



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Luiza Gelbcke Comin

**Avaliação do Custo do Ciclo de Vida das atividades de perfuração de poços de petróleo
*offshore***

Florianópolis
2024

Luiza Gelbcke Comin

**Avaliação do Custo do Ciclo de Vida das atividades de perfuração de poços de petróleo
*offshore***

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

Orientador: Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.

Florianópolis
2024

Comin, Luiza Gelboke

Avaliação do Custo do Ciclo de Vida das atividades de perfuração de poços de petróleo offshore / Luiza Gelboke Comin ; orientador, Sebastião Roberto Soares, 2024.
120 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. Custo do Ciclo de Vida. 3. Petróleo. 4. Cascalhos de perfuração. 5. Tratamentos de cascalhos. I. Soares, Sebastião Roberto. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

Luiza Gelbcke Comin

**Avaliação do Custo do Ciclo de Vida das atividades de perfuração de poços de petróleo
*offshore***

O presente trabalho em nível de Mestrado foi avaliado e aprovado, em 03 de maio de 2024, pela banca examinadora composta pelos seguintes membros:

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

Prof^a. Marina Seixas Pereira, Dra.
Instituição Universidade Federal de Uberlândia

Prof. Cassiano Moro Piekarski, Dr.
Instituição Universidade Tecnológica Federal do Paraná

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.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a todos que fizeram parte dessa jornada e que contribuíram de alguma forma no meu mestrado.

À minha família e amigos, por sempre estarem ao meu lado, especialmente aos meus pais, por todo apoio e suporte, e aos amigos da pós-graduação, pelos conselhos, ensinamentos e companhia.

À Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), por proporcionar um ensino público e de qualidade. Ao meu orientador, pela oportunidade e pela ajuda na realização do trabalho. Aos membros da banca avaliadora, por todas as contribuições. Ao meu grupo de pesquisa, pelo auxílio. À Petrobras e ao CNPQ pelo suporte financeiro.

RESUMO

Os fluidos de perfuração, comumente utilizados na perfuração de poços de petróleo são os responsáveis por trazer os cascalhos das rochas perfuradas para a superfície. Algumas matérias-primas utilizadas na constituição desses fluidos têm potencial de causar danos ao meio marinho, e como os fluidos podem ficar aderidos aos cascalhos de perfuração, mesmo após tratamento, seu descarte em alto mar tem limites, podendo exigir o seu transporte até terra firme. Embora, de forma geral, existam diferentes tecnologias de tratamento e descarte final disponíveis para resíduos, suas aplicabilidades técnicas e viabilidades econômicas para os cascalhos de perfuração precisam ser estudadas. O presente trabalho propôs um modelo de Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) para analisar diferentes cenários das atividades de perfuração de poços de petróleo com ênfase nos tratamentos e destinação final dos cascalhos. Para alcançar este propósito, por meio da revisão sistemática da literatura identificou-se os métodos de ACCV existentes, usando de forma adaptada, a metodologia STARR-LCA. Foram definidas duas etapas para esta revisão, sendo elas o levantamento quantitativo que retornou 7322 artigos, e o qualitativo com 28 artigos e 2 livros. Os 30 trabalhos selecionados foram usados para a identificação dos métodos de ACCV, sendo agrupados de acordo com as suas semelhanças, totalizando nove grupos dos quais seis foram utilizados como base para propor o modelo aplicado no estudo de caso desta pesquisa. Destaca-se que este modelo pode ser aplicado para outros estudos de caso do setor petrolífero. Com base nas etapas de perfuração definidas para o estudo de caso foi realizado o inventário de dados econômicos, priorizando dados primários. A ACCV foi aplicada para oito cenários das atividades de perfuração de poços de petróleo utilizando a ferramenta *Microsoft Excel*, considerando a combinação do uso de dois fluidos de perfuração e quatro tratamentos/destinação final dos resíduos de perfuração. Identificou-se que os fluidos têm grande influência no custo dos cenários, sendo os quatro cenários de menor custo àqueles que utilizaram fluido de perfuração de base não aquosa (FPBNA), enquanto os quatro de maior custo são os que utilizaram fluido de perfuração de base aquosa (FPBA). Entre os cenários que utilizaram um mesmo tipo de fluido, o que determinou os de maior ou menor custo foi o tratamento ou destinação final. O cenário que apresenta menor custo para o estudo de caso é o H, composto pelo uso do FPBNA e descarte dos resíduos no mar, enquanto o cenário de maior custo, foi o A, formado pelo uso do FPBA e incineração. A etapa de maior custo é a 3, referente a perfuração dos poços, representando de 89,91 a 99,92% do custo total de cada cenário. Isso mostra que os custos das demais etapas é muito baixo em comparação a etapa 3, o que justifica considerar os aspectos ambientais na tomada de decisão.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida. Avaliação do Custo do Ciclo de Vida. Petróleo. Cascalhos de perfuração. Tratamentos de resíduos de perfuração.

ABSTRACT

Drilling fluids, commonly used in oil well drilling, are responsible for bringing the drill cuttings from the drilled rock to the surface. Some of the raw materials used to make these fluids have the potential to cause damage to the marine environment, and as the fluids can stick to the drill cuttings, even after treatment, their disposal on the high seas is limited and may require transportation to dry land. Although, in general, there are different treatment and final disposal technologies available for waste, their technical applicability and economic viability for drill cuttings need to be studied. This study proposed a Life Cycle Costing (LCC) model to analyze different scenarios for oil well drilling activities, with an emphasis on the treatment and final disposal of drill cuttings. To achieve this, a systematic literature review was carried out to identify existing LCC methods, using the STARR-LCA methodology in an adapted form. Two stages were defined for this review: a quantitative survey which returned 7,322 articles, and a qualitative survey with 28 articles and 2 books. The 30 selected papers were used to identify the LCC methods and grouped according to their similarities, totaling nine groups, six of which were used as the basis for proposing the model applied in the case study of this research. It should be noted that this model can be applied to other case studies in the oil sector. Based on the drilling stages defined for the case study, an inventory of economic data was carried out, prioritizing primary data. The LCC was applied to eight scenarios of oil well drilling activities using the Microsoft Excel tool, considering the combined use of two drilling fluids and four treatments/final disposal of drilling waste. It was found that the fluids have a major influence on the cost of the scenarios, with the four lowest cost scenarios being those that used non-aqueous drilling fluid (NADF), while the four highest cost scenarios were those that used water-based drilling fluid (WBDF). Among the scenarios that used the same type of fluid, what determined the highest or lowest cost was the treatment or final disposal. The scenario with the lowest cost for the case study is H, made up of using NADF and disposing of the waste at sea, while the scenario with the highest cost was A, made up of using WBDF and incineration. The stage with the highest cost is 3, which involves drilling the wells, representing between 89.91 and 99.92% of the total cost of each scenario. This shows that the costs of the other stages are very low compared to stage 3, which justifies taking environmental aspects into account when making decisions.

Keywords: Life Cycle Assessment. Life cycle costing. Oil drilling. Drill cuttings. Drill cuttings treatments.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Perfuração de um poço de petróleo.....	21
Figura 2 – Classificação dos tratamentos e disposição final.	25
Figura 3 – Equipamentos necessários para tratamento primário dos cascalhos de perfuração.....	26
Figura 4 – Fases da metodologia de ACV.....	36
Figura 5 – Objetivos específicos e procedimentos metodológicos.	50
Figura 6 – Etapas da revisão sistemática da literatura.....	52
Figura 7 – Processo de seleção dos artigos.....	54
Figura 8 – Fluxograma geral dos cenários de gestão dos cascalhos de perfuração.....	64
Figura 9 – Tipos de incerteza e sua contribuição para a incerteza de resultado e decisão.....	67
Figura 10 – Custo dos fluidos em R\$/m ³	78
Figura 11 – Custo dos fluidos para perfurar 1m de poço de 8,5 polegadas de diâmetro.....	78
Figura 12 – Custo para tratar 0,09518 toneladas de cascalhos.....	81
Figura 13 – % do custo associado a cada etapa, desconsiderando a etapa 3.	85
Figura 14 – <i>Dashboard</i> da ferramenta de seleção do cenário.	90
Figura 15 – <i>Dashboard</i> da ferramenta de seleção do cenário.	91
Figura 16 – Variação do custo dos fluidos de perfuração.	92
Figura 17 – Variação do custo de transporte marítimo.	93
Figura 18 – Variação do custo de perfuração de poços de petróleo.....	94
Figura 19 – Variação do custo de transbordo dos cascalhos.	94
Figura 20 – Variação do custo de transporte terrestre.....	95
Figura 21 – Variação do custo dos tratamentos e destinação final em terra.	96
Figura 22 – Variação dos custos por etapa e cenário.	97

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Passos necessários para aplicar cada método de ACCV.	40
Quadro 2 – Cenários de gerenciamento de RSU.	42
Quadro 3 – Combinações de palavras-chave utilizadas nos portais de busca.	52
Quadro 4 – Combinações de palavras-chave utilizadas nos portais de busca <i>Scopus</i> , <i>SpringerLink</i> , <i>Web of Science</i> , e <i>Science Direct</i>	59
Quadro 5 – Combinações de palavras-chave utilizadas nos portais de busca BDTD e CAPES.	60
Quadro 6 – Tipos e fontes de dados utilizados.	66
Quadro 7 – Cobertura temporal, geográfica e tecnológica dos dados.	66
Quadro 8 – Métodos de ACCV agrupados.	69
Quadro 9 – Equações dos grupos de métodos de ACCV selecionados.	72
Quadro 10 – Seleção de variáveis para equação de ACCV da pesquisa.	73
Quadro 11 – Lista de artigos e livros.	117

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resultado do levantamento quantitativo.....	69
Tabela 2 – Considerações iniciais para realização da ACCV.	77
Tabela 3 – Custo de transporte marítimo dos fluidos de perfuração necessários para perfurar 1 metro de poço de 8,5 polegadas de diâmetro.....	79
Tabela 4 – Custo de transporte marítimo dos cascalhos de perfuração gerados para perfurar 1 metro de poço de 8,5 polegadas de diâmetro.....	80
Tabela 5 – Custo de transporte terrestre dos cascalhos de perfuração gerados para perfurar 1 metro de poço de 8,5 polegadas de diâmetro.....	81
Tabela 6 – Custos associados a cada um dos cenários em R\$.....	83
Tabela 7 – % do custo associado a cada etapa, desconsiderando a Etapa 3.....	85
Tabela 8 – Custos hipotéticos associados a cada um dos cenários em R\$.....	86
Tabela 9 – % do custo associado a cada etapa, desconsiderando a Etapa 3.....	87
Tabela 10 – Dados de transporte marítimo.....	118
Tabela 11 – Dados de transporte terrestre.	119
Tabela 12 – Dado de energia elétrica.	119
Tabela 13 – Dados de tratamento e disposição final de resíduos.	119

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACCV	Avaliação do Custo do Ciclo de Vida
ACV	Avaliação do Ciclo de Vida
AICV	Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida
ANEEL	Agência Nacional de Energia Elétrica
ANP	Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis
ASME	<i>American Society of Mechanical Engineers</i>
BDTD	Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações
C\$	Dólar canadense
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CB	<i>Cutting Box</i>
CICLOG	Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida
CO ₂	Dióxido de Carbono
CO ₂ eq	Dióxido de Carbono equivalente
EPA	<i>Environment Protection Authority</i>
FADE	Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal de Pernambuco
FIPE	Fundação Instituto de Pesquisas Econômicas
FPBA	Fluido de Perfuração de Base Aquosa
FPBNA	Fluido de Perfuração de Base Não Aquosa
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBP	Instituto Brasileiro de Petróleo e Gás
ICV	Inventário do Ciclo de Vida
IN	Instrução Normativa
IOGP	<i>International Association for Oil and Gas Producers</i>
IPIECA	<i>International Petroleum Industry Environmental Conservation Association</i>
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
LCA	<i>Life Cycle Assessment</i>
MMbbl/d	Milhões de barris por dia
NBR	Norma Brasileira
OGP	<i>International Association of Oil & Gas Producers</i>

PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PHPA	Poliacrilamida parcialmente hidrolisada
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PP-SiO ₂ NC	Polipropileno-nanosílica
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
STARR-LCA	<i>Standardized Technique for Assessing and Reporting Reviews of LCA</i>
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
US\$	Dólar dos Estados Unidos da América
VP	Valor Presente
VPL	Valor Presente Líquido

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	14
2.	OBJETIVOS	19
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
3.1	PERFURAÇÃO DE POÇOS DE PETRÓLEO	20
3.2	FLUIDO DE PERFURAÇÃO	21
3.3	CASCALHOS DE PERFURAÇÃO.....	23
3.4	TRATAMENTOS E DISPOSIÇÃO FINAL DE CASCALHOS.....	24
3.4.1	Tratamento primário	26
3.4.2	Tratamento secundário	27
3.4.3	Secagem por micro-ondas	28
3.4.4	Incineração	29
3.4.5	<i>Landfarming</i>	29
3.4.6	Reciclagem e reutilização	30
3.4.7	Aterros	31
3.4.8	Reinjeção	32
3.4.9	Descarte no mar	34
3.5	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA	35
3.6	AVALIAÇÃO DO CUSTO DO CICLO DE VIDA	36
3.7	<i>STATUS QUO</i>	39
4.	METODOLOGIA.....	50
4.1	REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA.....	51
4.2	COMPOSIÇÃO DO MODELO	54
4.2.1	Seleção dos métodos de ACCV	54
4.2.2	Definição das variáveis relacionadas ao sistema de produto.....	55
4.2.3	Definição de variáveis econômicas adicionais	56
4.2.3.1	<i>Valor Presente Líquido</i>.....	56

4.2.3.2	<i>Taxa de Juros Compostos</i>	56
4.2.4	Estruturação da Equação	57
4.2.5	Validação do Modelo	58
4.3	INVENTÁRIO DE DADOS ECONÔMICOS	58
4.3.1	Dados primários	58
4.3.2	Dados Secundários	59
4.4	ESTUDO DE CASO	61
4.4.1	Caracterização do sistema de produto	61
4.4.1.1	<i>Função e unidade funcional</i>	62
4.4.1.2	<i>Fronteira do sistema</i>	62
4.4.1.3	<i>Tipos e fontes de dados</i>	65
4.4.2	Análise de Incerteza e Sensibilidade	67
5.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	69
5.1	IDENTIFICAÇÃO DOS MÉTODOS DE ACCV	69
5.2	SELEÇÃO DOS MÉTODOS E VARIÁVEIS DE ACCV	70
5.3	ESTRUTURAÇÃO DO MODELO DE ACCV	73
5.4	ESTUDO DE CASO	76
5.4.1	Ferramenta de cálculo	89
5.4.2	Análise de incerteza e sensibilidade	91
6.	CONCLUSÃO	99
	REFERÊNCIAS	102
	APÊNDICE A – ARTIGOS E LIVROS SELECIONADOS ATRAVÉS DA REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA	117
	APÊNDICE B – INVENTÁRIO DE DADOS ECONÔMICOS	118

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é um grande produtor de petróleo, sendo responsável por 3% da produção mundial total, ocupando o 9º lugar no ranking dos países produtores de petróleo em 2021 (IBP, 2022). No ano de 2022, a produção média anual de petróleo no país foi de 3,021 milhões de barris/dia (MMbbl/d) (ANP, 2022). Já entre os meses de janeiro e junho de 2023, a produção variou de 3,115 MMbbl/d a 3,367 MMbbl/d, sendo o menor valor de produção em março e o maior em junho (ANP, 2023a; ANP, 2023b). Esses dados indicam que a produção de petróleo vem crescendo a cada ano no Brasil. A boa qualidade do óleo, a grande vazão dos poços produtores, além da expansão da produção de petróleo para os próximos anos colocam os reservatórios do Pré-sal brasileiro no centro do mercado internacional de petróleo *offshore* (SOUZA, 2021).

Se a perspectiva da produção de petróleo no Brasil é positiva, a adoção de tecnologias eficientes e a redução dos custos de produção são questões a serem consideradas para que o produto brasileiro seja competitivo no mercado internacional. Além disso, deve-se considerar os impactos ambientais e econômicos para a destinação correta da grande quantidade de resíduos gerada durante o processo de extração.

Buscando minimizar os impactos ambientais da atividade petrolífera *offshore*, sobretudo aquelas relacionadas aos resíduos gerados pela perfuração, em 2018, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), através da Instrução Normativa (IN) nº 1, de 02 de janeiro de 2018, estabeleceu diretrizes para regulamentar as condições ambientais de uso e descarte de fluidos, cascalhos e pastas de cimento nas atividades de perfuração marítima de poços de petróleo e gás (IBAMA, 2018). A IN nº 1/2018 permitia o descarte no mar de cascalhos perfurados com fluido de perfuração de base aquosa (FPBA) e fluido de perfuração de base não aquosa (FPBNA), quando não detectada a presença de óleo livre, após análise de amostras por meio de métodos estabelecidos, e proibia o descarte de FPBNA. Esta IN foi suspensa pela IN nº 11, em 14 de março de 2019 (IBAMA, 2019a) por causa de divergências jurídicas entre o IBAMA e a Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis (ANP), relativas à aplicabilidade da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) em relação ao descarte de fluidos e cascalhos de perfuração (IBP, 2021).

Atualmente o Despacho nº 5540547/2019-GABIN (IBAMA, 2019b) está em vigor, e dispõe de diretrizes para o uso e descarte de fluidos de perfuração e cascalhos. O documento se baseia nas práticas adotadas pela Agência Ambiental Americana (EPA) no Golfo do México, mas é mais restritivo em relação ao limite permitido de teor de base orgânica aderida ao cascalho descartado, limite este que não pode exceder 4,5% no caso de n-parafinas, olefinas internas, olefinas alfa lineares e fluidos a base de óleo mineral tratados, ou 6,1% no caso de ésteres, éteres e acetais. Atualmente, a abordagem de “descarte zero” dos resíduos gerados na perfuração da fase de reservatório está suspensa (IBAMA, 2019b; IBP, 2021).

A necessidade de regulamentar o descarte dos resíduos provindos da perfuração de poços de petróleo e gás se dá, principalmente, pelos potenciais impactos aos ecossistemas marinhos brasileiros e mundiais, mostrando a relevância na busca por outras alternativas para tratamento e descarte final dos resíduos gerados no processo de exploração de poços de petróleo. Este contexto evidencia a necessidade de mais estudos sobre os impactos causados pelas atividades de perfuração de poços de petróleo.

Isso porque o petróleo é um óleo de origem fóssil que leva milhões de anos para ser formado nas rochas sedimentares, em áreas marítimas e terrestres. É constituído por uma mistura de compostos químicos orgânicos (hidrocarbonetos), dos quais os principais grupos de componentes são os hidrocarbonetos saturados, hidrocarbonetos aromáticos, resinas e alfenos (THOMAS, 2001).

A perfuração é realizada por meio de uma sonda e fluidos de perfuração, sendo que os fragmentos de rocha, chamados de cascalhos, são removidos com o auxílio dos fluidos de perfuração - que podem ser de base aquosa (FPBA) ou base não aquosa (FPBNA) -, injetados por bombas para o interior da coluna de perfuração (THOMAS, 2001). Os resíduos gerados durante esta operação são majoritariamente os fluidos e os cascalhos de perfuração (IOGP, 2016a).

Sobre os resíduos, Schaffel (2002) estimou que na Bacia de Campos - responsável por 30% da produção nacional de petróleo e gás (PETROBRAS, 2023) - são gerados de 1,2 a 1,6 barris (0,19 a 0,25 m³) de cascalho por metro perfurado, valores esses que, segundo o autor, estão em concordância com aqueles fornecidos pela EPA em 2000, que são de 0,2 a 2 barris (0,03 a 0,32 m³) de cascalho gerado por metro vertical perfurado.

Os resíduos de perfuração contêm contaminantes que podem ser prejudiciais para o meio ambiente, sendo que o nível de toxicidade varia de acordo com a composição da rocha

perfurada e do fluido de perfuração utilizado. Os principais contaminantes encontrados na composição dos cascalhos são os hidrocarbonetos presentes no petróleo, como os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos e hidrocarbonetos alifáticos, as bifenilas policloradas, e os metais pesados, como o chumbo, bário, zinco, mercúrio, cromo, arsênio e níquel; e compostos inorgânicos, como cloretos (LEONARD; STEGEMANN, 2010).

Em função do volume e da toxicidade de alguns resíduos gerados pelo processo de perfuração de poços, o tratamento e a destinação adequada são fundamentais, existindo diversas rotas tecnológicas de tratamento e de descarte desses resíduos (SILVA, 2015), que podem ocorrer de forma *onshore* (em terra) ou *offshore* (no mar).

O descarte dos cascalhos no mar é uma das técnicas mais utilizadas pela maioria dos países produtores de petróleo e gás, inclusive pelo Brasil (ALMEIDA, 2016), por ser uma forma de disposição simples e barata (KAZAMIAS; ZORPAS, 2021). Porém, após monitoramento ambiental de operações de perfuração *offshore*, foi revelado que a descarga oceânica dos resíduos de perfuração causou danos ambientais nos ecossistemas marinhos, de forma que muitos países que possuem exploração de poços de petróleo promulgaram regulamentos ambientais visando proteger seus ecossistemas (IOGP, 2016a).

A problemática apresentada aponta para a necessidade de buscar outras alternativas de destinação dos resíduos de perfuração, sendo muitas delas através de tecnologias *onshore*. Os tratamentos e descarte de resíduos em terra incluem outras etapas como o transporte marítimo, armazenamento, transporte terrestre, entre outras, que não existiam no descarte marítimo. Analisar os possíveis impactos ambientais e econômicos decorrentes da alternativa *onshore* se faz necessário.

Nessa perspectiva, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) pode auxiliar na avaliação dos impactos ambientais expostos anteriormente, visto que é uma metodologia que avalia os impactos ambientais de um sistema de produto e fornece subsídios para a identificação de oportunidades para a melhoria do desempenho ambiental de produtos, auxiliando a tomada de decisão (ABNT, 2009a). A Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV), por sua vez, é uma metodologia que calcula os custos de um produto ao longo da sua vida útil (WU; LONGHURST, 2011).

Com o objetivo de contribuir para o avanço do conhecimento sobre os custos das diferentes alternativas de tratamento e descarte dos resíduos de perfuração, este trabalho propõe analisar comparativamente, cenários distintos das atividades de perfuração de poços de

petróleo¹. Neste sentido, a ACCV mostra-se uma ferramenta interessante para a tomada de decisão mais assertiva quanto a empregabilidade econômica de tais cenários.

A busca por alternativas viáveis do ponto de vista ambiental é uma demanda dos órgãos ambientais competentes. Por outro lado, as petrolíferas têm interesse em encontrar alternativas que além de considerar os aspectos ambientais, avaliem os custos envolvidos, de forma a obter a melhor relação custo-benefício para viabilizar a empregabilidade das tecnologias. Sendo assim, faz-se necessário identificar e quantificar as variáveis econômicas que podem fazer parte dos diferentes cenários de perfuração de poços de petróleo. Isso permitirá traçar os perfis econômicos, de forma a agregar informação aos perfis ambientais, fomentando ferramentas de tomada de decisão.

Estudos que avaliaram os custos de operação do setor petrolífero, como o de Oseh et al. (2020), analisaram dois tipos de FPBA, comparando tanto a eficiência quanto os custos envolvidos. Já Patel et al. (2019) realizaram a análise econômica para comparar duas tecnologias de perfuração de poços de petróleo. Outros estudos do setor petrolífero usaram a ACCV, como é o caso de Gurdon et al. (2021) e Saleem et al. (2022), que aplicaram a metodologia para avaliar os custos para tratamento de áreas contaminadas com resíduos derivados do petróleo. Por fim, Kayrbekova, Markeset e Ghodrati (2011) fizeram a comparação do uso de dois diferentes métodos de ACCV para a exploração de petróleo no Ártico.

