foi definido como escopo da ACV, a unidade funcional, a fronteira do sistema e as categorias de impacto. Portanto, a seguir são apresentadas as definições desses elementos:

- Unidade Funcional: tratamento de 1 tonelada de resíduo.
- Fronteira do sistema: considera o tratamento/destinação final *onshore* e *offshore* para os cascalhos de perfuração. Esta fronteira foi definida levando em consideração que o objetivo do trabalho é realizar a comparação entre as tecnologias disponíveis, por isso não considera os processos anteriores ao tratamento/destinação final. Não foram considerados os seguintes aspectos: (i) Etapa de construção do estabelecimento e instalações de gerenciamento de resíduos sólidos, (ii) Impacto da construção da matriz energética, como é mostrado na Figura 15

Figura 15 – Definição da fronteira do sistema.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

### 3.3.2 Análise de Inventário do Ciclo de Vida

Conforme o tópico 2.4.2, o modelo de ICV utilizado foi de diagrama de fluxos (SUH; HUPPES, 2005). Para o levantamento do ICV, foram extraídos dados secundários da literatura, como mostrado no tópico 3.2. Os dados serão divididos em entradas (transporte, energia, água e insumos) e saídas (emissões no ar, na água, no solo e resíduos) para cada opção de tratamento e destinação final.

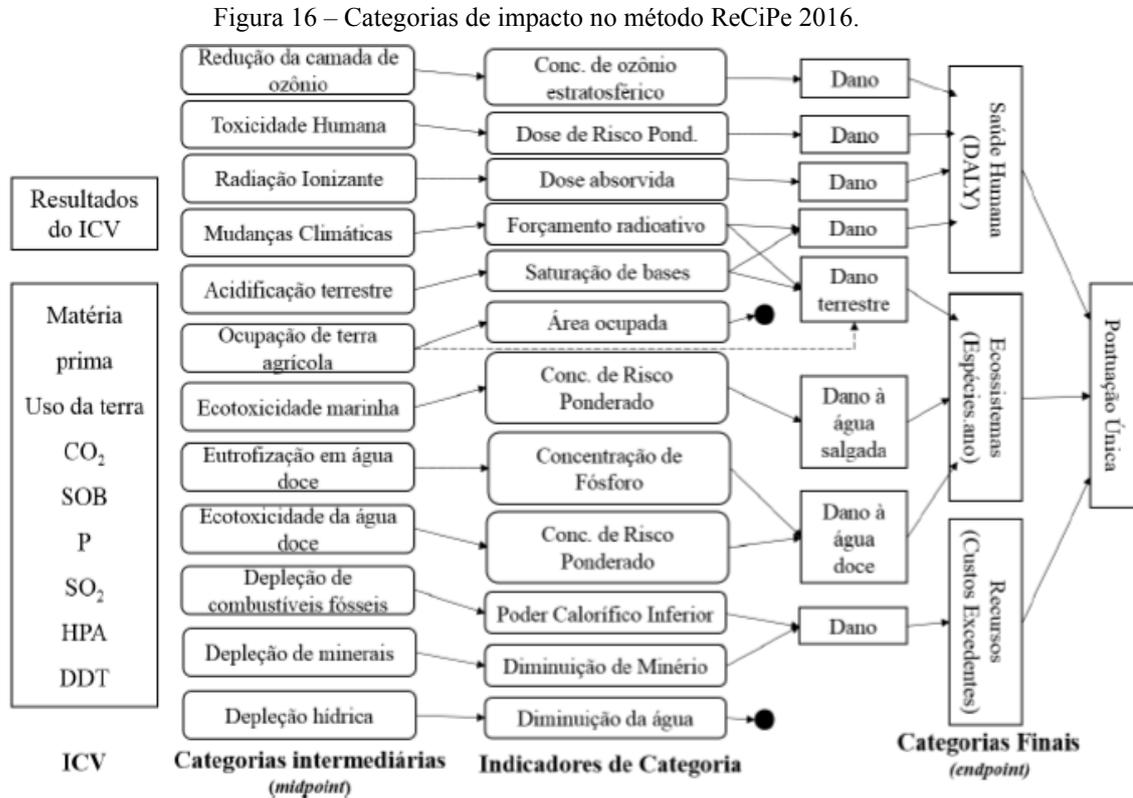
Foram seguidos os procedimentos para análise de ICV, segundo a ABNT (2009b): i) definição de objetivo e escopo; ii) preparação para a coleta de dados; iii) coleta de dados; iv) validação dos dados; v) correlação dos dados aos processos elementares; vi) correlação dos dados à unidade funcional; vii) agregação de dados; viii) refinamento da fronteira dos sistemas. A qualidade dos dados levantados foi avaliada segundo critérios do Guia Qualidata (RODRIGUES et al., 2016) e aplicação da Matriz Pedigree. A Matriz Pedigree é utilizada para gestão da qualidade dos dados de ICV ver no Anexo A. Esses dados são avaliados com base nos indicadores de confiabilidade, completeza, correlação temporal, geográfica e tecnológica, como mostra no exemplo o Apêndice F (Weidema; Wesnaes, 1996; Weidema, 2003).

### 3.3.3 Análise de Impacto do Ciclo de Vida

Nesta fase da ACV, os impactos ambientais das alternativas de tratamento e disposição final dos resíduos de perfuração foram avaliados pela ótica do berço ao túmulo realizada com o auxílio do *software OpenLCA*. O método de AICV utilizado foi o ReCiPe 2016 *midpoint* (H) (HUIJBREGTS et al., 2017), e os ICV que foram construídos com dados secundários da literatura e comparados com a base de dados *ecoinvent* (MORENO RUIZ E. et al., 2021). A *ecoinvent* é um banco de dados validado contendo mais de 2.500 processos (FRISCHKNECHT; REBITZER, 2005).

O método ReCiPe 2016 *midpoint* (H) foi escolhido para essa pesquisa. Optou-se pela abordagem *midpoint* devido à sua habitual menor incerteza nas entradas do inventário (HAUSCHILD; HUIJBREGTS, 2015) e a capacidade de avaliação individual de cada categoria. Este método é uma evolução dos métodos Eco-indicator 99 e CML 2002, sendo caracterizado por integrar e harmonizar de forma mais consistente as abordagens *midpoint* e *endpoint* (JOINT RESEARCH CENTRE, 2010). Ele abrange ambos os grupos de categoria de impactos (*midpoint* e *endpoint*) (HUIJBREGTS et al., 2017). No primeiro grupo, dezoito

categorias podem descrever o mecanismo ambiental a nível intermediário, sendo mostradas na Figura 16.



Para esse projeto foram selecionadas dez das categorias de impacto do ReCiPe 2016, como mostra o Quadro 9. Visto que o objetivo desse projeto é a construção de inventários, será possível realizar a AICV para outras categorias de impacto com esses dados futuramente.

Quadro 9 – Categorias de impacto selecionadas do ReCiPe 2016.

Categorias de impacto	Siglas	Unidade
Acidificação Terrestre	AT	kg SO <sub>2</sub> eq
Aquecimento Global	AG	kg CO <sub>2</sub> eq
Consumo de água	CA	m <sup>3</sup>
Depleção de Recursos Fósseis	DRF	kg óleo eq
Ecotoxicidade terrestre	ET	kg 1,4-DCB
Ecotoxicidade de Água Doce	ETAD	kg 1,4-DCB
Ecotoxicidade Marinha	ETM	kg 1,4-DCB
Eutrofização de Água Doce	EAD	kg P eq
Eutrofização Marinha	EM	kg N eq
Formação de Material Particulado	FMP	kg PM <sub>2.5</sub> eq

Fonte: Adaptado de Huijbregts et al. (2017).

### **3.3.4 Interpretação do Ciclo de Vida**

Durante o processo de ACV, a interpretação final dos resultados desempenha um papel crucial de considerar conjunta as constatações da análise de inventário e da avaliação de impacto. O propósito dessa etapa é fornecer resultados coerentes com o objetivo e escopo definidos, além de conduzir a conclusões claras, explicar as limitações encontradas e fornecer recomendações. É nessa fase que os resultados obtidos subsidiaram a comparação entre os tratamentos, sendo apresentados de forma conjunta. Também são identificadas questões significativas que requerem atenção. Por meio da verificação da integridade, sensibilidade e consistência do estudo, conclusões, limitações e recomendações (ABNT, 2009b).

### **3.3.5 Comparação entre os resultados das ACV**

A fase do estudo teve como objetivo principal comparar os resultados das ACV das alternativas de tratamento e disposição final dos resíduos de perfuração. Nesse contexto, a comparação foi feita com base em dados secundários da literatura e comparados com a da base de dados *ecoinvent 3.7*, mantendo-se a unidade de referência, fluxos reportados, qualidade dos dados e demais considerações no item 3.2.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção são apresentados: i) os resultados da revisão sistemática; ii) identificação da contribuição relativa de cada tratamento/destinação final para as categorias de impacto selecionadas; iii) identificação das principais substâncias responsáveis pelos comportamentos de cada tratamento/destinação final nas categorias de impacto analisadas; e iv) discussão acerca dos motivadores dos resultados de cada tratamento/destinação final, realizada de maneira transversal às interpretações anteriores.

##### 4.1. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA QUANTITATIVA E QUALITATIVA

Os resultados detalhados da revisão sistemática, descrito na seção 3.1 e 3.2, para os tratamentos analisados estão consolidados na Tabela 1. Nessa fase da revisão, é importante destacar que o número total de estudos representa a soma cumulativa da pesquisa, sem a exclusão deliberada de artigos duplicados identificados durante as buscas. Além disso, é pertinente ressaltar a possibilidade de ocorrência de repetições entre os resultados oriundos das diversas bases de dados, como *Scopus*, *Web of Science*, *ScienceDirect* e *SpringerLink*.

Ainda, nesta análise, nem todos os resultados estão estritamente vinculados ao CP. Essa abordagem foi adotada devido à ainda limitada disponibilidade de inventários específicos para cascalhos de perfuração. Nesse contexto, a inclusão de resultados relacionados a outros resíduos foi considerada, uma vez que poderiam proporcionar insights valiosos e informações complementares, contribuindo para a abrangência e relevância do estudo.

Tabela 1 – Número de estudos encontrados na fase quantitativa.

(continua)

Tratamento	BDTD	CAPES- Teses e Dissertações	Scopus	Springer link	Web of science	Science Direct
Aterro sanitário	52	228	3343	15417	2751	23361
Aterro de inertes	-	-	-	-	-	-
Aterro industrial	0	242	8	11606	4	140
<i>Burial pits</i>	-	-	-	-	-	-
Compostagem	21	1	10677	2243	1014	11390
Coprocessamento	323	4547	81	464	61	1113
Dessorção térmica	1	-	37	8614	29	248

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Tabela 1 – Número de estudos encontrados na fase quantitativa.

(conclusão)

Tratamento	BDTD	CAPES- Teses e Dissertações	Scopus	Springer link	Web of science	Science Direct
Disposição em caverna de sal	-	-	-	-	-	-
Estabilização e solidificação	-	-	1302	113	8	1814
Extração de fluido supercrítico	3	-	80	74	43	507
Incineração	17	10	5166	2360	310	2121
<i>Landfarming</i>	0	0	8	103	6	86
Micro-ondas	0	7057	3	2851	1	126
Pirólise	10	4	21609	1538	1466	11586
Reciclagem	105	131	84593	64807	6764	51871
Reinjeção	134	1	57	583	6	245
Remediação eletrocinética	-	-	860	51	27	523
Sistemas microemulsionados	-	-	611	60	8	581

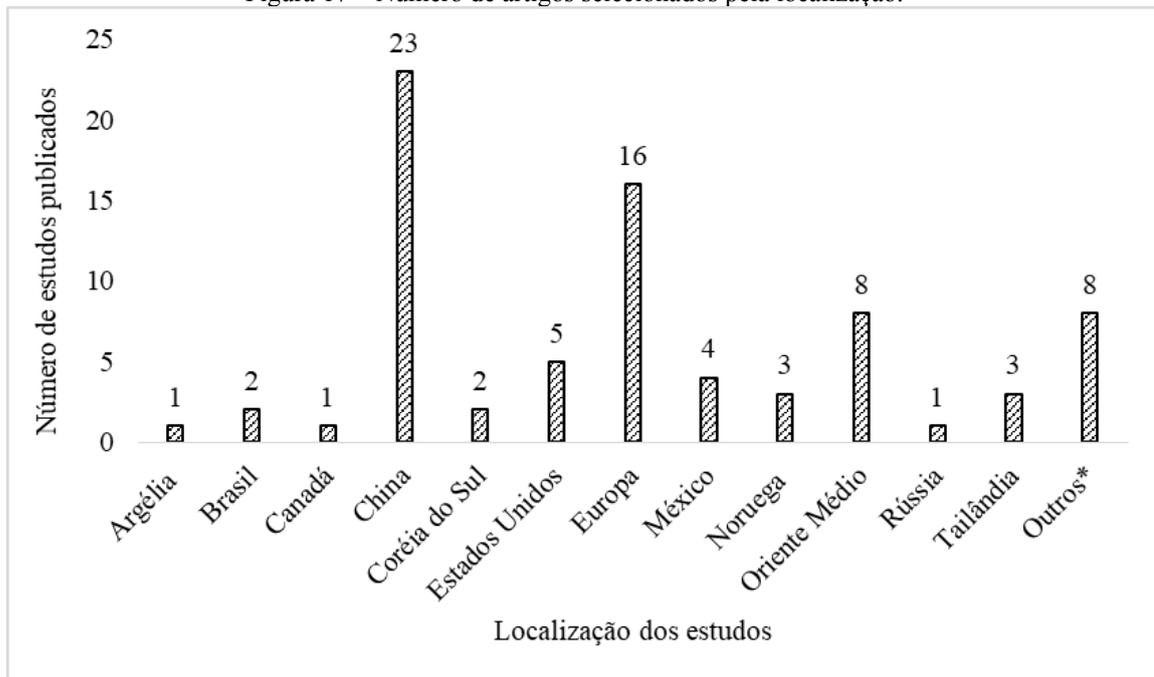
Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Nesta revisão quantitativa, identificou-se que as tecnologias de tratamento com maior disponibilidade de retornos foram: reciclagem (208.271), aterro sanitário (45.152), pirólise (36.213), compostagem (25.346), aterro industrial (12.000), micro-ondas (10.038) e incineração (9.984). Obteve-se menores retornos para os seguintes tratamentos: dessorção térmica (8.929); coprocessamento (6.589); estabilização e solidificação (3.237); remediação eletrocinética (1.461). Por outro lado, as tecnologias sistemas microemulsionados (1.260), reinjeção (1026), extração de fluido supercrítico (707) e *landfarming* (203) parecem ser menos estudadas, devido ao baixo número de documentos disponíveis. Não estão disponíveis os resultados para os tratamentos disposição em caverna de sal, *burial pits* e aterros de inertes.

Selecionou-se, então, os estudos revisando o título e o resumo de cada artigo identificado na busca inicial, de forma independente e obedecendo rigorosamente aos critérios de inclusão e exclusão do item 3.2. Dessa forma, um total de 84 estudos foram selecionados, recuperados de artigos científicos, dissertações e teses. A análise contextual, apresentada nas seções a seguir, aborda i) a distribuição geográfica e ii) a evolução temporal.

Mapeando os estudos selecionados, constatou-se que a China e a Europa são os que mais produzem ACV de sistemas de gestão de resíduos sólidos e de resíduos de perfuração de petróleo e gás, como visto na Figura 17. Observou-se, também, que os países produtores de petróleo produzem pesquisas significativas na área, no entanto com menor intensidade. Essa ausência pode ser causada pela baixa relevância da ACV nessas regiões, além disso, os estudos que são publicados em idiomas locais impedem sua inclusão na revisão (LAURENT et al., 2014). A categoria “outros” é representada pelos estudos que estão em mais de uma localidade.

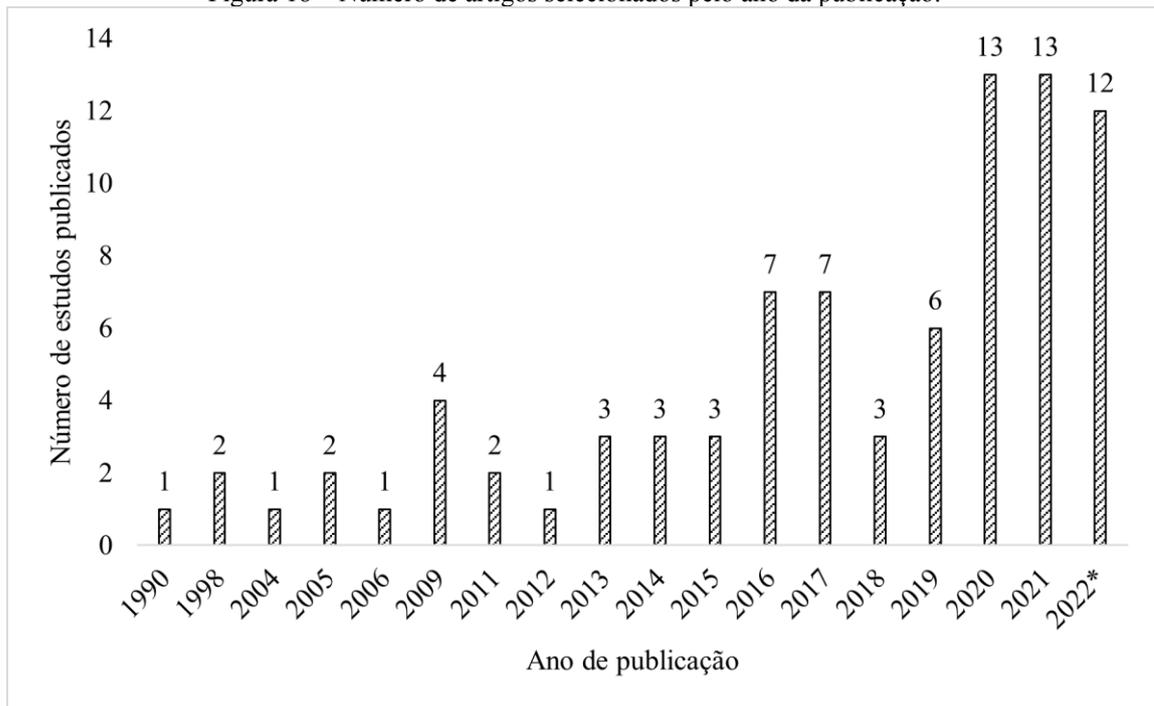
Figura 17 – Número de artigos selecionados pela localização.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Analisou-se a evolução temporal dos estudos, como se observa na Figura 18, foi possível notar uma tendência de crescimento na última década, com o aumento das publicações relacionadas aos ICV sobre tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos de perfuração e de outros tipos de resíduos, como resíduos sólidos urbanos, sedimento marinho, resíduo de madeira, entre outros. Tal aumento pode estar relacionado ao fato de a poluição de fontes petrolíferas ter se tornado um assunto altamente em pauta no quesito sustentabilidade. Diversas mudanças em legislações nacionais e internacionais podem ter sido o estopim para o crescimento dessa linha de pesquisa. Os anos sem publicação não estão sendo mostrados. Nota-se que entre 2006 e 2009 e em 2010 não houve publicações, enquanto o ano de 2022 está incompleto, visto que a pesquisa de literatura foi cessada em meados de 2022.

Figura 18 – Número de artigos selecionados pelo ano da publicação.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Na análise qualitativa, descartou-se o tratamento por pirólise entre as opções de tratamento por entender que a tecnologia não é viável tecnicamente para o CP. Para esta técnica ser viável, o resíduo teria que estar excessivamente contaminado com hidrocarbonetos para gerar algum poder calorífico. A maioria dos estudos envolvendo pirólise tem como matéria-prima a biomassa e os óleos, que não se encaixam com o cenário de cascalho.

As tecnologias de tratamento com maior disponibilidade de dados são incineração (6) e aterro industrial (3) com estudos previamente selecionados. Por outro lado, as tecnologias aterro sanitário (2), coprocessamento (2), *landfarming* (2), reinjeção (2), dessorção térmica (2), estabilização e solidificação e reciclagem (1) com menos resultados. Não foram encontrados inventários para os seguintes tratamentos: disposição em caverna de sal; *burial pits*; aterro de inertes; compostagem; sistemas microemulsionados; extração de fluido supercrítico; remediação eletrocinética e micro-ondas.

#### 4.2. APLICAÇÃO DOS TRATAMENTOS

No Quadro 10, são apresentados os resultados preliminares das pesquisas bibliográficas, que retornou 18 artigos científicos, teses e dissertações. Estes são os principais

estudos mapeados com informações para estruturar os ICV associados à gestão de resíduos de perfuração. Pode-se observar, que existem diferentes tipos de produtos envolvendo tratamento e disposição final que estão sendo estudados: resíduos sólidos urbanos (5), cascalhos de perfuração (5), resíduos industriais (3), entre outros (5).

Quadro 10 – Estudos de ACV selecionados por tecnologia de tratamento.