No entanto, é importante salientar que os estudos encontrados durante a revisão sistemática consideraram apenas algumas etapas do processo que envolve a exploração do petróleo. Apesar da relevância de análise econômica envolvendo tal processo, percebe-se que geralmente a mesma é realizada de forma secundária, não sendo o foco principal de tais estudos.

No sentido de aprofundar o tema, a ACCV se mostra uma metodologia relevante pela possibilidade de integração com a ACV, permitindo avaliar tanto os impactos econômicos quanto ambientais, um desafio que o Projeto intitulado de Avaliação de Ciclo de Vida para rotas marítimas e terrestres de destinação de cascalhos e fluidos de perfuração de petróleo e gás se propôs realizar.

Tal projeto desenvolvido pelo Grupo de Pesquisa em Avaliação do Ciclo de Vida (CICLOG) teve como objetivo principal avaliar diferentes cenários de destinação dos resíduos

¹**Cenários de perfuração de poços de petróleo:** os cenários são configurados por meio da combinação de alguns elementos, sendo eles o tipo de fluido de perfuração utilizado, a opção de tratamento e/ou descarte final escolhida dos resíduos gerados, bem como a rota tecnológica envolvida.

de perfuração. O projeto envolveu pesquisas com diferentes focos, sendo elas a aplicação da ACV para os diferentes cenários de perfuração, a construção dos inventários de ciclo de vida para tratamentos de resíduos de perfuração, o estudo de diferentes modelos de caracterização de ecotoxicidade marinha e a avaliação econômica dos diversos cenários de perfuração de poços de petróleo.

Esta dissertação contribuiu no quadro do projeto citado com a avaliação econômica, por meio da aplicação da ACCV e a comparação dos custos dos diferentes cenários de perfuração de poços de petróleo, com ênfase nos tratamentos e descarte de resíduos de perfuração. A inovação da pesquisa foi avaliar o ciclo de vida completo do processo da exploração de petróleo utilizando a ACCV como metodologia, permitindo a integração com a ACV, que foi utilizada para identificar os impactos ambientais nos mesmos cenários.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral do trabalho é propor um modelo de Avaliação do Custo do Ciclo de Vida (ACCV) para analisar diferentes cenários das atividades de perfuração de poços de petróleo com ênfase nos tratamentos e destinação final dos cascalhos.

Para atendimento do objetivo geral, três objetivos específicos foram definidos:

- Identificar métodos e variáveis de avaliação do custo do ciclo de vida;
- Estruturar um conjunto de equações para fundamentar um modelo ACCV;
- Identificar e quantificar os custos do ciclo de vida para diferentes cenários das atividades de perfuração de poços de petróleo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Esta seção de revisão bibliográfica irá apresentar elementos da perfuração de poços de petróleo, entre eles o processo de perfuração de poços de petróleo, os fluidos de perfuração, cascalhos de perfuração e tratamentos e destinação final dos resíduos gerados na perfuração de poços de petróleo. Também serão apresentadas breves contextualizações das temáticas envolvidas, ou seja, ACV e ACCV, bem como seu *status quo* em relação ao objeto de pesquisa.

3.1 PERFURAÇÃO DE POÇOS DE PETRÓLEO

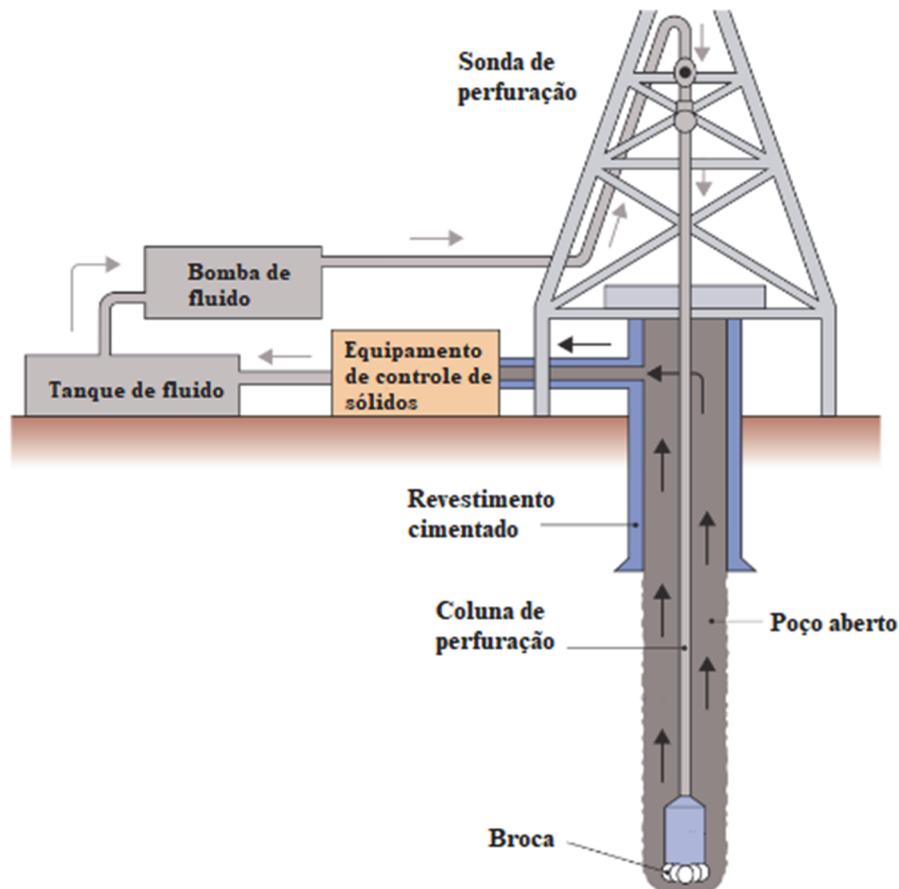
O processo de exploração e extração de petróleo e gás pode ser dividido em três fases, sendo elas: *upstream*, que consiste na exploração e produção de petróleo, *midstream*, fase responsável pelo processamento do petróleo, ou seja, atividades de refino, e *downstream*, que compreende a logística de vendas e comercialização dos produtos (SILVA, 2012).

O processo de perfuração de um poço de petróleo é realizado com o auxílio de uma broca e dos fluidos de perfuração. A broca é a ferramenta responsável por cortar ou triturar a rocha. As características da rocha, principalmente a sua dureza e abrasividade influenciam no tipo de broca e o princípio de ataque que será utilizado, como por exemplo, cisalhamento ou esmagamento (PLÁCIDO; PINHO, 2009). As brocas podem ser classificadas como brocas sem partes móveis e brocas com partes móveis. As brocas sem partes móveis podem ser integralmente de lâminas de aço, diamantes naturais e diamantes artificiais. Por não possuírem partes móveis e rolamentos, isso diminui a possibilidade de falhas. Já as brocas com partes móveis podem ter de um a quatro cones, e possuem dois elementos principais, que são a estrutura cortante e rolamentos (THOMAS, 2001). O tipo e a qualidade do fluido de perfuração utilizado podem influenciar no rendimento da broca, por exemplo, os FPBNA melhoram o rendimento das estruturas de corte de brocas de diamante policristalino, já os FPBA apresentam maiores problemas de limpeza em função da reatividade das formações na fase aquosa do fluido. Outro fator que influencia no rendimento da broca é a litologia, característica importante quando se trata de brocas de diamante natural e brocas de diamante termicamente estável (PLÁCIDO; PINHO, 2009).

Os poços de petróleo são perfurados em fases sequenciais, com diâmetros decrescentes, cujo número varia de acordo com as características do local e a profundidade do

poço que se quer atingir. Em cada uma dessas fases, a coluna de perfuração é retirada do poço, é colocado um revestimento de aço de diâmetro inferior ao da broca, é feita a cimentação, e a próxima fase de perfuração é iniciada, com diâmetro inferior a anterior (ALMEIDA, 2016), conforme apresentado na Figura 1. Como em cada uma dessas fases o diâmetro do poço diminui, o volume de resíduos por metro perfurado gerado é menor (FIALHO, 2012). Estima-se que possam ser gerados de 0,2 a 2 barris de cascalho por metro vertical perfurado (EPA, 2000), sendo que o poço mais profundo do Brasil possui 7.700 metros (PETROBRAS, 2021), o que mostra que cada poço pode gerar milhares de barris de resíduos de perfuração. Esse alto volume de resíduos gerados requer gestão e disposição adequada (ISMAIL et al., 2017).

Figura 1 – Perfuração de um poço de petróleo.



Fonte: Adaptado de IOGP (2016b).

3.2 FLUIDO DE PERFURAÇÃO

Os fluidos de perfuração são misturas complexas de sólidos, líquidos e gases que têm como finalidade transportar o cascalho gerado na operação de perfuração do poço de petróleo

para a superfície, resfriar a broca, lubrificar a coluna e promover a pressão hidrostática para evitar o colapso do poço, formar uma camada impermeável na parede do poço recém perfurado e reduzir os efeitos danosos e adversos ao redor do poço (MITCHELL; MISKA, 2011; IBAMA, 2018). Com o incremento nas profundidades de exploração, o aumento no número de cenários de perfuração e os poços de geometria complexa tornam o processo mais complicado e exigem fluidos de perfuração com melhor desempenho (TEHRANI et al., 2007), ou seja, houve ampliação da variedade e complexidade dos aditivos (FARIAS; AMORIM; LIRA, 2009).

Os fluidos podem ser divididos em fluidos de perfuração de base aquosa (FPBA) e fluidos de perfuração de base não aquosa (FPBNA). Eles se diferenciam tanto em termos de performance, como de impacto no meio ambiente. O FPBA é constituído de água (doce, salgada ou dura) misturada com aditivos, sendo estes compostos por material inerte como argila e barita, polímeros altamente biodegradáveis e sais, o que torna esse tipo de fluido menos impactante ao meio ambiente (PETRI JÚNIOR, 2017). Os FPBA geralmente contêm 76% de água/salmoura, 14% de barita, e o restante de outros componentes (IOGP, 2016a). Dentre as vantagens dos fluidos aquosos estão o baixo custo, são biodegradáveis e se misturam facilmente à água, podendo ser descartados no mar, desde que em acordo com as normas específicas de descarte de cada região (ARAÚJO; SILVA; RODRIGUES, 2015).

Os FPBNA, por sua vez, têm base sintética oleofínica e normalmente sua composição é de 46% de base não aquosa, 33% de barita, 18% de salmoura e o resto de outros componentes (IOGP, 2016a). Este tipo de fluido apresenta uma melhor performance e vantagens em comparação ao fluido aquoso em relação a sua estabilidade térmica, lubrificação, mínima corrosão, rapidez na operação e reaproveitamento após tratamento adequado. A desvantagem desse tipo de fluido está na sua alta toxicidade e lenta biodegradabilidade em ambientes submarinos (ARAÚJO; SILVA; RODRIGUES, 2015), o que faz com que o seu uso exija mais cuidados ambientais, além de serem mais caros (MITCHELL; MISKA, 2011).

É comum que durante a perfuração de poços de petróleo se utilize diferentes fluidos para perfurar diferentes seções de um mesmo poço, sendo que geralmente os FPBA são utilizados nas seções superiores dos poços, enquanto os FPBNA normalmente são utilizados nas seções mais profundas (OGP; IPIECA, 2009).

A fórmula certa do fluido de perfuração é importante, pois determina fatores como a progressão da perfuração (NEGI; SINGH, 2020). Os principais fatores que influenciam na seleção do fluido são segurança, custo, desempenho, impacto ambiental (MITCHELL, 2006) e

as características e propriedades da formação a ser perfurada (MITCHELL; MISKA, 2011). Para que o fluido garanta uma perfuração rápida e segura, existem determinadas características desejáveis para esses fluídos, sendo elas: ser estável quimicamente; estabilizar as paredes do poço, de forma mecânica e química; ser inerte em relação a danos às rochas produtoras; facilitar a separação dos cascalhos na superfície; manter os sólidos em suspensão quando estiver em repouso; aceitar qualquer tratamento físico e químico; ser bombeável; apresentar baixo grau de corrosão e de abrasão em relação à coluna de perfuração e demais equipamentos do sistema de circulação; facilitar as interpretações geológicas do material retirado do poço; e apresentar custo compatível com a operação (THOMAS, 2001).

Os fluidos de perfuração podem causar efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente. A toxicidade do fluido de perfuração pode ser responsável pela alta mortalidade de populações marinhas, além disso o descarte dos resíduos de perfuração pode causar acúmulo de metal pesado, de forma a impactar o crescimento da flora e da fauna no local onde ocorre a descarga (ISMAIL et al., 2017). O grau de efeito que um determinado produto químico vai causar no meio ambiente depende do tipo, da dosagem e da duração de exposição (EZEMONYE; OGELEKA; OKIEIMEN, 2008). Com relação à saúde humana, os efeitos se diferenciam de acordo com a via de exposição, que pode se dar pela inalação de aerossóis e vapores ou contato com a pele, e de acordo com as propriedades do fluido de perfuração e dos aditivos utilizados. Os principais efeitos causados é a irritação de pele, dermatite de contato, tosse, náusea, dor de cabeça e irritação ocular. Entre as principais atividades que oferecem risco de exposição dos trabalhadores aos fluidos de perfuração estão atividades como amostragem, manutenção e inspeção, que acontecem durante a perfuração de poços de petróleo, uso dos equipamentos de tratamento primário, como peneira vibratória, desareiator, dessiltador e centrífuga (ISMAIL et al., 2017). Sendo assim, é fundamental que os resíduos contaminados pelos fluidos sejam tratados de forma correta, antes de seguirem para o tratamento em fim de vida ou descarte final.

3.3 CASCALHOS DE PERFURAÇÃO

Um importante resíduo gerado no processo de perfuração dos poços de petróleo são os cascalhos carregados à superfície pelo fluido de perfuração, principalmente em função do grande volume gerado durante o processo (FREITAS, 2013). Os cascalhos possuem grande

variabilidade em sua composição, que varia de acordo com a rocha perfurada, a técnica de perfuração, que influencia na granulometria do material, e o fluido de perfuração utilizado (TOLEDO 2014). Cerca de 10 a 15% do volume do fluido utilizado na perfuração permanecem aderidos aos cascalhos (MORAES, 2010).

Dentre os vários tipos de rochas, as que mais se destacam são as areníticas e as carbonáticas. Os reservatórios areníticos são formados por grãos de quartzo, podendo ocorrer também a presença de minerais de argila, feldspato, calcita e fragmentos de outras rochas, possuindo estrutura porosa relativamente homogênea (KRONBAUER, 2014). Os reservatórios carbonáticos são provenientes das deposições de fragmentos minerais, biológicos e químicos, tendo a calcita e dolomita como componentes mineralógicos essenciais, sendo heterogêneos, com estrutura porosa e variação na textura da rocha (DOU; SUN; SULLIVAN, 2011; KRONBAUER, 2014).

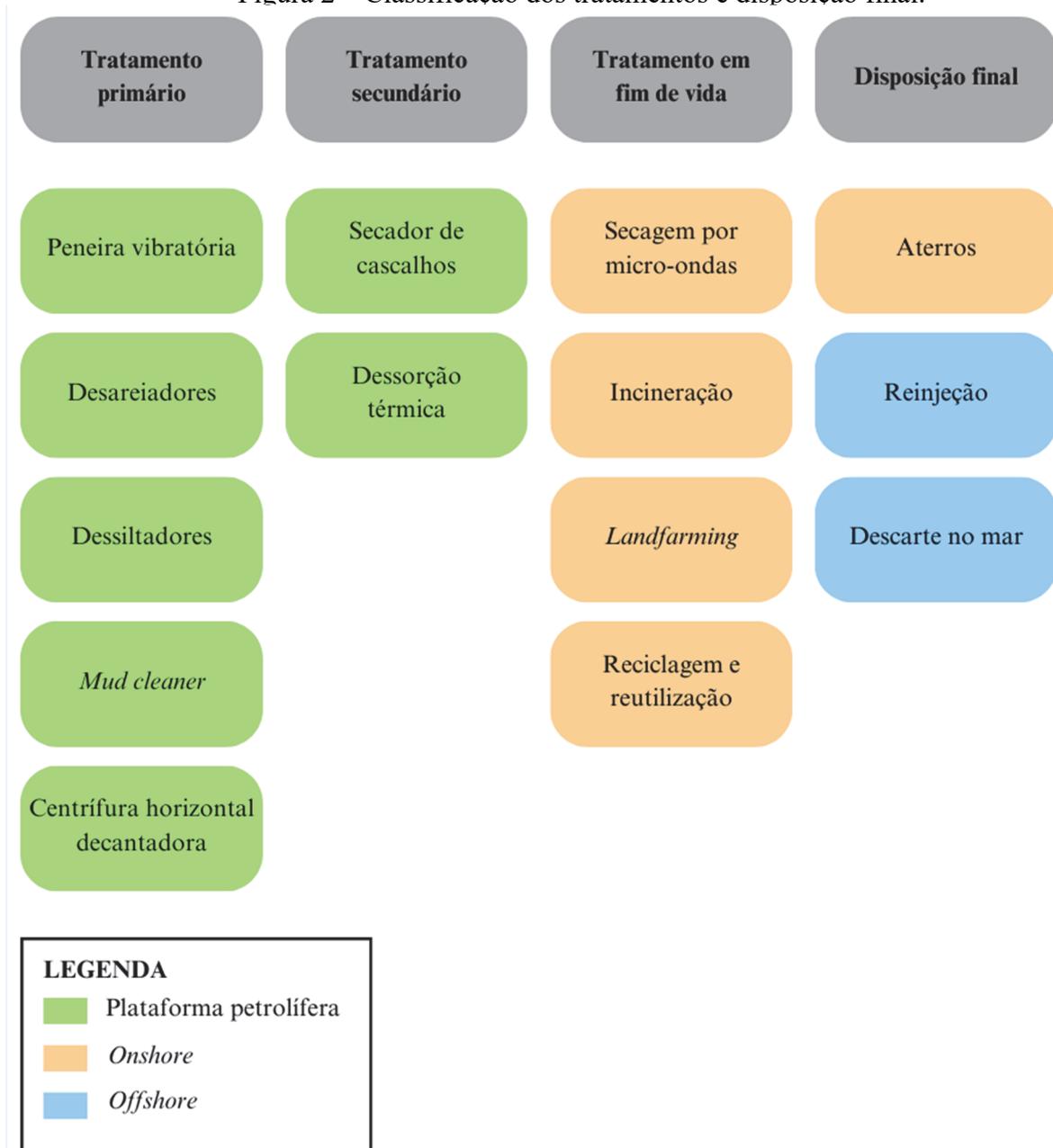
Gerenciar os resíduos gerados no processo de perfuração de poços de petróleo tem sido um problema para a indústria de petróleo e gás devido ao grande volume de cascalhos gerados, e a presença de contaminantes que podem ser orgânicos e inorgânicos. O processo se torna um desafio do ponto de vista ambiental, técnico, econômico, mas também de logística, visto a necessidade de tratamento e destinação final adequados (LEONARD; STEGEMANN, 2010; IBP, 2021). Se dispostos de forma inadequada, os cascalhos podem ser responsáveis pela poluição dos solos, deterioração da paisagem urbana e constituir um passivo ambiental (FIALHO, 2012).

3.4 TRATAMENTOS E DISPOSIÇÃO FINAL DE CASCALHOS

Após a atividade de perfuração dos poços de petróleo, os cascalhos de perfuração são levados até a plataforma, onde passam pelo tratamento primário (remoção de sólidos), e quando utilizado FPBNA, passam também pelo tratamento secundário (remoção de substâncias químicas), para depois serem encaminhados para os tratamentos em fim de vida e/ou disposição final, que pode ocorrer de forma *onshore* ou *offshore*. Os tratamentos em fim de vida são aqueles responsáveis por tratar os cascalhos e prepará-los para uma próxima etapa, que pode ser a reinserção dos materiais na cadeia produtiva ou a disposição final dos resíduos. Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), a disposição final é realizada quando se considera que já foram “esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por

processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis” (BRASIL, 2010). Neste estudo, os tratamentos em fim de vida e disposição final foram classificados, conforme Figura 2.

Figura 2 – Classificação dos tratamentos e disposição final.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

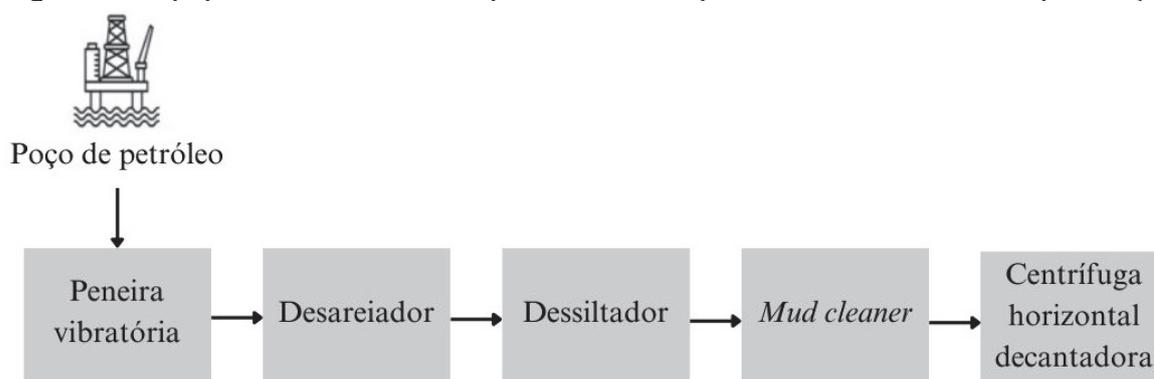
Os tratamentos primário e secundário são consolidados no setor petrolífero e possuem algumas diferenças dependendo do país e das suas legislações. Para realização do tratamento secundário o secador de cascalhos é bastante utilizado no Brasil e Golfo do México, já a dessorção térmica é mais utilizada no Mar do Norte (ALMEIDA, 2016).

Em relação aos tratamentos e disposição final, a prática mais comum para o descarte de cascalhos de perfuração no Brasil é o descarte no mar, e quando esse descarte não é permitido, então a prática mais comum é a disposição final em aterro industrial (ALMEIDA, 2016). Os demais tratamentos e destinação final estão em fase de estudo para cascalhos de perfuração ou ainda são alternativas em estudo em termos de aplicabilidade no Brasil.

3.4.1 Tratamento primário

O tratamento primário tem como objetivo a remoção dos sólidos, ou seja, tem a função de remover os cascalhos do fluido de perfuração. Os principais equipamentos usados para fazer esse controle de sólidos são as peneiras vibratórias, desareidores, dessiltadores, *mud cleaner* e centrífuga horizontal decantadora (IBP, 2021). A primeira fase de separação dos fluidos e dos cascalhos é feita pela diferença no tamanho das partículas, sendo que a fração de sólidos a ser removida depende do tipo de equipamento utilizado e a eficiência do equipamento (IOGP, 2021). Visto que o tamanho dos cascalhos varia bastante, é necessário usar vários equipamentos em sequência, conforme Figura 3.

Figura 3 – Equipamentos necessários para tratamento primário dos cascalhos de perfuração.



Fonte: Adaptado de Thomas (2001).

As peneiras vibratórias têm como objetivo fazer o controle de sólidos e remover a maior parte dos cascalhos (ASME, 2005), que são os cascalhos mais grossos, ou seja, com tamanho superior a 80 μm (IBP, 2021). Elas podem separar até 90% dos sólidos grosseiros que estão incorporados ao fluido (ALMEIDA, 2016). É importante o seu correto dimensionamento, para evitar a sobrecarga das etapas seguintes, os hidrociclones (desareidores e dessiltadores) (PEREIRA, 2010).

Os desareiaadores são equipamentos, que através da força centrífuga, aceleram a decantação de partículas sólidas (ALMEIDA, 2016). Esses equipamentos são capazes de remover partículas sólidas com tamanho superior a 40 μm (IBP, 2021). O dessiltador, por sua vez, é um tipo de hidrociclone. Geralmente esse equipamento utiliza uma bateria, composta por 8 a 12 hidrociclones (THOMAS, 2001), capazes de remover partículas sólidas maiores que 25 μm (IBP, 2021). Já o *mud cleaner* é o conjunto dos hidrociclones (dessiltador) montados acima de uma peneira classificadora. Esse equipamento permite fazer a recuperação do fluido de perfuração aderido aos sólidos eliminados pelos hidrociclones (IBP, 2021).

A centrífuga horizontal decantadora tem a função de recuperar o fluido de perfuração ainda aderido ao cascalho, fundamental no processo de limpeza dos cascalhos de perfuração (PEREIRA, 2010). O equipamento usa a força centrífuga para separar os sólidos mais finos, na ordem de 5 μm (IBP, 2021). De todos os equipamentos presentes no tratamento primário, a centrífuga apresenta a maior eficiência para a separação de líquido e sólido (FIALHO, 2012).

3.4.2 Tratamento secundário

O tratamento secundário visa a remoção de componentes químicos aderidos ao cascalho contaminados com FPBNA, e os principais equipamentos usados são o secador de cascalhos e a dessorção térmica (ALMEIDA, 2016). Essas tecnologias têm o objetivo de reduzir a quantidade de fluido de perfuração aderido aos cascalhos, sendo que o fluido recuperado nesta etapa pode ser tratado e reutilizado, o que traz benefícios econômicos e reduz os impactos ambientais (IOGP, 2021). O secador de cascalhos consegue reduzir a quantidade de fluido aderido ao cascalho em um teor entre 5 e 10 % em massa, já a dessorção térmica consegue reduzir a um teor menor que 1% (IOGP, 2021).

O secador de cascalhos é uma centrífuga vertical filtrante que faz a separação dos fluidos e cascalhos de perfuração através da ação da força centrífuga. O material é direcionado para a superfície de uma tela onde ocorre a separação dos sólidos e dos líquidos (IBP, 2021). Os fluidos recuperados retornam ao sistema, gerando economia, mas às vezes podem conter altos níveis de sólidos de baixa gravidade, necessitando de tratamento adicional antes de serem reutilizados. A eficiência desses equipamentos depende de vários fatores como composição, viscosidade e temperatura do fluido de perfuração utilizado, a natureza da formação que foi perfurada e o tamanho de partícula dos cascalhos (IOGP, 2021).

A dessorção térmica tem a função de fazer a separação térmica de fases, resultando na separação de água, óleo e sólidos. Neste caso, é feita a recuperação dos componentes do fluido (água e fluido de base) (IBP, 2021). O processo de remoção da água e do óleo puro é feito através da destilação, onde a água evapora primeiro e a fase orgânica evapora depois, pois tem um ponto de ebulição maior que o da água (PEREIRA, 2013). A dessorção térmica pode ser classificada como de baixa temperatura (de 100 a 350°C) ou de alta temperatura (351 a 600°C) (FALCIGLIA; GIUSTRA; VAGLIASINDI, 2011). A dessorção térmica de baixa temperatura tem se mostrado uma escolha viável para o tratamento de cascalhos com FPBNA aderidos, devido à sua alta eficiência e seu custo-benefício (LIU et al., 2019).

3.4.3 Secagem por micro-ondas

Nesta técnica a secagem é realizada através da energia de micro-ondas, a qual é fornecida diretamente aos materiais por meio de interações moleculares com o campo eletromagnético. Dessa forma, todos os elementos do material são aquecidos de forma individual (ROBINSON; KINGMAN; ONOBRAKPEYA, 2008). Entre as vantagens desse tratamento em relação a tratamentos que usam o aquecimento convencional estão: i) o aquecimento rápido; ii) aquecimento sem contato; iii) aquecimento seletivo de materiais; iv) o aquecimento ocorre por transferência de energia; v) aquecimento começa a partir do interior do corpo do material; vi) alto nível de segurança e automação; e vii) aquecimento volumétrico (HAQUE, 1999).

Existem diversos estudos que aplicam a secagem por micro-ondas para tratamento de cascalhos de perfuração que indicam que a tecnologia tem potencial para ser aplicada em cascalhos contaminados com FPBNA (PETRI JÚNIOR, 2017). Essa alternativa pode ser viável e atraente, pois necessita de energia apenas para aquecer a água, então a temperatura atingida não causa degradação térmica do fluido (PEREIRA, 2013). O estudo de Pereira et al. (2014) mostrou que na secagem via micro-ondas em secador batelada, o teor inicial de fluido, a massa inicial de cascalhos e a energia específica influenciam na eficiência desse tipo de tratamento. De acordo com os autores, a tecnologia é capaz de remover a n-parafina dos cascalhos, reduzindo seu teor a quase zero. Já a pesquisa de Santos (2018) revelou que o processo de aquecimento mais gradual e uniforme, tem maior eficiência na descontaminação, que atingiu

uma remoção de fase orgânica de 93,3%. Com isso se constatou que a tecnologia é uma boa alternativa para tratar cascalhos contaminados com fluidos sintéticos.

3.4.4 Incineração

A incineração tem a finalidade de eliminar os resíduos, neste caso os cascalhos, através da queima do material em altas temperaturas (TOLEDO, 2014). O processo de incineração pode gerar energia, reduz o volume e a massa dos resíduos, destrói completamente a matéria orgânica, decompõe os poluentes inorgânicos e desinfeta os resíduos, mas também produz grande quantidade de cinzas (BARBIERI; BONAMARTINI; LANCELLOTTI, 2000). Por outro lado, os incineradores emitem poluentes que podem contaminar o ar, o solo e a água (KIM; KIM; PARK, 2017).

O processo de incineração deve produzir a combustão completa e para isso precisa usar os parâmetros de controle como tempo e temperatura de forma adequada (ORSZULIK, 2008). Após o processo de incineração, as cinzas devem ser destinadas, podendo ser reutilizadas na forma de matéria prima para a produção de outros materiais, como por exemplo, os vidros e vidros-cerâmicos (MENEZES; NEVES; FERREIRA; 2002). Entretanto, essa forma de destinação final dos resíduos vem sendo cada vez menos utilizada devido ao alto custo de implantação, manutenção, à poluição atmosférica e contaminação das águas, causada pela lavagem dos filtros (POLETTI FILHO, 2008).

3.4.5 *Landfarming*

O *landfarming* é um método de biorremediação que geralmente utiliza lavoura ou aração para reduzir os contaminantes de forma biológica, ou seja, utiliza os microrganismos de ocorrência natural, como os fungos e bactérias para eliminar, atenuar ou transformar poluentes ou substâncias contaminantes nos solos, e a partir disso, reduzir os riscos para a saúde humana e o meio ambiente (EPA, 2014). Existem estratégias para acelerar a degradação biológica dos hidrocarbonetos no solo através da estimulação dos microrganismos. Isso pode ser feito otimizando fatores como nutrientes, oxigenação, temperatura, pH, adicionando biossurfactantes, e enriquecendo o solo através da inoculação de um consórcio microbiano misto (MARIANO et al., 2009).

Geralmente essa técnica é aplicada em grande escala e o material contaminado é aplicado na camada superficial do solo, de maneira controlada, e deve ser revolvido de forma periódica (ALMEIDA, 2016). A grande capacidade metabólica dos microrganismos faz com que eles removam ou reduzam as concentrações dos poluentes a níveis que não representem mais riscos para a saúde dos seres humanos e meio ambiente (MITCHELL; MISKA, 2011). O estudo de Guarino, Spada e Sciarrillo (2017) apresentou uma média de 70% de remoção de hidrocarbonetos totais de petróleo após 90 dias de experimento usando a técnica de *landfarming* e de 86% usando a combinação de *landfarming* e bioaumentação.

Entre as vantagens do *landfarming* estão a capacidade de tratar grandes volumes, a destruição completa dos resíduos, demanda menos tempo e dinheiro se comparado a outras operações corretivas, e interrupção limitada das atividades do local (SIKDAR; IRVINE, 1998). Já entre os fatores que influenciam e podem limitar o processo estão a natureza e concentração dos contaminantes, o tipo e a estrutura do solo e a existência e sobrevivência dos microrganismos que degradam os contaminantes, além dos parâmetros citados anteriormente (JABBAR et al., 2022).

3.4.6 Reciclagem e reutilização

Estudos apontam que os cascalhos podem ser reutilizados como materiais de construção, servindo de sub-base de pavimentação, ou como materiais para produção de cerâmica e concreto (FIALHO, 2012).

O coprocessamento é uma técnica que incorpora determinados resíduos no processo de fabricação de cimento/clínquer a partir da destruição térmica desses materiais, de forma eficiente e segura. Os resíduos podem substituir matérias-primas ou combustíveis (TOCCHETTO, 2005). A fabricação de cimento consiste em moer, misturar e queimar as matérias-primas em um forno rotativo a uma temperatura de aproximadamente 1450°C até formar o clínquer que será utilizado na fabricação do cimento (PAGE et al., 2003). Os cascalhos de perfuração podem ser adicionados ao calcário como matéria-prima no processo de coprocessamento, pois não possuem poder calorífico para substituir combustíveis. Além disso, apresentam características físico-químicas similares ao calcário (SOUSA; MENDES, 2013). Já os cascalhos nos quais foram usados FPBNA podem ser usados como combustíveis, aproveitando o teor de óleo, quando não tratados (PAGE et al., 2003).

O uso dos cascalhos para fabricação do concreto pode ser feito por meio da substituição parcial da areia pelos cascalhos ou pela adição dos cascalhos à massa de cimento (MENESES; PAULA, 2015). Para que os cascalhos possam ser usados em materiais à base de cimento, é necessário fazer a caracterização prévia dos cascalhos e usar os teores indicados quando comparados ao concreto de referência (FIALHO, 2012). Fialho (2012) complementa que a incorporação de cascalhos na fabricação de concreto é uma alternativa ao uso de agregados naturais provindos de exploração de jazidas. Dentre as vantagens de usar o cascalho como material de construção tem-se o seu aproveitamento e redução do potencial de poluição, a diminuição no custo da fabricação do material e a possibilidade de manutenção das características ideais do concreto (MENESES; PAULA, 2015).

O uso para pavimentação de ruas também tem potencial, pois utiliza grandes volumes de resíduos e apresenta baixo custo, mas sua eficácia depende da caracterização prévia dos resíduos, diagnóstico de área e atendimento à legislação (ALMEIDA, 2016). Essa forma de reciclagem dos cascalhos pode exigir remoção de óleo e/ou sal, e pode ter como barreira o potencial de lixiviação de sulfatos e cloretos provindos dos cascalhos. Exige fazer o tratamento dos cascalhos antes do uso pode reduzir os riscos citados (PAGE et al., 2003).

A incorporação dos cascalhos na indústria de cerâmica vermelha traz benefícios, pois reduz os custos com matérias-primas e traz benefícios ao meio ambiente, pois agrega valor a um material que teria que ser descartado (MEDEIROS, 2010).

3.4.7 Aterros

O aterro sanitário é uma técnica de disposição final de resíduos sólidos no qual os mesmos são confinados e cobertos por camadas de material inerte, geralmente solo, e seguem normas operacionais específicas para evitar danos ao meio ambiente e à saúde da população (MONTEIRO et al., 2001). Para isso são aplicadas técnicas de engenharia como sistemas de drenagem, impermeabilização, compactação, estabilidade do maciço e monitoramento ambiental (SILVA; TAGLIAFERRO, 2021). Essa é uma tecnologia relativamente simples e de baixo custo para resíduos sólidos, incluindo os cascalhos (IOGP, 2021).

Além dos aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos ainda existem os aterros industriais e os aterros de inertes. Cada aterro comporta um tipo diferente de resíduo, de acordo com as suas características e classificações. Os cascalhos podem ser descartados nos três tipos

de aterro, dependendo da sua natureza (COBB; IRVINE; FICHERA, 2019). A ABNT NBR 10004:2004 classifica os resíduos em Classe I - Perigosos, Classe II não perigosos, sendo a Classe IIA os não inertes e a Classe IIB os inertes (ABNT, 2004a).

Os aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos recebem resíduos de Classe II, ou seja, resíduos não perigosos e são regulamentados pela ABNT NBR 13896:1997 que dispõe de critérios para projeto, implantação e operação de aterros de resíduos não perigosos (ABNT, 1997). Segundo Almeida (2016), apesar dos cascalhos muitas vezes serem enquadrados como resíduos de Classe IIA, ele é um resíduo industrial e é gerado em grandes quantidades, dessa forma os aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos não são adequados a sua destinação, pois não foram projetados para receber um grande volume de resíduos industriais.

Os aterros de resíduos industriais recebem resíduos de Classe I, ou seja, resíduos perigosos. Esses resíduos são aqueles gerados nos processos produtivos e instalações industriais. São resíduos que foram previamente caracterizados e são de geradores cadastrados (ALMEIDA, 2016).

Os aterros de inertes recebem resíduos sólidos de Classe IIB e são regulamentados pela norma ABNT NBR 15113:2004 que dispõe de diretrizes para projeto, implantação e operação de resíduos sólidos da construção civil e resíduos inertes (ABNT, 2004b). Os resíduos que são destinados para esse tipo de aterro poderiam muitas vezes ser reinseridos na cadeia produtiva, na forma de agregado britado, prolongando a vida útil dos aterros, reduzindo impactos ambientais inerentes ao ciclo de vida dos materiais de construção e gerando renda já que possuem valor de mercado (SOARES et al., 2019).

3.4.8 Reinjeção

A reinjeção é uma forma de disposição final onde os cascalhos de perfuração e os fluidos retidos nos cascalhos (FPBNA) são transformados em uma pasta e são injetados em formações geológicas permeáveis (IOGP, 2016a). Geralmente a reinjeção é composta por quatro etapas, sendo eles o transporte, moagem, slurificação (preparação da pasta) e reinjeção (DING; LI; XIONG, 2013). O processo de reinjeção de cascalhos consiste em separar o cascalho do fluido através de equipamentos de controle de sólidos, misturar os cascalhos com líquidos e/ou água do mar e colocar aditivos químicos para conseguir os parâmetros requeridos à pasta, e por fim injetar essa pasta no poço de descarte usando uma bomba de alta pressão

(GUMAROV et al., 2014). Após a injeção, o resíduo deve ser coberto por uma camada de rocha selante para garantir seu isolamento e impedir a comunicação entre o resíduo injetado e a superfície (ALMEIDA, 2016).

A reinjeção dos cascalhos é uma opção para campos de petróleo e gás em locais onde o descarte no mar não é permitido, e quando levar os resíduos para terra acarretaria muitos custos e altas emissões de dióxido de carbono (CO₂), ou a logística é muito difícil, como é o caso do campo de petróleo e gás de Asgard, no mar da Noruega (SAASEN et al., 2001). Apesar da elevada taxa de sucesso, a reinjeção envolve riscos significativos, podendo levar a falhas dispendiosas em situações em que o projeto não for concebido, executado ou monitorado de forma adequada (GUMAROV et al., 2018). Existem alguns casos de reinjeção que foram malsucedidos e acarretaram vazamentos, um exemplo é relatado no estudo de Saasen et al. (2001) que realizou experimentos de reinjeção em formações de xisto e observou vazamentos para a superfície quatro vezes. Os principais fatores de falha são: (i) a má qualidade do cimento que leva ao vazamento da lama; (ii) fraturas induzidas em formações não restringidas se estendem demais na vertical, causando vazamento; (iii) falha de construção causada por problemas no projeto; e (iv) pouco conhecimento sobre transporte de lama de perfuração, ou seja, cascalhos e fluido (ZHANG et al., 2022).

Ainda que existam riscos e relatos de reinjeção malsucedida, existem muitos casos que foram bem-sucedidos, e novas tecnologias vêm sendo implantadas, visando melhorar o processo. O estudo de Gumarov et al. (2018), por exemplo, fez uma melhoria no sistema de monitoramento das injeções para que o mesmo seja atualizado em tempo real. O próprio estudo de Saasen et al. (2001) identificou os problemas ocorridos que causaram o vazamento e concluiu que a reinjeção de cascalhos em formações sem camada significativa de areia é viável, mas que para o processo ser bem-sucedido é necessário melhorar o processo de cimentação.

Estudos realizados nos últimos 30 anos mostram que a reinjeção pode ser realizada em formações de xisto e arenito, mas que cada uma tem as suas particularidades. Em formações de xisto, as fraturas criadas são mais estreitas e mais longas do que nas formações areníticas, dessa forma, as formações de xisto não são propícias para grandes projetos de reinjeção de resíduos (ZHANG et al., 2022).

3.4.9 Descarte no mar

O descarte dos cascalhos de perfuração no mar é permitido desde que esteja em conformidade com os limites estabelecidos quanto ao teor de base orgânica do FPBNA aderido em peso de cascalho úmido (ALMEIDA, 2016), que não deverá exceder o limite de 4,5% no caso de n-parafinas, olefinas e fluidos de base de óleo mineral tratados ou de 6,1% de base orgânica no caso de ésteres, éteres e acetais (IBAMA, 2019b).

Para isso, os cascalhos devem passar por tratamento primário e secundário (ALMEIDA, 2016). Após o tratamento adequado, os cascalhos são misturados com água do mar e são descarregados no mar através de um tubo chamado de *downcomer*, não sendo necessário armazenamento temporário (IOGP, 2016a). A disposição de cascalhos no mar é considerada a forma de disposição mais simples e barata, já que não necessita de infraestrutura (KAZAMIAS; ZORPAS, 2021). Mas os resíduos de perfuração podem causar impactos negativos nos ecossistemas localizados no fundo do mar, de acordo com as suas propriedades físicas e químicas, sendo o principal impacto potencial a toxicidade. Além disso, os metais pesados presentes nos fluidos de perfuração também podem ser motivo de preocupação (ONWUKWE; NWAKAUDU, 2012), sendo necessário a realização do monitoramento dos resíduos de cascalho descarregados (IOGP, 2003).

Em relação a estudos sobre os possíveis impactos causados pelo descarte de resíduos de perfuração de poços de petróleo no mar, Gbadebo, Taiwo e Eughele (2010), por exemplo, tiveram como objetivo avaliar a toxicidade e os possíveis impactos ambientais causados pelo descarte de cascalhos e fluidos de perfuração no mar. Para isso foram coletadas amostras de dois poços de petróleo *offshore* no sul da Nigéria, usando FPBA e FPBNA. Os autores concluíram que os resíduos de perfuração analisados possuíam altas concentrações de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e de metais pesados. Esses compostos podem oferecer sérios problemas ambientais e para a saúde, e os metais pesados podem ser bioacumulados em organismos aquáticos.

No estudo de Soegianto, Irawan e Affandi (2008) foram realizados testes de toxicidade aguda, com exposição de 96h, em pós-larvas de camarão tigre, para avaliar alterações nas estruturas branquiais, pois as brânquias são os principais locais pelos quais os poluentes transportados pela água podem entrar no corpo dos animais aquáticos. Além disso, as brânquias são frequentemente afetadas por tais substâncias. Os resultados do estudo mostraram que a

mortalidade dos pós-larvas aumentou conforme houve aumento das concentrações de resíduos de perfuração e que os efeitos na estrutura histológica do filamento branquial foram significativos.

O estudo de Vincent-Akpu, Allison e Sikoki (2010) avaliou a toxicidade do líquido de perfuração XP-07 nas brânquias de *Tilapia guineenses* nos estágios de vida larva, alevino e juvenil. Os autores concluíram que a fase larval é a mais suscetível ao fluido de perfuração e que as lesões nas brânquias aumentaram progressivamente com a concentração do fluido.

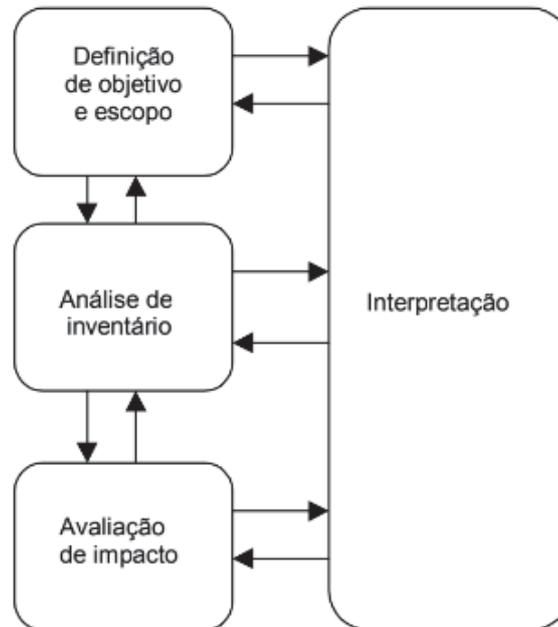
3.5 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

A ACV é uma metodologia de gestão criada para avaliar o desempenho ambiental dos produtos durante as diversas etapas do seu ciclo de produção (JACQUEMIN; PONTALIER; SABLAYROLLES, 2012), ou seja, através dela é possível quantificar os impactos de um produto. Entre as etapas do ciclo de vida de um produto, estão o desenvolvimento do produto, a gestão da produção, o pós-uso, a logística convencional e reversa, entre outras (OMETTO, 2005). Em outras palavras, o ciclo de vida de um produto² engloba a aquisição das matérias-primas, produção, uso, tratamento pós-uso, reciclagem e disposição final (ABNT, 2009a).

A ACV segue padrões estabelecidos pelas normas ABNT NBR ISO 14040:2009 e ABNT NBR ISO 14044:2009 (ABNT, 2009a; ABNT, 2009b). A norma ABNT NBR ISO 14040 descreve que a ACV é composta por quatro fases, sendo elas, definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e por fim interpretação (ABNT, 2009a), conforme apresentado na Figura 4. A partir dessa metodologia é possível identificar quais os cenários do ciclo de vida são mais impactantes ao meio ambiente, analisar os impactos gerados por determinadas alterações no sistema de produto e fazer comparações em um ambiente computacional de simulação (COELHO FILHO; SACCARO JUNIOR; LUEDEMANN, 2016).

² O termo “produto” também pode incluir sistemas de serviço (ABNT, 2009a).

Figura 4 – Fases da metodologia de ACV.



Fonte: ABNT (2009a; 2009b).

O ponto de partida para a otimização de sistemas é entender que os impactos ambientais não se restringem a localidades ou processos únicos, mas representam a soma de todo o ciclo de vida dos produtos e serviços ligados à uma atividade (PETTERSEN, 2007), fundamentais para tomadas de decisão. A partir do uso desta metodologia, é possível reduzir os impactos ambientais, propondo ações de melhoria em cada etapa do processo de produção do produto (FRANÇA et al., 2021). Dentre as vantagens da ACV citadas pela ABNT NBR ISO 14040 (2009a) está sua abordagem iterativa, que contribui para a completeza e consistência do estudo e dos resultados relatados, além de considerar todos os atributos ou aspectos do ambiente natural, da saúde humana e dos recursos, de forma que potenciais compromissos podem ser identificados e avaliados.

3.6 AVALIAÇÃO DO CUSTO DO CICLO DE VIDA

A ACCV é uma metodologia para calcular o custo total de um produto ao longo de sua vida útil (DI MARIA; EYCKMANS; ACKER, 2020), do berço ao túmulo, assim como a ACV, ou seja, desde a aquisição da matéria-prima até a disposição final dos resíduos (GUNDES, 2016). Isso significa que, com a ACCV, é possível calcular os custos a longo prazo, bem como as chamadas externalidades. A ferramenta pode ser aplicada durante um determinado período

de tempo para comparar os custos iniciais, de manutenção, de operação (WU; LONGHURST, 2011; GUNDES, 2016), de descarte, potencial de reutilização ou revenda (WU; LONGHURST, 2011). Os custos de externalidades, como os impactos ambientais e custos sociais também podem ser incluídos no cálculo (STEEN, 2005; BATUECAS et al., 2021). É uma abordagem útil para avaliar a economia global e o desempenho de um projeto, ou sistema de produto (GAVALDÀ et al., 2022).