<b>Tecnologia Utilizada/Citada</b>	<b>Número</b>	<b>Referências</b>	<b>Tipos de Resíduos</b>	<b>Escopo Geográfico</b>
<b>Reciclagem</b>	1	Liu; et al., 2022	Cascalhos de perfuração à base de água	China
<b>Incineração</b>	2	Turconi et al., 2011	Resíduos sólidos urbanos	Dinamarca e Itália
	3	Li et al., 2015	Resíduos industriais	China
	4	Kim; Kim; Park, 2017	Resíduos industriais	Coreia do Sul
<b>Coprocessamento</b>	5	Güereca; Torres; Juárez-López, 2015	Resíduos sólidos urbanos	México
	6	Aguiar, 2021	Resíduos industriais	Brasil
<b>Comparação de cenários tecnológicos</b>	7	Cherubini; Bargigli; Ulgiati, 2009	Resíduos sólidos urbanos	Itália
	8	Almeida; Araújo; Medeiros, 2017	Resíduos de cascalho de perfuração	Brasil
	9	Dmitrijevas, 2010	Resíduos sólidos urbanos	Brasil
	10	Hu et al., 2021	Cascalhos de perfuração à base de óleo	Canadá
	11	Ghazi et al., 2011	Fluido de perfuração	Argélia
	12	Sarigiannis et al., 2021	Resíduos sólidos urbanos	Grécia
	13	Oliveira; Magrini, 2017	Recipientes Plásticos de Óleo Lubrificante	Brasil
<b>Reinjeção</b>	14	Ding; Li; Xiong, 2012	Resíduos de cascalho de perfuração	China
<b>Aterros industrial</b>	15	Cappucci et al., 2020	Resíduos plásticos	Itália
	16	Righi et al., 2016	Biocombustível	China
<b>Landfarming</b>	17	Musule et al., 2021	Pellets florestais	México
	18	Pasciucco et al., 2021	Sedimentos marinhos	Itália

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Ao realizar a Matriz Pedrigree para os inventários de cada referência, foram excluídos aqueles desprovidos de dados ou pontuações insuficientes para conduzir a AICV, assim como aqueles com dados agrupados, como no caso de Ghazi et al. (2011). A relação final dos artigos e inventários da base de dados *ecoinvent* que foram analisados está apresentada no Quadro 11.

Quadro 11 – Inventários de ACV selecionados por tecnologia de tratamento.

<b>Tecnologia Utilizada/Citada</b>	<b>Sigla</b>	<b>Referências</b>	<b>Tipos de Resíduos</b>	<b>Escopo Geográfico</b>
<b>Aterro industrial</b>	AInd1	Oliveira; Magrini, 2017	Recipientes Plásticos de Óleo Lubrificante	Brasil
<b>Aterro industrial</b>	AIndE	<i>Ecoinvent</i>	Cascalho de perfuração	Mundo
<b>Aterro sanitário</b>	AS1	Dmitrijevas, 2010	Resíduos sólidos urbanos	Brasil
<b>Incineração</b>	I1	Dmitrijevas, 2010	Resíduos sólidos urbanos	Brasil
<b>Aterro sanitário</b>	ASE	<i>Ecoinvent</i>	Resíduos sólidos urbanos	Mundo
<b>Aterro de Inertes</b>	AIE	<i>Ecoinvent</i>	Cascalho de perfuração	Mundo
<b>Coprocessamento</b>	C1	Aguiar, 2021	Resíduos industriais	Brasil
<b>Coprocessamento</b>	C2	Güereca; Torres; Juárez-López, 2015	Resíduos sólidos urbanos	México
<b>Coprocessamento</b>	CE	<i>Ecoinvent</i>	Resíduos industriais	Brasil
<b>Dessorção térmica</b>	D1	Hu et al., 2021	Cascalhos de perfuração	Canadá
<b>Incineração</b>	I2	Li et al., 2015	Resíduos industriais	China
<b>Incineração</b>	I3 I4	Turconi et al., 2011	Resíduos sólidos urbanos	Dinamarca e Itália
<b>Incineração</b>	IE	<i>Ecoinvent</i>	Resíduos industriais	Mundo
<b>Landfarming</b>	LE	<i>Ecoinvent</i>	Cascalho de perfuração	Mundo
<b>Reinjeção</b>	R1	Almeida; Araújo; Medeiros, 2017	Cascalho de perfuração	Brasil
<b>Reinjeção</b>	R2	Ding; Li; Xiong, 2012	Cascalho de perfuração	China
<b>Reinjeção</b>	RE	<i>Ecoinvent</i>	Cascalho de perfuração	Mundo

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

#### 4.3. ACV DA TECNOLOGIA DE ATERRO DE INERTES

O impacto ambiental das categorias selecionadas do método ReCiPe (H) *midpoint* é avaliado utilizando como unidade funcional o tratamento de 1 t de cascalhos de perfuração, de acordo com o *dataset* da *ecoinvent* (AIE). As informações referentes ao inventário AIE estão disponíveis na Tabela 2 para essa tecnologia (DOKA, 2007).

Tabela 2 – Inventário AIE, UF 1 t de cascalhos de perfuração.

<b>Entradas</b>	<b>AIE</b>	<b>Unidade</b>
Resíduos inertes	1,0	t
Aterro de resíduos inertes	1,48E-6	Item
Cargas específicas do processo, aterro resíduos inertes	1,0	t

Fonte: Adaptado de base de dados do *ecoinvent*, versão 3.7.

O impacto do inventário AIE (Tabela 3) focou na disposição de cascalhos de perfuração após tratamento, semelhantes aos resíduos inertes, resíduos considerados insolúveis, predominantemente compostos por minerais como tijolos, concreto e material de escavação, com teores de carbono abaixo de 5%. Dessa forma, não foram registradas as emissões diretas significativas provenientes do aterro de material inerte, incluindo o lixiviado, uma vez que se considerou essa contribuição como insignificante. Entretanto, o inventário AIE contemplou a avaliação da demanda de energia específica do processo, que é independente da composição dos resíduos, e o impacto no uso do solo do aterro de inertes.

Tabela 3 – Impactos ambientais totais por categoria para Aterro de Inerte, 1 t de cascalhos de perfuração – ReCiPe *midpoint*.

<b>Categoria de impacto</b>	<b>Unidade</b>	<b>Aterro Inerte E</b>
Formação de Material Particulado	kg PM <sub>2.5</sub> eq	1,30E-02
Depleção de Recursos Fósseis	kg oil eq	3,38E+00
Ecotoxicidade de Água Doce	kg 1,4-DCB	6,96E-02
Eutrofização de Água Doce	kg P eq	4,90E-04
Aquecimento Global	kg CO <sub>2</sub> eq	5,20E+00
Ecotoxicidade Marinha	kg 1,4-DCB	1,03E-01
Eutrofização Marinha	kg N eq	4,57E-05
Acidificação Terrestre	kg SO <sub>2</sub> eq	2,88E-02
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DCB	1,31E+01
Consumo de Água	m <sup>3</sup>	1,57E-01

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Optou-se por selecionar a categoria de impacto aquecimento global (AG) para fins ilustrativos, visto que este é o único inventário de aterro de inertes disponível. Como visto na

Tabela 3, o potencial impacto foi de 5,20 kg CO<sub>2</sub> eq. Desse valor, 94% correspondem a dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e 4% a metano (CH<sub>4</sub>). Em relação aos processos, 49,23% correspondem a construção do aterro de inertes, 50,77% do processo de operação do aterro de inertes, sendo desses, 47,20% são do consumo de diesel na operação do próprio aterro.

#### 4.4. ACV DA TECNOLOGIA DE ATERRO INDUSTRIAL

Os resultados da AICV normalizados com um índice padrão de 100% para cada categoria de impacto, foram obtidos pelo método ReCiPe (H) *midpoint* considerando como unidade funcional o tratamento de 1 t de resíduos são apresentados na Figura 19. A comparação foi realizada entre dois ICV: o Aterro Industrial 1 (AInd1), conforme relatado em Oliveira (2017), e o Aterro Industrial E (AIndE), baseado na base de dados da *ecoinvent* (DOKA, 2009). Os detalhes completos do inventário AInd1 estão apresentados na Tabela 4, enquanto as informações referentes ao inventário AIndE estão disponíveis na Tabela 5.

Tabela 4 – Inventário AInd1, 1 tonelada de polietileno de alta densidade (PEAD).

<b>Entradas</b>	<b>AInd1</b>	<b>Unidade</b>
PEAD	1	t
Diesel (transporte)	69,58	l
Energia	0,367	kWh
Óleo lubrificante	1,935	t
<b>Saídas</b>		
CO <sub>2</sub>	187,866	kg
CO	0,03450	kg
NO <sub>x</sub>	0,00701	kg
MP	0,00366	kg
NMVOC	0,208	kg
Calor	32,900	GJ

Fonte: Adaptado de Oliveira (2017).

Tabela 5 – Inventário AIndE, UF 1 t de cascalhos de perfuração.

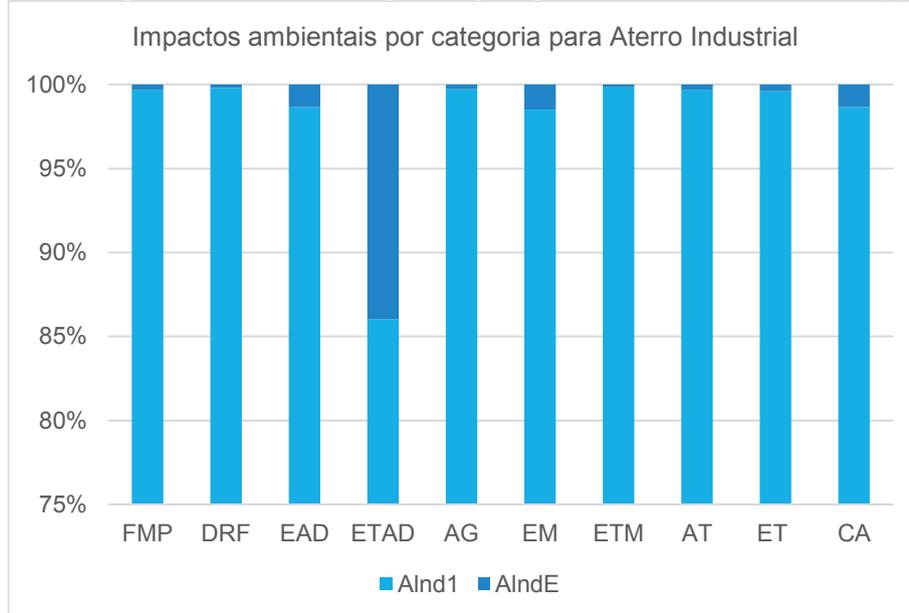
<b>Entradas</b>	<b>AIndE</b>	<b>Unidade</b>
Cascalhos de perfuração	1,00E+00	t
Cargas específicas do processo, aterro resíduos inertes	1,00E+00	t
Aterro de material inerte	2,08E-02	Item(s)
<b>Saídas</b>		
Alumínio	5,26E+01	kg
Arsênio	4,00E-03	kg
Bário	4,14E+02	kg
DBO5, Demanda Bioquímica de Oxigênio em 5 dias	2,84E+02	kg
Boro	9,91E+02	kg
Cálcio	6,39E+01	kg
Cloreto	3,50E+01	kg
Cromo VI	1,25E+02	kg
DQO, Demanda Química de Oxigênio	8,67E+02	kg
COD, Carbono Orgânico Dissolvido	3,43E+02	kg
Fluoreto	7,44E+02	kg
Ferro	1,00E+03	kg
Magnésio	9,11E+03	kg
Manganês	3,31E+01	kg
Fósforo	3,43E+03	kg
Potássio	9,90E+02	kg
Silício	1,00E+04	kg
Sódio	2,00E+01	kg
Estrôncio	3,62E+02	kg
Sulfato	1,80E+01	kg
COT, Carbono Orgânico Total	3,43E+02	kg
Zinco	1,84E+01	kg

Fonte: Adaptado de base de dados do *ecoinvent*, versão 3.7.

O impacto do inventário AIndE demonstrou um desempenho ambiental superior em quase todas as categorias de impacto consideradas (Figura 19) no inventário AInd1. No Apêndice B, estão disponíveis todos os resultados para os impactos ambientais por categoria para aterro industrial desses dois inventários. Essa melhoria significativa pode ser atribuída a diferenças na operação do aterro industrial e na composição dos resíduos gerenciados nos dois inventários. O inventário AIndE é elaborado para cascalho de perfuração, sendo um dos inventários mais completos e focados especificamente no cascalho de perfuração. Conforme IBP (2020), o Aterro Classe I é destinado exclusivamente para resíduos perigosos, podendo

incluir fluidos e cascalho contaminados com FPBNA, enquadrando-se como resíduos Classe I. É permitido ao aterro industrial receber resíduos contaminados, sendo uma das destinações mais utilizadas fora descarte *offshore*.

Figura 19 – Impactos ambientais totais por categoria para aterro industrial – ReCiPe (H) *midpoint*.



FMP: Formação de Material Particulado; DRF: Depleção de Recursos Fósseis; EAD: Ecotoxicidade de Água Doce; ETAD: Eutrofização de Água Doce; AG: Aquecimento Global; EM: Ecotoxicidade Marinha; ETM: Eutrofização Marinha; AT: Acidificação Terrestre; ET: Ecotoxicidade Terrestre; CA: Consumo de Água.

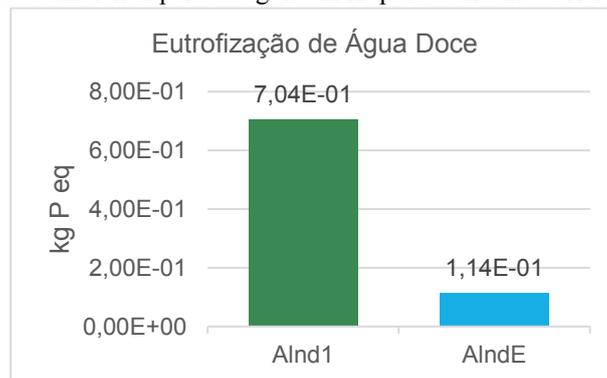
Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

No estudo de caso de AInd1, realizado no Rio de Janeiro, foram analisadas três opções de destinação para recipientes plásticos de óleo lubrificante, classificados como resíduos perigosos: reciclagem, aterro industrial e incineração. Essa avaliação considerou a situação atual, devido ao aumento da demanda por produtos de manutenção e operação no setor automotivo, resultando na geração desses resíduos. Por outro lado, no estudo de caso AIndE, focado nos resíduos destinados a aterros, eram resíduos de perfuração. Levando em conta principalmente o resíduo analisado nesses inventários, recomenda-se o uso do Inventário AIndE, embora tenha-se optado por manter a análise do AInd1, devido à ausência de outro na literatura para comparação.

Em Oliveira (2017), foram identificadas diversas categorias de impacto ambiental, das quais se destacam ecotoxicidade marinha, ecotoxicidade de água doce, transformação natural da terra e toxicidade humana como as mais impactantes. No entanto, devido ao fato de ambos os impactos dos inventários apresentarem resultados significativos para a categoria de EAD, essa categoria específica foi analisada em detalhes.

A EAD ocorre devido ao excesso de nutrientes descarregados no solo e nos corpos de água doce, resultando em níveis elevados de nutrientes, especialmente fósforo (P). Esse fenômeno leva ao aumento da produtividade primária de algas e outras plantas aquáticas, causando turbidez, odores desagradáveis, decomposição de matéria orgânica na água e diminuição dos níveis de oxigênio dissolvido. Isso, por sua vez, reduz a disponibilidade de oxigênio para espécies heterotróficas, o que pode resultar na perda de espécies aquáticas (AZEVEDO et al., 2013). Aplicando-se um *cut-off* de 5% para avaliar a contribuição das emissões, observa-se que o Inventário AInd1 (Figura 20) contribuiu com 99,38% das emissões de fósforo, sendo o processo mais impactante a produção de óleo lubrificante responsável por 99,48% dessas emissões. Por outro lado, o Inventário AIndE contribuiu com 100% das emissões de fósforo, com o processo de disposição do resíduo industrial sendo 99,1% dessas emissões.

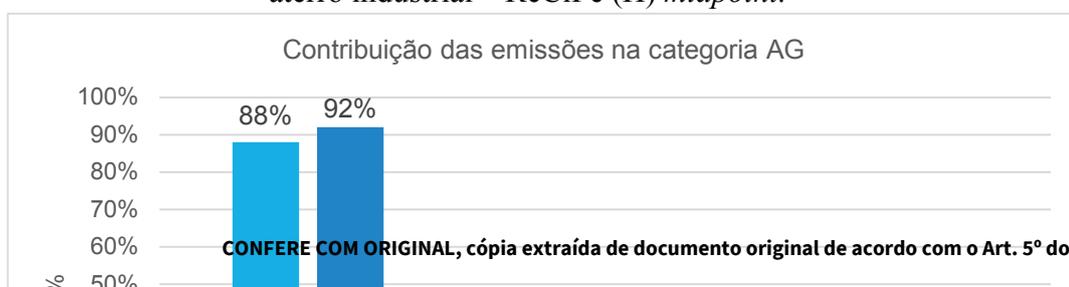
Figura 20 – Impacto ambiental para categoria EAD para aterro industrial – ReCiPe (H) *midpoint*.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

De maneira geral, quando o plástico é destinado a um aterro, normalmente presume-se que nenhuma emissão de CO<sub>2</sub> eq seja gerada (OLIVEIRA, 2017). No entanto, ao considerar a categoria AG, observa-se o inventário AInd1 é aproximadamente 6 vezes maior que o AIndE. Em relação às substâncias mais impactantes, a Figura 21 revela que AInd1 e AIndE possuem porcentagens similares de dióxido de carbono e metano, sendo 88% e 92%, e 7% a 6% respectivamente. Aplicando-se um *cut-off* de 5%, analisou-se no inventário AInd1 que o processo mais significativo foi 93,51% produção de óleo lubrificante, já no AIndE, 60,17% para construção aterro sanitário e 39,83% para operação do aterro sanitário.

Figura 21 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria AG para aterro industrial – ReCiPe (H) *midpoint*.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

#### 4.5. ACV DA TECNOLOGIA DE ATERRO SANITÁRIO

A Figura 22 ilustra o impacto ambiental das categorias selecionadas do método ReCiPe (H) *midpoint*, considerando como unidade funcional o tratamento de 1 t de RSU. Dois inventários foram analisados: Aterro Sanitário 1 (AS1), com base no estudo de Dmitrijevas (2010) detalhado na Tabela 6, e Aterro Sanitário E (ASE), proveniente da base de dados da *ecoinvent* (DOKA, 2007) descrita na Tabela 7. O inventário AS1 demonstrou um desempenho ambiental superior em quase todas as categorias de impacto (Figura 22). No Apêndice C, estão disponíveis todos os resultados para os impactos ambientais por categoria para aterro sanitário desses dois inventários. As discrepâncias nos impactos ambientais entre os inventários AS1 e ASE podem ser atribuídas à composição distinta dos resíduos destinados a aterros. Além disso, o *dataset* da *ecoinvent* abrange uma gama mais ampla de fluxos e processos em comparação aos inventários baseados em estudos de caso, isto é, maior completeza.

No estudo de caso AS1 (Tabela 6), realizado em São Paulo, foram comparadas duas opções de destinação de RSU: aterro sanitário e incineração com recuperação de energia. Essa análise utilizou dados de uma mesma empresa que realizou o tratamento e a disposição final de RSU entre os anos 2002 e 2008. No cenário de aterro sanitário, foram considerados não apenas o tratamento principal, mas também o tratamento dos gases e do chorume. Por outro lado, no estudo de caso ASE (Tabela 7), os resíduos destinados a aterros eram inertes, semelhantes ao cimento, e foram considerados tratamentos de gases e de chorume.

Tabela 6 – Inventário AS1, UF 1 t de RSU.

<b>Entradas</b>	<b>AS1</b>	<b>Unidade</b>
Resíduo sólido urbano	1,00E+00	t
Óleo diesel	2,36E+01	MJ
Brita corrida	2,09E+01	kg
Rachão	2,09E+01	kg
Energia	2,55E-01	MJ
Energia	1,39E-02	MJ
Chorume	5,73E-02	kg
<b>Saídas</b>		
CO2	3,25E+02	kg
CH4	2,21E+01	kg
Chorume	5,73E+01	kg
Energia (queima do metano)	4,10E+01	kg

Fonte: Adaptado de Dmitrijevas (2010).

Tabela 7 – Inventário ASE, UF 1 t de RSU.

(continua)

<b>Entradas</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>
Resíduos sólidos urbanos	1,00E+00	t
Eletricidade, baixa voltagem	6,91E+12	kWh
Calor, central ou em pequena escala, que não seja gás natural	3,25E+02	MJ
Calor, distrital ou industrial, gás natural	5,15E+11	MJ
Cargas específicas do processo, aterro sanitário	1,00E+03	kg
Instalação de aterro sanitário	5,56E-07	Item(s)
Rede de esgoto, 5e9l/ano, 110 km	5,45E-07	km
Instalação de tratamento de águas residuais, capacidade 5e9l/ano	1,42E-08	Item(s)
<b>Saídas</b>		
Alumínio	1,34E+01	kg
Antimônio	8,84E-06	kg
Arsênio, íon	3,40E-03	kg
Cádmio, íon	6,07E-04	kg
Cálcio, íon	1,83E+02	kg
Cromo VI	9,69E-05	kg
Cobalto	1,76E-03	kg
Cobre, íon	3,86E-03	kg
Sulfeto de hidrogênio	3,60E-01	kg

Fonte: Adaptado de base de dados do *ecoinvent*, versão 3.7.

Tabela 7 – Inventário ASE, UF 1 t de RSU.

(conclusão)

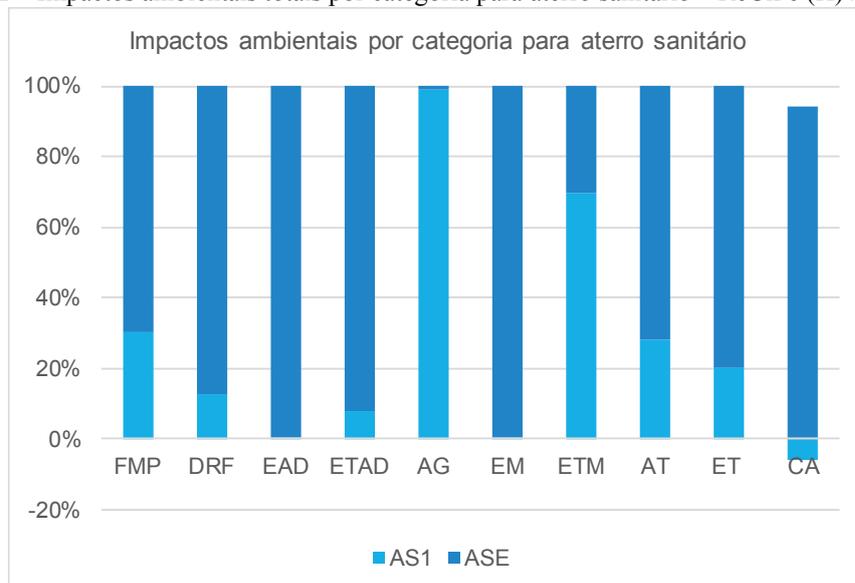
<b>Saídas</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>
---------------	-------------------	----------------

Ferro, íon	7,04E-01	kg
Chumbo	2,94E-02	kg
Manganês	1,86E-01	kg
Mercúrio	1,71E-05	kg
Níquel, íon	1,65E-02	kg
Fosfato	4,81E-03	kg
Silício	7,35E-01	kg
Sódio, íon	4,12E+00	kg
Sulfato	1,38E+01	kg
Tálio	1,93E-04	kg
Estanho, íon	1,33E-03	kg
Vanádio, íon	6,74E-03	kg
Papel gráfico residual	3,88E+12	kg
Plástico residual, mistura	3,88E+12	kg
Zinco, íon	6,65E-02	kg

Fonte: Adaptado de base de dados do *ecoinvent*, versão 3.7.