Na década de 60, os modelos de ACCV começaram a ser desenvolvidos, sendo a primeira aplicação realizada pelo Departamento de Defesa dos Estados Unidos da América com o intuito de avaliar o melhor custo-benefício na aquisição de equipamentos militares de alto custo, como aviões e tanques (SHERIF; KOLARIK, 1981). Na década de 70, a aplicação da ACCV se tornou popular no setor da construção civil, pois alguns estados dos Estados Unidos da América aprovaram leis que exigiam a ACCV no planejamento, projeto e construção de edifícios estatais (BROWN, 1979).

Em 1996 foi publicado o primeiro documento oficial, um manual que descrevia a estrutura teórica da metodologia de ACCV, intitulado *Life Cycle Costing Manual for the US Federal Management Program*, de Fuller e Petersen (PENÃ; ROVIRA-VAL, 2020). Este manual teve como objetivo facilitar a implementação das regras estabelecidas pelo Programa Federal de Gerenciamento de Energia, definindo critérios e medidas de desempenho econômico, descrevendo premissas e procedimentos para a ACCV de projetos de conservação de energia e água, e projetos de energia renovável em todos os edifícios estatais (FULLER; PETERSEN, 1996).

Em 2008 foi publicada a ISO 15686-5 que dispõe sobre edifício e ativos construídos – Planejamento da vida útil – Parte 5: custeio do ciclo de vida (ISO, 2008). A ISO 15686-5 foi revisada em 2017 (ISO, 2017) e dá diretrizes para a ACCV de edifícios. Ela traz os princípios da ACCV, traz a definição de objetivo e escopo, as variáveis do custo de vida completo usadas em algumas avaliações de investimento, a base de cálculo de custos de variáveis de decisão e aborda incertezas e riscos (ISO, 2017).

Apesar do tempo de uso, e das duas iniciativas mencionadas, a metodologia ainda necessita de um padrão geral com diretrizes específicas para suas diversas aplicações, assim como existe para a ACV (LI et al., 2019). Mesmo que careça de uma normatização mais robusta e específica, a ACCV vem evoluindo e sendo aplicada em diversos setores, como da construção civil, indústria, gestão de resíduos, energia, agricultura e logística (FRANÇA et al., 2021).

Por não ter um padrão geral, existem vários termos e formas de aplicar a ACCV, podendo incluir diferentes custos, como por exemplo, de aquisição, manutenção, operação e descarte. De qualquer forma, a ACCV geralmente fornece informações econômicas vitais a respeito dos custos e benefícios em curto e longo prazo para auxiliar na tomada de decisão (MIAH; KOH; STONE, 2017). A ACCV pode ser aplicada de forma individual, ou de forma integrada com a ACV.

Alguns estudos têm aplicado a ACV e ACCV em paralelo, visando comparar cenários ou produtos em termos ambientais e econômicos. A aplicação das duas metodologias de forma simultânea pode facilitar a identificação de *trade-offs*³ ambientais e econômicos, dar subsídios para a busca de sistemas de produção mais eficientes, e com menores impactos ambientais e econômicos (FRANÇA et al., 2021). A integração das metodologias pode ser facilitada ao se definir o mesmo objetivo e escopo e ao usar os mesmos limites do sistema e unidade funcional (DI MARIA; EYCKMANS; ACKER, 2018; FRANÇA et al., 2021).

O estudo de Zhang et al. (2019), em que foi conduzida a ACV e ACCV de forma integrada, teve como objetivo avaliar a eficiência de inovações técnicas na reciclagem de concreto. O artigo apresentou uma metodologia de análise comparativa de ecoeficiência para a avaliação do desempenho ambiental e econômico das inovações tecnológicas em estudo. A ACCV foi conduzida seguindo quatro passos: i) definição do objetivo e escopo; ii) análise do inventário do ciclo de vida; iii) interpretação do ciclo de vida; e iv) avaliação de impacto econômico, que consiste na definição de categorias de custo e seleção de categorias de impacto de custo. Os autores perceberam tendências semelhantes nos resultados da ACV e ACCV. Do ponto de vista econômico, a diminuição dos custos se deu principalmente pela redução no transporte, de forma que sistemas de reciclagem no local podem ter os custos do ciclo de vida reduzidos de 33 a 44%.

O estudo de Ma et al. (2019) explorou os impactos ambientais e os custos da produção de ferroníquel na China. Para isso a ACV e ACCV foram conduzidas com mesma unidade funcional e mesmos limites do sistema. A ACCV foi realizada agrupando custos internos, como custos de matérias-primas, energia, impostos, juros, mão de obra, equipamentos, infraestrutura, manutenção, depreciação, taxas de administração, transporte, descarte de resíduos, entre outros, e custos externos, como saúde humana, qualidade do ecossistema e emissões ambientais. A ACCV ajudou a identificar os maiores custos do processo, sendo eles o minério de níquel

³ Situação em que há conflito de escolha.

laterítico, seguido pela energia. Já em termos ambientais, a energia se mostrou o processo de maior impacto ambiental, já que é a base de carvão. A proteção à saúde humana também apresentou grandes contribuições em termos ambientais e econômicos.

Por fim, Ramos et al. (2020) fizeram a integração das metodologias para desenvolver e otimizar um projeto experimental de uma planta de gaseificação, objetivando implementá-la em escala industrial para converter resíduos de cortiça em energia. A ACCV foi conduzida distribuindo os custos em bens de capital, como desenvolvimento de tecnologia, instalação da planta e outras despesas, e custos operacionais, como consumíveis utilizados, despesas gerais, mão de obra, consumo de energia e manutenção geral da planta. Foram usados os mesmos limites do sistema, e unidade funcional que na ACV. A partir da ACCV, que teve o Valor Presente Líquido (VPL) positivo para ambos os regimes do projeto em estudo, foi possível confirmar a viabilidade da gaseificação de resíduos ecológicos como uma alternativa potencial para substituir o uso de combustíveis fósseis para a produção de energia acoplada ao aterro de resíduos de cortiça. Os resultados da ACV foram ao encontro dos resultados da ACCV e mostraram que essa tecnologia permite produzir energia de forma mais sustentável, quando comparada ao esquema convencional.

Diante do exposto, evidencia-se a aplicabilidade da ACCV e a possibilidade da integração da ACV e ACCV para avaliar os diferentes cenários das atividades de perfuração de poços de petróleo. Como existem vários métodos de ACCV, e o que os diferenciam são os elementos que os compõe, ou seja, os custos que são considerados, foi feito um levantamento dos métodos e dos elementos presentes em cada um deles, e a partir disso, foi feita uma adaptação, considerando o sistema de produto em estudo.

3.7 STATUS QUO

Embora o uso da ACCV esteja em evolução, no setor petrolífero há carência de estudos disponíveis que sirvam de base para analisar o tema. Dos trabalhos existentes, destacamos o de Kayrbekova, Markeset e Ghodrati (2011), que fez a comparação do uso de dois métodos de ACCV para a exploração de petróleo no Ártico, e os estudos de Gurdon et al. (2021) e Saleem et al. (2022) que avaliaram por meio da ACCV os custos para tratamento de áreas contaminadas com resíduos de perfuração de poços de petróleo e de resíduos de derramamento de óleo, respectivamente.

- **Kayrbekova, Markeset e Ghodrati (2011)**

Na pesquisa de Kayrbekova, Markeset e Ghodrati (2011) desenvolvida na região do Ártico, os pesquisadores abordaram dois métodos de ACCV (convencional e baseado em atividades) na exploração e produção de petróleo, com o objetivo de avaliar qual deles é mais adequado, considerando as condições de altos custos e riscos que uma região como o Ártico impõe para as instalações de equipamentos de exploração de petróleo.

Para a ACCV convencional os autores definiram sete passos, já para a ACCV baseada em atividades foram definidos dez passos, que estão apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 – Passos necessários para aplicar cada método de ACCV.

Método	Etapas
ACCV convencional	i) definição do problema; ii) definição dos elementos de custo; iii) modelagem do sistema; iv) coleta de dados; v) desenvolvimento do perfil de custo; vi) avaliação; vii) resultados.
ACCV baseada em atividades	i) definição do escopo do modelo e dos custos dos objetos correspondentes; ii) obtenção de todos os custos dos objetos da lista de materiais; iii) identificação e quantificação dos recursos; iv) criação de rede e hierarquia de atividades; v) identificação e quantificação dos direcionadores de recursos, direcionadores de atividades e suas intensidades; vi) identificação das relações entre os impulsionadores da atividade e as mudanças de design; vii) modelagem da incerteza; viii) estimativa da lista de atividades; ix) estimativa do custo dos objetos e suas medidas de desempenho; x) realização de simulações de Monte Carlo e análises relevantes.

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Após a aplicação de ambas as metodologias, os autores concluíram que a ACCV baseada em atividades foi mais adequada para a fase de projeto, visto que forneceu informações mais detalhadas sobre as atividades e recursos, custos e fluxos de caixa, e trouxe uma melhor visualização dos custos indiretos, que são difíceis de rastrear. A metodologia também possibilitou a identificação de quais atividades consomem mais recursos, sendo possível melhorar os procedimentos operacionais e de manutenção na fase de projeto.

- **Gurdon et al. (2021)**

No caso do estudo de Gurdon et al. (2021), os autores desenvolveram uma ferramenta para avaliar a remediação de áreas contaminadas com resíduos de perfuração de poços de petróleo e gás usando *Microsoft Azure, Microsoft SQL e PowerBI*. A ferramenta emprega uma abordagem integrada de ACV e ACCV para comparar a eficiência de alternativas de tratamentos biológicos, térmicos e químicos e seus custos associados, considerando informações como dados de contaminantes, matérias-primas, energia, mão de obra e equipamentos. A ferramenta tem como fatores principais para calcular o custo do tratamento, o volume a ser tratado e o tempo de tratamento. O estudo apresenta a comparação dos custos para tratar 100 m³ de resíduos de perfuração em 1 ano para os tratamentos de lavagem de solo, estabilização, sistemas de bombeamento e tratamento, redução/oxidação química, dessorção térmica, incineração, remediação térmica, limpeza do solo, vitrificação, biorremediação, compostagem, *landfarming* e biopilhas. Os custos totais desses tratamentos variaram de 53 a 1047 US\$/m³.

- **Saleem et al. (2022)**

Já Saleem et al. (2022) aplicaram a ACV para avaliar estratégias de gerenciamento de resíduos de derramamento de óleo. Foram consideradas quatro estratégias de tratamentos desses resíduos, sendo elas, i) centrifugação e incineração; ii) centrifugação e aterro sanitário; iii) desemulsificação química e incineração; iv) desemulsificação química e aterro sanitário, e a partir disso foram formados 48 cenários hipotéticos. O estudo incluiu dados de coleta, segregação, transporte e tratamento/descarte dos resíduos. O objetivo principal foi selecionar estratégias com menos impactos ambientais e custos operacionais para dispor 1 tonelada de resíduos de derramamento de óleo.

Com relação aos custos, os autores acima citados levantaram aqueles relacionados à coleta e transporte, separação e armazenamento de resíduos, mão de obra, aterro, incineração, centrifugação e desemulsificação química. Em termos de impactos ambientais, os cenários com baixa quantidade de líquido oleoso, combinados com a estratégia de centrifugação e aterro sanitário apresentaram menores impactos. Já os cenários com grande quantidade de resíduos líquidos oleosos e adoção da estratégia de desemulsificação química e incineração apresentaram os maiores impactos ambientais. Em termos econômicos, os resultados foram semelhantes, sendo que a estratégia de centrifugação e aterro sanitário apresentou o menor custo (180,6 C\$/t),

enquanto a estratégia de desmulsificação química e incineração apresentou o maior custo (325,36 C\$/t).

- **Sharma e Chandel (2021)**

Para além do setor petrolífero, a ACCV também tem sido utilizada, como é o caso do estudo de tratamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) realizado por Sharma e Chandel (2021), que conduziram uma ACCV para diferentes cenários de gerenciamento de RSU em Mumbai, Índia. Para isso foram definidos seis cenários, conforme apresentado no Quadro 2.

Quadro 2 – Cenários de gerenciamento de RSU.

Cenário	Gerenciamento de RSU
Cenário 1	<ul style="list-style-type: none"> • Instalação de recuperação de materiais (20% de materiais recicláveis); • Aterro sanitário (fração restante).
Cenário 2	<ul style="list-style-type: none"> • Instalação de recuperação de materiais (20% de materiais recicláveis); • Compostagem (80% de resíduos biodegradáveis); • Aterro sanitário (fração restante).
Cenário 3	<ul style="list-style-type: none"> • Instalação de recuperação de materiais (20% de materiais recicláveis); • Digestão anaeróbica (80% de resíduos biodegradáveis); • Aterro sanitário (fração restante).
Cenário 4	<ul style="list-style-type: none"> • Instalação de recuperação de materiais (20% de materiais recicláveis); • Compostagem (40% de resíduos biodegradáveis); • Digestão anaeróbica (40% de resíduos biodegradáveis); • Aterro sanitário (fração restante).
Cenário 5	<ul style="list-style-type: none"> • Instalação de recuperação de materiais (20% de materiais recicláveis); • Compostagem (20% de resíduos biodegradáveis); • Incineração (fração restante).
Cenário 6	<ul style="list-style-type: none"> • Instalação de recuperação de materiais (20% de materiais recicláveis); • Incineração (fração restante).

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Apesar de salientar a importância da ACV na análise dos resíduos urbanos, os autores admitem que a inclusão da parte econômica é fundamental, razão pela qual aplicam a ACCV nos cenários descritos para identificar qual deles é mais viável economicamente. A unidade funcional definida foi de 1 tonelada de RSU. Foram considerados custos de capital, de operação e manutenção. Os custos de capital incluem custos incorridos com despesas civis, mecânicas, elétricas e quaisquer outros custos incorridos durante a construção da planta. Já os custos de operação e manutenção incluem aqueles incorridos durante a operação da planta, como mão de obra, energia, reparo, manutenção e substituição de itens eletromecânicos. Para o cálculo da ACCV foi definido o tempo de vida operacional, taxa de inflação e taxa de desconto. Também

foi considerado o transporte do RSU das lixeiras comunitárias até o sistema de tratamento, incluindo número de viagens, capacidade do veículo, distância percorrida, custo do veículo, manutenção do veículo e mão de obra. O estudo obteve como resultado que o cenário 1 foi o mais econômico devido ao custo operacional mais baixo da reciclagem e aterro sanitário, seguido pelos cenários 2, 4, 3, 5 e por fim o cenário 6, que incidiu em maiores custos, visto que a incineração é uma etapa de elevado custo de capital e operacional, dado os altos custos de manutenção e mão de obra.

Vale ressaltar que tanto o setor petrolífero, quanto o de tratamento de resíduos sólidos têm sido objeto de investigações econômicas conduzidas mediante abordagens metodológicas distintas da ACCV, que foi a metodologia empregada no presente estudo. Estes estudos, ainda que tenham adotado metodologias diferentes, também serão apresentadas, uma vez que contribuem para a compreensão do estado da arte e trazem alguns elementos para a construção da metodologia utilizada na presente pesquisa.

- **Patel et al. (2019)**

Patel et al. (2019) fizeram uma revisão das tecnologias de perfuração de poços para a produção de petróleo e gás e realizaram a análise econômica comparando duas tecnologias, a convencional (tecnologia 1) e a uma nova tecnologia (tecnologia 2), situação em que o revestimento do poço é realizado simultaneamente à perfuração, melhorando a eficiência da perfuração e diminuindo o tempo não produtivo. Os autores afirmam que o principal objetivo na perfuração de poços é buscar estratégias com custo mínimo e que atendam aos requisitos de qualidade e segurança. Por isso a indústria do petróleo está sempre na busca de novas práticas e tecnologias. Além disso, o custo diário de trabalho em uma plataforma é muito alto, então é importante que o tempo não produtivo seja o menor possível.

A comparação dos custos das duas tecnologias foi realizada para um poço vertical de aproximadamente 4005 m e considerou custos intangíveis como mobilização da plataforma, taxa de produção diária da plataforma, combustível, equipamentos de controle de sólidos, fluido de perfuração e cimentação, e custos tangíveis como broca, tubo de perfuração, revestimento condutor, revestimento de superfície, revestimento intermediário, revestimento de produção. O estudo concluiu que a tecnologia 2 apresentou redução do custo diário de perfuração, mas o investimento de capital para a plataforma foi ainda maior. Essa tecnologia oferece inúmeros

benefícios para a indústria e a tendência é que seu custo diminua quando se tornar uma prática amplamente difundida pelo mundo.

- **Oseh et al. (2020)**

O estudo de Oseh et al. (2020) fez a investigação experimental do uso de dois tipos de fluidos de perfuração a base de água, sendo um formulado com composto de polipropileno-nanosílica (PP-SiO₂ NC) e outro com poliacrilamida parcialmente hidrolisada (PHPA) para o transporte de cascalhos, e na busca por fluidos mais eficientes, com bom custo-efetivo e que sejam ambientalmente aceitáveis. O estudo testou diferentes concentrações dos compostos PP-SiO₂ NC e PHPA, avaliou parâmetros físico-químicos dos fluidos e simulou a sua aplicação para transporte de cascalhos. Os autores concluíram que a viabilidade de custo é muito importante na tomada de decisão e apresentam os custos dos produtos químicos utilizados na fabricação dos fluidos de perfuração em laboratório. O custo para fabricar PHPA foi mais baixo, mas por meio de projeções, os autores acreditam que se o PP-SiO₂ NC fosse introduzido ao mercado, seu custo seria reduzido e poderia atrair o interesse das indústrias por sua excelente capacidade reológica e de filtração.

- **Osei-Twumasi et al. (2022)**

Já Osei-Twumasi et al. (2022) analisaram a aptidão e viabilidade econômica da biorremediação para tratamento de resíduos de perfuração contaminados com hidrocarbonetos para cultivo de culturas alimentares selecionadas. O estudo avaliou a produção de tomate (*Solanum lycopersicum* L.), feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp) e quiabo (*Abelmoschus esculentus* (L.) Moench) e comparou o desenvolvimento dessas culturas em solo biorremediado e em solo agrícola (controle). Foram avaliados indicadores de qualidade físico-química, como pH, textura e nitrogênio total, e desempenho de crescimento e rendimento, como altura da planta e peso fresco das vagens e frutos. O tomate apresentou os melhores resultados para os parâmetros avaliados no solo biorremediado, enquanto o feijão-caupi e vagem apresentaram os melhores resultados no solo agrícola.

No estudo, a avaliação econômica foi feita para o tomate, por ter apresentado melhor crescimento e rendimento. Foram considerados custos fixos, entre eles a plataforma de tratamento e o aluguel do terreno, e custos variáveis, entre eles os custos de biorremediação como abastecimento de água, teste laboratorial, custo de preparação de bactérias, custo do composto, custo da coleta de bile de vaca, e os custos de produção como preparação do terreno,

sementes, fertilizantes químicos, e mão de obra (capina, aplicação de produtos químicos e colheita). A análise de rendimento, receita e lucratividade mostrou que apesar do alto custo do insumo para a produção de tomate em solo biorremediado, a produção foi de 28,20 t/ha, ou seja, foi maior do que a média de produção agrícola para este tipo de cultura que é de 10 t/ha, mostrando que é rentável.

- **Hu et al. (2021)**

Hu et al. (2021) analisaram o controle de poluição, risco à saúde humana e custo probabilístico do uso da dessorção térmica de baixa temperatura e aterro seguro para gerenciamento de cascalhos de perfuração à base de óleo. Um dos cenários considerou a estabilização/solidificação combinada com a dessorção térmica de baixa temperatura, e o outro o aterro sanitário. O primeiro cenário apresentou um custo menor do que o segundo cenário. No primeiro cenário, foram considerados custos de limpeza do local, tratamento de dessorção térmica, escavação de poço de armazenamento de resíduos, camada anti-infiltração de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), tratamento de água, segurança do trabalho, tratamento de resíduos por solidificação/estabilização, recuperação de óleo mineral, uso dos resíduos tratados por solidificação/estabilização como material de pavimentação. Neste cenário, os processos de solidificação/estabilização e dessorção térmica foram responsáveis pela maior parte do custo total, além disso, seria possível se obter lucro com a reutilização do fluido a base de óleo recuperado e com o uso dos cascalhos de perfuração na pavimentação rodoviária.

Já o segundo cenário considerou custos do terreno do aterro sanitário, limpeza do local, escavação, transportes dentro do local, drenagem, fundações e sapatas de cimento, camada superior anti-lixiviação de cimento, camada inferior anti-infiltração de concreto, camada inferior de pedregulhos, poços de monitoramento, análise de amostras durante 10 anos, e segurança do trabalho. Nesse cenário, o maior custo foi relacionado à análise de amostras ambientais sazonais para monitoramento de riscos ambientais de longo prazo. O custo da terra também foi alto, enquanto o custo da construção de contenção foi relativamente baixo. Os autores concluíram que em termos econômicos, o tratamento de resíduos focado na reutilização pode ser uma alternativa economicamente mais atraente que o aterro.

- **Bozorgirad et al. (2013)**

Bozorgirad et al. (2013) avaliaram os impactos ambientais e os custos de três cenários de gestão de RSU, sendo o primeiro cenário incineração do RSU e recuperação de energia como

calor do processo, o segundo cenário incineração do RSU e recuperação de energia como eletricidade, e o terceiro cenário a conversão do RSU em etanol. Para avaliar os impactos ambientais, os autores conduziram uma ACV cuja unidade funcional foi o processamento de 1 tonelada de RSU. Os resultados da ACV indicaram que o cenário 2 teve os maiores benefícios para evitar o esgotamento de recursos, o cenário 3 se mostrou a melhor alternativa para evitar impactos na saúde humana e na diversidade dos ecossistemas, enquanto o cenário 1 apresentou o pior desempenho ambiental em todos os indicadores.

A avaliação dos impactos econômicos de cada cenário foi feita pela relação custo-benefício e análise de VPL. Foi utilizado como unidade 500 ton/dia. Os custos de uma usina de incineração e de uma usina de produção de etanol são semelhantes e incluem custos de instalação da usina, como custos de investimento, custos operacionais e custos de manutenção. O custo de investimento de uma usina de incineração depende do tamanho/capacidade da planta e do poder calorífico dos resíduos. Os custos operacionais são compostos por custos fixos de administração e salários, e custos variáveis de produtos químicos para o sistema de limpeza de gases de combustão, no caso da incineração, custo de eletricidade, de água, tratamento de águas residuais e eliminação de resíduos. Os custos de manutenção incluem custos associados à manutenção de máquinas e edifícios. Em relação aos benefícios econômicos, a incineração possui a venda de energia (calor/eletricidade) e as receitas obtidas do descarte de RSU. Já a usina de produção de etanol tem a venda do etanol, venda de subprodutos químicos e receitas provenientes da eliminação do RSU. No estudo foram incluídos custos de capital, custos de operação, custos de resíduos e custos de manutenção, e como fonte de renda foram incluídas vendas de produtos (calor ou eletricidade) e renda de gerenciamento de RSU. Foi assumido uma vida útil de 20 anos e uma taxa de juros de 3,375% para o cálculo do custo-benefício e VPL. Os resultados da avaliação econômica indicaram melhores resultados no cenário 3, seguido pelo 2 e 1, mas os autores consideraram que como os resultados econômicos são sensíveis à composição do RSU, o cenário 2 parece mais atraente para composições particulares de RSU.

A partir dos estudos levantados, é possível perceber que muitos têm como foco avaliar a eficiência das tecnologias analisadas ou as questões ambientais, sendo a análise econômica tratada de forma secundária e muitas vezes feita de forma simplificada. O estudo de Oseh et al. (2020), por exemplo, só considera os custos dos produtos usados para fabricar os fluidos de

perfuração, enquanto o estudo de Saleem et al. (2022) foca na ACV, apresentando no fim do estudo um tópico separado e simplificado dos custos.

Apesar disso, percebe-se a importância que a parte econômica tem na tomada de decisão, principalmente no que diz respeito ao setor petrolífero, como frisado no estudo de Patel et al. (2019), que afirmam a constante busca por novas estratégias para o setor que, além de mais eficientes, tenham menores custos. Já o estudo de Osei-Twumasi et al. (2022) em primeiro avaliou o desenvolvimento das culturas em estudo, e após definir a cultura com melhor crescimento, fez a avaliação econômica para entender a viabilidade financeira, o que mostra como as questões econômicas são essenciais na tomada de decisão. Por fim, é possível ver que novos estudos vêm buscando integrar a ACV e ACCV na busca de soluções e tecnologias que tenham melhor eficiência em termos ambientais e econômicos, como é o caso do estudo de Gurdon et al. (2021), que desenvolveram ferramenta integrando a ACV e ACCV para avaliar remediação de áreas contaminadas com resíduos de perfuração.

A ACCV se torna uma metodologia de destaque no presente estudo em relação às demais metodologias de avaliação econômica pela possibilidade de integração com a ACV, permitindo a avaliação igualitária dos impactos tanto ambientais quanto econômicos de todo o ciclo de vida do produto. Vale ressaltar que esta pesquisa é responsável apenas pelo desenvolvimento da ACCV, mas os resultados serão integrados com os resultados da ACV, que será conduzida por outros membros do projeto.

Em resumo, foi possível a partir da revisão bibliográfica, verificar que a perfuração de poços de petróleo é um processo complexo e que os fluidos de perfuração têm grande relevância na operação, podendo inclusive influenciar no rendimento da broca. Dependendo das características dos fluidos, alguns podem apresentar melhores performances que outros, sendo os FPBA mais adequados para as fases iniciais da perfuração, e os FPBNA para as fases finais. Mas os fluidos também apresentam efeitos adversos ao meio ambiente e à saúde humana por causa de sua toxicidade. Eles ficam aderidos aos cascalhos após o processo de perfuração. Sendo assim, é importante tratar e destinar os resíduos de perfuração de forma correta.

Existem diferentes tipos de tratamentos e destinações finais que podem ocorrer de forma *offshore* ou *onshore*. Entre as principais formas de destinação *offshore* estão o descarte no mar e a reinjeção. Já em relação aos tratamentos e descartes *onshore* estão a secagem por

micro-ondas, incineração, *landfarming*, aterros, reciclagem e reutilização. As tecnologias *onshore* possuem mais etapas que as tecnologias *offshore*, como, por exemplo, o transporte terrestre, o que pode acarretar em possíveis impactos ambientais e econômicos. Para avaliar os impactos ambientais, a ACV pode ser utilizada, enquanto para avaliar os econômicos e entender quais cenários apresentam menores custos, a ACCV se apresenta como uma ferramenta de destaque.

É relevante salientar que existem diversos estudos sobre tratamentos e destinação final de resíduos. Mas quando se trata do uso da ACV para avaliar os impactos ambientais dos tratamentos e destinações finais e a aplicação desses tratamentos/destinações finais para resíduos oriundos da perfuração de poços de petróleo, esse número se torna bem menor e, geralmente, tem como foco apenas um dos tratamentos/destinação finais citados anteriormente.

Dentre os estudos focados no tratamento de resíduos de perfuração, vale destacar o de Almeida, Araújo e Medeiros (2017), que avalia aspectos ambientais, econômicos, de segurança e técnicos de alternativas de tratamentos e destinações finais dos resíduos de perfuração, entre eles o descarte no mar, a reinjeção, a disposição em aterros industriais e o tratamento por micro-ondas, e o de Ding, Li e Xiong (2013), que avaliam os impactos ambientais através do uso da ACV, a reinjeção *offshore* e a solidificação *onshore* para resíduos de perfuração *offshore*. Já no que diz respeito ao uso da ACV para avaliar os impactos ambientais dos tratamentos e destinações de outros tipos de resíduos, pode-se citar os estudos de Boesch, Koehler e Hellweg (2009) sobre a produção do clínquer, de Turconi et al. (2011) a respeito da incineração de resíduos na Dinamarca e na Itália, de Li et al. (2015) acerca da incineração de resíduos perigosos na China, e de Güereca, Torres e Juárez-López (2015) sobre o coprocessamento de resíduos sólidos urbanos em um forno de cimento no México. Por fim, o estudo de Oliveira (2024), realizado pelo mesmo grupo de pesquisa do presente estudo promoveu a construção de inventários do ciclo de vida (ICV) para tratamento e disposição final de cascalhos de perfuração, entre eles, aterro de inertes, aterro industrial, aterro sanitário, coprocessamento, dessorção térmica, incineração, *landfarming* e reinjeção. Nesse estudo foi feita a qualificação dos ICV e foram estabelecidas as rotas tecnológicas pela perspectiva ambiental.

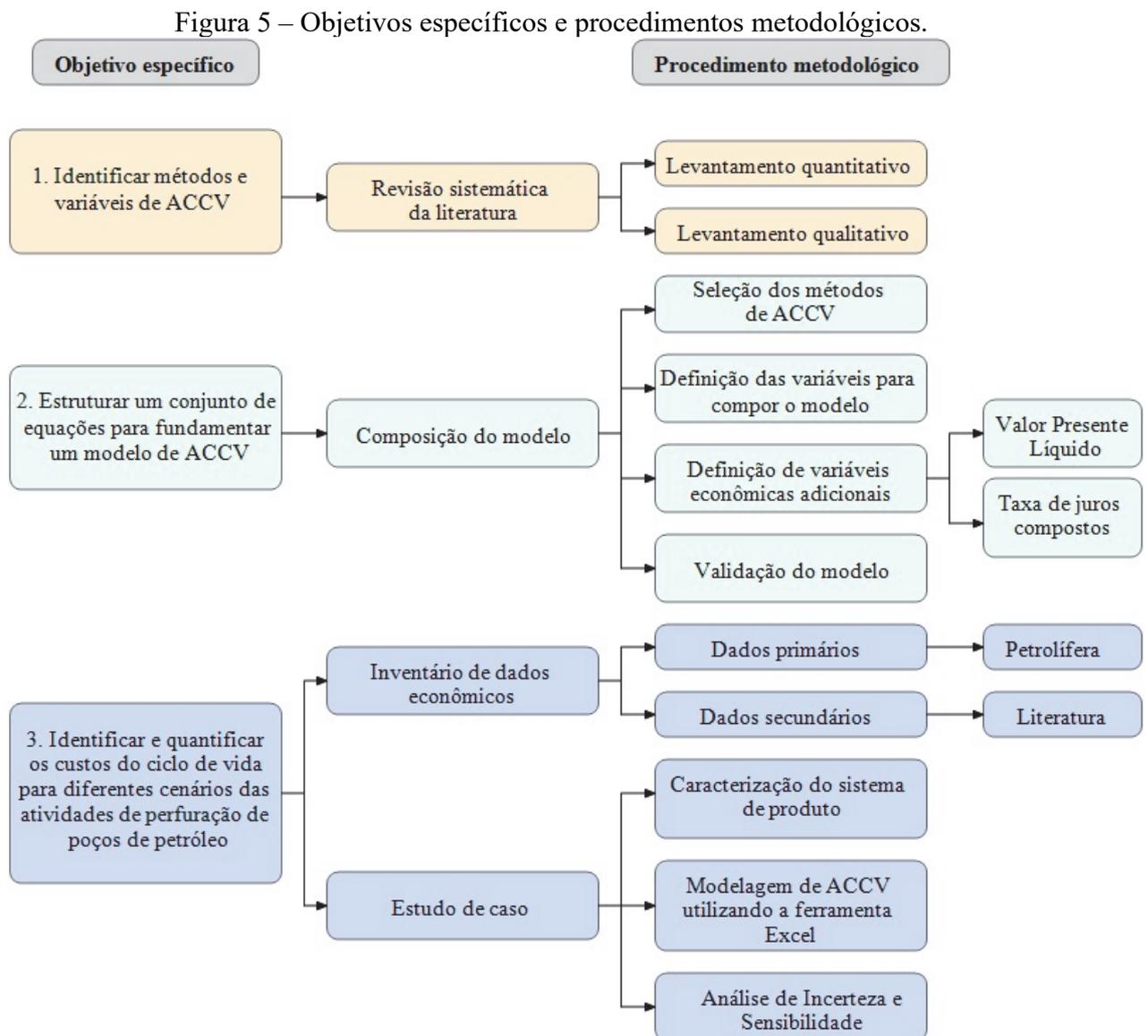
Já em relação a estudos que abordam a ACCV aplicada para o setor petrolífero, destacam-se três estudos: de Kayrbekova, Markeset e Ghodrati (2011), Gurdon et al. (2021) e Saleem et al. (2022), conforme apresentado no *status quo*. Vale salientar que existem outros

estudos econômicos sobre o setor, mas que aplicam metodologias diferentes da ACCV, também apresentados no *status quo*.

Diante do exposto, verifica-se que os temas abordados na revisão bibliográfica vêm sendo alvo de diversos estudos, mas geralmente tem sido focado apenas um dos temas apresentados.

4. METODOLOGIA

Para a realização dos objetivos propostos por esta dissertação, a metodologia considera as fases de revisão sistemática da literatura, composição do modelo de ACCV, inventário de dados econômicos, e estudo de caso, conforme apresentado de forma mais detalhada na Figura 5.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

4.1 REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA

Com o objetivo de analisar criticamente os trabalhos científicos realizados sobre o tema, acompanhar a evolução dos métodos e resultados alcançados, mas sobretudo identificar lacunas para buscar trazer novas contribuições, se adotou a revisão sistemática de literatura, pois a mesma permite entender a aplicação de pesquisas em diferentes escalas e contextos, observar possíveis falhas nos estudos realizados e assim avançar sobre o tema, contribuindo com o campo científicos (GALVÃO; RICARTE, 2020).

Neste estudo, a revisão sistemática da literatura teve como objetivo fazer o levantamento dos métodos de ACCV existentes e entender como e onde eles vêm sendo aplicados. Para isso foi adaptada a metodologia *Standardized Technique for Assessing and Reporting Reviews of LCA* (STARR-LCA), proposta por Zumsteg, Cooper e Noon (2012). Essa metodologia visa padronizar as revisões sistemáticas focadas em ACV e lista quais podem ser os objetivos de uma revisão, sendo um deles fornecer um levantamento de publicações anteriores e uma cobertura abrangente sobre um tópico que se alinha ao objetivo da revisão sistemática realizada pela presente pesquisa (ZUMSTEG; COOPER; NOON, 2012).

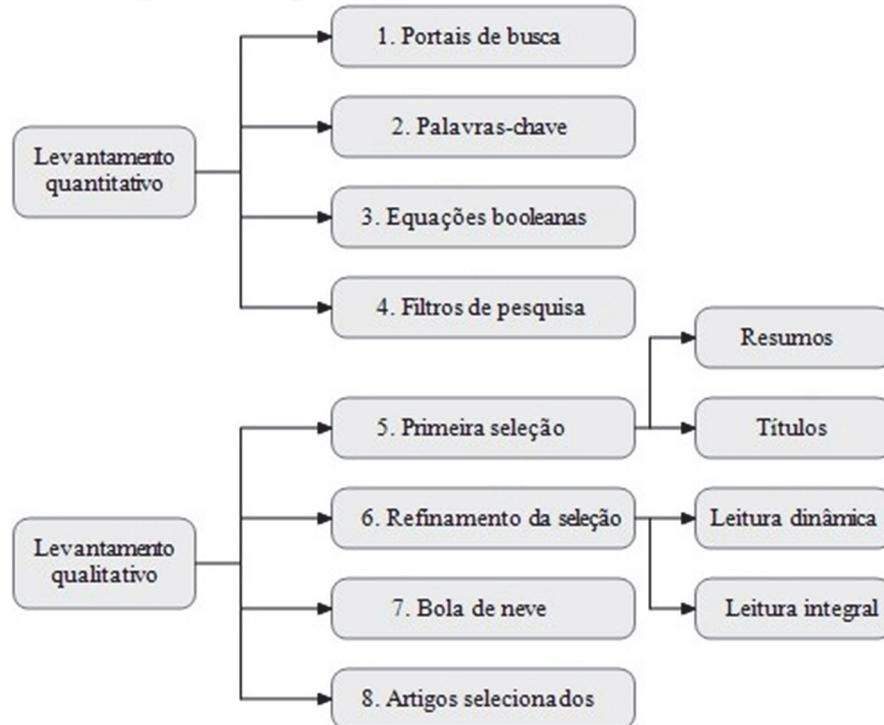
A metodologia STARR-LCA propõe uma série de itens que devem fazer parte de uma revisão sistemática de literatura. Na presente pesquisa considerou-se os seguintes:

- Estar estruturada em torno de uma questão focada e passível de resposta;
- Descrever como o estudo foi conduzido;
- Utilizar métodos de síntese, que podem ser qualitativos e quantitativos.

A partir dessas premissas definiu-se como pergunta norteadora para a revisão sistemática “quais são os métodos de ACCV existentes?”. A descrição de como o estudo foi conduzido, encontra-se a seguir.

Com a definição da pergunta, a pesquisa sistemática foi dividida em duas etapas, o levantamento quantitativo e o levantamento qualitativo da literatura. Para a realização das etapas foram executados oito passos, sendo quatro para cada etapa, conforme apresentado na Figura 6.

Figura 6 – Etapas da revisão sistemática da literatura.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

O primeiro passo foi a realização de um levantamento quantitativo de publicações científicas nos portais de busca *Scopus*, *SpringerLink* e *Web of Science*. A delimitação dos portais de busca considerou que os três têm relevância suficiente para fornecer uma quantidade significativa de artigos de qualidade capazes de subsidiar uma análise aprofundada sobre os métodos disponíveis. O segundo e terceiro passos foram a definição das palavras-chave a serem aplicadas nos portais de busca, fazendo o uso do operador booleano (“AND”) para expandir ou estreitar a pesquisa, conforme especificado no Quadro 3.

Quadro 3 – Combinações de palavras-chave utilizadas nos portais de busca.

Combinações de palavras-chave
“ <i>life cycle cost</i> ” AND “ <i>life cycle assessment</i> ”
“ <i>life cycle assessment</i> ” AND “ <i>life cycle costing</i> ”
“ <i>life cycle cost analysis</i> ”
“ <i>life cycle cost analysis</i> ” AND “ <i>life cycle assessment</i> ”
“ <i>life cycle cost</i> ” AND “ <i>life cycle assessment</i> ” AND “ <i>oil drilling</i> ”
“ <i>life cycle cost</i> ” AND “ <i>oil drilling</i> ”
“ <i>life cycle cost</i> ” AND “ <i>oil exploration</i> ”

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

No quarto passo foram definidos os filtros a serem aplicados na pesquisa, sendo eles:

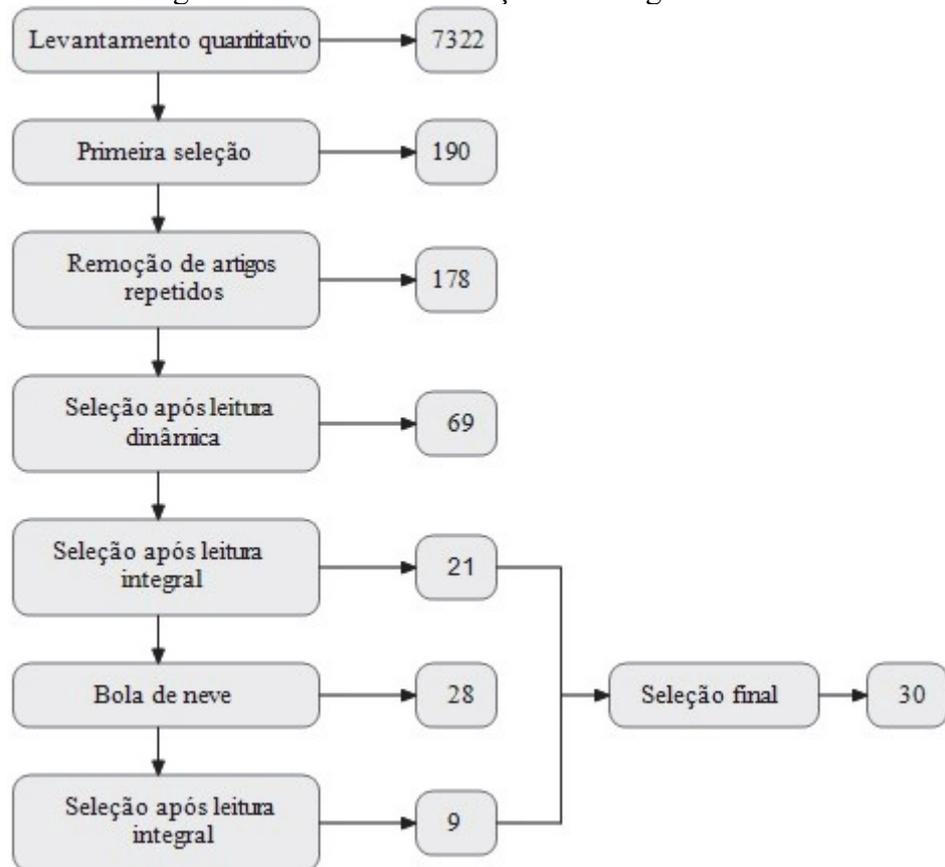
- Língua inglesa;
- Apenas artigos, podendo ser de revisão ou estudo de caso;
- Abrangência geográfica: mundo todo;
- Artigos revisados por pares.

A partir da aplicação desses filtros foi feito o levantamento quantitativo, sendo identificados 2713 artigos no *Scopus*, 1768 artigos no *SpringerLink* e 2841 no *Web of Science*, totalizando 7322 artigos. Como o retorno de artigos foi significativo, foi feita uma primeira triagem a partir de uma análise qualitativa/quantitativa através da leitura de títulos. Posteriormente, foi realizada a leitura dos resumos dos artigos com títulos mais relevantes, buscando apenas artigos pertinentes à temática, totalizando em 190 artigos. Após essa seleção, foram removidos os artigos repetidos, restando 178.

A segunda etapa, de levantamento qualitativo, foi iniciada pelo refinamento em que se realizou a leitura dinâmica de 178 artigos e seleção de 69 deles. Esses últimos foram lidos de forma integral, focando principalmente na metodologia. Desses, excluiu-se os artigos de pouca relevância para o objetivo proposto, como por exemplo artigos que não desenvolviam a metodologia nem citavam qual o método de ACCV foi utilizado, restando 21 artigos.

Durante o processo de leitura dos artigos utilizou-se a técnica de bola de neve, que consiste em buscar outros estudos relevantes na lista de trabalhos referenciados nesses artigos (FELIZARDO et al., 2016). Através dessa técnica foram encontrados 26 artigos e 2 livros. Após leitura integral dos artigos selecionados pela técnica bola de neve, foram selecionados 7 artigos e 2 livros relevantes para o estudo. O processo de seleção dos artigos está resumido na Figura 7.

Figura 7 – Processo de seleção dos artigos.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

4.2 COMPOSIÇÃO DO MODELO

Para compor o modelo a ser utilizado nas atividades de perfuração de poços de petróleo foram selecionados os métodos de ACCV e variáveis relacionadas ao escopo da pesquisa, além de variáveis econômicas adicionais.

4.2.1 Seleção dos métodos de ACCV

Para selecionar os métodos de ACCV a serem utilizados para compor o modelo aplicado nesta pesquisa, foi necessário fazer a identificação desses métodos, a partir da descrição metodológica dos artigos e livros selecionados na revisão sistemática da literatura. Os métodos foram agrupados de acordo com as suas características, principalmente em relação as variáveis consideradas em cada um deles.

Existem vários métodos de ACCV que são utilizados para calcular o custo total de um produto ou serviço, dentre os quais aqueles que também avaliam os custos sociais e ambientais.

Considerando que o escopo da pesquisa (4.4.1 Caracterização do sistema de produto) não leva em consideração os custos sociais, e o fato de que os impactos ambientais serão abordados através da ACV, e considerá-los na ACCV poderia acarretar dupla contagem, definiu-se pela exclusão dos métodos que incluem custos sociais e ambientais em suas análises. Os demais métodos, encontrados através da revisão sistemática da literatura e apresentados no Quadro 8, no tópico 5.1, foram utilizados para compor o modelo de ACCV para as atividades de perfuração de poços de petróleo.

4.2.2 Definição das variáveis relacionadas ao sistema de produto

Para definir as variáveis presentes nos métodos selecionados que estão relacionadas ao sistema de produto foi necessário entendê-lo e mapear todos os processos que envolvem custos. O sistema de produto em estudo são as atividades de perfuração de poços de petróleo *offshore*, as quais envolvem oito etapas:

1. Fabricação dos fluidos de perfuração;
2. Logística de transporte dos fluidos de perfuração do porto para a plataforma;
3. Perfuração dos poços de petróleo *offshore*;
4. Descarte de cascalhos no mar;
5. Logística de transporte dos cascalhos de perfuração da plataforma para o porto;
6. Transbordo dos cascalhos de perfuração do navio para o porto;
7. Logística de transporte dos cascalhos de perfuração do porto para local de tratamento/disposição final;
8. Tratamento/Disposição final dos cascalhos de perfuração em terra.

Vale salientar, que para os cenários onde o descarte dos cascalhos é feito no mar, as etapas 5 a 8 não existem, já para os cenários onde o descarte é feito em terra, a etapa 4 não existe.

Os métodos selecionados anteriormente foram agrupados e suas equações foram estruturadas. A partir disso foi feito o levantamento de todas as variáveis existentes nos métodos e foi analisado quais delas estavam relacionadas ao sistema de produto.

4.2.3 Definição de variáveis econômicas adicionais

Para aplicar a ACCV não basta indicar apenas os custos que serão considerados. Algumas variáveis econômicas devem ser definidas, de forma a trazer completeza para a avaliação.

4.2.3.1 Valor Presente Líquido

Com base nos artigos analisados, foi possível perceber que entre as variáveis econômicas utilizadas na aplicação da ACCV estão o Valor Presente Líquido (VPL) ou o Valor Presente (VP). Os mesmos são formas de representar o valor do dinheiro ao longo do tempo, considerando que uma quantidade de dinheiro hoje tem um peso diferente do que terá no futuro (DE MOURA, 2000).

A ISO 15686-5 (2017), norma que dá orientações para aplicar a ACCV no setor da construção civil, fornece algumas diretrizes a respeito de elementos de cálculo que precisam ser considerados em uma ACCV e podem ser aplicados em outros setores. Ela instrui a usar o VPL, no qual se faz um cálculo para trazer todos os valores dos fluxos de caixa futuros para o presente, considerando a taxa de retorno estabelecida (DE MOURA, 2000). Dessa forma, a presente pesquisa irá usar o VPL no cálculo.

O VPL pode ser calculado através da Equação 1, definida pela ISO (2017).

$$VPL = \sum_{n=1}^p \frac{C_n}{(1+d)^n} \quad (1)$$

C é o custo ao ano;

d é a taxa de desconto real esperada por ano;

n é o número de anos entre a data base e a ocorrência do custo;

p é o período de análise.