É relevante observar que, nesse contexto, nenhuma das opções analisadas refere-se ao cascalho de perfuração. Entretanto, em situações gerais que envolvem fluidos não aquosos, o cascalho pode ser incluído, desde que tenha passado por tratamento prévio. O documento do IBP (2020) esclarece que um Aterro Classe II é projetado para receber exclusivamente resíduos não perigosos, abrangendo fluidos e cascalho que não foram contaminados com óleo da formação, ou aqueles que foram contaminados, mas receberam tratamento prévio de descontaminação, solidificação e estabilização.

Figura 22 – Impactos ambientais totais por categoria para aterro sanitário – ReCiPe (H) *midpoint*.



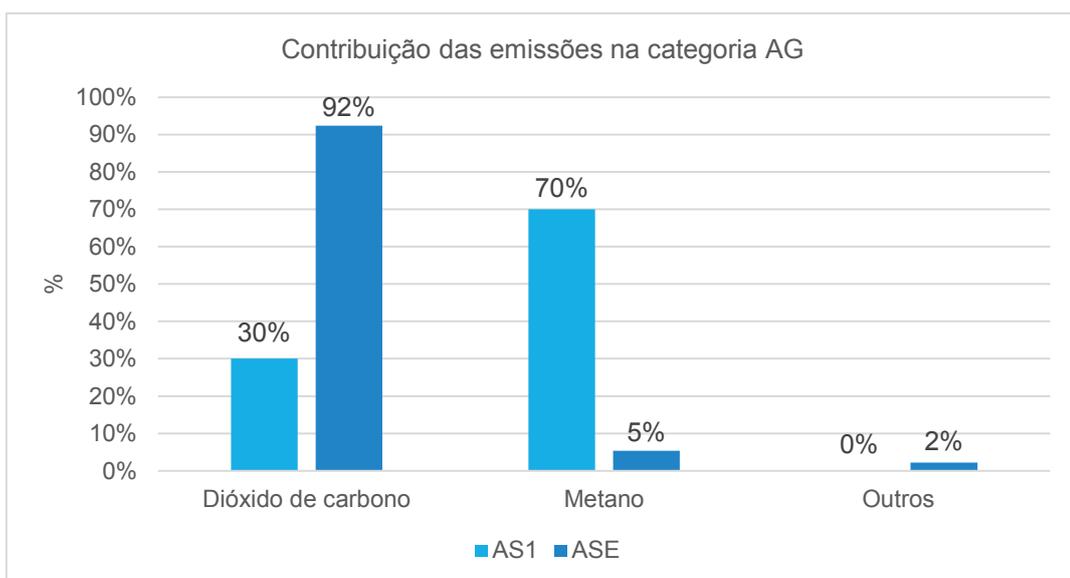
FMP: Formação de Material Particulado; DRF: Depleção de Recursos Fósseis; EAD: Ecotoxicidade de Água Doce; ETAD: Eutrofização de Água Doce; AG: Aquecimento Global; EM: Ecotoxicidade Marinha; ETM: Eutrofização Marinha; AT: Acidificação Terrestre; ET: Ecotoxicidade Terrestre; CA: Consumo de Água.

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Os impactos ambientais que mais diferiram entre os dois cenários foram o AG e a EM. O inventário AS1 apresentou valores consideravelmente superiores em AG (1,08E+03 kg CO<sub>2</sub> eq.) em comparação com o inventário ASE (1,05E+01 kg CO<sub>2</sub> eq.). Por outro lado, na categoria EM o inventário ASE registrou um impacto 43% menor em relação ao AS1. Os principais fluxos elementares que influenciaram essas diferenças foram CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, conforme demonstrado na Figura 23. No inventário AS1, cerca de 70 % das emissões são atribuídas ao CH<sub>4</sub>, enquanto no inventário ASE, essa proporção era de apenas 5%. Em contraste, o CO<sub>2</sub> representava 92% das emissões no AS1 e 30% no ASE.

Na categoria de impacto AG, os processos que mais impactaram foram, em 51,74%, a operação do aterro sanitário, sendo que do total desse impacto, 40,5% correspondem ao consumo de diesel em máquinas e 5,86% ao consumo de eletricidade na instalação. Nesse inventário também foram contabilizados a construção das instalações como 40,33% do aterro sanitário, da 3,16% rede de esgoto e a 3,16 % instalação de tratamento de águas residuais. Já o inventário AS1, considera apenas a operação do aterro sanitário sendo 99 % correspondente ao processo de aterro sanitário.

Figura 23 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria AG para coprocessamento – ReCiPe (H) midpoint.

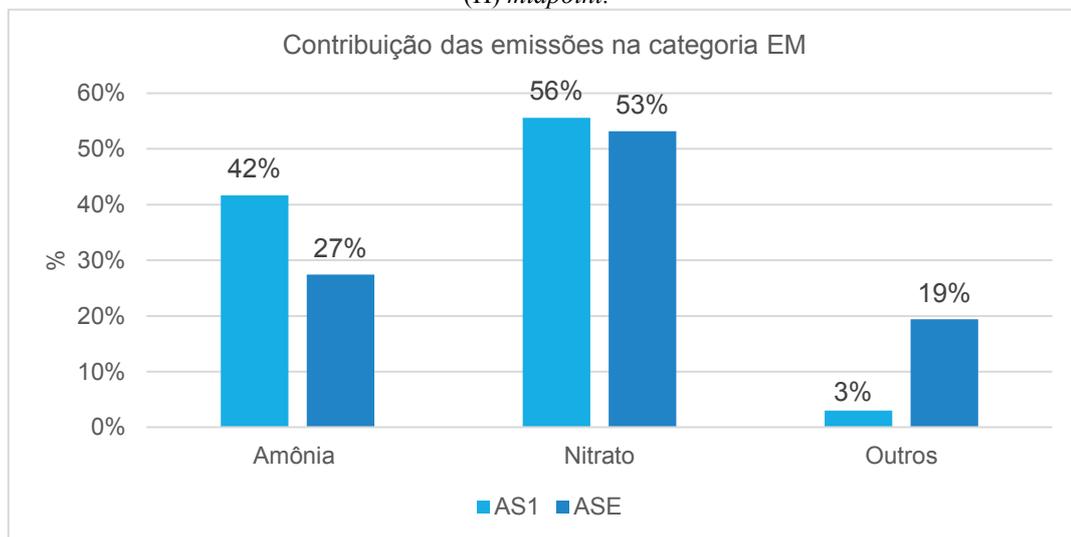


Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

A categoria de EM é definida como a reação de um ecossistema marinho a uma disponibilidade excessiva de um nutriente limitante. No mar, o nitrogênio é considerado um nutriente limitante, mas as atividades antropogênicas originadas principalmente da agricultura e dos processos de combustão aumentam a disponibilidade desse nutriente que tem potencial de causar EM (GALLOWAY et al., 2004). O inventário AS1 teve como resultado  $3,64E-04$  kg N eq. e o ASE foi 43% menor. As substâncias que impactaram foram a amônia ( $\text{NH}_3$ ) e o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), como visto na Figura 24. Nos inventários AS1 e ASE, o nitrato teve porcentagens similares, em 56% e 53% respectivamente, já para a amônia, 42% e 27%.

Aplicando-se um *cut-off* de 5%, analisou-se que 93,76% das emissões são provenientes do tratamento de águas residuais no inventário AS1, em contrapartida no inventário ASE, 36,22% correspondem à construção do aterro sanitário, 34,16% ao processo aterro sanitário, 9,28% ao tratamento de resíduos plásticos, 5,86% ao tratamento de resíduos papéis, 5,65% à construção da rede de esgoto, e 5,02% à construção de instalação de águas residuais. Nessa categoria, o tratamento do lixiviado teve um impacto significativo, subentende-se que o resíduo que é aterrado é fundamental para tratar o lixiviado.

Figura 24 – Impacto ambiental para categoria Eutrofização Marinha para aterro sanitário, 1 t de resíduo – ReCiPe (H) *midpoint*.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

#### 4.6. ACV DA TECNOLOGIA COPROCESSAMENTO

Os resultados da AICV normalizados (índice = 100 para cada categoria de impacto) pelo método ReCiPe (H) *midpoint* considerando como unidade funcional o tratamento de 1 t de resíduos. Foram analisados três ICV, Coprocessamento 1 (C1): Aguiar (2021),

Coprocessamento 2 (C2): Güereca; Torres; Juárez-López (2015) e o Coprocessamento E (CE): base de dados da *ecoinvent* (SILVA et al., 2020) são apresentados na Figura 25. O inventário CE demonstrou um desempenho ambiental superior para quase todas as categorias de impacto consideradas, em segundo e terceiro foram o C2 e C1 nessa ordem. As discrepâncias nos impactos ambientais observadas nos inventários C1, C2 e CE podem ser atribuídas a variações nas práticas de combustão e na composição dos resíduos coprocessados, detalhados nas Tabelas 8, 9 e 10. No Apêndice D, todos os resultados para os impactos ambientais por categoria para a tecnologia coprocessamento estão disponíveis.

Tabela 8 – Inventário C1, UF 1 t de blend de resíduos.

(continua)

<b>Entradas</b>	<b>C1</b>	<b>Unidade</b>
Blend de resíduos	1	t
Água, rio	1,11E+01	m <sup>3</sup>
Água, origem natural inespecífica/kg	2,67E+02	m <sup>3</sup>
Água subterrânea	2,19E+01	m <sup>3</sup>
Cr	1,05E+00	kg
Fe	5,09E+01	kg
Mn	7,70E-01	kg
Ni	2,71E+00	kg
Sn	5,06E-02	kg
Coque de petróleo	1,76E+02	kg
Carvão duro, inespecífico, no solo	1,11E+02	kg
Gás natural	5,61E+01	kg
Óleo cru	8,32E+01	kg
Ocupação, arável	5,57E+01	m <sup>2</sup> a
Ocupação, arável, não-irrigado	3,99E+01	m <sup>2</sup> a
Ocupação, florestal, intensiva,	1,11E+01	m <sup>2</sup> a
Ocupação, florestal, intensiva, ciclo curto	1,21E+01	m <sup>2</sup> a
Ocupação, colheita permanente,	2,60E+01	m <sup>2</sup> a
Ocupação, local de construção	8,91E-01	m <sup>2</sup> a
Ocupação, aterro sanitário	2,20E+00	m <sup>2</sup> a

Ocupação, área industrial	4,30E-01	m <sup>2</sup> a
Ocupação, área industrial, construída	7,95E-01	m <sup>2</sup> a
Ocupação, extração mineral	4,17E-01	m <sup>2</sup> a
Ocupação, área de tráfego, rede rodoviária	3,15E-01	m <sup>2</sup> a
Transformação da floresta	4,79E+02	cm <sup>2</sup>
Transformação da floresta, extensiva	1,34E+03	cm <sup>2</sup>
Transformação da floresta, intensiva, desobstruída	4,46E+03	cm <sup>2</sup>
Transformação da floresta tropical	4,46E+03	cm <sup>2</sup>
Transformação, desconhecida	6,56E+02	cm <sup>2</sup>
Transformação, para floresta, intensiva, normal	8,27E+02	cm <sup>2</sup>
Transformação, para floresta, intensiva, ciclo curto	4,33E+03	cm <sup>2</sup>
<b>Saídas</b>		
CO <sub>2</sub> , fóssil	5,43E+02	kg
CH <sub>4</sub>	5,10E+02	kg
HCFC-22	4,31E-02	kg
CFC-12	1,38E-03	kg
CFC-10	1,27E-03	kg
NO <sub>2</sub>	2,10E-01	kg

Fonte: Adaptado de Aguiar (2021).

Tabela 8 – Inventário C1, UF 1 t de blend.

(conclusão)

<b>Saídas</b>	<b>C1</b>	<b>Unidade</b>
NO <sub>x</sub>	2,21E+00	kg
COVNM	8,89E-01	kg
NH <sub>3</sub>	2,74E-01	kg
CO <sub>2</sub> , biogênico	1,15E+00	kg
Particulados, < 2.5 um	2,46E-01	kg
Particulados, > 2.5 um, e < 10um	2,95E-01	kg
SO <sub>2</sub>	2,34E+00	kg
SO <sub>x</sub>	5,66E-01	kg
Cu	1,54E-03	kg
Hg	8,39E-04	kg
Zn	3,45E-03	kg
Rn-222	5,03E+04	kBq
Cipermetrina	1,02E+02	mg
Se	1,29E+01	g
Mn	1,97E+02	g
Ba	2,50E+01	g
As, íon	2,51E+00	g
Fosfato	7,02E+02	g
Nitrato	1,24E+03	g

Ni, íon	3,19E+01	g
P	9,24E+00	g
V, íon	5,37E+00	g
Zn, íon	6,12E+01	g
Be	3,62E-01	g

Fonte: Adaptado de Aguiar (2021).

Tabela 9 – Inventário C2, UF 1 t de clinker.

<b>Entradas</b>	<b>C2</b>	<b>Unidade</b>
CDR coletado em residências	9,99E+02	kg
Água	2,71E-04	L
Escavação, escavadora hidráulica	1,58E+01	m <sup>3</sup>
Explosivos, tovox, na planta	4,20E-03	kg
Calcário e argila	3,27E+04	t
Minério de ferro, 46% Fe, na mina	6,09E-01	t
Eletricidade do mix Tepeaca	8,12E+02	kWh
Escavação, carregadora de direção deslizante	1,58E+01	m <sup>3</sup>
Refeição crua do processo de britagem	3,36E+01	t
Eletricidade (mix de eletricidade)	7,82E+02	kWh
Coque de petróleo	1,95E+03	kg
Papel industrial reciclado	4,62E+00	kg
<b>Saídas</b>		
Partículas totais em suspensão	2,48E-01	kg
Dióxidos de enxofre	6,81E+00	kg
Óxidos de nitrogênio	1,40E+01	kg
Monóxido de carbono	5,67E+00	kg
Hidrocarbonetos totais	6,45E-02	kg
Cádmio	3,00E-03	kg

Mercúrio	4,66E-04	kg
Tálio	2,94E-05	kg
Dioxinas e furanos	1,44E-10	kg
Antimônio	9,25E-07	kg
Arsênico	1,25E-05	kg
Níquel	5,40E-05	kg
Chumbo	4,79E-03	kg
Cromo	4,66E-05	kg
Dióxido de carbono	1,80E+04	kg

Fonte: Adaptado de Güereca et. al (2015).

Tabela 10 – Inventário CE, UF 1 tonelada de clínquer.

(continua)

<b>Entradas</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>
C clínquer	1,00E+03	kg
Bauxita	1,49E+01	kg
Carvão vegetal	1,15E+01	kg
Argila	1,69E+02	kg
Diesel	1,36E-01	kg
Eletricidade, média voltagem	1,08E+02	kWh
Escória de alto forno granulada	2,06E+00	kg
Cascalho, triturado	1,04E+01	kg
Óleo combustível pesado	2,08E-01	kg
Máquina industrial, pesada, não especificada	5,30E-02	kg
Minério de ferro, minério bruto, 46% fe	8,55E+00	kg
Lignito	9,75E-01	kg
Calcário, triturado, para moinho	1,00E+03	kg
Óleo lubrificante	1,51E-02	kg
Gás natural, baixa pressão	1,38E-02	m3
Coque de petróleo	1,25E+02	kg
Refratário, básico, embalado	1,92E-01	kg

Refratário, argila refratária, embalado	8,31E-02	kg
Refratário, alto teor de óxido de alumínio, embalado	1,38E-01	kg
Areia	1,17E+01	kg
Xisto	1,51E+01	kg
Aço, aço cromado 18/8, laminado a quente	1,56E-01	kg
Borracha sintética	2,90E-02	kg
Água da torneira	2,70E+00	kg
Ureia	5,97E+13	kg
Éster metílico de óleo vegetal	3,01E-02	kg
Água, coletada da chuva	7,58E+00	kg
Água, rio	2,34E-01	m3
Água, origem natural não especificada	3,92E-03	m3
Água, poço	1,05E-01	m3
cavacos de madeira, úmidos, medidos como massa seca	3,86E-01	kg
<b>Saídas</b>		
Antimônio	1,19E-05	kg
Arsênio	1,26E-05	kg
Berílio	1,16E-05	kg

Fonte: Adaptado de base de dados do ecoinvent, versão 3.7.

Tabela 10 – Inventário CE, UF 1 tonelada de clínquer.

(conclusão)

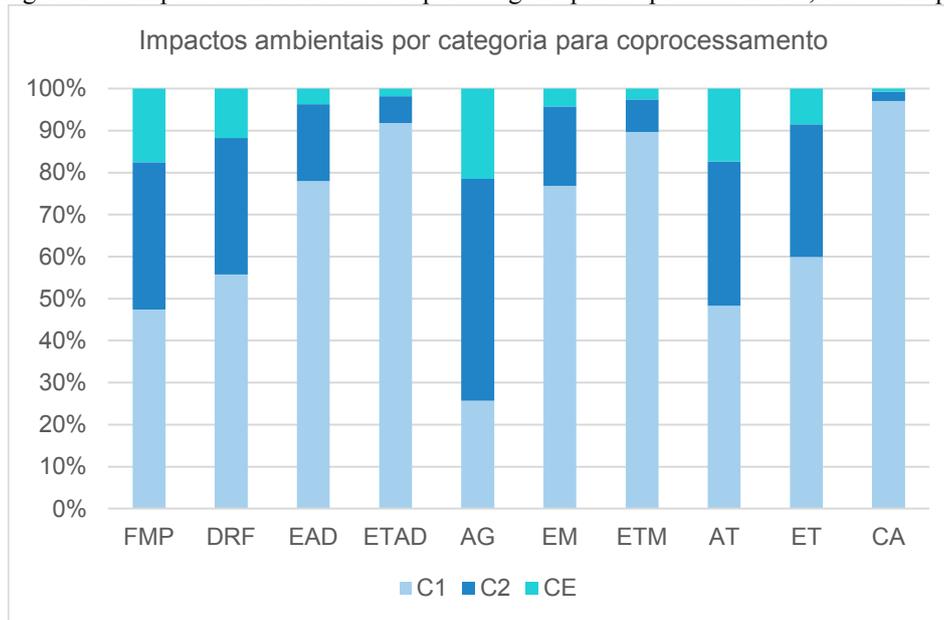
<b>Saídas</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>
Cádmio	8,08E-06	kg
Dióxido de carbono, biogênico	4,37E+01	kg
Dióxido de carbono, fóssil	1,17E+03	kg
Monóxido de carbono, fóssil	1,08E+00	kg
Cromo	5,51E-04	kg
clínquer	1,41E+03	kg
Cobalto	1,73E-05	kg
Cobre	1,28E-04	kg
Dioxinas, medidas como 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina	1,01E-10	kg
Hidrocarbonetos, não especificados	2,61E-02	kg
Ácido clorídrico	7,72E-03	kg
Ácido fluorídrico	1,12E-03	kg
Chumbo	1,23E-04	kg
Manganês	1,15E-03	kg
Mercúrio	6,51E-06	kg

Níquel	4,06E-04	kg
Óxidos de nitrogênio	3,20E+00	kg
Partículas, < 2,5 µm	1,16E-01	kg
Partículas, > 10 µm	2,72E-02	kg
Partículas, > 2,5 µm e < 10 µm	3,80E-02	kg
Selênio	1,69E-05	kg
Óxidos de enxofre	1,29E+00	kg
Tálio	1,22E-05	kg
Estanho	3,30E-04	kg
água residual, média	2,70E-03	m3
Água	3,51E+03	m3
Zinco	3,07E-03	kg

Fonte: Adaptado de base de dados do ecoinvent, versão 3.7.

No estudo de caso C1, localizado no Rio de Janeiro, foram utilizados seis anos de dados de três indústrias de cimento. Nesse caso, a maior parte dos resíduos utilizados foram classificados como resíduos industriais. Já no estudo de caso C2, realizado no México, foi baseado em sete fábricas de cimento e desenvolvido com base na produção de clínquer. Nesse caso, houve a substituição de 20% da energia fornecida pelo coque de petróleo por CDR proveniente de resíduos urbanos. A composição do CDR foi de 50% plásticos, 32% papel e papelão, 10% têxtil e 8% madeira. No estudo de caso CE, a base de dados utilizada foi a *ecoinvent*, considerando o inventário *baseline*. Esse estudo foi baseado em dados de seis fabricantes de cimento no período de 12 meses, que juntos correspondem a 70% da produção brasileira de cimento.

Figura 25 – Impactos ambientais totais por categoria para coprocessamento, 1 t de clínquer.