4.2.3.2 Taxa de Juros Compostos

A taxa de juros possibilita entender o deslocamento do dinheiro ao longo do tempo, sendo assim, ela representa o percentual de remuneração recebido pelo capital investido ou

pago pelo empréstimo contraído (PILÃO; HUMMEL, 2004). Em outras palavras, representa o percentual de valor pago pelo uso de dinheiro por um determinado tempo.

Os juros compostos são aqueles incorporados ao principal, após cada período de capitalização, de forma que passam a render juros também (CASAROTTO FILHO; KOPITTKKE, 2010). Em outras palavras, a taxa de juros incide sobre o montante do período anterior, de forma que os juros crescem em função do tempo (PAULA NETO, 2014).

O valor do capital aplicando a taxa de juros compostos pode ser encontrado através da Equação 2, a seguir.

$$Cf = Ci(1 + j)^a \quad (2)$$

Cf é o capital final;

Ci é o capital inicial;

j é a taxa de juros composto;

a é o número de períodos.

4.2.4 Estruturação da Equação

A estruturação da equação utilizada na avaliação do custo do ciclo de vida considerou os modelos apresentados no Quadro 9 (tópico 5.2). Todas as equações presentes no Quadro 9 são o somatório das variáveis relevantes para seus respectivos estudos/sistemas de produto.

As variáveis utilizadas foram selecionadas de acordo com a sua aderência ao sistema de produto em estudo, a partir das oito etapas de perfuração de poços de petróleo, definidas no tópico 4.2.2, e estão apresentadas no Quadro 10 (tópico 5.2).

A equação foi estruturada agrupando as variáveis em custos de investimento inicial, que são aqueles que vão ocorrer apenas uma vez, e em custos recorrentes, que são aqueles que ocorrem todos os meses ou anos.

Na parte de investimento inicial foi considerada a taxa de juros compostos, pois existe a possibilidade desse custo ser pago ao longo dos anos, já que é um custo elevado. O VPL foi aplicado tanto para o investimento inicial, quanto para os custos recorrentes, com o objetivo de trazer todos os valores para o presente.

A equação pode ser aplicada para o sistema de produto como um todo, ou para cada uma das oito etapas de perfuração de poços de petróleo (tópico 4.2.2). É importante salientar

que dependendo da etapa, é possível que algumas das variáveis não existam naquela etapa, sendo assim, é só considerá-las iguais a zero.

4.2.5 Validação do Modelo

Após a estruturação da equação, foi necessário validá-la. A validação do modelo proposto foi realizada mediante a condução de reuniões com especialistas qualificados do setor petrolífero. Essas sessões de validação foram estruturadas com o propósito de avaliar a adequação do modelo e se as variáveis consideradas envolviam todos os custos presentes nas atividades de perfuração de poços de petróleo, por meio da análise criteriosa e do debate entre os especialistas no domínio pertinente.

Para isso, foram realizadas reuniões onde se apresentou todas as variáveis de custos selecionadas, a equação estruturada, e quais custos seriam considerados para cada uma das oito etapas das atividades de perfuração de poços definidas. Com base nisso, foram realizadas discussões, sobretudo no que concerne à identificação dos custos associados a cada uma das etapas.

4.3 INVENTÁRIO DE DADOS ECONÔMICOS

Para a construção do inventário de dados econômicos, os custos foram definidos de acordo com as oito etapas das atividades de perfuração de poços de petróleo *offshore* conforme apresentado no tópico 4.2.2, e foram utilizadas planilhas do *Microsoft Office Excel* para auxiliar no processo.

O inventário de dados econômicos foi composto prioritariamente por dados primários, e de forma alternativa, por dados secundários.

4.3.1 Dados primários

Os dados primários foram fornecidos por uma petrolífera brasileira. Entre esses dados estão o consumo de fluido de perfuração utilizado (m^3/t cascalho), a densidade do FPBA e FPBNA (t/m^3), a densidade do cascalho (t/m^3), o custo dos fluidos de perfuração por barril (R\$/barril), o custo global (US\$) da plataforma de petróleo, a duração (dias) e a quantidade de cascalho gerado (m^3) na perfuração de diferentes poços de petróleo.

4.3.2 Dados Secundários

Os dados secundários foram obtidos da literatura, por meio de portais de busca ou através de *networking*.

Para obtenção de dados da literatura, por meio de pesquisa em portais de busca foram definidos os portais *Scopus*, *SpringerLink*, *Web of Science*, *Science Direct*, Biblioteca Digital Brasileira de Teses e Dissertações (BDTD) e Catálogo de Teses e Dissertações da CAPES. Também foram definidas palavras-chave a serem aplicadas nesses portais de busca e foram utilizados os operadores booleanos “AND” e “OR”. Buscou-se a escolha de palavras-chave que abordassem a perfuração dos poços de petróleo, os cascalhos de perfuração e diferentes tratamentos de resíduos, conforme apresentado no Quadro 4 e no Quadro 5.

Quadro 4 – Combinações de palavras-chave utilizadas nos portais de busca *Scopus*, *SpringerLink*, *Web of Science*, e *Science Direct*.

Combinações de palavras-chave
("cost analysis" OR "life cycle costing") AND ("drilling muds" OR "oil drilling" OR "drill cuttings")
("cost analysis" OR "life cycle costing") AND "treatment" AND "drill cuttings"
"offshore drilling" AND "treatment" AND "cost analysis"
"cost analysis" AND "incineration" AND "treatment"
"cost analysis" AND "incineration" AND "drill cuttings"
"cost analysis" AND "landfill" AND "drill cuttings"
("cost analysis" OR "life cycle costing") AND "landfill"
"cost analysis" AND "industrial landfill" AND "drill cuttings"
("cost analysis" OR "life cycle costing") AND "industrial landfill"
"cost analysis" AND "landfarming" AND "drill cuttings"
("cost analysis" OR "life cycle costing") AND "landfarming"
"cost analysis" AND "recycling" AND "drill cuttings"
("cost analysis" OR "life cycle costing") AND "co processing" AND "drill cuttings"
("cost analysis" OR "life cycle costing") AND "re-injection" AND ("drill cuttings" OR "oil drilling" OR "petroleum")

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Quadro 5 – Combinações de palavras-chave utilizadas nos portais de busca BDTD e CAPES.

Combinações de palavras-chave
("perfuração de poços de petróleo" OR "exploração de petróleo" OR "cascalhos") AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"cascalhos" AND "incineração" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"incineração" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"cascalhos" AND "reinação" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"cascalhos" AND "descarte <i>offshore</i> " AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"cascalhos" AND "aterro sanitário" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"aterro sanitário" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"cascalhos" AND "aterro de inertes" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"aterro de inertes" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"cascalhos" AND "aterro industrial" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"aterro industrial" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"cascalhos" AND "reciclagem" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"cascalhos" AND ("reuso" OR "reutilização") AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"cascalhos" AND "secagem por micro-ondas" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"secagem por micro-ondas" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"cascalhos" AND "landfarming" AND ("custos" OR "avaliação econômica")
"landfarming" AND ("custos" OR "avaliação econômica")

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Os filtros aplicados na pesquisa foram:

- Língua inglesa ou portuguesa;
- Artigos, Teses ou Dissertações;
- Abrangência geográfica: mundo todo.

Os artigos que tinham algum dado econômico de interesse para o presente estudo foram selecionados. Como os artigos continham dados de diferentes anos e localizações geográficas, foi feita a correção dos valores de acordo com a inflação, e os valores foram convertidos para reais.

Foram utilizados três trabalhos obtidos através de *networking* e oito encontrados através dos portais de busca. O levantamento de dados secundários foi validado em reuniões com profissionais de uma petrolífera brasileira e com a equipe do grupo de pesquisa (CICLOG).

4.4 ESTUDO DE CASO

Neste item serão apresentadas a caracterização do sistema de produto, análise de incerteza e análise de sensibilidade. A modelagem do estudo de caso foi realizada utilizando o *software Microsoft Excel*.

4.4.1 Caracterização do sistema de produto

O sistema de produto foi definido com base nos processos das atividades de perfuração de poços de petróleo realizados por uma petrolífera brasileira, sendo os principais processos:

- Fabricação dos fluidos de perfuração;
- Logística de transporte marítimo dos fluidos de perfuração do porto para a plataforma;
- Perfuração dos poços de petróleo *offshore* (incluindo o tratamento primário, e quando necessário secundário dos cascalhos de perfuração na plataforma);
- Descarte de cascalhos no mar;
- Logística de transporte marítimo dos cascalhos de perfuração da plataforma para o porto (para disposição *onshore* dos cascalhos);
- Transbordo dos cascalhos de perfuração do navio para o porto;
- Logística de transporte terrestre dos cascalhos de perfuração do porto para local de tratamento/disposição final; e
- Tratamento/disposição final dos cascalhos de perfuração.

Foram estudados diferentes cenários considerando os custos de:

- Dois fluidos de perfuração, um de base aquosa e um de base não aquosa;
- Transporte marítimo dos fluidos e cascalhos de perfuração, sendo o segundo apenas para os casos em que a disposição dos resíduos é feita em terra;
- Os custos globais de uma plataforma utilizada para a perfuração de poços;
- Transporte terrestre dos resíduos em caso de destinação *onshore*; e

- Quatro tratamentos/disposição final dos resíduos de perfuração, sendo eles a incineração, aterro sanitário, *landfarming* e descarte no mar.

4.4.1.1 Função e unidade funcional

Foi definida como função do sistema “perfurar poços para a exploração de petróleo”, e foi considerado como unidade funcional “perfurar 1 metro de poço vertical com 8,5 polegadas de diâmetro na fase de retorno”. A fase de retorno é a fase de reservatório dos poços, ou seja, é a zona produtora de petróleo (IBP, 2020).

O diâmetro de 8,5 polegadas considerado na unidade funcional deste estudo é o diâmetro da broca utilizada na última fase da maioria dos poços da petrolífera em estudo, fase na qual se perfura as zonas portadoras de hidrocarbonetos, cujos cascalhos tendem a ser os de maior potencial de impacto ambiental. E a escolha de 1 metro de poço teve como objetivo manter o mesmo fluxo de referência do *dataset* de perfuração disponível no banco de dados do *ecoinvent*, que foi utilizado no estudo de ACV. O estudo de ACV foi realizado por outro membro do grupo de pesquisa (CICLOG), e a escolha da mesma unidade funcional para os estudos de ACV e de ACCV (presente estudo) é pela possibilidade de integração posterior dos resultados.

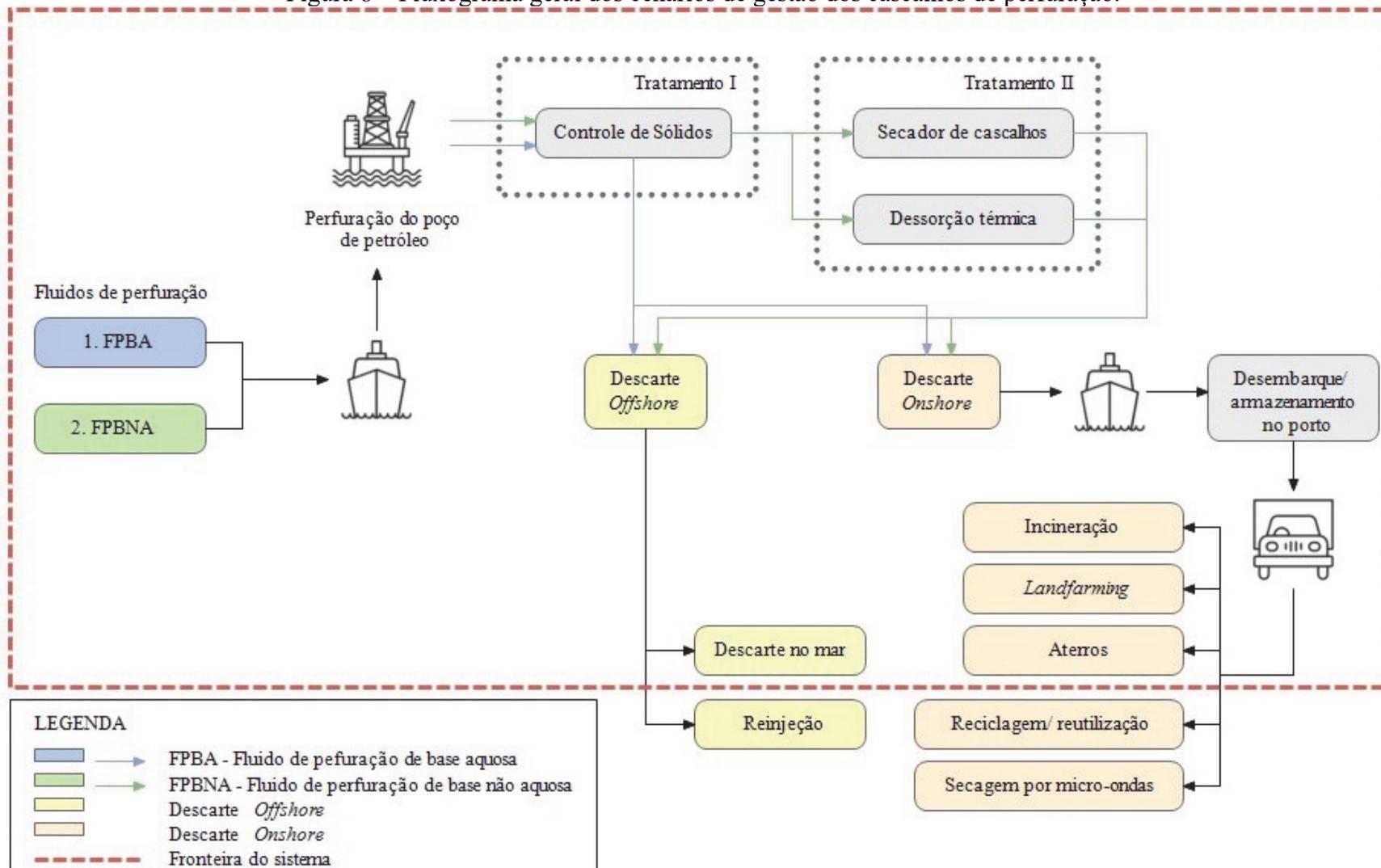
Diante deste contexto, o fluxo de referência associado à produção dos cascalhos de perfuração reflete o produto da quantidade de cascalho (m^3) escavado pela sua densidade (t/m^3). Além desse fluxo, dada a discrepância de desempenho entre os dois tipos de fluidos analisados, tornou-se igualmente essencial estabelecer fluxos de referência específicos para as quantidades de fluidos consumidas no cumprimento da função do sistema. Estes valores foram definidos de acordo com dados de perfuração de poços fornecidos por uma petrolífera brasileira, sendo o volume de cascalho gerado igual a $0,03661 m^3$, e a quantidade necessária de FPBA e FPBNA para a perfuração igual a $292,88 L/m$ perfurado e $1,46 L/m$ perfurado, respectivamente.

4.4.1.2 Fronteira do sistema

Para a definição da fronteira do sistema foi considerada a abordagem “do berço ao túmulo”, no qual o berço é a fabricação dos fluidos de perfuração, e o túmulo, os tratamentos

em fim de vida e disposição final dos cascalhos. Na Figura 8 é possível observar o sistema de produto e a fronteira do sistema.

Figura 8 – Fluxograma geral dos cenários de gestão dos cascalhos de perfuração.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Os cenários são formados pela combinação do fluido de perfuração utilizado, o tratamento ou disposição final dos resíduos de perfuração, e as demais etapas associadas. Sendo assim, a seguir estão apresentadas a composição de cada um dos oito cenários:

- Cenário A: FPBA e incineração;
- Cenário B: FPBA e *landfarming*;
- Cenário C: FPBA e aterro;
- Cenário D: FPBA e descarte no mar;
- Cenário E: FPBNA e incineração;
- Cenário F: FPBNA e *landfarming*;
- Cenário G: FPBNA e aterro;
- Cenário H: FPBNA e descarte no mar.

Nos cenários D e H, como o descarte dos resíduos é feito no mar, ele não tem as etapas 5, 6, 7 e 8, que estão associados à destinação dos resíduos em terra. Já nos demais cenários, em que a destinação é feita em terra, não existe a etapa 4, que está associada ao descarte no mar.

4.4.1.3 Tipos e fontes de dados

Foram priorizados os dados primários sempre que estivessem disponíveis. Em relação aos dados secundários, foram selecionados aqueles que melhor se alinhavam à realidade da pesquisa. É relevante mencionar que os dados secundários referentes ao transporte marítimo e terrestre e transbordo no porto foram obtidos a partir da dissertação de Almeida (2016) que usou dados primários da mesma petrolífera que forneceu os dados primários para esta pesquisa. Os tipos e fontes de dados estão apresentados no Quadro 6.

Além disso, foi necessário que os dados fossem consistentes para atender aos objetivos e escopo estabelecidos. Sendo assim, no Quadro 7 estão apresentadas as coberturas temporal, geográfica e tecnológica dos dados utilizados.

Quadro 6 – Tipos e fontes de dados utilizados.

Processo	Tipo de dado	Fonte dos dados
Etapa 1: fluidos de perfuração	Primário	Petrolífera brasileira
Etapa 2 e 5: transporte marítimo	Primário Secundário	ANP Almeida (2016)
Etapa 3: perfuração dos poços	Primário	Petrolífera brasileira
Etapa 4: descarte de cascalhos no mar	-	-
Etapa 6: transbordo no porto	Primário Secundário	ANEEL Almeida (2016)
Etapa 7: transporte terrestre	Primário Secundário	ANP Almeida (2016)
Etapa 8: tratamento/disposição final	Secundário	Eunomia (2001) Dmitrijevas (2010) FADE/UFPE (2014) Psomopoulos et al. (2014) FIPE (2017) Pivato et al. (2018) Azimi et al. (2020) Gurdon et al. (2021) Lima et al. (2022) Saleem et al. (2022)

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Quadro 7 – Cobertura temporal, geográfica e tecnológica dos dados.

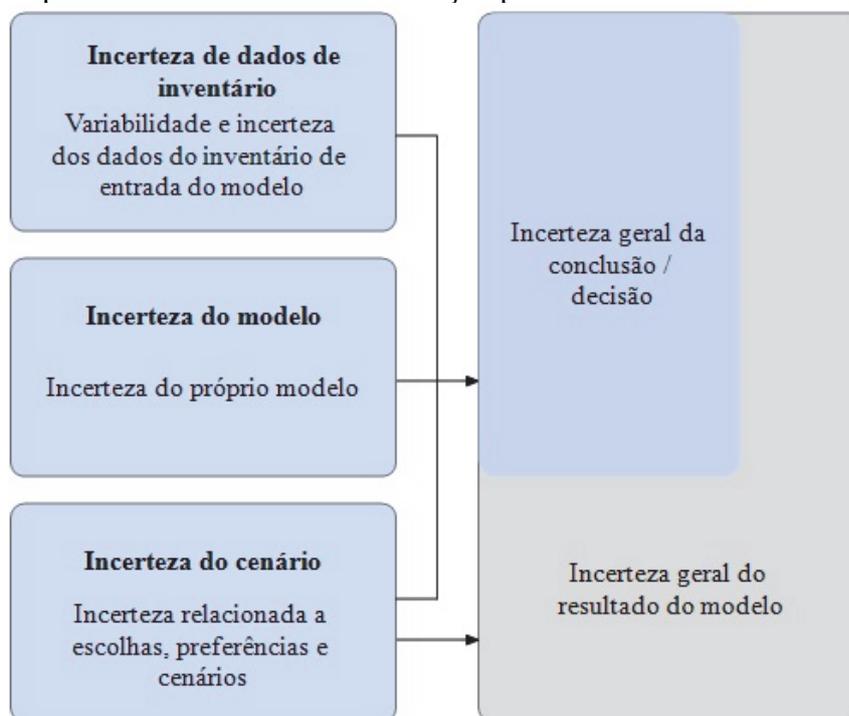
Critério	Descrição
Cobertura temporal	Fluidos de perfuração: 2023; Transporte marítimo: 2016 com correção da inflação para 2023; Perfuração de poços: 2022; Transbordo no porto: 2022; Transporte terrestre: 2016 com correção da inflação para 2023; Tratamentos/disposição final: 2000 a 2019, com correção da inflação para 2023. Preço combustível: média dos dados de jul/2022 à jul/2023; Preço energia: 2023;
Cobertura geográfica	Fluidos de perfuração: costa brasileira; Transporte marítimo: costa brasileira; Perfuração de poços: costa brasileira; Transbordo no porto: costa brasileira; Transporte terrestre: Brasil; Tratamentos/disposição final: mundo todo; Preço combustível: Brasil; Preço energia: Brasil.
Cobertura tecnológica	Considerando que a maioria dos dados são primários, obtidos dos locais analisados, e recentes, é possível afirmar que são representativos das tecnologias mais disponíveis e consolidadas atualmente. Os dados de tratamentos/disposição final são todos secundários e com grande abrangência temporal e geográfica, podendo não ser os mais adequados para a realidade brasileira, por isso optou-se por fazer a média dos valores encontrados.

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

4.4.2 Análise de Incerteza e Sensibilidade

A análise de incerteza e sensibilidade é comumente aplicada em estudos de ACV e ACCV. Segundo a ABNT (2009a), a análise de incerteza é o “procedimento sistemático para quantificar a incerteza introduzida nos resultados de uma análise de inventário do ciclo de vida pelos efeitos cumulativos da imprecisão dos modelos, incerteza das entradas e variabilidade dos dados”. Os tipos de incertezas, utilizados em muitos campos de aplicação podem ser classificados em incerteza de dados de inventário, modelos ou cenários (Figura 9) (ROSENBAUM; GEORGIADIS; FANTKE, 2018).

Figura 9 – Tipos de incerteza e sua contribuição para a incerteza de resultado e decisão.



Fonte: Adaptado de Rosenbaum, Georgiadis e Fantke (2018).

Já a análise de sensibilidade, segundo a ABNT (2009b), é o “procedimento para determinar como mudanças nos dados e nas escolhas metodológicas afetam os resultados da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV)”. Ela auxilia na verificação da consistência dos dados utilizados e pressupostos assumidos (CHERUBINI, 2015). A sensibilidade de um modelo descreve a influência que a variação de um parâmetro de entrada ou uma escolha tem no resultado do modelo. Um modelo é sensível a um parâmetro se uma pequena mudança neste parâmetro resultar em uma grande mudança no resultado do modelo, e é insensível se as

alterações em um parâmetro não tiverem influência no resultado do modelo, ou essa influência for insignificante (ROSENBAUM; GEORGIADIS; FANTKE, 2018).

Neste trabalho para realizar a análise de sensibilidade, os valores dos custos foram variados de -50% a +50%, com intervalo de 10 em 10%. Essa variação de custo foi feita para cada uma das etapas. Primeiro foi variado o custo da primeira etapa e foram mantidos os demais valores, para que fosse possível entender como a variação daquele custo afetaria no resultado final. O mesmo foi feito para o custo da segunda etapa, e assim sucessivamente. Por fim foram elaborados gráficos de linha e *boxplot* para uma melhor visualização da sensibilidade de cada dado.

Já a análise de incerteza foi realizada considerando a incerteza dos dados do inventário, em que os dados foram classificados em alta, média ou baixa incerteza. Os dados secundários, obtidos a partir da correlação com outro setor e incompletos, foram classificados como alta incerteza. Os dados primários ou secundários obtidos a partir de correlação com outro setor e completos, os dados primários obtidos a partir do mesmo setor em estudo, mas incompletos, ou os dados secundários, obtidos a partir do mesmo setor em estudo e completos foram classificados com média incerteza. E por fim, a baixa incerteza foi atribuída aos dados primários, obtidos a partir a partir do setor em estudo e completos ou incompletos.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 IDENTIFICAÇÃO DOS MÉTODOS DE ACCV

A partir da revisão sistemática da literatura foi possível obter resultados quantitativos, considerando os diferentes portais de busca e combinações de palavras-chave (Tabela 1).