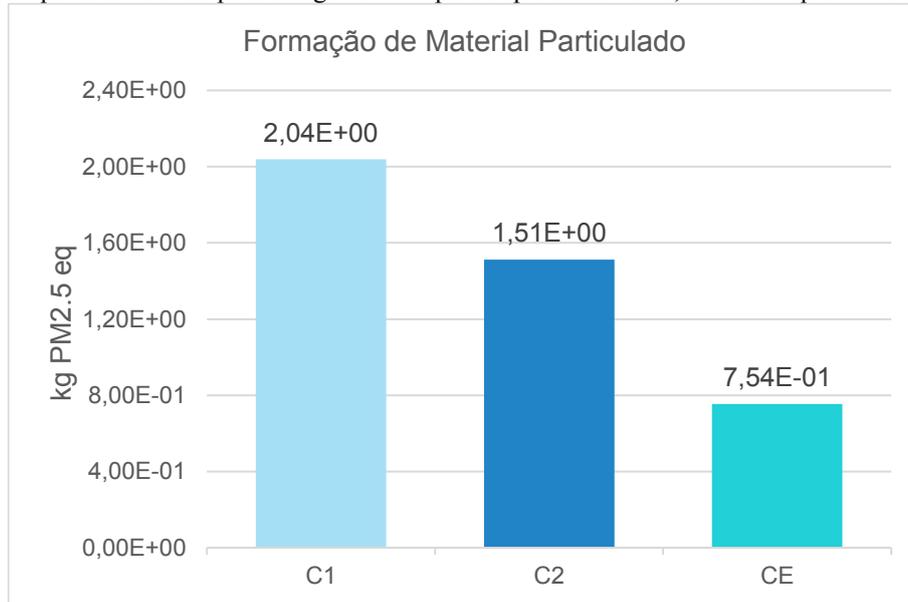
FMP: Formação de Material Particulado; DRF: Depleção de Recursos Fósseis; EAD: Ecotoxicidade de Água Doce; ETAD: Eutrofização de Água Doce; AG: Aquecimento Global; EM: Ecotoxicidade Marinha; ETM: Eutrofização Marinha; AT: Acidificação Terrestre; ET: Ecotoxicidade Terrestre; CA: Consumo de Água.

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

As categorias FMP e AG serão analisadas no contexto da indústria cimenteira, devido a essa atividade gerar emissões atmosféricas que impactam diretamente a saúde humana. Por isso, esse setor é conhecido por monitorar os poluentes emitidos durante seus processos (SILVA et al., 2020). Esses impactos estão associados à liberação de inaláveis inorgânicos para o ar, incluindo emissões de particulados, dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), particulados menores que 2,5 µm e óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>), monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) que são liberados na produção do cimento (AGUIAR, 2021).

No âmbito do coprocessamento, os impactos da categoria FMP estão relacionados, por exemplo, à produção de clínquer em fornos de uma fábrica de cimento e à queima do combustível coque de petróleo. Esse processo é analisado nos inventários C1, C2 e no CE, resultando em diferentes impactos ambientais, conforme ilustrado na Figura 26. Os valores de impacto foram registrados como 2,04 kg PM<sub>2.5</sub> eq, 1,51 kg PM<sub>2.5</sub> eq e 0,75 kg PM<sub>2.5</sub> eq, respectivamente. Essas substâncias estão associadas aos processos de combustão dos resíduos nos fornos de clínquer, também chamado de clinquerização, que variam de acordo com a composição do CDR utilizado. Isso resulta em uma redução de 26% na categoria de FMP comparando C1 e C2. É relevante notar que o inventário CE apresenta o menor impacto nessa categoria em comparação com os outros inventários de coprocessamento analisados.

Figura 26 – Impacto ambiental para categoria FMP para coprocessamento, 1 t de clínquer – ReCiPe (H) *midpoint*.

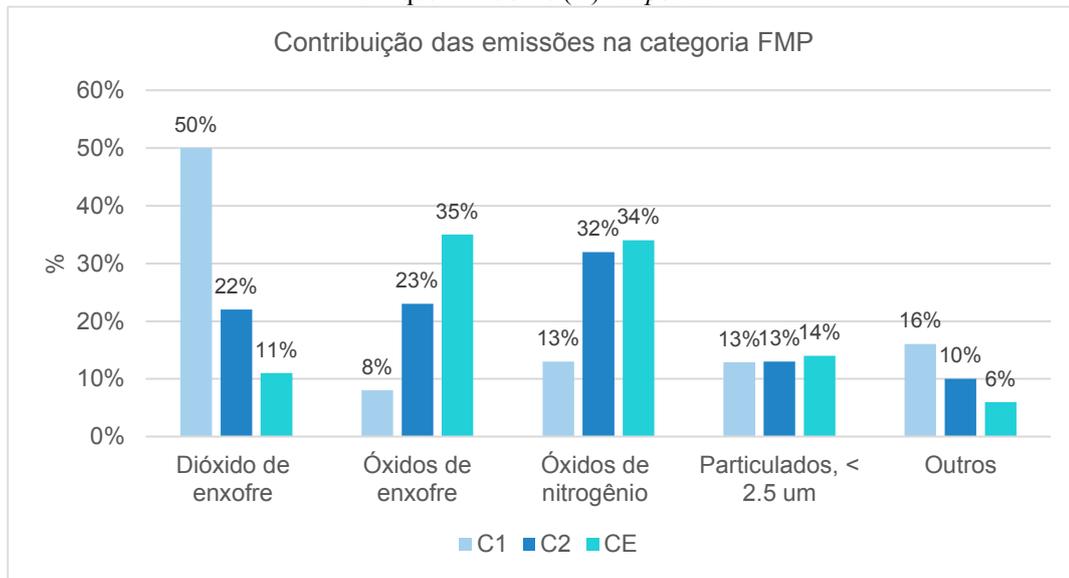


Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Conforme indicado na Figura 27, as substâncias mais impactantes nos inventários C2 e no CE são óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), que equivalem a 35% e 34%, respectivamente e óxidos de enxofre (SO<sub>x</sub>), que representam 23% e 32%. Essas emissões são provenientes da queima do coque de petróleo utilizado como combustível. Enquanto no inventário C1, o dióxido de enxofre corresponde a 50% das emissões totais de gases.

Os três inventários apresentam em torno de 13% de impacto dos particulados com diâmetro inferior a 2,5 µm. Como mencionado anteriormente, o inventário C1 utiliza principalmente resíduos industriais, enquanto os inventários C2 e CE utilizam RSU. A escolha desses materiais é justificada pela qualidade CDR, que pode ser avaliada por meio de parâmetros como o Poder Calorífico Inferior (PCI). O PCI é considerado um fator importante, devido às necessidades de coprocessamento. Por isso, os combustíveis são rotineiramente analisados quanto ao seu PCI e teores de umidade e cinzas (GÜERECA; TORRES; JUÁREZ-LÓPEZ, 2015).

Figura 27 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria FMP para coprocessamento, 1 t de clínquer – ReCiPe (H) *midpoint*.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

No contexto do coprocessamento, é fundamental considerar o impacto ambiental das emissões de gases do efeito estufa, representados principalmente pelo CO<sub>2</sub>, como visto na Tabela 11. Os inventários C1, C2 e CE apresentaram os seguintes resultados de impactos ambientais na categoria AG: C1 registrou um impacto ambiental de 8,70 E+02 kg CO<sub>2</sub> eq.; C2, um impacto de 2,22 E+03 kg CO<sub>2</sub> eq.; e, por último, CE, um impacto de 9,04E+02 kg CO<sub>2</sub> eq. Embora esses resultados sejam semelhantes para os três inventários, o C2 se destacou dos demais, sendo 41% mais impactante que o CE.

Em geral, as emissões de CO<sub>2</sub> eq. estão relacionadas à queima do combustível nos fornos de clínquer. A Tabela 11 revela que C2 e CE possuem porcentagens similares de dióxido de carbono e metano, em torno de 96% e 1% nessa ordem, já que ambos utilizam o mesmo combustível para o CDR. No entanto, a matriz energética é diferente, com C2 sendo baseado na matriz energética do México, composta por combustíveis fósseis, e CE refletindo a matriz energética brasileira, formada em sua maioria por fontes renováveis. Já em C1, as diferenças de percentuais entre os inventários ocorreram principalmente devido às características dos resíduos, incluindo solventes orgânicos e derivados de hidrocarbonetos contidos nos *blends*, que levaram a variações nas emissões de dióxido de carbono e metano entre 79% e 8%, respectivamente.

Tabela 11 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria aquecimento global para coprocessamento, 1 t de clínquer – ReCiPe (H) *midpoint*.

Aquecimento Global	C1	C2	CE
Dióxido de carbono	79,13%	96,82%	96,83%
Metano	8,20%	1,04%	1,51%
Outros	12,67%	2,14%	1,67%

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

#### 4.7. ACV DA TECNOLOGIA DE DESSORÇÃO TÉRMICA

O impacto ambiental das categorias selecionadas do método ReCiPe (H) *midpoint*, considerando como unidade funcional o tratamento de 1 t de cascalho de perfuração por meio do processo de dessorção térmica. Esses dados são baseados em um estudo hipotético, modelado com base nas tecnologias de dessorção térmica (D1) conforme descritas no estudo de Hu et al. (2021), com o inventário detalhado disponível na Tabela 12.

Tabela 12 – Inventário D1, UF 1 t de cascalho de perfuração com FPBNA

(continua)

<b>Entradas</b>	<b>D1</b>	<b>Unidade</b>
Alimentação de Resíduos - Bomba Hidráulica	2,09E-01	kWh
Dessorção Térmica (TCC) - Célula de Condutividade Térmica	2,14E+02	kWh
Dessorção Térmica (STD) - Câmara STD	1,25E+02	kWh
Dessorção Térmica (STD) - Eixos (n=2)	1,25E+02	kWh
Dessorção Térmica (RDD) - Rotação RDD	6,48E+01	kWh
Dessorção Térmica (RDD) - Óleo Combustível Pesado	2,00E+02	kg
Separação de Produtos - Lavador	6,15E-01	kWh
Separação de Produtos - Condensador de Óleo	2,86E+00	kWh
Separação de Produtos - Condensador de Vapor	4,02E+00	kWh
Separação de Produtos - Separador Água-Óleo	4,62E-01	kWh
Separação de Produtos - Transportador de Sólidos	5,50E-02	kWh
<b>Saídas</b>		
PM <sub>10</sub>	1,08E-01	kg
CO	7,30E-03	kg
CO <sub>2</sub>	2,32E-02	kg

Fonte: Adaptado de Hu et al. (2020).

Tabela 12 – Inventário D1, UF 1 t de cascalho de perfuração com FPBNA.

(continua)

Saídas	D1	Unidade
HCl	3,30E-03	kg
CH <sub>4</sub>	2,80E-03	kg
Nox	6,84E-02	kg
SO <sub>2</sub>	1,46E-02	kg
HTP Não-Condensáveis (Componentes Hidrocarbonetos Pesados Não-Condensáveis)	5,80E-03	kg
Sólidos - Aterro não perigoso	7,00E+02	kg
Óleo Recuperado - Óleo mineral	1,49E+02	kg
Água	1,50E+02	kg

Fonte: Adaptado de Hu et al. (2020).

Este estudo investigou os impactos do ciclo de vida de três sistemas experimentais de dessorção térmica em escala piloto: *Thermo-mechanical cuttings cleaner* ou *hammermill system* (TCC<sup>tm</sup>), secador tipo parafuso (STP) e secador de tambor rotativo (STR), os quais foram empregados no tratamento de perfuração no Canadá. Os resíduos de perfuração utilizados continham 15% de óleo base (óleo mineral), 15% de água e 70% de sólidos, apresentando uma densidade de aproximadamente 2,2 kg/L. O objetivo do tratamento era reduzir os hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP) para menos de 1% nos sólidos finais.

Nesta AICV do inventário D1 (Tabela 13), percebeu-se que o consumo de recursos e energia em processos essenciais resulta em potenciais impactos nas categorias AG e DRF. O uso de eletricidade baseado em diesel é comum no tratamento de resíduos de perfuração *offshore*, devido à localização frequentemente remota das áreas de perfuração, que frequentemente não tem acesso à rede elétrica. No entanto, é importante observar que os cascalhos de perfuração podem ser transportados das áreas de perfuração para instalações de tratamento *onshore* que operam com eletricidade de fonte hidrelétrica. Esse aspecto foi considerado, especialmente em áreas onde mais de 95% da eletricidade é proveniente de fontes renováveis, como é o caso da Colúmbia Britânica, onde cerca de 86% são de origem hídrica (HU et al., 2021).

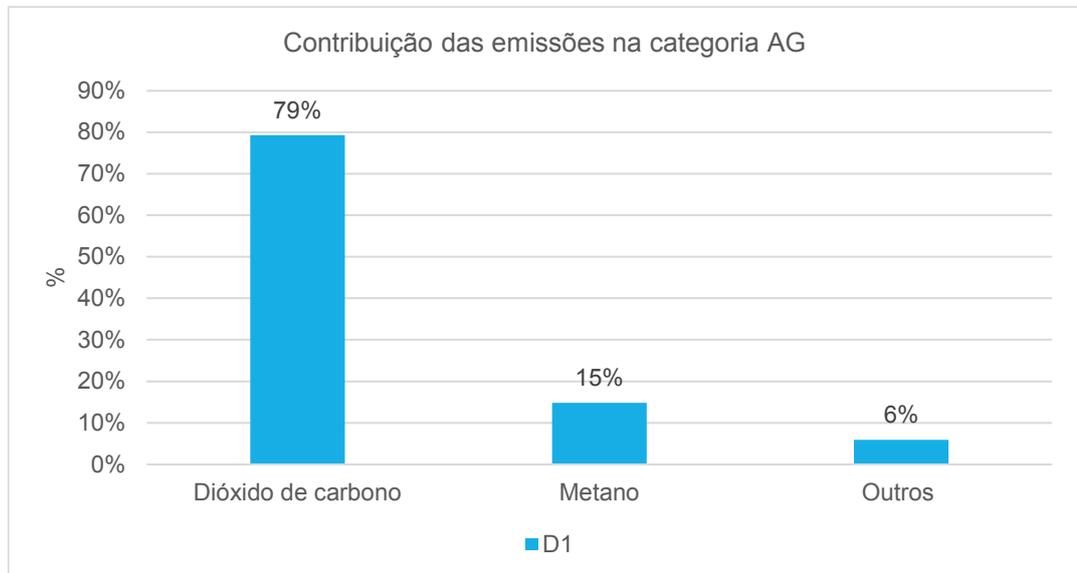
Tabela 13 – Impactos ambientais totais por categoria para dessorção térmica, 1 t de cascalhos de perfuração – ReCiPe (H) *midpoint*.

<b>Categoria de impacto</b>	<b>Unidade</b>	<b>Dessorção Térmica</b>
Formação de Material Particulado	kg PM <sub>2.5</sub> eq	4,27E-01
Depleção de Recursos Fósseis	kg óleo eq	2,39E+02
Ecotoxicidade de Água Doce	kg 1,4-DCB	1,05E+01
Eutrofização de Água Doce	kg P eq	7,34E-02
Aquecimento Global	kg CO <sub>2</sub> eq	1,97E+02
Ecotoxicidade Marinha	kg 1,4-DCB	1,43E+01
Eutrofização Marinha	kg N eq	1,27E-02
Acidificação Terrestre	kg SO <sub>2</sub> eq	1,19E+00
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DCB	3,32E+02
Consumo de Água	m <sup>3</sup>	1,13E+01

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Na categoria AG, os processos que contribuição para as emissões é de 63,20% devido ao uso de eletricidade, 34,18% devido ao consumo de óleo diesel e 2,62% relacionados a outros processos, sendo causadas pelas emissões dos gases como CO<sub>2</sub> e CH<sub>4</sub>, conforme ilustrado na Figura 28.

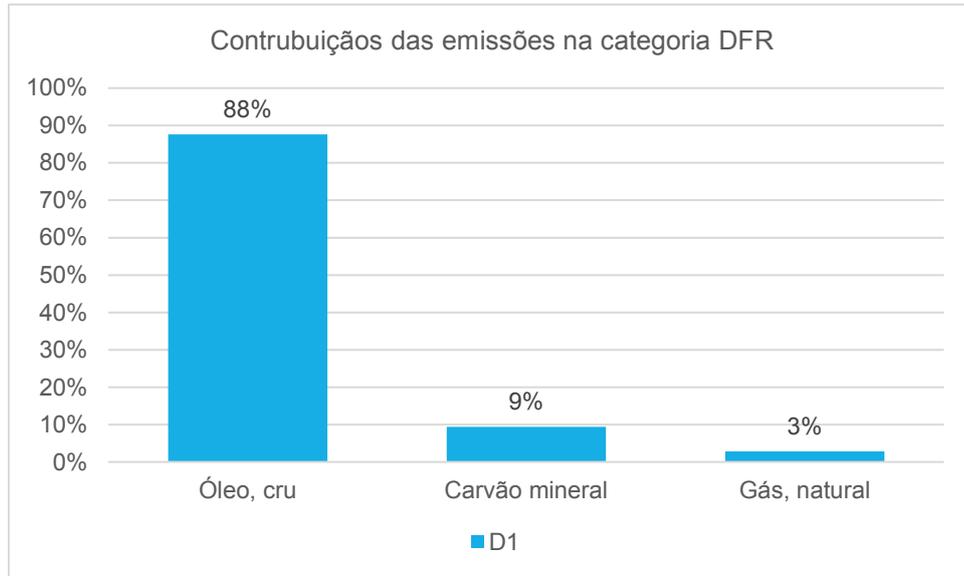
Figura 28 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria AG para dessorção térmica – ReCiPe (H) *midpoint*.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Na categoria DRF, esses processos contribuíram com 87,22% devido ao consumo de óleo diesel, 11,72% uso de energia elétrica e 1,06 % outros processos, conforme evidenciado na Figura 29.

Figura 29 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria DFR para dessorção térmica – ReCiPe (H) *midpoint*.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

#### 4.8. ACV DA TECNOLOGIA DE INCINERAÇÃO

Os resultados da AICV normalizados (índice = 100 para cada categoria de impacto) utilizando o método ReCiPe (H) *midpoint*, são apresentados na Figura 30, considerando quatro ICV relacionados à incineração. Esses inventários incluem Incineração 1 (I1): Dmitrijevas (2010), Incineração 2 (I2): Li et al. (2015), Incineração 3 (I3) e 4 (I4): Turconi et al. (2011) e Incineração E (IE): base de dados da *ecoinvent* (DOKA, 2008). Os detalhes completos dos inventários podem ser encontrados nas Tabelas 14, 15, 16 e 17, e todos os resultados para os impactos ambientais por categoria relacionadas à incineração estão disponíveis no Apêndice E.

Tabela 14 – Inventário I1, UF 1 t de RSU.

	<b>I1</b>	
--	-----------	--

<b>Entradas</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>
Ar	5,60E+03	kg
Água	1,58E+02	kg
Óxido de cálcio (CaO)	2,50E+01	kg
Silicato de sódio (30%)	1,50E+00	kg
Carvão ativado	2,50E+00	kg
Hidróxido de cálcio Ca(OH) <sub>2</sub>	3,20E+00	kg
Uréia	3,00E+00	kg
Resíduo sólido urbano	1,00E+03	kg
Cimento	1,35E+01	kg
Gás natural	3,60E+01	MJ
<b>Saídas</b>	0,00E+00	
CO <sub>2</sub>	9,53E+05	g
H <sub>2</sub> O	3,01E+05	g
O <sub>2</sub>	5,60E+05	g
N <sub>2</sub>	4,77E+06	g
Nox	1,97E+06	mg
SO <sub>2</sub>	1,97E+05	mg
HCl	9,80E+04	mg
Fuligem	4,90E+04	mg
Carbono orgânico total	2,00E+03	mg
CO	9,80E+04	mg
Dioxinas e Furanos	1,00E-03	mg
Hg	6,60E+02	mg
Cd	6,60E+02	mg
Metais pesados	2,00E+03	mg
Cinzas	1,80E+02	kg
Cinzas tratada	1,22E+02	kg
Geração de energia elétrica	1,22E+03	MJ

Fonte: Adaptado de Dmitrijevas (2010).

Dentre esses, o inventário IE apresentou um perfil ambiental mais impactante em comparação com os outros inventários avaliados. Isso se deve ao fato de que o *dataset* daecoinvent abrange uma cobertura mais ampla de fluxos e processos do que os inventários baseados em estudos de caso. Essas diferenças nos resultados podem estar relacionadas à tecnologia do incinerador, sistemas de limpeza de gases de combustão, eficiências de recuperação de energia e destinação de resíduos sólidos (Li et al., 2015). Além disso, como observado em Turconi et al. (2011), entradas de resíduos diferentes também causam variações nos resultados.

Tabela 15 – Inventário I2, UF 1 t de Resíduos industriais.

	<b>I2</b>	

<b>Entradas</b>	<b>Quantidade</b>	<b>Unidade</b>
Resíduos industriais	1,00E+00	t
Ca(OH) <sub>2</sub>	5,00E+01	kg
Carvão Ativado	2,30E+00	kg
Água	4,55E+02	kg
Eletricidade	2,32E+02	kWh
Combustível Auxiliar	4,50E+01	kg
<b>Saídas</b>		
Gases de Exaustão	1,20E+04	Nm <sup>3</sup>
Material Particulado	4,04E+01	mg
HCl	2,51E+01	mg
SO <sub>2</sub>	4,60E+01	mg
NO <sub>x</sub>	1,50E+02	mg
CO	2,50E+00	mg
HF	2,20E+00	mg
PCDD/Fs	1,97E+01	mg
Hg	1,27E+01	mg
Cd	6,40E+00	mg
Pb	9,94E+02	mg
As	3,76E+02	mg
Ni	7,49E+02	mg
Cr	1,44E+03	mg
Cu	4,23E+03	mg
Sb	1,41E+02	mg
Cinza volante	1,69E+02	kg
Zn	8,69E+02	mg
Cinza de fundo	1,28E+02	kg
Água residual	2,00E+02	kg

Fonte: Adaptado de Li et al. (2015).

No estudo de caso I1, localizado em São Paulo, e complementado com dados de incineradores do Norte da Itália, utilizou-se resíduos classificados como RSU. Por sua vez, o estudo de caso I2, realizado na China, baseou-se em resíduos industriais perigosos. Outro estudo de caso comparou incineradores de dois países da Europa, I3 na Itália e I4 na Dinamarca, observando diferenças operacionais e de composição de resíduos entre eles. No estudo de caso CE, a base de dados utilizada foi a *ecoinvent 3.7*, que considera resíduos perigosos como o inventário *baseline*.