Tabela 1 – Resultado do levantamento quantitativo.

Palavras-chave	Scopus	SpringerLink	Web of Science
"life cycle cost" AND "life cycle assessment"	621	836	610
"life cycle assessment" AND "life cycle costing"	475	836	584
"life cycle cost analysis"	1387	454	1478
"life cycle cost analysis" AND "life cycle assessment"	230	142	169
"life cycle cost" AND "life cycle assessment" AND "oil drilling"	0	1	0
"life cycle cost" AND "oil drilling"	0	5	0
"life cycle cost" AND "oil exploration"	0	4	0

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Após a revisão qualitativa e aplicação da técnica bola de neve foram selecionados 28 artigos e 2 livros, que estão apresentados no Apêndice A. A identificação dos métodos de ACCV foi feita a partir dessa seleção realizada na revisão sistemática da literatura. Os métodos foram agrupados de acordo com as suas semelhanças, e para isso foi levado em conta as variáveis consideradas em cada um deles. Com isso, se chegou a nove grupos, que estão apresentados no Quadro 8, a seguir.

Quadro 8 – Métodos de ACCV agrupados.

Grupo	Variáveis consideradas	Referências
1	Custos recorrentes: custos de compra de matéria-prima, mão de obra, energia operacional, manutenção (reparo) e disposição final de resíduos produzidos. Custos não recorrentes: investimento de capital (ex.: custo de equipamentos, tubulação e engenharia).	Dhillon (2010) ^{1,2} ; Theregowda et al. (2013) ¹ ; Innocenzi et al. (2020) ¹ ; Innocenzi et al. (2021) ³
2	Custos internos: custos de matéria-prima, mão de obra, energia, equipamento, infraestrutura, manutenção, transporte, taxas administrativas, impostos e disposição final de resíduos. Custos externos: saúde humana, qualidade do ecossistema e emissões ambientais.	Ozkan et al. (2016) ³ ; Ma et al. (2019) ³

3	ACCV convencional: custos de desenvolvimento do conhecimento, produção de materiais ou fabricação de componentes, uso e manutenção e gestão de fim de vida.	Hunkeler et al. (2008) ^{1,2} ; Batuecas et al. (2021) ³
4	ACCV ambiental: custos de desenvolvimento do conhecimento, produção de materiais ou fabricação de componentes, uso e manutenção, gestão de fim de vida e custos externos a serem internalizados (custos de responsabilidade, impostos e subsídios).	Hunkeler et al. (2008) ^{1,2} ; Batuecas et al. (2021) ³
5	ACCV social: custos de desenvolvimento do conhecimento, produção de materiais ou fabricação de componentes, uso e manutenção, gestão de fim de vida, custos externos a serem internalizados (custos de responsabilidade, impostos e subsídios) e custos externos adicionais (custo de oportunidade e danos ao meio ambiente).	Hunkeler et al. (2008) ^{1,2} ; Batuecas et al. (2021) ³
6	Custos de construção, operação, manutenção e fim de vida.	Haddad, Haghghat e Alkass (2007) ³ ; Gu et al. (2008) ³ ; Shin, Park e Ha (2009) ³ ; Fernholz et al. (2013) ¹ ; Akhtar et al. (2015) ³ ; Hajare e Elwakil (2020) ¹ ; Hamid et al. (2021) ³ ; Baldoni et al. (2021) ³ ; Kong et al. (2021) ³ ; Alshamrani (2021) ³ ; Nydahl et al. (2022) ³
7	Custos de pesquisa e desenvolvimento, construção, operacional e suporte e descarte de resíduos.	Atia, Bassily e Elamer (2020) ³
8	Custos de investimento, matéria-prima, fabricação, uso, manutenção, transporte, mão de obra, desmontagem, e disposição final.	Leng et al. (2005) ³ ; Hogamain et al. (2016) ³ ; Lu e Hanandeh (2017a) ³ ; Lu e Hanandeh (2017b) ³
9	Custo de carbono: impactos ambientais convertidos em CO ₂ eq e multiplicados pelo preço dos créditos de carbono.	Luo et al. (2021) ¹ ; Alshamrani (2021) ³ ; Nydahl et al. (2022) ³

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

[1] Artigos e livros selecionados pela técnica bola de neve

[2] Artigos selecionados pela revisão sistemática da literatura

[3] Livro

5.2 SELEÇÃO DOS MÉTODOS E VARIÁVEIS DE ACCV

Após o levantamento dos principais grupos de métodos, o primeiro passo foi eliminar aqueles que consideravam custos que estão fora do escopo do projeto, como foi o caso dos grupos 2, 5 e 9 (Quadro 8), restando 6 grupos.

Os grupos 2 e 5 foram excluídos por considerarem custos sociais, que não fazem parte do escopo do projeto, e custos ambientais, que poderiam acarretar em dupla contagem, já que os impactos ambientais do projeto em estudo serão abordados através da ACV. O grupo 9 calcula os custos a partir do carbono emitido durante a vida útil do produto. Ou seja, é feita a ACV, os impactos ambientais são convertidos em dióxido de carbono equivalente (CO₂eq), e esse valor é multiplicado pelo preço do crédito de carbono. É uma forma de quantificar os

impactos ambientais em termos monetários, mas que causaria dupla contagem, e que não daria os subsídios necessários para comparar a viabilidade financeira do uso de diferentes fluidos de perfuração e tecnologias de tratamento e disposição final, que é o objetivo da pesquisa.

Foi possível observar que os grupos restantes são muito parecidos entre si, e as diferenças estão nas variáveis consideradas ou na forma de agrupar os custos. Também se observou que os métodos podem ser adaptados de acordo com as necessidades, podendo incluir ou excluir variáveis. Dessa forma, decidiu-se estruturar as equações dos grupos 1, 3, 4, 6, 7 e 8 (Quadro 9) para auxiliar na definição das variáveis e estruturação da equação que será utilizada.

Quadro 9 – Equações dos grupos de métodos de ACCV selecionados.

Grupo	Equação	Variáveis
1	$ACCV = CR + CNR$	<i>CR</i> : custos recorrentes como mão de obra, energia operacional, manutenção (reparo), compra de matérias-primas e disposição final dos resíduos produzidos; <i>CNR</i> : custos não recorrentes, como investimento de capital.
3	$ACCV = C1 + C2 + C3 + C4$	<i>C1</i> : custos de desenvolvimento do conhecimento; <i>C2</i> : custos da produção de materiais ou da fabricação de componentes; <i>C3</i> : custos de uso e manutenção; <i>C4</i> : custos de gestão de fim de vida.
4	$ACCV = C1 + C2 + C3 + C4 + C5$	<i>C1</i> : custos de desenvolvimento do conhecimento; <i>C2</i> : custos da produção de materiais ou da fabricação de componentes; <i>C3</i> : custos de uso e manutenção; <i>C4</i> : custos de gestão de fim de vida; <i>C5</i> : custos externos a serem internalizados, como custos de responsabilidade, impostos e subsídios.
6	$ACCV = C1 + C2 + C3 + C4$	<i>C1</i> : custos de construção; <i>C2</i> : custos de operação; <i>C3</i> : custos de manutenção; <i>C4</i> : custos de gestão de fim de vida.
7	$ACCV = C1 + C2 + C3 + C4$	<i>C1</i> : custos de pesquisa e desenvolvimento; <i>C2</i> : custos de construção; <i>C3</i> : custos de operação e suporte; <i>C4</i> : custos de descarte de resíduos.
8	$ACCV = C1 + C2 + C3 + C4 + C5 + C6 + C7 + C8 + C9$	<i>C1</i> : custos de investimento; <i>C2</i> : custos de matéria-prima; <i>C3</i> : custos de fabricação; <i>C4</i> : custos de mão de obra; <i>C5</i> : custos de uso; <i>C6</i> : custos de manutenção; <i>C7</i> : custos de desmontagem; <i>C8</i> : custos de transporte; <i>C9</i> : custos de disposição final.

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Após estruturação das equações foi feito o levantamento de todas as variáveis consideradas nos grupos selecionados, em quantos grupos essas variáveis apareceram e foi analisado quais delas têm aderência ao sistema de produto em estudo (Quadro 10).

As variáveis selecionadas como aderentes ao sistema de produto foram utilizadas na estruturação das fórmulas, para compor o modelo de ACCV aplicado nesse estudo.

Quadro 10 – Seleção de variáveis para equação de ACCV da pesquisa.

Variáveis	Em quantos grupos essas variáveis aparecem	Tem aderência ao sistema de produto?
Custos de investimento de capital	2	Não
Custos de pesquisa e desenvolvimento	3	Não
Custos de construção, fabricação ou produção de materiais	5	Sim
Custos de aquisição de matéria-prima	2	Sim
Custos de mão de obra	2	Sim
Custos de operação e suporte	3	Sim
Custos de uso e manutenção	5	Sim
Custos de transporte	1	Sim
Custos de gestão de fim de vida ou disposição final	6	Sim
Custos externos a serem internalizados	1	Não

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

5.3 ESTRUTURAÇÃO DO MODELO DE ACCV

Para a construção do modelo foram considerados todos os custos presentes nas oito etapas das atividades de perfuração de poços de petróleo *offshore* definidas anteriormente, sendo eles os custos de construção, de insumos ou matéria-prima, aquisição ou aluguel de equipamentos, uso de equipamentos, manutenção de equipamentos, energia, mão de obra e transporte.

A equação 3 é a equação genérica que pode ser utilizada para encontrar o custo total da perfuração de poços de petróleo *offshore*.

$$ACCV = II + CR \quad (3)$$

Onde:

ACCV é o custo total do ciclo de vida;

II é o investimento inicial;

CR são os custos recorrentes.

$$II = \frac{\sum AqEq(1+j)^{a1} + \sum C(1+j)^{a2}}{(1+d)^n} \quad (4)$$

Onde:

II é o investimento inicial;

AqEq é aquisição de equipamentos;

C é construção;

j é a taxa de juros composto;

a1 e a2 são o número de períodos;

d é a taxa de desconto real esperada por ano⁴;

n é o número de anos entre a data base e a ocorrência do custo.

$$CR = \frac{\sum T + \sum AlEq + \sum UEq + \sum M + \sum E + \sum MO + \sum I}{(1+d)^n} \quad (5)$$

Onde:

CR são os custos recorrentes;

T é transporte; em R\$

AlEq é aluguel de equipamentos; em R\$

UEq é uso de equipamentos; em R\$

M é manutenção; em R\$

E é energia; em R\$

MO é mão de obra; em R\$

I é insumos; em R\$

d é a taxa de desconto real esperada por ano; em %/100

n é o número de anos entre a data base e a ocorrência do custo.

A aquisição de equipamentos e construção são custos de investimento inicial, ou seja, são custos que acontecem apenas uma vez, mas podem ser pagos ao longo dos anos, e por isso pode ser aplicada a taxa de juros. Já os custos de transporte, aluguel de equipamentos, uso de

⁴ A taxa de desconto serve para avaliar a rentabilidade de um investimento.

equipamentos, manutenção, energia, mão de obra e insumos, são custos recorrentes, ou seja, são custos que se repetem ao longo dos meses/anos.

Essa equação genérica pode ser aplicada para as atividades de perfuração como um todo, mas também pode ser aplicada por etapa de perfuração. Nesse segundo caso, algumas das variáveis propostas no modelo podem ser iguais a zero, dependendo da etapa. As equações por etapa de perfuração estão apresentadas a seguir.

A etapa 4 não possui custos, pois é a etapa de descarte dos resíduos no mar, e neste trabalho não foram considerados os custos de externalidades associadas a esse tipo de descarte. Antes da realização do descarte no mar, os resíduos precisam passar pelo tratamento primário e em alguns casos pelo tratamento secundário, mas esses custos estão englobados na etapa anterior (etapa 3), pois acontecem na plataforma. Além disso, esse tratamento ocorre tanto para os resíduos destinados de forma *offshore*, como para os destinados de forma *onshore*.

$$E1 = \frac{\sum I}{(1+d)^n} \quad (6)$$

$$E2 = \frac{\sum T + \sum AlEq + \sum UEq + \sum M + \sum MO}{(1+d)^n} \quad (7)$$

$$E3 = \frac{\sum AqEq(1+j)^{a1} + \sum C(1+j)^{a2}}{(1+d)^n} + \frac{\sum AlEq + \sum UEq + \sum M + \sum E + \sum MO}{(1+d)^n} \quad (8)$$

$$E5 = \frac{\sum T + \sum AlEq + \sum UEq + \sum M + \sum MO}{(1+d)^n} \quad (9)$$

$$E6 = \frac{\sum AqEq(1+j)^{a1} + \sum C(1+j)^{a2}}{(1+d)^n} + \frac{\sum AlEq + \sum UEq + \sum M + \sum E + \sum MO}{(1+d)^n} \quad (10)$$

$$E7 = \frac{\sum T + \sum AlEq + \sum UEq + \sum M + \sum MO}{(1+d)^n} \quad (11)$$

$$E8 = \frac{\sum AqEq(1+j)^{a1} + \sum C(1+j)^{a2}}{(1+d)^n} + \frac{\sum AlEq + \sum UEq + \sum M + \sum E + \sum MO}{(1+d)^n} \quad (12)$$

Onde:

E1 é a etapa de fluidos de perfuração;

E2 é a etapa de transporte marítimo dos fluidos de perfuração do porto para a plataforma;

E3 é a etapa de perfuração de poços de petróleo;

E5 é a etapa de transporte marítimo dos cascalhos de perfuração da plataforma para o porto;

E6 é a etapa de transbordo dos cascalhos no porto;
E7 é a etapa de transporte terrestre dos cascalhos do porto até o local de destinação final;
E8 é a etapa de tratamento ou disposição final dos cascalhos de perfuração;
AqEq é aquisição de equipamentos;
C é a construção;
AlEq é aluguel de equipamentos;
UEq é uso de equipamentos;
M é manutenção;
E é energia;
MO é mão de obra;
I é insumos;
T é transporte;
j é a taxa de juros composto;
a1 e a2 são os números de períodos;
d é a taxa de desconto real esperada por ano;
n é o número de anos entre a data base e a ocorrência do custo.

5.4 ESTUDO DE CASO

O modelo de ACCV descrito acima foi usado para calcular os custos associados a cada uma das oito etapas das atividades de perfuração de poços de petróleo definidas nesta pesquisa. Contudo, não foi aplicada a taxa de juros, nem o VPL, devido a escolha da unidade funcional (perfurar 1 m de poço de 8,5 polegadas de diâmetro), conforme descrito no tópico 4.4.1.1.

É importante ressaltar que foram necessárias algumas considerações iniciais, que estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Considerações iniciais para realização da ACCV.

Definição	Valor e unidade
Profundidade do poço	1 m
Diâmetro do poço	8,5 pol
Volume escavado	0,0366 m ³
Densidade cascalho	2,6 t/m ³
Massa cascalho gerada	0,095 t
Consumo de FPBA por massa de cascalho	3,077 m ³ /t cascalho
Consumo de FPBNA por massa de cascalho	0,015 m ³ /t cascalho
Densidade FPBA	1,14 t/m ³
Densidade FPBNA	1,2 t/m ³
Consumo de FPBA	0,293 m ³
Consumo de FPBNA	0,00146 m ³
Distância porto-plataforma	250 km
Distância porto-tratamento <i>onshore</i>	250 km

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Ao aplicar a ACCV deparou-se com a limitação de dados. Nas etapas 2, 5 e 7 (Quadro 6), relativas a transporte marítimo e terrestre, os custos associados à manutenção de equipamento e mão de obra não estavam disponíveis, dessa forma serão representadas pelas letras x_1 , x_2 , e x_3 . Na etapa 3, de perfuração de poços de petróleo, apesar dos dados utilizados serem primários, o custo disponibilizado é global, de forma que não foi possível discriminar os custos para cada atividade. Na etapa 6, referente ao transbordo, foi considerado apenas o custo de energia, visto que o mesmo representa o custo principal dessa etapa, além disso as informações necessárias para avaliar outros aspectos não estavam disponíveis, dessa forma, os demais custos que não estão embutidos serão representados pela letra y . E na etapa 8, de tratamentos e destinação final dos cascalhos em terra, além dos dados encontrados para o Brasil, também foi necessário usar dados de outros países, uma vez que as informações do Brasil não eram suficientes. Para minimizar essa limitação foi feita a correção da inflação dos dados, através de uma calculadora de inflação, que considera o índice de preços do consumidor para fazer a correção de inflação (OFFICIAL DATA FOUNDATION, 2023), e foi realizada a conversão para o real.

A seguir serão apresentados os custos associados a cada etapa. Destaca-se que os dados utilizados para determinar esses valores estão disponíveis no Apêndice B.

Na primeira etapa, de fabricação dos fluidos de perfuração, foram definidos dois fluidos, um FPBA e um FPBNA. O custo do FPBA é de 3622,64 R\$/m³, já o FPBNA é de 7251,57 R\$/m³ (Figura 10). Quando aplicado no estudo de caso para perfurar 1 m de poço, de 8,5 polegadas de diâmetro, é necessário 0,293 m³ de FPBA e apenas 0,00146 m³ de FPBNA, pois esse segundo fluido é recuperado e reutilizado várias vezes. Dessa forma, o custo fica de R\$ 1060,99 para FPBA e R\$ 10,62 para FPBNA (Figura 11).

Figura 10 – Custo dos fluidos em R\$/m³.

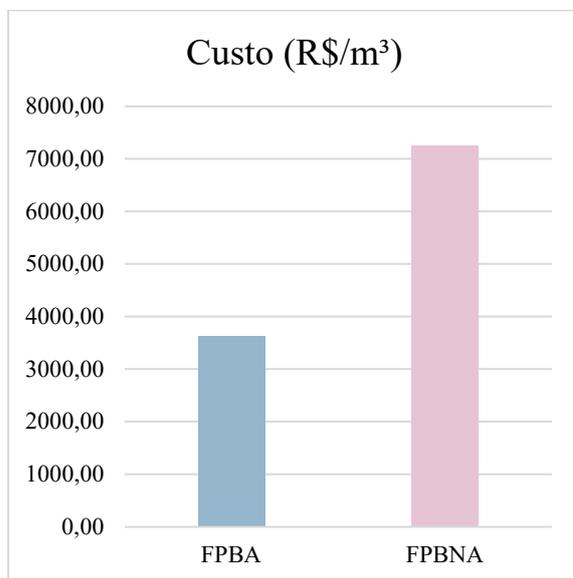
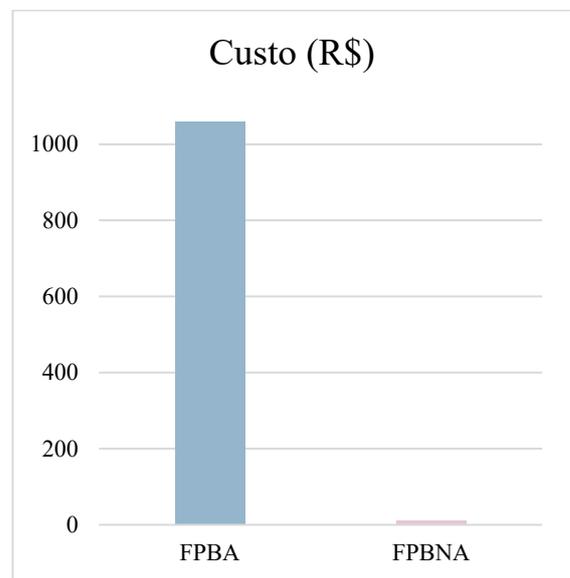


Figura 11 – Custo dos fluidos para perfurar 1m de poço de 8,5 polegadas de diâmetro.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Os FPBA são reconhecidos por serem economicamente vantajosos, biodegradáveis e por se dispersarem facilmente na água, enquanto os FPBNA são notáveis por oferecerem um desempenho superior, porém com alta toxicidade e uma degradação mais lenta no ambiente marinho. Quando se observa apenas essas características é comum pressupor que os FPBNA apresentam maiores impactos ambientais, mas ao se levar em consideração que eles são recuperados e reutilizados diversas vezes, esses impactos podem acabar sendo menores, ao se avaliar todo o ciclo de vida do fluido por reduzir a necessidade de produção, ou seja, reduz a demanda por recursos naturais, a necessidade de descarte do fluido e seus impactos ambientais associados. O mesmo ocorre para os impactos econômicos. Quando é analisado o custo por m³, o preço do FPBA é menor, mas ao considerar a não reutilização do FPBA e a recuperação e

reutilização do FPBNA, na prática, o FPBNA apresenta menores custos, além do melhor desempenho.

Na segunda etapa, de transporte marítimo dos fluidos de perfuração, foram considerados três custos: o consumo do combustível do barco (0,59 R\$/tkm), o aluguel do barco (1323,16 R\$/m³) e o aluguel de *cutting box* (CB) (165,39 R\$/m³), já a manutenção dos equipamentos e mão de obra estão representados pela letra x_1 , conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 – Custo de transporte marítimo dos fluidos de perfuração necessários para perfurar 1 metro de poço de 8,5 polegadas de diâmetro.

Custo	FPBA (R\$)	FPBNA (R\$)
Consumo de combustível barco	49,66	0,26
Aluguel barco	387,52	1,94
Aluguel CB	48,44	0,24
Manutenção de equipamento e mão de obra	x_1	x_1
Total	485,62+x_1	2,44+x_1

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

O custo do transporte marítimo foi calculado levando em consideração a quantidade necessária de fluido para perfurar 1 metro de poço de 8,5 polegadas de diâmetro. Como a quantidade necessária de FPBNA é bem menor do que a de FPBA, o custo de transporte também foi bem menor, sendo o FPBA 199 vezes mais caro que o FPBNA.

A terceira etapa é a de perfuração dos poços de petróleo. Nessa etapa foram considerados os custos de construção da plataforma, aquisição e aluguel de equipamentos, uso e manutenção de equipamentos, transporte, mão de obra, energia e insumos. O custo médio dessa etapa é de 425.933,35 R\$/m³ de cascalho. Como o volume de cascalho gerado independe do tipo de fluido utilizado, para o estudo de caso, o custo dessa etapa é de R\$ 15.593,26.

A quarta etapa é de descarte dos resíduos de perfuração no mar. Essa etapa não apresenta custos, pois não precisa de transporte, e o custo do tratamento primário e secundário dos cascalhos que acontece na plataforma está englobado na etapa anterior. Além disso, o tratamento primário e secundário também é feito para os cascalhos que serão dispostos de forma *onshore*. Ademais, no escopo deste estudo, não foram consideradas as externalidades ambientais que podem ser causadas pelo processo de descarte dos resíduos de perfuração no mar, e que podem incorrer em custos externos.

Os custos das etapas 5 a 8 acontecem apenas para os cenários em que os resíduos de perfuração serão tratados e dispostos em terra.

A quinta etapa é referente ao transporte marítimo dos cascalhos da plataforma para o porto. Como o custo de transporte está diretamente relacionado ao volume e peso dos cascalhos, e esse valor independe do tipo de fluido utilizado, essa etapa apresenta apenas custo único para todos os cenários, conforme apresentado Tabela 4.

Tabela 4 – Custo de transporte marítimo dos cascalhos de perfuração gerados para perfurar 1 metro de poço de 8,5 polegadas de diâmetro.

Custo	Valor (R\$)
Consumo de combustível barco	14,16
Aluguel barco	48,44
Aluguel CB	6,05
Manutenção de equipamento e mão de obra	x_2
Total	$68,65+x_2$

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Assim como a etapa anterior, a etapa 6 apresenta custo único. Nesta etapa foi considerado o custo da energia usada no armazenamento das CB e no transbordo e manuseio dos cascalhos, e os demais custos que não estão embutidos são representados pela letra y . O custo total do transbordo dos cascalhos gerados para perfurar 1 metro de poço de 8,5 polegadas de diâmetro foi igual a R\$ $3,94+y$.