Tabela 16 – Inventários I3 e I4, UF 1 t de RSU.

<b>Entradas</b>	<b>I3</b>	<b>I4</b>	<b>Unidade</b>
RSU	1,00E+00	1,00E+00	t
Óleo combustível	8,30E-01	4,00E-01	kg
Carvão ativado	8,70E+00	6,30E-01	kg
HCl	2,30E-01		kg
NaOH	2,30E-01		kg
NahHCO3	1,68E+01		kg
NaClO	1,90E-01		kg
Ureia	8,60E-01		kg
Amônia		1,50E+00	kg
Carbonato de cálcio (CaCO3)		4,00E+00	kg
Hidróxido de cálcio (Ca(OH)2)		3,00E+00	kg
NaOH		1,10E+00	kg
<b>Saídas</b>			
CO2 fóssil	4,52E+02	2,80E+02	kg
NOx	2,65E-01	1,06E+00	kg
SOx	2,70E-03	4,76E-03	kg
NH3	4,80E-03	4,80E-03	kg
HCl	1,27E-02	2,19E-02	kg
Poeira	6,00E-04	3,04E-03	kg
Hg	1,30E-05	2,00E-05	kg
Pb	4,00E-06	1,97E-05	kg
Cd	7,40E-06	1,81E-05	kg
As	3,30E-06	1,06E-05	kg
Dioxina	1,21E+01	1,08E-10	kg
Cinzas volantes	2,17E+01	1,33E+01	kg
Resíduos de controle de poluição do ar	1,26E+01	1,00E+01	kg
Cinzas de fundo	1,18E+02	1,04E+02	kg
Sucata de ferro	9,00E+00	1,31E+01	kg
Alumínio	1,30E+00	5,00E-01	kg

Fonte: Adaptado de Turconi et al. (2011).

Tabela 17 – Inventários IE, UF 1 t de RSU.

(continua)

<b>Entradas</b>	<b>IE</b>	<b>Unidade</b>
RSU	1,00E+00	t
Amônia, anidra, líquida	2,70E-01	kg

Cloreto De Cálcio	7,63E+00	kg
Cimento, Não Especificado	7,56E+01	kg
Químico, inorgânico	7,41E-01	kg
Químico, orgânico	4,97E-03	kg
Cromo	2,16E-04	kg
Instalação De Incineração De Resíduos Perigosos	1,25E-06	Item(s)
Calor, Central Ou Em Pequena Escala, Que Não Seja Gás Natural	5,64E+03	MJ
Calor, Distrital Ou Industrial, Gás Natural	1,30E+02	MJ
Calor, Distrital Ou Industrial, Gás Natural	2,15E+00	MJ
Ácido Clorídrico, Sem Água, Em Estado De Solução A 30%	4,44E-01	kg
Peróxido De Hidrogênio, Sem Água, Em Estado De Solução A 50%	1,44E-01	kg
Cloreto De Ferro (III), Sem Água, Em Estado De Solução A 40%	1,89E+00	kg
Cargas Específicas Do Processo, Planta De Incineração De Resíduos Perigosos	1,00E+03	kg
Cargas Específicas Do Processo, Aterro De Material Residual	1,89E+02	kg
Cal Virgem, moída, embalada	2,46E+01	kg
Aterro De Material Residual	3,94E-07	Item(s)
Hidróxido De Sódio, Sem Água, Em Estado De Solução A 50%	2,04E+02	kg
Dióxido De Titânio	1,06E-02	kg
<b>Saídas</b>		
Amônia	7,32E-03	kg
DBO5, Demanda Bioquímica de Oxigênio	6,78E+00	kg
Boro	6,95E-03	kg
Cádmio	2,70E-06	kg
Dióxido de carbono, fóssil	1,51E+03	kg
Monóxido de carbono, fóssil	1,21E-02	kg
Cloreto	1,04E+02	kg
Cromo	9,16E-09	kg
Cromo VI	3,13E-02	kg
Cobalto	7,40E-02	kg
DQO, Demanda Química de Oxigênio	6,78E+00	kg
Cobre	2,15E-02	kg
Cianeto	6,59E-03	kg
Óxido nitroso	2,63E-02	kg

Fonte: Adaptado de base de dados do ecoinvent, versão 3.7.

Tabela 17 – Inventários IE, UF 1 t de RSU.

(conclusão)

<b>Saídas</b>	<b>IE</b>	<b>Unidade</b>
COT, Carbono Orgânico Total	2,96E+00	kg

Fluoreto	3,70E+00	kg
Ácido clorídrico	4,14E-03	kg
Chumbo	1,56E-03	kg
Mercurio	4,24E-05	kg
Níquel	6,26E-02	kg
Nitrato	3,61E-01	kg
Óxidos de nitrogênio	1,90E-01	kg
Fosfato	1,59E+00	kg
Fósforo	1,54E-03	kg
Silício	8,04E+01	kg
Sulfato	9,59E+01	kg
Dióxido de enxofre	3,84E-02	kg
TOC, Carbono Orgânico Total	2,97E+00	kg
cimento residual, hidratado	1,89E+02	kg
Água	2,50E-01	m3
Zinco	6,23E-02	kg

Fonte: Adaptado de base de dados doecoinvent, versão 3.7.

A Tabela 18 apresenta as diferenças relacionadas à composição dos resíduos nos inventários que tratam dos RSU. É relatada a composição da fração de matéria para os resíduos recebidos nas usinas de incineração avaliadas. O inventário I4 se destaca por ter o menor teor de plásticos, enquanto o inventário I1 possui o menor teor de papel. Ambos os inventários exibem quantidades significativas de altas de orgânicos em comparação com I3. Essa diferença resulta em um menor PCI e um maior teor de carbono biogênico quando comparados ao inventário I3. Essa composição dos resíduos também influencia diretamente nos impactos ambientais associados a essa tecnologia de incineração. Vale destacar que os inventários I2 e I5 são baseados em resíduos industriais perigosos e, por falta de informações disponíveis nos estudos, não estão incluídos na Tabela 18.

Tabela 18 – Composição da fração de material dos RSU nos inventários analisados.

%	I1	I3	I4
Orgânico	30,1	12,6	42,4
Folhas	3,88	-	-
Papel	23,15	39,2	30,9
Plástico	10,76	27,6	9,4

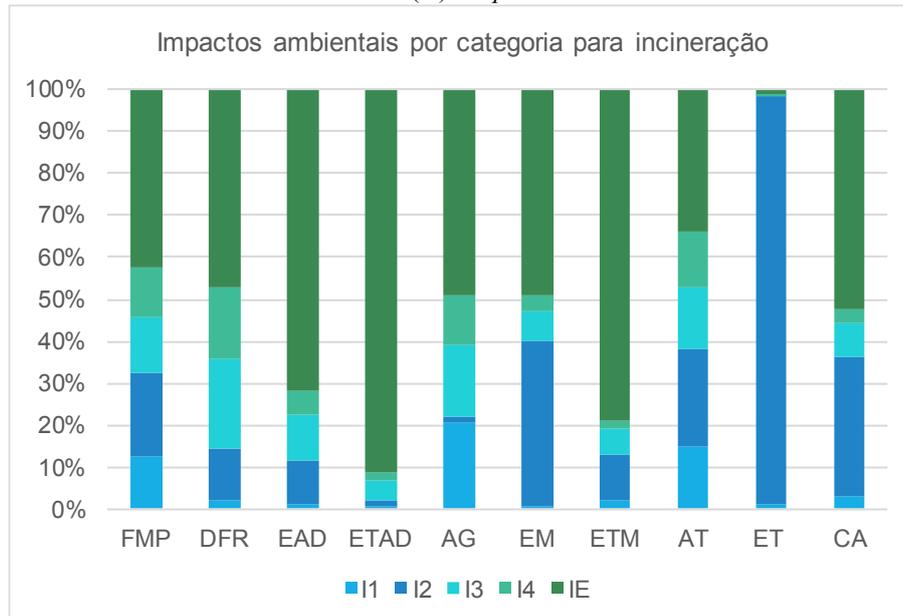
Vidro	5,7	3,9	6,8
Madeira	1,75	5,9	4
Metais Ferrosos	3,25	1,6	2,1
Metais não ferrosos	-	0,8	1
Couro	1,76	-	-
Têxtil	4,48	-	-
Outros	15,17	8,3	3,5

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

A partir dos impactos ambientais apresentados na Figura 30, observa-se que o inventário IE se destacou como o mais impactante em relação aos outros inventários avaliados. No entanto, as categorias de impacto ET e EA exibiram outras tendências. A categoria ET quantifica os potenciais impactos ecotoxicológicos desses compostos químicos aos ecossistemas terrestres.

A categoria ET é principalmente influenciada pelos poluentes gerados durante a incineração de resíduos, incluindo dioxinas e furanos (PCDD/F), além de metais pesados presentes nos gases de combustão, cinzas de fundos e cinzas volantes, que requerem tratamento antes do descarte em aterros para evitar impactos ambientais (Li et al., 2015). O inventário I2 se destacou como o mais impactante, registrando um valor significativo de  $1,02E+05$  kg 1,4-DCB. Em sequência, o Inventário IE relatou  $1,31+03$  kg 1,4-DCB, o Inventário I1 apresentou  $1,13+03$  kg 1,4-DCB, o Inventário I3 registrou  $3,23+02$  kg 1,4-DCB, o Inventário I4 apontou  $2,48+02$  kg 1,4-DCB em ordem decrescente.

Figura 30 – Impactos ambientais totais por categoria para incineração, 1 t dos cascalho de perfuração – ReCiPe (H) midpoint.



FMP: Formação de Material Particulado; DRF: Depleção de Recursos Fósseis; EAD: Ecotoxicidade de Água Doce; ETAD: Eutrofização de Água Doce; AG: Aquecimento Global; EM: Ecotoxicidade Marinha; ETM: Eutrofização Marinha; AT: Acidificação Terrestre; ET: Ecotoxicidade Terrestre; CA: Consumo de Água.

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

A Tabela 19 evidencia que os metais pesados figuram como as substâncias predominantes para os impactos. No AICV de I1, destaca-se o mercúrio com 80%, acompanhado pelo cádmio com 11%, ambos resultantes do processo de incineração. O cobre demonstra relevância em quase todos os inventários, representando 92% no Inventário I2, e 8% de chumbo. O chumbo, devido à sua alta concentração nos resíduos industriais e tendência à evaporação durante a incineração, exerce impacto na categoria ET. Sua influência é superior a outros metais pesados devido à concentração inicial mais elevada. Nos inventários I3, I4 e IE, o cobre representa 56%, 48% e 50,37% respectivamente, indicando variações nas composições dos resíduos e processos de incineração.

Tabela 19 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria ET para incineração, 1 t de clínquer – ReCiPe (H) midpoint.

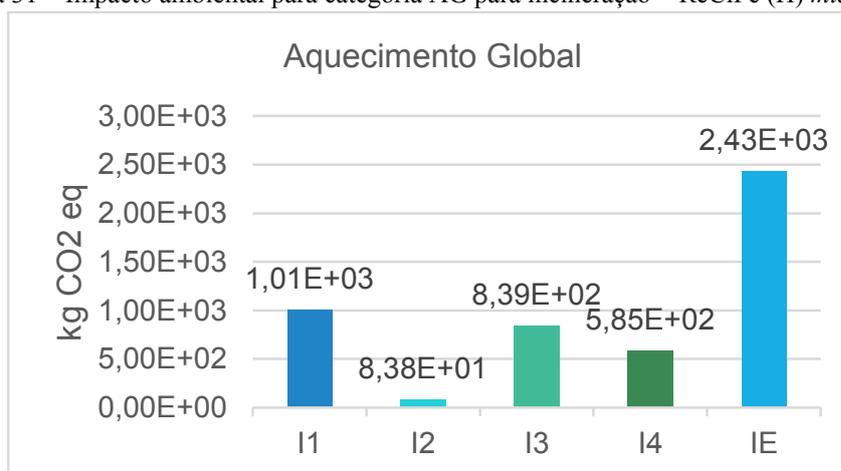
Ecotoxicidade Terrestre	I1	I2	I3	I4	IE
-------------------------	----	----	----	----	----

Cobre	2%	92%	56%	48%	50,37%
Chumbo	-	6%	-	-	-
Vanádio	2%	-	17%	17%	13%
Mercúrio	80%	-	7%	12%	
Níquel	1%	-	10%	10%	7%
Monoetanolamina	-	-	-	3%	-
Zinco	-	-	6%	3%	20%
Cádmio	11%	-	-	2%	-
Outros	3%	2%	4%	6%	10%

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

A categoria AG é majoritariamente influenciada pelo CO<sub>2</sub>, com o motivo principal sendo a emissão significativamente maior de CO<sub>2</sub> em relação a outros poluentes. Contudo, a emissão de CO<sub>2</sub> não provém apenas da incineração de resíduos, mas também da combustão de diesel auxiliar. Em geral, o equivalente AG tende a ser relativamente menor na incineração de resíduos quando o calor é recuperado (Zhao et al., 2008). A Figura 31 ilustra que o Inventário IE exerce o impacto mais pronunciado, enquanto o Inventário I2 possui o impacto menos acentuado. Embora ambos os inventários se baseiem em resíduos industriais, o inventário baseado na *ecoinvent* tem mais processos, consequentemente gerando resultados mais impactos potenciais. Notavelmente, os estudos relacionados aos inventários I1, I3 e I4 incorporam a recuperação de calor, diminuindo consideravelmente as emissões nos processos.

Figura 31 – Impacto ambiental para categoria AG para incineração – ReCiPe (H) *midpoint*.

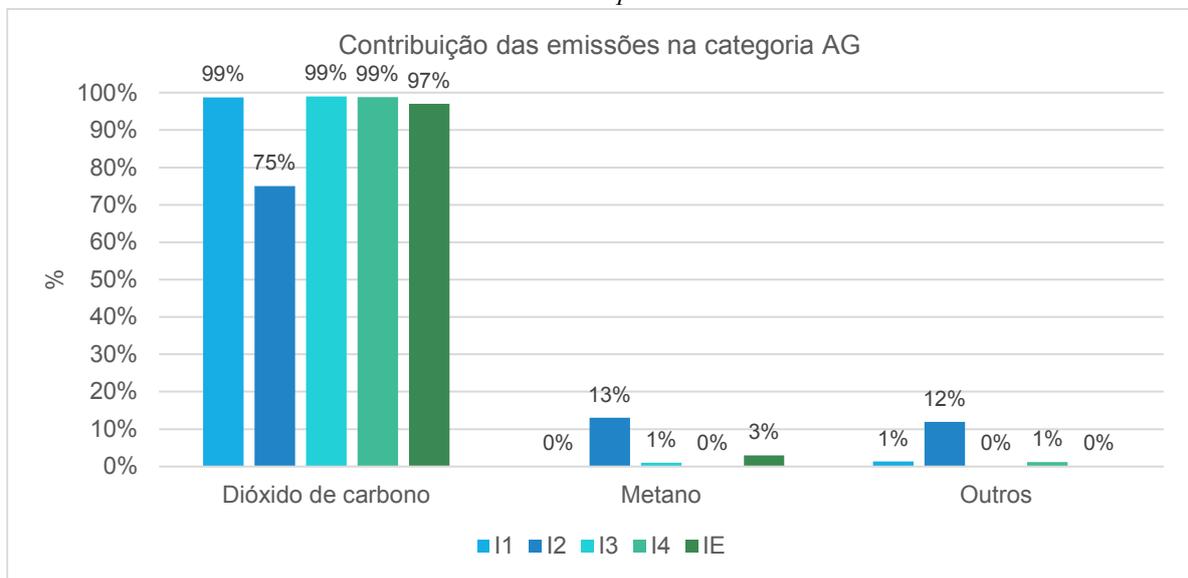


Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Além disso, é possível avaliar pela Figura 32 que o CO<sub>2</sub> é a substância mais relevante com mais de 97% das contribuições, e é proveniente do processo de resfriamento e uso de

energia. O inventário I2 se diferencia tendo 75% das emissões de CO<sub>2</sub>, mas também 13% de emissões de CH<sub>4</sub>. Os processos mais importantes são, em 64,27%, o uso de eletricidade; em 25,74% o uso de combustível; em 9,28% o uso de carvão ativado, e em 0,71% outros processos. Em alguns inventários tem-se mais informações das substâncias e processos que entram, considerados processos abertos; já em outros os processos são fechados, como no inventário I1, em que se especifica apenas que 93,98% correspondem ao processo de incineração e 6,02% outros.

Figura 32 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria AG para incineração – ReCiPe (H) midpoint.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Pode-se deduzir que a integração de conjuntos de dados entre diferentes inventários não é factível, nem tampouco a comparação entre eles, mesmo quando se trata da mesma tecnologia. Essa incompatibilidade deriva das limitações associadas ao tipo de resíduo considerado, uma vez que cada inventário é construído de maneira distinta, levando também em consideração a diversidade de tecnologias possíveis de serem aplicadas (Turconi et al. 2011).

#### 4.9. ACV DA TECNOLOGIA DE *LANDFARMING*

O impacto ambiental das categorias selecionadas foi calculado utilizando o método ReCiPe (H) *midpoint*, com uma unidade funcional definida como o tratamento de 1 t de cascalho de perfuração. Este estudo baseou-se no dataset da *ecoinvent* para *Landfarming* (LE) conforme Doka (2007), e informações detalhadas sobre os inventários podem ser encontradas na Tabela 20. Neste inventário, o foco foi direcionado ao tratamento de resíduos de perfuração, caracterizados por teores de carbono de 0%. Conseqüentemente, foram registradas emissões diretas significativas resultantes do tratamento *landfarming*, com destaque para as emissões provenientes das aplicações agrícolas (100% para solo industrial), levando em conta o processo de espalhamento. Além disso, o inventário abordou a análise da cadeia de abastecimento e fluxos de água específicos ao processo.

Tabela 20 – Inventário LE, UF 1 t de cascalho de perfuração.

<b>Entradas</b>	<b>LE</b>	<b>Unidade</b>
Cascalho de perfuração	1,00E+00	t
Espalhamento de esterco líquido, por tanque de vácuo	1,00E+00	m3
<b>Saídas</b>		
Alumínio	1,00E+01	kg
Arsênio	4,00E-03	kg
Bário	5,00E+00	kg
Boro	1,00E-01	kg
Cálcio	4,00E+01	kg
Carbono	3,00E+01	kg
Cloreto	3,50E+01	kg
Cromo	5,00E-02	kg
Fluoreto	5,00E-01	kg
Ferro	2,00E+01	kg
Magnésio	8,00E+00	kg
Manganês	4,00E-01	kg
Fósforo	5,00E-04	kg
Potássio	3,50E+00	kg
Silício	1,00E+00	kg
Sódio	2,00E+01	kg
Estrôncio	1,00E-01	kg
Enxofre	6,00E+00	kg
Zinco	1,50E-01	kg

Fonte: Adaptado de base de dados do *ecoinvent*, versão 3.7.

Tabela 21 – Impactos ambientais totais por categoria para *landfarming*.

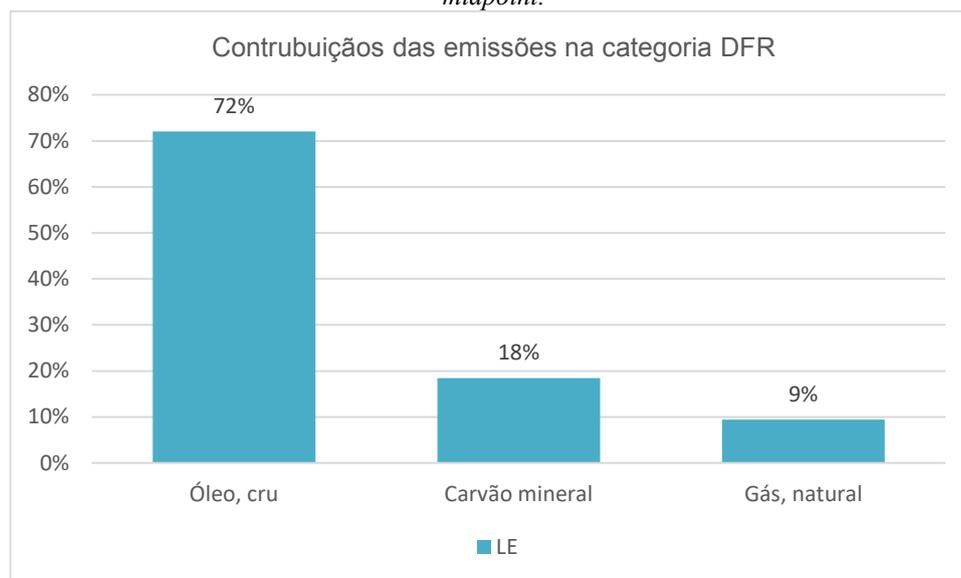
<b>Categoria de impacto</b>	<b>Unidade</b>	<b>LE</b>
-----------------------------	----------------	-----------

Formação de Material Particulado	kg PM <sub>2,5</sub> eq	3,20E-03
Depleção de Recursos Fósseis	kg óleo eq	3,87E-01
Ecotoxicidade de Água Doce	kg 1,4-DCB	1,34E+01
Eutrofização de Água Doce	kg P eq	5,03E-02
Aquecimento Global	kg CO <sub>2</sub> eq	1,31E+00
Ecotoxicidade Marinha	kg 1,4-DCB	1,81E+01
Eutrofização Marinha	kg N eq	1,91E-05
Acidificação Terrestre	kg SO <sub>2</sub> eq	6,20E-03
Ecotoxicidade Terrestre	kg 1,4-DCB	2,49E+00
Consumo de Água	m <sup>3</sup>	4,12E-03

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Optou-se por focar nas categorias de DRF e AG, pois essas categorias representaram os maiores potenciais de impacto como evidenciado no Tabela 21. No que se refere ao impacto potencial da categoria DRF, este apresenta o seguinte perfil ambiental: 72% dos impactos estão relacionados ao óleo cru, 18% ao carvão mineral e 4% ao gás natural, conforme ilustrado na Figura 33. Em contrapartida, a categoria AG revela o seguinte perfil ambiental: 94% do impacto é atribuído ao CO<sub>2</sub>, 4% ao CH<sub>4</sub> e 2% a outras substâncias. É importante destacar que o processo responsável por grande parte dos impactos nessas categorias é o espalhamento do resíduo por caminhão-tanque a vácuo, contribuindo com 100% desses impactos.

Figura 33 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria DFR para *landfarmig* – ReCiPe (H) *midpoint*.

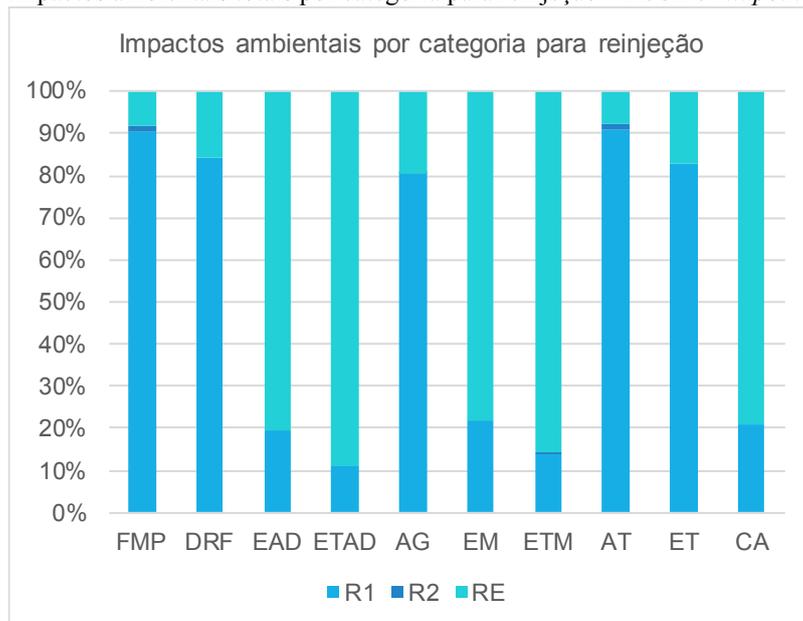


#### 4.10. ACV DA TECNOLOGIA

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

Os resultados da AICV normalizados (índice = 100 para cada categoria de impacto) utilizando o método ReCiPe (H) *midpoint* e considerando três ICV, Reinjeção 1 (R1): Almeida; Araújo; Medeiros (2017), Reinjeção 2 (R2): Ding; Li; Xiong (2012) e Reinjeção E (RE): utilizando base de dados da *ecoinvent* (DOKA, 2007), são apresentados na Figura 34. Apesar de todos esses inventários considerarem o cascalho de perfuração, é possível notar variações significativas nos resultados. Os inventários R1 e RE exibem perfis ambientais mais impactantes em metade das categorias de impacto, conforme consta nas Tabelas 22, 23 e 24, enquanto no inventário R2, as categorias de impacto DRF, EAD, ETAD, EM, ET e CA aparecem nulas devido à falta de dados. Essas discrepâncias são atribuíveis à cobertura mais abrangente de entradas e saídas nos conjuntos de dados da *ecoinvent* e no estudo de caso de Almeida; Araújo; Medeiros (2017) na Tabela 22, em comparação com o inventário de Ding; Li; Xiong (2012) na Tabela 23.

Figura 34 – Impactos ambientais totais por categoria para reinjeção – ReCiPe *midpoint*.



FMP: Formação de Material Particulado; DRF: Depleção de Recursos Fósseis; EAD: Ecotoxicidade de Água Doce; ETAD: Eutrofização de Água Doce; AG: Aquecimento Global; EM: Ecotoxicidade Marinha; ETM: Eutrofização Marinha; AT: Acidificação Terrestre; ET: Ecotoxicidade Terrestre; CA: Consumo de Água.

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

No estudo de caso R1, localizado no Brasil, foi abordado o gerenciamento de cascalhos de perfuração por meio de diversas tecnologias, incluindo tratamento por micro-ondas, reinjeção, descarte *offshore* e descarte *onshore*. Por outro lado, o estudo de caso R2, realizado na China, concentrou-se na avaliação do tratamento por solidificação e na destinação para

reinjeção. No estudo de caso RE, a base de dados utilizada foi a *ecoinvent*, que considera os cascalhos de perfuração como o inventário de referência.

Tabela 22 – Inventário R1, UF 1 t de cascalhos de perfuração.

<b>Entrada</b>	<b>R1</b>	<b>Unidade</b>
Cascalho de perfuração	1,00E+00	t
<b>Saída</b>		
Tanques	6,70E-02	bb1
02 (dois) bombas centrífugas para transferência de detritos e água do mar	9,30E-02	kW
03 (três) agitadores e tanques de slurificação	1,30E-02	kW
03 (três) bombas centrífugas com impulsores pulverizadores	9,30E-02	kW
Moinho de CP	9,30E-02	kW
Peneira de clarificação	3,37E-01	kW
Bomba centrífuga para transferência de CP para o tanque de armazenamento	9,30E-02	kW
02 (dois) agitadores nos tanques de armazenamento de CP	1,30E-02	kW
Bomba centrífuga para transferência de CP para as bombas de alta pressão	9,30E-02	kW
02 (duas) bombas de reinjeção de alta pressão HT-400	5,39E-01	kW
Tempo de operação e Sistema de Re-injeção	2,41E+00	h
Água de descarga	3,37E-01	m <sup>3</sup> /day
% de detritos no CP	3,37E-01	%

Fonte: Adaptado de Almeida et al. (2017).

Tabela 23 – Inventário R2, UF 1 t de cascalho de perfuração.

<b>Entrada</b>	<b>R2</b>	<b>Unidade</b>
Cascalho de perfuração	1,00E+00	t
<b>Saída</b>		
CO <sub>2</sub>	2,21E+03	g
CO	7,06E+00	g
PM <sub>2.5</sub>	2,39E+01	g
PM <sub>10</sub>	1,70E+00	g
NO <sub>x</sub>	8,26E+01	g
SO <sub>x</sub> (SO <sub>2</sub> )	8,03E+01	g
DQO	1,00E+01	g
Nitrato (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	8,78E-01	g
SS	7,30E+02	g
Carbono Orgânico Total	1,31E+00	g
Nitrogênio amoniacal	7,08E-02	g

Fonte: Adaptado de Ding; Li; Xiong (2012).

Tabela 24 – Inventário RE, UF 1 t de cascalhos de perfuração.

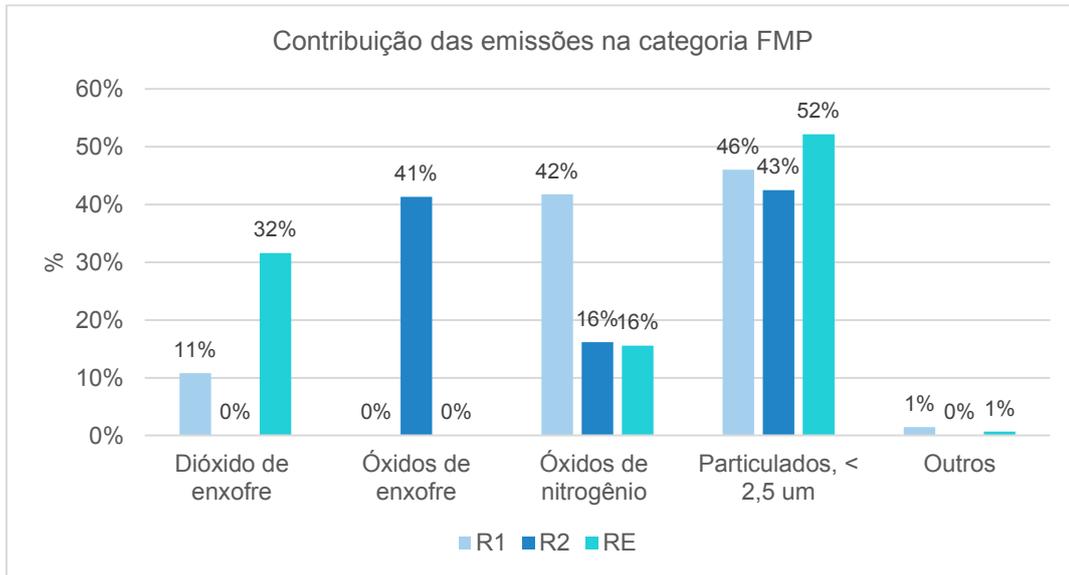
<b>Entrada</b>	<b>RE</b>	<b>Unidade</b>
Cascalho de perfuração	1,00E+00	t

<b>Saída</b>		
Tinta alquídica, branca, sem solvente, em estado de solução a 60%	1,12E+00	kg
Anhidrita	1,07E+00	kg
Argamassa de cimento	5,15E+07	kg
Argila	2,20E-01	kg
Tijolo de argila	6,44E+00	kg
Eletricidade, média tensão	4,13E+07	kwh
Filme de embalagem, polietileno de baixa densidade	4,27E+00	kg
Mistura de gesso	1,59E+00	kg
Madeira serrada, madeira macia, crua, seca (u=10%)	4,63E-02	m <sup>3</sup>
Aço, não ligado	9,80E+01	kg
Volume ocupado, depósito subterrâneo	6,25E-01	m <sup>3</sup>

Fonte: Adaptado de base de dados do *ecoinvent*, versão 3.7.

As categorias FMP e AT serão analisadas no contexto da indústria de petróleo, uma vez que essa atividade gera emissões atmosféricas que tem impactos potenciais na saúde humana e no meio ambiente. Esses processos foram analisados nos inventários R1 (3,68 kg PM<sub>2.5</sub> eq.), R2 (0,06 kg PM<sub>2.5</sub> eq.) e no RE (0,33 kg PM<sub>2.5</sub> eq.), resultando em diferentes impactos ambientais, conforme ilustrado na Figura 35. É relevante notar que o inventário R1 apresentou o maior impacto nessa categoria em comparação com os outros inventários de reinjeção analisados. Em todos os inventários, a geração de PM<sub>2.5</sub> eq predominou, sendo responsáveis por 43% a 52% das emissões dessa categoria. A segunda substância com maior influência nos impactos potenciais são os NO<sub>x</sub> para o inventário R1 e SO<sub>2</sub> para o inventário RE. O inventário R2 foi o único que apresentou a presença de SO<sub>x</sub> na composição. Ao aplicar um *cut-off* de 5%, observa-se que o inventário RE está relacionado em 85,73% com a produção de aço e 14,27% com outros processos, enquanto os inventários R1 e R2 não tem os processos separados, sendo considerados como caixa pretas.

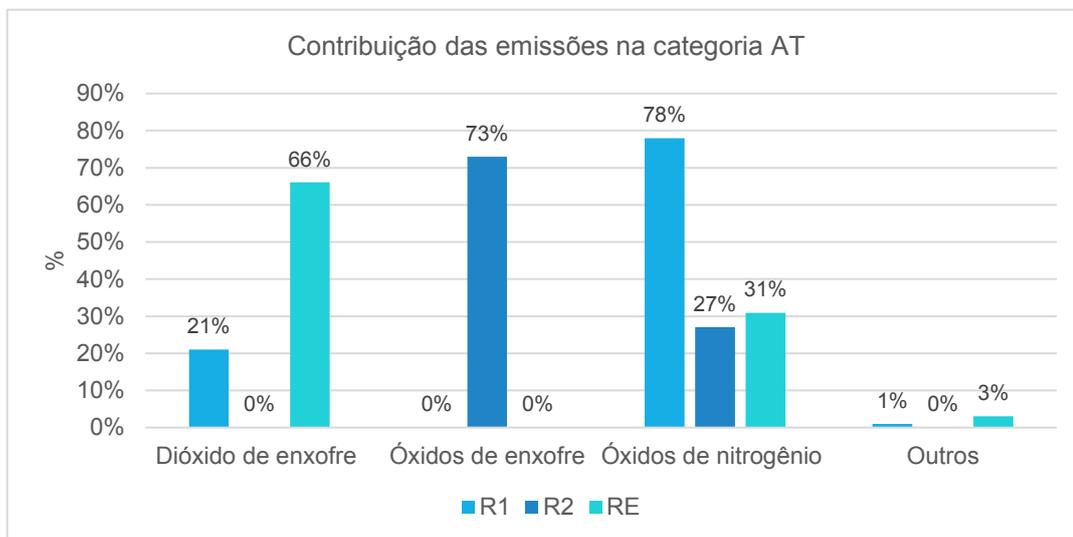
Figura 35 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria FMP para incineração – ReCiPe midpoint.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

A categoria Acidificação Terrestre é caracterizada por alterações nas propriedades químicas do solo associadas à deposição de certos nutrientes em suas formas ácidas, com as principais substâncias impactantes sendo as emissões de NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub> para o ar. Essas emissões podem afetar a biodiversidade, pois a acidificação do solo pode reduzir a capacidade de germinação de plantas (ZVEREZA et al., 2008). Os resultados dos inventários mostram que o inventário R1 registrou o maior impacto ambiental, com 6,47 E+00 kg SO<sub>2</sub>eq. O impacto do inventário R2 foi 58,8 vezes menor que R1, enquanto RE foi 12,04 vezes menor. Em relação aos NO<sub>x</sub>, eles são representativos nos três inventários, com a maior contribuição vindo do inventário R1, seguido de RE e, por último, R2, representando 78%, 31% e 27% do impacto potencial, respectivamente, ilustrado na Figura 36. No que se refere aos SO<sub>x</sub>, eles representam 73% do impacto potencial no inventário R2, enquanto no inventário RE, o mais impactante é o SO<sub>2</sub>.

Figura 36 – Substâncias responsáveis pelos impactos ambientais da categoria AT para incineração – ReCiPe *midpoint*.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

#### 4.11. CONCLUSÕES DAS TECNOLOGIAS

Ao examinar os diversos inventários, torna-se claro que diferenças fundamentais, como a localização geográfica, o tipo de resíduo avaliado, as tecnologias utilizadas e os processos específicos incluídos, impactam enormemente os resultados. Comparar tecnologias muito distintas não se mostra a abordagem mais apropriada, mesmo que algumas, como aterros sanitários, industriais e de inertes, pareçam similares em certos aspectos.

Ao analisar os diversos inventários, o AIndE destaca-se como o mais completo para analisar a destinação final *onshore*, apresentando resultados para o cascalho de perfuração. Sua robustez é devido à capacidade de receber resíduos contaminados, tornando o aterro industrial uma opção frequente além do descarte *offshore*. No entanto, observa-se que o inventário AIndI se mostrou o mais impactante em seis categorias de impacto, o que pode ser atribuído à consideração de resíduos industriais, que não condizem com as características dos cascalhos de perfuração, resultando em valores elevados na AICV.

Os inventários de aterros sanitários (AS1 e ASE) não tem foco específico no cascalho de perfuração e são utilizados como pontos de referências, uma vez que não são alternativas de destinação final. Estes aterros são projetados especificamente para receber resíduos não perigosos ou contaminados que tenham passado por tratamento prévio. Além disso, o inventário de aterro de inertes (AIE) e AS1 apresentam falta de robustez nos dados de entrada e saída.

Para as tecnologias dessorção térmica, *landfarming* e reinjeção, os inventários D1, LE, R1 e RE são determinantes, considerando seu enfoque específico no cascalho de perfuração e abrangência de processos. Apenas R2 é menos recomendado, devido à falta de robustez em seu inventário.

Já as tecnologias de tratamento térmico, a incineração possui o maior número de inventários, destaca-se pelos seus impactos ambientais. O inventário IE, com um perfil mais impactante, é uma escolha a ser considerada. Entretanto, é fundamental observar as particularidades associadas à construção dos inventários, como as diferenças nos processos de incineração, sistemas de limpeza de gases e destinação de resíduos.

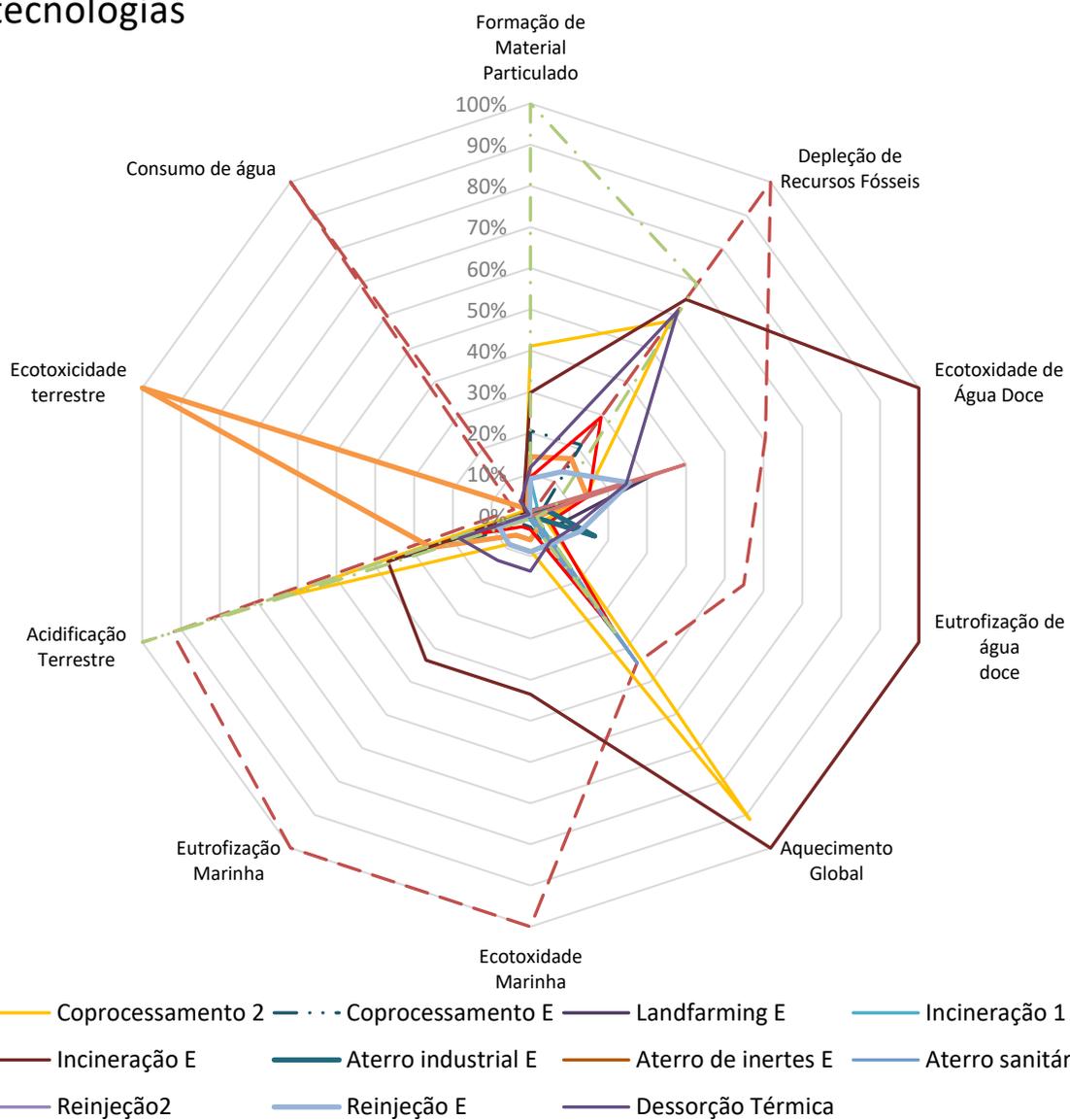
Dentre os inventários de coprocessamento C1, C2 e CE, é importante observar que o inventário C1, embora seja um estudo brasileiro, se destaca como o mais impactante, influenciado significativamente pelos componentes industriais utilizados. Por outro lado, os inventários C2 e CE apresentam resultados mais próximos entre si, tornando-os opções viáveis para utilização. Os inventários da *ecoinvent* revelam uma tendência a serem mais abrangentes devido à sua construção voltada para uma base de dados padrão, incorporando um maior número de processos.

Para facilitar a visualização das diferenças e semelhanças entre os inventários, é apresentada a Figura 37 que retira o inventário de resíduos industriais (AInd1), permitindo uma análise mais clara. Todos os inventários têm como unidade funcional 1 tonelada de resíduos, como detalhado nos Tópicos 4.3 a 4.10. Sete inventários são de cascalhos de perfuração, os demais tratam sobre resíduos RSU, resíduos industriais e outros tipos de resíduos. Essa análise comparativa contribui para uma compreensão mais robusta dos potenciais impactos ambientais associados ao tratamento de resíduos de perfuração. Assim, a comparação entre essas tecnologias possibilita uma avaliação por ordem de grandeza dos impactos ambientais associados a cada opção de destinação final, mesmo não considerado os cascalhos de perfuração.

O estudo abrange oito categorias de impacto para análise: Formação de Material Particulado, Depleção de Recursos Fósseis, Ecotoxicidade de Água Doce, Eutrofização de Água Doce, Aquecimento Global, Ecotoxicidade Marinha, Eutrofização Marinha, Acidificação Terrestre, Ecotoxicidade Terrestre e Consumo de Água. Em relação a essas categorias, o AInd1 destacou-se como o mais impactante na maioria delas, exceto em ecotoxicidade terrestre e consumo de água. Em segundo lugar, o inventário C1 apresentou impactos significativos em cinco categorias: Depleção de Recursos Fósseis, Ecotoxicidade Marinha, Eutrofização

Marinha, Consumo de Água e Ecotoxicidade Terrestre e Aquática. Três outras categorias, Aquecimento Global, Ecotoxicidade de Água Doce e Eutrofização de Água Doce, foram influenciadas pelo inventário IE. Essa análise multi-indicadora na Figura 37, ressalta a importância de considerar diversas categorias de impacto e diferentes inventários para obter uma compreensão dos impactos ambientais associados ao tratamento de resíduos de perfuração.

### Comparação entre as tecnologias



## 5. CONCLUSÃO

O objetivo deste trabalho foi alcançado por meio da construção de ICV que abordam as operações de tratamento de resíduos de perfuração de poços de petróleo e gás. A metodologia foi baseada na identificação dos tratamentos associados ao cascalho de perfuração, seguida de uma revisão sistemática de literatura para compilar os ICV disponíveis desses tratamentos, resultando numa avaliação abrangente da ACV associado a cada inventário. Esta revisão sistemática, realizada para a identificação dos inventários, revelou algumas das limitações de informação no levantamento dos inventários na literatura. Embora existam muitos estudos sobre as tecnologias de tratamento e destinação final e ACV, poucos se dedicam ao ACV de cascalho de perfuração sobre as tecnologias avaliadas. Além disso, o escopo muitas vezes abrange outras realidades diferentes do Brasil.

A realização de ACV de cascalhos de perfuração enfrenta diversos desafios e limitações. Entre eles, a limitação na disponibilidade de dados primários é um dos principais obstáculos. Diversos estudos não conseguem obter dados primários em quantidade e qualidade suficientes para uma análise detalhada. Isso pode comprometer a precisão e a confiabilidade dos resultados. Além disso, alguns estudos falham em descrever suficientemente os detalhes do inventário e informações básicas necessárias para a reprodutibilidade. A falta de transparência e documentação adequada pode dificultar a revisão e validação dos resultados por outros pesquisadores, prejudicando a credibilidade da ACV. Por sua vez, as AICV para cada tecnologia proporcionaram uma compreensão mais profunda dos impactos ambientais associados a diferentes métodos de tratamento de cascalho de perfuração e outros resíduos.

A identificação de discrepâncias em categorias de impacto, como depleção de recursos fósseis e acidificação terrestre, ressalta a complexidade e as nuances inerentes a cada alternativa tecnológica. Este estudo ressalta a necessidade premente de mais pesquisas que forneçam ICV específicos para as tecnologias de tratamento de cascalho de perfuração. Além disso, recomenda-se um esforço contínuo na padronização de dados e na clareza nos relatórios para melhorar a qualidade e a transparência dos estudos futuros.

Recomenda-se que o IBAMA proponha normas e padrões de qualidade ambiental que abordem a destinação apropriada dos cascalhos de perfuração, incluindo os ICV para uma avaliação ambiental abrangente dessas tecnologias. Isso pode fornecer diretrizes claras e normas eficazes para garantir práticas sustentáveis no manuseio e tratamento desses resíduos.

Para a petrolífera brasileira e outras empresas do setor, este estudo é fundamental, pois oferece um mapeamento abrangente das tecnologias existentes, proporcionando *insights* valiosos para decisões estratégicas. Além disso, ao contribuir para a redução dos impactos ambientais, este trabalho se alinha diretamente aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), notadamente aos ODS 12 e 13, ao minimizar a contaminação por produtos químicos e resíduos no ar, água e solo, reduzindo assim os impactos negativos na saúde humana e no meio ambiente. Dessa forma, a integração dessas práticas sustentáveis não apenas atende às demandas regulatórias, mas também promove a responsabilidade ambiental, contribuindo positivamente para a sustentabilidade global.

Conclui-se que a integração de conjuntos de dados entre diferentes inventários é uma tarefa complexa e desafiadora, dada a diversidade de metodologias de construção e considerações específicas de resíduos e tecnologias. Essas conclusões enfatizam a complexidade da análise de ciclo de vida para tecnologias de tratamento de cascalho de perfuração e ressaltam a importância da construção de inventários.

## REFERÊNCIAS

ABCP. **Panorama do Coprocessamento 2020 - ano base 2019**, 2020. Disponível em: <[www.coprocessamento.org.br](http://www.coprocessamento.org.br)>.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 10157: Aterros de resíduos perigosos - Critérios para projeto, construção e operação - Procedimento**. Rio de Janeiro: 1987.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 11175: Incineração de resíduos sólidos perigosos - Padrões de desempenho – Procedimento**. Rio de Janeiro: 1990.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 13894: Tratamento no solo (*landfarming*)**. Rio de Janeiro: 1997a.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR 15849: Resíduos sólidos urbanos – Aterros sanitários de pequeno porte – Diretrizes para localização, projeto, implantação, operação e encerramento**. Rio de Janeiro: 2010.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14040: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – princípios e estrutura.**, 2009a.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **ABNT NBR ISO 14044: Gestão ambiental – avaliação do ciclo de vida – requisitos e orientações.**, 2009b.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004: Resíduos sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro 2004.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13896: Aterros de resíduos não perigosos – Critérios para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro: 1997b.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15113: Resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes – Aterros – Diretrizes para projeto, implantação e operação**. Rio de Janeiro: 2004.

ADHAMI, S.; JAMSHIDI-ZANJANI, A.; DARBAN, A. K. Remediation of oil-based drilling waste using the electrokinetic-Fenton method. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 149, p. 432–441, maio. 2021.

AGUIAR, D. B. DE. **Avaliação do ciclo de vida nas atividades de coprocessamento de resíduos industriais em fornos de clínquer no Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, 2021.

ALMEIDA, P. C. DE. Análise técnico-ambiental de alternativas de processamento de cascalho de perfuração *offshore*. Rio de Janeiro. 2016.

ALVES, G. M.; PETRI JÚNIOR, I. Microwave remediation of oil-contaminated drill cuttings – A review. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, v. 207, p. 109137, 1 dez. 2021.

ASIM, N. et al. Wastes from the petroleum industries as sustainable resource materials in construction sectors: Opportunities, limitations, and directions. **Journal of Cleaner Production**, v. 284, p. 125459, fev. 2021.

AZEVEDO, L. B.; VAN ZELM, R.; ELSHOUT, P. M. F.; HENDRIKS, A. J.; LEUVEN, R. S. E. W.; STRUIJS, J.; DE ZWART, D.; HUIJBREGTS, M. A. J. Species richness–phosphorus relationships for lakes and streams worldwide. *Global Ecology and Biogeography*, v. 22, n. 12, p. 1304-1314, 2013.

BALL, A. S.; STEWART, R. J.; SCHLIEPHAKE, K. A review of the current options for the treatment and safe disposal of drill cuttings. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy**, v. 30, n. 5, p. 457–473, 9 maio 2012.

BARAN, C. T. **Modelagem do Transporte de Contaminantes em Sistemas de Impermeabilização de Fundo em Múltiplas Camadas de Argila Compactada e Geomembrana**. Distrito Federal: Universidade de Brasília, 2021.

BRASIL. **Decreto Nº 4.136, de 20 de Fevereiro de 2002**. Dispõe sobre a especificação das sanções aplicáveis às infrações às regras de prevenção, controle e fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional, prevista na Lei nº 9.966, de 28 de abril de 2000, e dá outras providências. 2002.

BENEDET JUNIOR, G. **Avaliação de incertezas em inventários do ciclo de vida**. Diss. Dissertação (Mestrado)—Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

BRASIL. **Lei Nº 9.966, de 28 de Abril de 2000**. Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional e dá outras providências. 2000

BRASIL. **Lei Nº 12.305, de 2 de Agosto de 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. 2010.

BNDES – Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social. **PRODUTO 10: Relatório final de avaliação técnica, econômica e ambiental das técnicas de tratamento e destinação final dos resíduos**. 2013

BYBEE, K. Environmentally Safe Waste Disposal: Integration of Cuttings Collection, Transport, and Reinjection. **Journal of Petroleum Technology**, v. 60, n. 04, p. 69–71, 1 abr. 2008.

CAPPUCCI, G. M., AVOLIO, R., CARFAGNA, C., COCCA, M., GENTILE, G., SCARPELLINI, S., SPINA, F., TEALDO, G., ERRICO, M. E., & FERRARI, A. M. Environmental life cycle assessment of the recycling processes of waste plastics recovered by landfill mining. *Waste Management*, 118, 68–78. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.048>. 2020

CARNEIRO, N.; PETRI, I. J.; ATAIDE, C. H. Mapeamento da secagem micro-ondas em cascalhos contaminados com fluido de perfuração. *Blucher Chemical Engineering Proceedings*, v. 1, n. 3, p. 135-140, 2015.

CHEN, X. et al. Oil-based drilling cuttings pyrolysis residues at a typical shale gas drilling field in Chongqing: pollution characteristics and environmental risk assessment. **Environmental Geochemistry and Health**, 19 set. 2022.

CHERUBINI, F., BARGIGLI, S., ULGIATI, S. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. **Energy**, v. 34, n. 12, p. 2116-2123, 2009.

COBB, M.; IRVINE, M.; FICHERA, M. **Drill Cuttings Disposal-Best Practicable Environmental Option**. 2019. Disponível em: <www.erm.com>.

COELHO, L. M. G.; LANGE, L. C. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 128, p. 438–450, jan. 2018.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 316 de 29/10/2002. **Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos**. 2002.

DANTAS, T. N. DE C. et al. Treatment of drill cuttings using microemulsion. **Journal of Petroleum Exploration and Production Technology**, v. 10, n. 3, p. 1243–1251, 30 mar. 2020.

DE ALMEIDA, P. C.; ARAÚJO, O. DE Q. F.; DE MEDEIROS, J. L. Managing *offshore* drill cuttings waste for improved sustainability. **Journal of Cleaner Production**, v. 165, p. 143–156, 1 nov. 2017.

DE ARAUJO, G. J. F. O coprocessamento na indústria de cimento: definição, oportunidades e vantagem competitiva. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 8, n. 57, 2020.

DING, X.; LI, H. Y.; XIONG, S. G. Life Cycle Inventory Analysis of *Offshore* Drill Cuttings Management Options. **Advanced Materials Research**, v. 610–613, p. 1117–1120, dez. 2012.

DMITRIJEVAS, C. **Análise de ecoeficiência de técnicas para tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos**. Diss. Universidade de São Paulo, 2010.

DOKA G. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. ecoinvent report No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 2007.

DOKA, G. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services Part II -Landfills - Underground deposits - *Landfarming*. Ecoinvent report nº 13. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2009.

DOKA G. Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Final report ecoinvent v2.1 No. 13. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, 2008.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Balanço Energético Nacional 2021: Ano base 2020, Rio de Janeiro, 2021.

FALCIGLIA, P. P., LUMIA, L., GIUSTRA, M. G., GAGLIANO, E., ROCCARO, P., VAGLIASINDI, F. G. A., & DI BELLA, G. Remediation of petrol hydrocarbon-contaminated

marine sediments by thermal desorption. **Chemosphere**, 260, 127576. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127576>, 2020.

FONTE, S. S. D. ; SOUZA, J. S. B. ; SIMONELLI, G. ; SANTOS, L. C. L. . Métodos para tratamento de cascalhos de perfuração de poços de petróleo: uma revisão. In: III Congresso Nacional de Engenharia de Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis, 2018, Salvador. III Conepetro, 2018.

FRISCHKNECHT R, Rebitzer G. The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. **Journal of Cleaner Production** 13: 1337–1343, 2005.

GALLOWAY, J.N.; DENTENER, F.J; CAPONE, D.G. et al. Nitrogen cycles: past, present, and future. **Biogeochemistry**, v. 70, p. 153–226. 2004.

GHAZI, M. et al. Life-Cycle Impact Assessment of oil drilling mud system in Algerian arid area. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1222–1231, out. 2011.

GÜERECA, L. P.; TORRES, N.; JUÁREZ-LÓPEZ, C. R. The co-processing of municipal waste in a cement kiln in Mexico. A life-cycle assessment approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 107, p. 741–748, nov. 2015.

HAUSCHILD, M. Z.; HUIJBREGTS, M. AJ. Introducing life cycle impact assessment. Springer Netherlands, 2015.

Hu, G., Liu, H., Rana, A., Li, J., Bikass, S., Hewage, K., & Sadiq, R. Life cycle assessment of low-temperature thermal desorption-based technologies for drill cuttings treatment. **Journal of Hazardous Materials**, 401. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123865>. 2021.

HU, Y., MU, S., ZHANG, J., & LI, Q. Regional distribution, properties, treatment technologies, and resource utilization of oil-based drilling cuttings: A review. **Chemosphere**, 308, 136145. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136145>. 2022.

HUANG, X.; JIANG, G.; DENG, Z. Oil Extraction from Oil-Contaminated Drill Cuttings Using a Recyclable Single-Phase O/W Microemulsion. *Tenside Surfactants Detergents*, v. 52, n. 6, p. 454-463, 2015.

HUIJBREGTS, M. A. J., STEINMANN, Z. J. N., ELSHOUT, P. M. F., STAM, G., & VERONES, F. **ReCiPe 2016 v1.1 A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization**. [www.rivm.nl/en](http://www.rivm.nl/en). 2017.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa nº 1/2018**. Define diretrizes que regulamentam as condições ambientais de uso e descarte de fluidos, cascalho e pastas de cimento nas atividades de perfuração marítima de poços e produção de petróleo e gás. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 43, 05 fev. 2018a.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa nº 08/2018**. Prorroga para 30 de junho de 2018 a IN 1/2018. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 23 fev. 2018b.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa nº 16/2018**. Prorroga para 30 de setembro de 2019 a IN 1/2018. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 25 jun. 2018c.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa nº 11, de 14 de março de 2019**. Suspende o início de vigência da Instrução Normativa IBAMA nº1, de 02 de janeiro de 2018. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 18 mar. 2019a.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Despacho 5540547/2019-GABIN**, de 22 de julho de 2019b.

IBAMA. **Nota Técnica Nº 01/11**. Diretrizes para apresentação, implementação e para elaboração de relatórios, nos processos de licenciamento ambiental dos empreendimentos marítimos de exploração e produção de petróleo e gás. 2011.

IBP – INSTITUTO BRASILEIRO DE PETRÓLEO E GÁS. **Avaliação de Opções para a Destinação do Cascalho Gerado na Perfuração de Poços Marítimos no Brasil**. 2020.

IOGP – INTERNATIONAL ASSOCIATION OF OIL AND GAS PRODUCERS (IOGP). **Environmental fates and effects of ocean discharge of drill cuttings and associated drilling fluids from offshore oil and gas operations responsible environment**. 2016.

ISMAIL, A. R. et al. Drilling fluid waste management in drilling for oil and gas wells. **Chemical Engineering Transactions**, v. 56, p. 1351–1356, 2017.

KAZAMIAS, G.; ZORPAS, A. A. Drill cuttings waste management from oil & gas exploitation industries through end-of-waste criteria in the framework of circular economy strategy. **Journal of Cleaner Production**, v. 322, p. 129098, nov. 2021.

KIM, H. W., Kim, K. H., & Park, H. S. Life cycle impact assessment of the environmental infrastructures in operation phase: Case of an industrial waste incineration plant. **Environmental Engineering Research**, 22(3), 266-276, 2017.

Kim, S. H., Woo, H., An, S., Chung, J., Lee, S., & Lee, S. What determines the efficacy of landfarming for petroleum-contaminated soils: Significance of contaminant characteristics. **Chemosphere**, 290, 133392. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133392>. 2022.

KLEPPE, S. **Reusing Recovered Base Oil from OBM Cuttings**. All Days. **Anais...SPE**, 4 ago. 2009.

KLÖPFFER, W. Life cycle assessment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 4, n. 4, p. 223–228, dez. 1997.

KOGBARA, R. B., DUMKHANA, B. B., AYOTAMUNO, J. M., & OKPARANMA, R. N. Recycling stabilised/solidified drill cuttings for forage production in acidic soils. **Chemosphere**, 184, 652–663. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.042>. 2017.

- LANG, Z., WANG, D., LIU, H., & GOU, X. Mapping the knowledge domains of research on corrosion of petrochemical equipment: An informetrics analysis-based study. *Engineering Failure Analysis*, 129, 105716. <https://doi.org/10.1016/j.engfailanal.2021.105716>. 2021.
- LAURENT, A., BAKAS, I., CLAVREUL, J., BERNSTAD, A., NIERO, M., GENTIL, E., HAUSCHILD, M. Z., & CHRISTENSEN, T. H. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste Management*, 34(3), 573–588. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.045>. 2014.
- LEONARD, S. A.; STEGEMANN, J. A. Stabilization/solidification of petroleum drill cuttings: Leaching studies. *Journal of Hazardous Materials*, v. 174, n. 1–3, p. 484–491, fev. 2010.
- LI, W., HUANG, Q., LU, S., WU, H., LI, X., & YAN, J. “Life cycle assessment of the environmental impacts of typical industrial hazardous waste incineration in Eastern China.” *Aerosol and Air Quality Research*, 15(1), 242-251, 2015.
- LI, X. G. et al. Influence of sintering temperature on the characteristics of shale brick containing oil well-derived drilling waste. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 18, n. 9, p. 1617–1622, 24 nov. 2011.
- LIU, H. et al. Remediation of oil-based drill cuttings using low-temperature thermal desorption: Performance and kinetics modeling. *Chemosphere*, v. 235, p. 1081–1088, 1 nov. 2019.
- LIU, W. et al. Comparative life cycle assessment of cement, sintered bricks and non-sintered bricks manufacturing using water-based drilling cuttings from shale gas production in the Sichuan Basin, China. *Journal of Environmental Management*, v. 314, p. 115135, jul. 2022.
- MCDOUGALL, F. R. et al. Integrated solid waste management: A Life Cycle Inventory. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 6, n. 5, p. 320–320, set. 2001.
- MENDALIYEVA, D. K.; KUNASHEVA, Z. KH.; YAKUPOVA, J. B. Development of the Structure of Road-Construction Materials with the Use of Drilling Cuttings. *Eurasian Chemico-Technological Journal*, v. 17, n. 1, p. 75, 19 dez. 2014.
- MENDES, Diego. Petrobras atinge metas de produção em 2022 e vendas totais somaram 3,03 milhões de barris por dia. 2023. Disponível em: <https://www.cnnbrasil.com.br/economia/petrobras-atinge-metas-de-producao-em-2022-e-vendas-totais-somaram-303-milhoes-de-barris-por-dia/>. Acesso em: 08 fev. 2023.
- MENDES, N. C. Métodos e modelos de caracterização para avaliação de impacto do ciclo de vida: análise e subsídios para a aplicação no Brasil. 2013.
- MISRA, A. K., MATHUR, R., GOEL, P., & SINGH, M. K. Evaluation of suitability of oil well drill cuttings for road making. In *Oil Well Drill Cuttings For Road Making*. *Journal of Scientific & Industrial Research* (Vol. 70). 2011.
- MOHAMMED, B.; CHEESEMAN, C. R. Use of Oil Drill Cuttings as an Alternative Raw Material in Sandcrete Blocks. *Waste and Biomass Valorization*, v. 2, n. 4, p. 373–380, 18 nov. 2011.

MORENO RUIZ E., FITZGERALD D., SYMEONIDIS A., IOANNIDOU D., MÜLLER J., VALSASINA L., VADENBO C., MINAS N., SONDEREGGER T., & DELLENBACH D. **Documentation of changes implemented in theecoinvent database v3.8.** 2021

MOTA, A. C. S. Propriedades Dielétricas e Cinética de Secagem de Cascalhos de Perfuração de Poços de Petróleo e Gás Utilizando Micro-ondas. 2018.

MU, Shiqi; CHEN, Xinglong; LUO, Yuanfeng; ZHANG, Jingjing. Degradation of petroleum hydrocarbons in oil-based drilling cuttings by a zero-valent iron Fenton-like advanced oxidation system. *Process Safety And Environmental Protection*, [S.L.], v. 168, p. 883-891, dez. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2022.10.056>.

MUSULE, R., BONALES-REVUELTA, J., MWAMPAMBA, T. H., GALLARDO-ALVAREZ, R. M., MASERA, O., & GARCÍA, C. A. Life cycle assessment of forest-derived solid biofuels: a systematic review of the literature. **BioEnergy Research**, 1-22. 2021.

NAÇÕES UNIDAS (org.). **Assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis.** 2023. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>. Acesso em: 01 set. 2023.

NETO, J. B. D. A. **Aproveitamento do Cascalho de Perfuração de Poços para Elaboração de Pasta de Cimentação Primária.** SÃO CRISTÓVÃO. 2017.

OKEKE, P. N.; OBI, C. Treatment of Oil Drill Cuttings Using Thermal Desorption Technique. *ARPN Journal of Systems and Software*, v. 3, n. 7. 2013.

OKOH, N. B. **Engineering Properties of Drill Cuttings Recycled Towards Construction Applications Research Project in RSUST.** 2015. Disponível em: <[www.lowadnr.gou](http://www.lowadnr.gou)>.

OLIVEIRA, A. L. A. R. **Avaliação do Ciclo de Vida Aplicada na Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso do Distrito Federal.** Brasília. 2019.

OLIVEIRA, M.; MAGRINI, A. Life Cycle Assessment of Lubricant Oil Plastic Containers in Brazil. **Sustainability**, v. 9, n. 4, p. 576, 10 abr. 2017.

ONWUKWE, S. I. Adaptation of Thermal Desorption in the Treatment of Oil Based Drill Cuttings. *International Journal of Engineering and Technical Research*, v. 2, n. 12, p. 78- 80, 2014.

PALADINO, G., ARRIGONI, J. P., SATTI, P., MORELLI, I., MORA, V., & LAOS, F. Bioremediation of heavily hydrocarbon-contaminated drilling wastes by composting. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 13, n. 9, p. 2227–2238, 12 set. 2016.

PASCIUCCO, F., PECORINI, I., DI GREGORIO, S., PILATO, F., & IANNELLI, R. Recovery strategies of contaminated marine sediments: A life cycle assessment. *Sustainability*, 13(15), 8520. 2021.

PAUDYN, K., RUTTER, A., KERRY ROWE, R., & POLAND, J. S. Remediation of hydrocarbon contaminated soils in the Canadian Arctic by *landfarming*. **Cold Regions Science and Technology**, v. 53, n. 1, p. 102–114, jun. 2008.

PEREIRA, M. S. **Aplicação de secagem por microondas no tratamento de cascalho de perfuração**. 2013.

PEREIRA, M. S.; ATAIDE, C.; NAUFEL, R.; PANISSET, C.M.A.; SA, C.H.M.; MARTINS, A.L. Microwave Heating: A Feasible Alternative for Drilled Cuttings Drying in *Offshore* Environments. In: SPE/IADC Drilling Conference. **Society of Petroleum Engineers**, 2013.

PEREIRA, L. B., SAD, C. M. S., CASTRO, E. V. R., FILGUEIRAS, P. R., & LACERDA, V. Environmental impacts related to drilling fluid waste and treatment methods: A critical review. *Fuel*, 310, 122301. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2021.122301>. 2022.

PETRI JÚNIOR, I. **Descontaminação de cascalhos de perfuração utilizando um secador micro-ondas semi-industrial em regime contínuo**. 2017.

PETRI, I.J.; ROSSI, A; ATAIDE, C.H.; DUARTE, C.R. Descontaminação de cascalhos de perfuração utilizando um secador micro-ondas semi-industrial em regime contínuo. XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Química. Fortaleza/CE. 2016.

PETROBRAS. **Relatório de Sustentabilidade 2021**. 2021

PISZCZ-KARAŚ, K., KLEIN, M., HUPKA, J., & ŁUCZAK, J. Utilization of shale cuttings in production of lightweight aggregates. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 232–240, fev. 2019.

PRÉ SUSTAINABILITY. **SimaPro v 9.4.0.1**. 2022.

REN, Y.; ZHANG, Z.; HUANG, M. A review on settlement models of municipal solid waste landfills. **Waste Management**, v. 149, p. 79–95, jul. 2022.

RIGHI, S., BANDINI, V., FABBRI, D., CORDELLA, M., STRAMIGIOLI, C., & TUGNOLI, A. Modelling of an alternative process technology for biofuel production and assessment of its environmental impacts. *Journal of Cleaner Production*, 122, 42-51, 2016.

ROBINSON J.; KINGMAN, S.; SNAPE, C.E.; ANTONIO, C.; PEREIRA, I. PAGE. P.W.; THOMAS, D.J.M. Microwave treatment of oil contaminated drill cuttings-towards a commercial scale system. In: SPE International Conference on Health, Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production. Society of Petroleum Engineers, 2010.

ROBINSON, J. P., KINGMAN, S. W., SNAPE, C. E., BARRANCO, R., SHANG, H., BRADLEY, M. S. A., & BRADSHAW, S. M. Remediation of oil-contaminated drill cuttings using continuous microwave heating. **Chemical Engineering Journal**, v. 152, n. 2–3, p. 458–463, 15 out. 2009.

RODRIGUES, T. O., SUGAWARA, E. T., SILVA, D. A. L., FOLEGATTI-MATSUURA, MARÍLIA. I. S., BRAGA, T. E. N., & UGAYA, C. M. L. **Guia Qualidata: requisitos de qualidade de conjuntos de dados para o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida**. Brasília. 2016.

ROSSI, A. S. **Cinética de Aquecimento e Secagem, Propriedades Dielétricas e Simulação Computacional Aplicado ao Tratamento de Cascalho de Perfuração Por Microondas**. 2017.

RYKUSOVA, N., SHESTOPALOV, O., SHCHUKINA, L., BRIANKIN, O., & GALUSHKA, Y. Study Of The Properties Of Drill Cuttings At Their Use As Technogenic Raw Materials For The Production Of Building Ceramics. n. 1, p. 2020.

SAMPAIO, R. F., & MANCINI, M. C. Estudos de Revisão Sistemática: Um Guia para Síntese. Criteriosa da Evidência Científica. **Rev. Bras. Fisioterapia**, 83–89. [www.bireme.br](http://www.bireme.br). 2007.

SARIGIANNIS, D. A., HANDAKAS, E. J., KARAKITSIOS, S. P., & GOTTI, A. Life cycle assessment of municipal waste management options. **Environmental Research**, v. 193, p. 110307, fev. 2021.

SILVA, D. N.; DANTAS, T.N.C. Tratamento De Cascalho De Perfuração Utilizando Sistemas Microemulsionados. 8º Congresso Brasileiro de Pesquisa e Desenvolvimento em Petróleo e Gás - 8º PDPETRO. 2015.

SILVA, F. B., YOSHIDA, O. S., SAADE, M. R. M., da SILVA, V. G., da SILVA, M. G., MORAGA, G. L., PASSUELLO, A., de OLIVEIRA, L. A., & JOHN, V.. Avaliação Do Ciclo De Vida Do Concreto Dosado Em Central Com Base Em Dados Da Indústria Brasileira. *Concreto & Construções*, XLVIII(98), 91–97. <https://doi.org/10.4322/1809-7197.2020.98.0010>. 2020.

SILVA, V. A. O. Aplicação de Avaliação de Ciclo de Vida na estimativa das emissões de gases de efeito estufa relacionadas ao consumo de alimentos: estudo de caso em Brasília, DF. 2021.

SILVA, W. K. A. S.; TAGLIAFERRO, E. R. Aterro Sanitário - A Engenharia na Disposição Final de Resíduos Sólidos / Landfill - Engineering in the Final Disposal of Solid Waste. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 2, p. 12216–12236, 2021.

SOARES, A. C. V., SCHUSTER, B. S., JUNIOR, R. T., FERNANDES VIOTTO, H. G., & RIBEIRO, F. B. **Estudo da Operação de um Aterro de Inertes de Campo Mourão-PR**. 2019.

SOARES, A. S. F.; MARQUES, M. R. C; COSTA, L.C. Physical-chemical characterization and leaching studies involving drill cuttings generated in oil and gas pre-salt drilling activities. **Environmental Science And Pollution Research**, v. 30, n. 7, p. 17899-17914, 7 out. 2022. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-022-23398-7>. 2022.

STREET, C. G.; GUIGARD, S. E. Treatment of Oil-Based Drilling Waste Using Supercritical Carbon Dioxide. **Journal of Canadian Petroleum Technology**, v. 48, n. 06, p. 26–29, 1 jun. 2009.

SUH, S.; HUPPES, G. Methods for Life Cycle Inventory of a product. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 7, p. 687–697, jun. 2005.

THOMAS, J. E. **Fundamentos da Engenharia do Petróleo**. 2001.

TURCONI, R., BUTERA, S., BOLDRIN, A., GROSSO, M., RIGAMONTI, L., & ASTRUP, T. "Life cycle assessment of waste incineration in Denmark and Italy using two LCA models." *Waste Management & Research*, 29, S78-S90, 2011.

UNEP. Ministry of housing, spatial planning and the environment directorate-general for environmental protection. 1996.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Effluent Guidelines and New Source Performance Standards for the Oil and Gas Extraction Point Source Category; OMB Approval Under the Paperwork Reduction Act: Technical Amendment; Final Rule.** Federal Register; Rules and Regulations. Vol. 66, No. 14. January 22, 2001.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Regulating Petroleum Industry Wastewater Discharges in the United States and Norway.** Information Sheet – Final. January, 2011.

VAN STEMPVOORT, D.; BIGGAR, K. Potential for bioremediation of petroleum hydrocarbons in groundwater under cold climate conditions: A review. **Cold Regions Science and Technology**, v. 53, n. 1, p. 16–41, jun. 2008.

WEIDEMA, B. P. Matching Bottom-Up and Top-Down for Verification and Integration of Lci Databases. **International Workshop on LCI-Quality**, v. 10, p. 20–21, 2003.

WEIDEMA, B. P., & WESNÆS, M. S. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. **Journal of Cleaner Production**, 4(3–4), 167–174. [https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1). 1996.

YANG, H. et al. Solidification and utilization of water-based drill cuttings to prepare ceramsite proppant with low-density and high performance. **Petroleum Science**, jun. 2022.

ZHAO, W., Voer, E.v.d., Huppel, G. and Zhang, Y.F. Comparative Life Cycle Assessments of Incineration and Non-incineration Treatments for Medical Waste. *Int. J. Life Cycle Assess.* 14: 114–121. 2008.

ZVEREVA, E.L., Toivonen, E., Kozlov, M.V. Changes in species richness of vascular plants under the impact of air pollution: a global perspective. **Global Ecology and Biogeography** 17, 305e319. 2008.

## APÊNDICE A

Quadro 12 – Resumo das aplicações de ACV revisadas.

Autor	Objetivo	Unidade Funcional	Região	Impactos ambientais	Mét.
Oliveira; Magrini, 2017	<p>Avaliar os diferentes impactos associados ao ciclo de vida das LOPCs.</p> <p>Isso inclui diferentes opções de gerenciamento para o fim da vida útil dos LOPCs que podem ser usadas no futuro processo de tomada de decisões</p>	1 tonelada de polietileno de alta densidade (HDPE)	Rio de Janeiro, Brasil	Mudança Climática (MC), Destruição da camada de Ozônio (DO), Toxicidade Humana (TH), formação de oxidantes fotoquímicos (POF), formação de material particulado (PMF), radiação ionizante (IR), acidificação terrestre (TA), eutrofização de água doce (FE), eutrofização marinha (ME), ecotoxicidade terrestre (TET), ecotoxicidade de água doce (FET), ecotoxicidade marinha (MET), ocupação de terras agrícolas (ALO), ocupação de terras urbanas (ULO), transformação natural de terras (NLT), esgotamento de metais (MD) e esgotamento de fósseis (FD)	ReCiPe 2008 Midpoint
Dmitrijevas, 2010	A proposta principal deste trabalho foi comparar duas potenciais formas de destinação/tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU): aterro sanitário e incineração com recuperação de energia por meio de uma análise de ecoeficiência, utilizando a metodologia desenvolvida pela BASF SE.	7.324.109.000 kg de RSU	São Paulo, Brasil	Efeito Estufa (EE), Potencial de Destruição da Camada de Ozônio (DCO), Potencial de Formação Fotoquímica do Ozônio (FFO) e Potencial de Acidificação – chuva ácida (CA), Uso da Terra e Toxicidade Humana	BASF
Güereca; Torres; Juárez-	Analisou o impacto ambiental da produção de clínquer de cimento usando coprocessamento	1t de clínquer	Tepeaca, México	Depleção Abiótica (AD), Acidificação (AC), Eutrofização (EU) Potencial de Aquecimento Global (GWP), Destruição da Camada	CML IO Baseline V3.01

López, 2015	CDR versus coque de petróleo em fábricas de cimento mexicanas com uma abordagem de ACV para apoiar um processo de tomada de decisão ambientalmente responsável.			de Ozônio (DO), Oxidação Fotoquímica (PO) e Toxicidade Terrestre (TT)	
Aguiar, 2021	Identificar e avaliar os potenciais impactos ambientais e a saúde humana da cadeia do coprocessamento dos resíduos perigosos tratados pelas unidades de blindagem e utilizados nas indústrias de cimento.	1t de clínquer  1 t de resíduos tratados pelo coprocessamento	Cantagalo, Rio de Janeiro, Brasil	MC, DO, AT, EA, EM, DF, DA, DM, OTA, OTU, TTN, ETA, ETM, ETT, TH, RI, FMP, FOF.	ReCiPe (H)
Hu et al., 2021	Avaliar os impactos do ciclo de vida de três sistemas baseados em LTTD para tratar OBDCs com as mesmas características.	1000 toneladas métricas de OBDCs típicos. Os OBDCs típicos (fase 12") contêm 15% de óleo base (óleo mineral), 15% de água e 70% de sólidos, com uma densidade de aproximadamente 2,2 kg/L	Canadá		

Turconi et al., 2011	Fornecer uma avaliação quantitativa da importância das condições locais e da escolha do modelo para o perfil ambiental da incineração de resíduos em dois contextos significativamente diferentes: norte e sul da Europa.	1 Mg de resíduo úmido	Dinamarca, Itália	Aquecimento global, acidificação, enriquecimento de nutrientes e formação de ozônio fotoquímico, e quatro categorias tóxicas, ou seja, ecotoxicidade para a água, toxicidade humana via ar, toxicidade humana via água e toxicidade humana via solo. Os fatores de caracterização para o aquecimento global foram atualizados com GWPs 100do IPCC (2007).	EDIP97
Li et al., 2015	Analisar o desempenho ambiental do processo de incineração de resíduos industriais perigosos	1 tonelada de resíduos industriais perigosos	China	AG, HT, ET, AC, NE	EDIP97
Almeida; Araújo; Medeiros, 2017		228 m3 de cascalhos de perfuração de fases de poço (ou 592,8 t, com densidade de estacas de 2,6 g/cm3	Brasil		
Ding; Li; Xiong, 2012		Tratamento de 1 m³ de resíduos de perfuração			eBalance Evaluation
Liu; et al., 2022					

## APÊNDICE B

Figura 38 – Impactos ambientais totais por categoria para aterro industrial, 1 t dos cascalhos de perfuração – ReCiPe (H) midpoint.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

## APÊNDICE C

Figura 39 – Impactos ambientais totais por categoria para aterro sanitário, 1 t dos cascalhos de perfuração – ReCiPe (H) *midpoint*.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

## APÊNDICE D

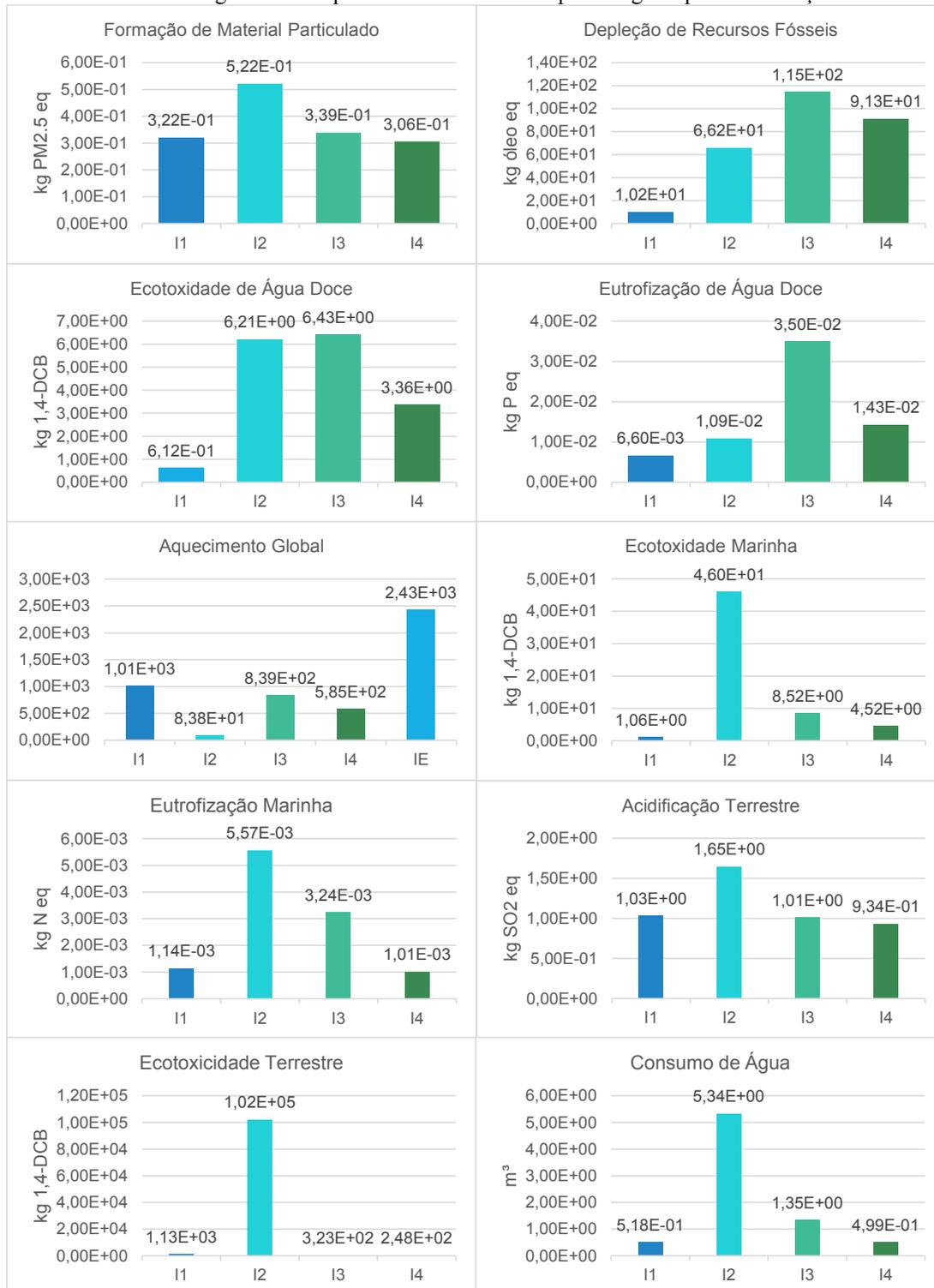
Figura 40 – Impactos ambientais totais por categoria para coprocessamento, 1 t dos cascalhos de perfuração – ReCiPe (H) *midpoint*.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

## APÊNDICE E

Figura 41 – Impactos ambientais totais por categoria para incineração.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

## APÊNDICE F

Figura 42 – Impactos ambientais totais por categoria para reinjeção.



Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

APÊNDICE F

Figura 43 – Matriz Pedigree do inventário.

Life Cycle Assessment of the Environmental Impacts of Typical Industrial Hazardous Waste Incineration in Eastern China - Wenjuan Li, 2015			MATRIZ PEDIGREE													
Inputs and outputs for the treatment of one ton of			Confiança na fonte	Pontuação	Completa	Pontuação	Número de amostras	Pontuação	Correlação temporal	Pontuação	Correlação geográfica	Pontuação	Correlação tecnológica	Pontuação	Fatores básicos de incerteza	Grau de incerteza SD
Input	Unit	Value														
Assistant fuel	kg/ton waste	45	1	1,00	5	1,20	5	1,20	4	1,20	5	1,10	5	2,00	1,00	2,15466
Ca(OH)2	kg/ton waste	50	1	1,00	5	1,20	5	1,20	4	1,20	5	1,10	5	2,00	1,00	2,15466
Activated carbon	kg/ton waste	2,3	1	1,00	5	1,20	5	1,20	4	1,20	5	1,10	5	2,00	1,00	2,15466
Electricity	kWh/ton waste	232	1	1,00	5	1,20	5	1,20	4	1,20	5	1,10	5	2,00	1,05	2,158
Water	kg/ton waste	455	1	1,00	5	1,20	5	1,20	4	1,20	5	1,10	5	2,00	1,00	2,15466
Output	Unit	Value	1	1,00	5	1,20	5	1,20	4	1,20	5	1,10	5	2,00	1,00	2,15466
Flue gas	Nm <sup>3</sup> /ton waste	12040	1	1,00	5	1,20	5	1,20	4	1,20	5	1,10	5	2,00	1,00	2,15466
Bottom ash	kg/ton waste	128	1	1,00	5	1,20	5	1,20	4	1,20	5	1,10	5	2,00	1,00	2,15466
Fly ash	kg/ton waste	169	1	1,00	5	1,20	5	1,20	4	1,20	5	1,10	5	2,00	1,00	2,15466
Waste water	kg/ton waste	200	1	1,00	5	1,20	5	1,20	4	1,20	5	1,10	5	2,00	1,00	2,15466

Fonte: Elaborada pela autora, 2024.

## ANEXO A

Figura 44 – Matriz qualidade de dados.

Pontuação do Indicador	1	2	3	4	5
<b>Indicadores, que são independentes do estudo no qual os dados são aplicados:</b>					
Confiança na fonte	Dados verificados <sup>a</sup> baseados em medidas <sup>b</sup>	Dados verificados parcialmente baseados em estimativas ou dados não verificados baseados em medidas	Dados não verificados parcialmente baseados em estimativas qualificadas ou informações teóricas	Estimativa qualificada (p.ex. perito industrial); Dados derivados de informações teóricas	Estimativa não qualificada
Completeza	Dados representativos de todos os locais relevantes para o aspecto e com período adequado para compensar flutuações normais	Dados representativos de > 50% dos locais relevantes para o aspecto considerado com períodos adequados para compensar flutuações normais	Dados representativos de somente alguns locais (<< 50%) relevantes para o aspecto considerado ou > 50% dos locais mas com períodos curtos	Dados representativos de apenas um local representativo para o aspecto considerado ou alguns locais com períodos curtos	Representatividade desconhecida ou dados de um pequeno número de locais e períodos curtos
Número de amostras	> 100, medidas contínuas	> 20	> 10	≥ 3	Desconhecido
<b>Indicadores relativos as condições naturais de produção e tecnológicas na qual os dados são válidos, e então dependem das metas de qualidade de dados para o estudo no qual os dados são aplicados:</b>					
Correlação Temporal	Menos de 3 anos de diferença para o ano do estudo	Menos de 6 anos de diferença	Menos de 10 anos de diferença	Menos de 15 anos de diferença	Idade do dado desconhecida ou mais de 15 anos de diferença
Correlação Geográfica	Dados da área em estudo	Dados médios da grande área na qual a área sob estudo está incluída	Dados de uma área menor que área do estudo, ou de área similar		Dados de área desconhecida ou área com muita diferença nas condições de produção
Correlação Tecnológica	Dados de empreendimentos, processos e materiais em estudo (p.ex.: tecnologia idêntica)		Dados de processos ou materiais relacionados mas com mesma tecnologia, ou dados de processos e materiais em estudo mas de diferente tecnologia	Dado de processos ou materiais em estudo mas tecnologias diferentes, ou dados em processos em escala laboratorial de mesma tecnologia	Dados de processos ou materiais relacionados, mas em escala laboratorial de diferente tecnologia

<sup>a</sup>Verificação pode se dar em diversas maneiras, ex: pela checagem in-loco, pelo recálculo, por balanço de massa ou checagem cruzada com outras fontes.

<sup>b</sup>Inclui dados calculados (ex: emissões calculadas de entradas no processo), quando a base para o cálculo é medida (ex: entradas medidas). Se o cálculo é baseado parcialmente de suposições, a pontuação deve ser dois ou três.

Fonte: Benedet Júnior, 2007.