A sétima etapa, é a etapa de transporte terrestre dos cascalhos do porto para o local onde ocorrerá o tratamento e/ou a destinação final. Foram considerados nesta etapa o custo do frete do caminhão, do combustível e da CB. A manutenção dos equipamentos e a mão de obra estão representadas pela letra x_3 . O custo do frete do caminhão é de 1,75 R\$/tkm, do consumo de combustível do caminhão é de 0,11 R\$/tkm, e da CB é 165,39 R\$/m³. Na Tabela 5 é possível ver o custo do transporte terrestre para o estudo de caso.

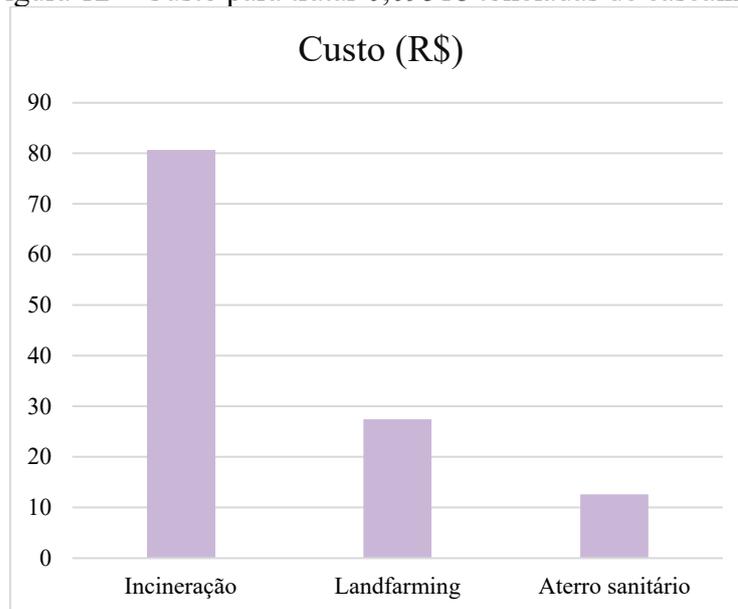
Tabela 5 – Custo de transporte terrestre dos cascalhos de perfuração gerados para perfurar 1 metro de poço de 8,5 polegadas de diâmetro.

Custo	Valor (R\$)
Consumo de combustível caminhão	2,57
Aluguel caminhão	41,65
Aluguel CB	6,05
Manutenção de equipamento e mão de obra	x_3
Total	50,28+x_3

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Por fim, a etapa final engloba o tratamento e/ou disposição final dos cascalhos de perfuração. Para essa etapa foram consideradas as alternativas de tratamento incineração e *landfarming*, assim como a opção de disposição final em aterro sanitário, visto que essas foram as alternativas para as quais haviam dados disponíveis. Nessa etapa foi feita a correção da inflação e a conversão dos dados para reais, e foi calculado o custo médio para cada uma das alternativas, sendo eles 847,06 R\$/t para incineração, 287,97 R\$/t para *landfarming* e 132,54 R\$/t para aterro sanitário. Os resultados para o estudo de caso podem ser visualizados na Figura 12. Como a quantidade de cascalho a ser tratada é a mesma para as três opções de tratamento/disposição final, o custo é diretamente proporcional ao custo dos tratamentos em R\$/t, sendo R\$ 80,63 para incineração, R\$ 27,41 para *landfarming* e R\$ 12,62 para aterro sanitário.

Figura 12 – Custo para tratar 0,09518 toneladas de cascalhos.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A incineração é o tratamento que possui maior custo, por conta especialmente do elevado custo de implantação e de manutenção, e pela necessidade de tratamento dos gases gerados durante o processo (POLETTO FILHO, 2008; SHARMA; CHANDEL, 2021). Para além das questões econômicas, a tecnologia também pode acarretar em grandes impactos ambientais e a saúde humana pela emissão de poluentes, que podem conter metais pesados, gases ácidos e compostos orgânicos tóxicos, preocupação essa abordada em alguns estudos como o de Wey et al. (2001), Bozorgirad et al. (2013) e Kim, Kim e Park (2017). Por outro lado, o *landfarming* e o aterro sanitário possuem custos mais baixos, por serem tecnologias mais simples de implementar (SIDKAR; IRVINE, 1998; IOGP, 2021). Em relação às desvantagens dessas tecnologias, o *landfarming* tem como limitação alguns parâmetros e características dos contaminantes a serem tratados, pois é uma tecnologia que depende de microrganismos (JABBAR et al., 2022), já os aterros sanitários, se não forem gerenciados da maneira correta podem causar impactos como poluição do solo, da água e do ar, causados pelos lixiviados e biogás, produzidos pelo processo de decomposição dos materiais depositados no aterro (VAVERKOVÁ, 2019).

Os impactos econômicos e ambientais são de grande relevância na definição da tecnologia que será adotada para tratar e destinar os resíduos de perfuração, mas existe outro fator que deve ser levado em consideração, apesar de não ter sido incluído na análise deste trabalho, que são as características do resíduo que será tratado/destinado. Por exemplo, para que o processo de *landfarming* ocorra de maneira adequada, o material não pode ter o acúmulo de substâncias como compostos recalcitrantes, metais e sais (ALMEIDA, 2016). Assim, se o resíduo de perfuração a ser destinado possuir essas características, esse tratamento não é adequado. Já para a incineração, como o poder calorífico dos resíduos influencia no potencial de produção de energia (BOZORGIRAD et al., 2013), aplicar este tratamento para um resíduo com baixo poder calorífico pode não ser viável financeiramente.

A seguir, na Tabela 6, são apresentados os custos totais e por etapa de cada cenário, sendo os cenários A ao D para FPBA e os cenários E ao H para FPBNA. Já em relação aos tratamentos e disposição final, os cenários A e E são referentes a incineração, os cenários B e F *landfarming*, os cenários C e G são para aterro sanitário, e por fim, os cenários D e H são para descarte de cascalhos no mar. Para os cenários em que os resíduos de perfuração são dispostos em terra, não existe a etapa 4. Já para os cenários em que o descarte é feito no mar, não existem as etapas 5 a 8.

Tabela 6 – Custos associados a cada um dos cenários em R\$.

Cenário	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	Total (R\$)
A	1060,99	485,62+x ₁	15593,26	-	68,65+x ₂	3,94+y	50,28+x ₃	80,63	17343,37+x₁+x₂+x₃+y
B	1060,99	485,62+x ₁	15593,26	-	68,65+x ₂	3,94+y	50,28+x ₃	27,41	17290,15+ x₁+x₂+x₃+y
C	1060,99	485,62+x ₁	15593,26	-	68,65+x ₂	3,94+y	50,28+x ₃	12,62	17275,36+ x₁+x₂+x₃+y
D	1060,99	485,62+x ₁	15593,26	0,00	-	-	-	-	17139,87+ x₁
E	10,62	2,44+x ₁	15593,26	-	68,65+x ₂	3,94+y	50,28+x ₃	80,63	15809,82+ x₁+x₂+x₃+y
F	10,62	2,44+x ₁	15593,26	-	68,65+x ₂	3,94+y	50,28+x ₃	27,41	15756,60+ x₁+x₂+x₃+y
G	10,62	2,44+x ₁	15593,26	-	68,65+x ₂	3,94+y	50,28+x ₃	12,62	15741,81+ x₁+x₂+x₃+y
H	10,62	2,44+x ₁	15593,26	0,00	-	-	-	-	15606,32+ x₁

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

E1 – Fabricação dos fluidos de perfuração

E2 – Transporte marítimo dos fluidos do porto para a plataforma

E3 – Perfuração dos poços de petróleo

E4 – Descarte no mar

E5 – Transporte marítimo dos resíduos de perfuração da plataforma para o porto

E6 – Transbordo dos resíduos de perfuração no porto

E7 – Transporte terrestre dos resíduos de perfuração do porto para o local de tratamento/destinação

E8 – Tratamento/destinação final dos resíduos de perfuração

Para fazer a análise dos resultados obtidos na Tabela 6, neste primeiro momento, optou-se por desconsiderar os custos representados pelas letras x_1 , x_2 , x_3 e y .

A partir da Tabela 6 é possível observar que a etapa 3 apresentou os maiores custos para todos os cenários, sendo responsável por 89,91 a 99,92% do custo total. Considerando este custo tão elevado, seria justificado considerar além dos impactos econômicos, os ambientais na definição do fluido de perfuração e do tratamento/destinação final dos resíduos a serem adotados, uma vez que o custo associado a essas etapas é muito baixo em relação ao custo de investimento da plataforma.

Em relação às etapas 1 e 2, referentes aos fluidos de perfuração (aquisição e transporte), para os cenários A ao D, que utilizaram o FPBA, o custo delas juntas variou de 8,92 a 9,02% do custo total, enquanto para os cenários E ao H, em que se utilizou o FPBNA, o custo variou de 0,083 a 0,084% do custo total.

Para os cenários D e H os custos existem apenas até a etapa 3. Já para os cenários A, B, C, E, F, e G os custos das etapas 5, 6 e 7 são os mesmos, e essas etapas juntas representaram de 0,71 a 0,78% do custo total.

Por fim, a etapa 8 foi responsável por 0,08 a 0,46% do custo total para os cenários com disposição final dos resíduos em terra.

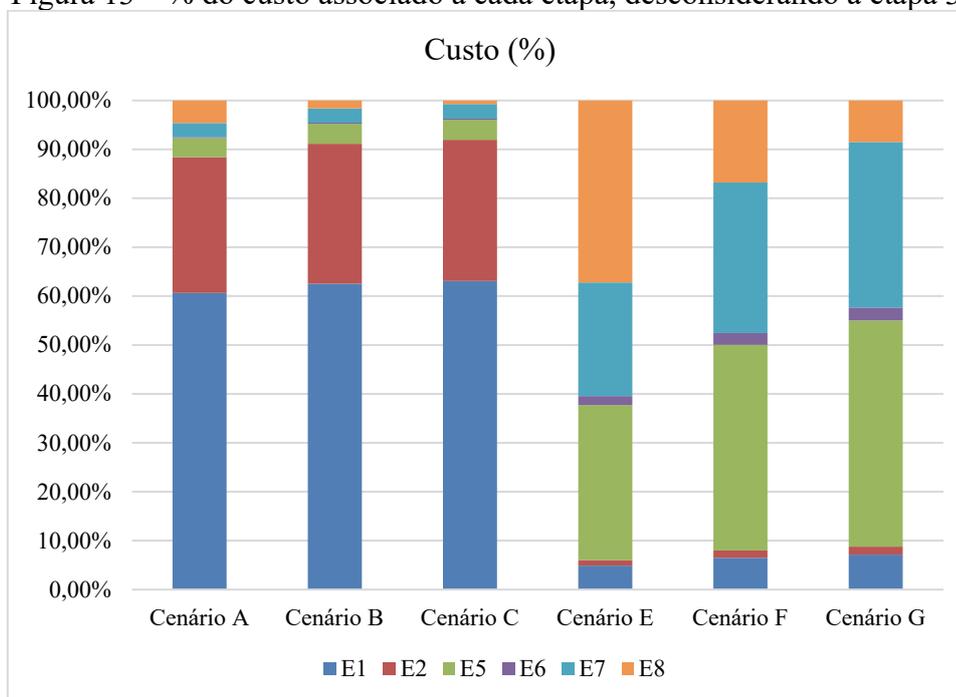
Por outro lado, levando-se em consideração que o custo da etapa 3 é comum para todos os cenários, é importante analisar as diferenças de custos das outras etapas para entender quais delas são mais vantajosas em termos econômicos. Para fazer essa análise, optou-se por desconsiderar a etapa 3, já que por apresentar o mesmo custo para todos os cenários, não influencia no resultado do cenário mais vantajoso, e permite um entendimento mais detalhado das demais etapas. Os cenários D e H, que englobam o descarte no mar, por terem custo apenas nas 3 primeiras etapas, também serão desconsiderados na análise. Além disso, optou-se por igualar as letras x_1 , x_2 , x_3 e y a zero para fazer essa análise apenas com os custos conhecidos. A seguir na Tabela 7 e Figura 13 estão apresentadas as % que cada etapa representa no custo total, desconsiderando a etapa 3, os Cenários D e H, e as variáveis x_1 , x_2 , x_3 e y .

Tabela 7 – % do custo associado a cada etapa, desconsiderando a Etapa 3.

Cenário	E1	E2	E5	E6	E7	E8
A	60,63%	27,75%	3,92%	0,22%	2,87%	4,61%
B	62,53%	28,62%	4,05%	0,23%	2,96%	1,61%
C	63,08%	28,87%	4,08%	0,23%	2,99%	0,75%
E	4,90%	1,13%	31,70%	1,82%	23,22%	37,23%
F	6,50%	1,49%	42,03%	2,41%	30,78%	16,79%
G	7,15%	1,64%	46,22%	2,65%	33,85%	8,49%

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Figura 13 – % do custo associado a cada etapa, desconsiderando a etapa 3.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Para os cenários A ao C, que utilizam FPBA, as duas primeiras etapas que são relativas à aquisição e ao transporte dos fluidos representam entre 88,38 a 91,95% do custo total, enquanto que para os cenários E ao G, que utilizam FPBNA, essas duas etapas representam de 6,03 a 8,79% do custo total. Esses dados revelam que o uso do FPBA tem grande peso no custo total dos cenários A ao C, enquanto o baixo custo do FPBNA faz com que a sua contribuição no custo total dos demais cenários não seja significativa.

Em relação a etapa 8, de tratamentos e disposição final dos resíduos, para os três primeiros cenários, essa etapa varia de 0,75 a 4,61%, enquanto para os cenários E ao G, varia de 8,49 a 37,23%. Isso acontece por causa da diferença de custo dos fluidos de perfuração. Nos

cenários que usam o FPBA, o custo do fluido é tão significativo que o custo dos tratamentos e disposição final acaba sendo responsável por uma parcela pequena do custo total, enquanto nos cenários que usam FPBNA, o custo do fluido é tão pequeno, que o custo dos tratamentos e disposição final acaba sendo mais significativo.

Ao se analisar o custo do transporte, nos três primeiros cenários, o custo de transporte marítimo do FPBA varia de 27,75 a 28,87%, enquanto que o transporte marítimo e terrestre dos cascalhos varia de 6,79 a 7,07%. O transporte do fluido apresenta maiores custos por ter um volume e peso maior em comparação aos cascalhos. Para os cenários E a G, essa lógica se inverte, pois o volume e peso do FPBNA é bem menor do que o dos cascalhos a serem transportados. Dessa forma o transporte marítimo do FPBNA representa de 1,13 a 1,64% do custo total, enquanto o transporte marítimo e terrestre dos cascalhos representa de 54,92 a 80,07% do custo total.

Apesar dos custos representados pelas letras x_1 , x_2 , x_3 e y terem sido desconsiderados anteriormente, é importante ressaltar que eles existem e podem ter influência no resultado. Afim de avaliar essa possível influência, eles serão substituídos hipoteticamente pelo mesmo valor em que estão sendo somados, buscando manter a proporcionalidade de cada etapa, conforme apresentado na Tabela 8. Vale ressaltar que os custos associados às variáveis x_1 , x_2 , x_3 e y , provavelmente são bem menores do que os valores utilizados para substituí-los.

Tabela 8 – Custos hipotéticos associados a cada um dos cenários em R\$.

Cenário	E1	E2	E5	E6	E7	E8
A	1060,99	485,62+485,62	68,65+68,65	3,94+3,94	50,28+50,28	80,63
B	1060,99	485,62+485,62	68,65+68,65	3,94+3,94	50,28+50,28	27,41
C	1060,99	485,62+485,62	68,65+68,65	3,94+3,94	50,28+50,28	12,62
E	10,62	2,44+2,44	68,65+68,65	3,94+3,94	50,28+50,28	80,63
F	10,62	2,44+2,44	68,65+68,65	3,94+3,94	50,28+50,28	27,41
G	10,62	2,44+2,44	68,65+68,65	3,94+3,94	50,28+50,28	12,62

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Na Tabela 9 estão apresentadas as % que cada etapa representa no custo total, considerando os custos hipotéticos apresentados na Tabela 8.

Tabela 9 – % do custo associado a cada etapa, desconsiderando a Etapa 3.

Cenário	E1	E2	E5	E6	E7	E8
A	44,98%	41,18%	5,82%	0,33%	4,26%	3,42%
B	46,02%	42,13%	5,96%	0,34%	4,36%	1,19%
C	46,32%	42,40%	5,99%	0,34%	4,39%	0,55%
E	3,11%	1,43%	40,16%	2,30%	29,41%	23,58%
F	3,68%	1,69%	47,57%	2,73%	34,84%	9,50%
G	3,88%	1,78%	50,14%	2,88%	36,72%	4,61%

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Para os cenários A ao C, que utilizam FPBA, as duas primeiras etapas representam entre 86,16 a 88,72% do custo total, enquanto anteriormente elas representavam 88,38 a 91,95% do custo total. Para os cenários E ao G, que utilizam FPBNA, essas duas etapas representam de 4,53 a 5,66% do custo total, ao passo que na análise anterior representavam 6,03 a 8,79% do custo total.

Na etapa 5, de transporte marítimo dos cascalhos, os custos representam de 5,82 a 5,99% do total para os cenários A ao C e 40,16 a 50,14% para os cenários E ao G. Anteriormente essa variação era de 3,92 a 4,08% e 31,70 a 46,22%, respectivamente.

O transbordo dos cascalhos (etapa 6) representa de 0,33 a 2,88% do custo total, e anteriormente esse valor variava de 0,22 a 2,65%.

Para os cenários A ao C, o transporte terrestre dos cascalhos (etapa 7) variou de 4,26 a 4,39% do total dos custos, e para os cenários E ao G, 29,41 a 36,72%. Anteriormente essas variações eram de 2,87 a 2,99% e 23,22 a 33,85%, respectivamente.

Na etapa 8, nos três primeiros cenários, a variação foi de 0,55 a 3,42% do custo total, e nos outros três cenários foi de 4,61 a 23,58%. Anteriormente essa variação era de 0,75 a 4,61% e 8,49 a 37,23%, respectivamente.

Os resultados apresentados mostram que os custos representados pelas letras x_1 , x_2 , x_3 e y não têm influência significativa no resultado final, e as % se mantêm na mesma ordem de grandeza. As mudanças mais significativas foram nas etapas 1 e 2, em que o custo do transporte marítimo de fluidos aumentou e isso fez com que a % do custo associado a fabricação dos fluidos tenha diminuído. Mas ao somar a % de ambas as etapas, os valores ficaram muito próximos dos valores da análise anterior. Em relação às etapas associadas aos cascalhos, as % de transporte marítimo e terrestre e transbordo tiveram leve aumento e isso fez com que as % relacionadas aos custos de tratamentos diminuíssem.

A partir dos resultados apresentados, considerando apenas o escopo deste trabalho, é possível concluir que o cenário mais vantajoso em termos econômicos é o H, que utiliza FPBNA e descarte no mar, seguido pelos cenários G (FPBNA + aterro sanitário), F (FPBNA + *landfarming*) e E (FPBNA + incineração). Vale observar que a escolha do fluido de perfuração tem grande influência nesse resultado, pois a diferença da quantidade de FPBNA e FPBA necessária para a perfuração dos poços também acarreta em uma grande diferença de custos, fazendo com que todos os cenários com FPBNA apresentem menores custos em relação aos cenários com FPBA. Dentre os cenários que usam o FPBNA, a etapa de tratamento/destinação final dos resíduos é responsável por definir quais são os cenários mais vantajosos, já que os custos das outras etapas são comuns para todos os cenários. Como já era previsto, o descarte no mar, por não apresentar custos neste estudo de caso, ficou em primeiro lugar. Apesar disso, é importante ressaltar que esse tipo de descarte pode ter custos externos associados aos impactos ambientais causados, porém não fizeram parte do escopo e por isso não foram considerados. Já os demais resultados obtidos na etapa de tratamento e disposição final dos resíduos são coerentes com os resultados obtidos em outros estudos que comparam diferentes tipos de tratamentos.

O estudo de Gurdon et al. (2021) fez a comparação de diferentes tipos de tratamentos, entre eles a incineração e o *landfarming*, que apresentaram custo de 1047 US\$/m³ e 60 US\$/m³, respectivamente. Já Saleem et al. (2022) avaliaram diversos cenários, considerando a combinação de aterro sanitário e incineração com as tecnologias de centrifugação e desmulsificação química e obtiveram como resultado que os cenários que utilizam a tecnologia aterro sanitário apresentam menores custos e impactos ambientais, em relação aos cenários que utilizam incineração. Em outro estudo, Sharma e Chandel (2021) também avaliam os custos de cenários que combinam mais de um tipo de tratamento ou destinação final de resíduos. O cenário de reciclagem combinado com incineração apresenta os maiores custos, enquanto o cenário de reciclagem e aterro sanitário apresenta os menores custos.

Apesar da coerência, a limitação de dados deve ser levada em consideração, pois grande parte dos dados utilizados para essa etapa são de outros países e podem não retratar de forma adequada a realidade do Brasil. Além disso, grande parte dos dados são para resíduos sólidos urbanos, que possuem características diferentes dos resíduos de perfuração, podendo assim afetar também os resultados.

Além da limitação de dados da etapa 8, de tratamento e destinação final dos resíduos de perfuração, as etapas referentes a transporte e transbordo também apresentam limitações, uma vez que uma parte dos dados utilizados são secundários e alguns custos foram representados pelas variáveis x_1 , x_2 , x_3 e y .

Destaca-se que os cenários apresentados como mais vantajosos apenas levaram em consideração os aspectos econômicos definidos no escopo da pesquisa, ou seja, foram desconsiderados os custos associados às externalidades ambientais, no caso do descarte de cascalhos no mar, mas se for considerar estes custos e os aspectos ambientais é bem possível que os resultados sejam diferentes. Outro ponto importante são as questões legais, pois dependendo das características dos resíduos de perfuração, o seu descarte no mar possivelmente não seja permitido.

Em relação ao custo global de cada um dos cenários, é importante evidenciar que foram desconsiderados os custos associados ao descomissionamento das plataformas de petróleo. O descomissionamento é o processo que acontece ao se encerrar o ciclo de vida de um sistema de produção, através da desmobilização dos equipamentos. No caso do setor petrolífero inclui atividades de desativação permanente dos poços, e destinação adequada da plataforma (PETROBRAS, 2024).

Apresentados todos os resultados e todas as limitações, a tomada de decisão não deve ser feita apenas a partir dos custos globais apresentados nesta pesquisa, é importante considerar alguns fatores críticos. O custo da plataforma petrolífera e da perfuração dos poços é extremamente alto e representam uma parcela significativa dos custos totais para todos os cenários, e embora o custo do descomissionamento não tenha sido considerado na análise, sabe-se que este também é bem elevado. Dessa forma, justifica-se que a tomada de decisão dê ênfase para aspectos ambientais, já que a escolha do tratamento e destinação final adequados possuem um baixo custo se comparados aos citados anteriormente, e podem evitar custos adicionais a longo prazo, associados aos impactos ambientais decorrentes da destinação inadequada, além de colaborar com a manutenção e proteção dos serviços ecossistêmicos.

5.4.1 Ferramenta de cálculo

Para se obter os resultados apresentados anteriormente (tópico 5.4) foi construída uma ferramenta no *Microsoft Excel* em que é possível escolher um cenário, a partir de algumas

definições. Entre elas é necessário escolher o fluido de perfuração (FPBA ou FPBNA), a profundidade do poço em metros, o diâmetro do poço em polegadas, a distância do porto até a plataforma, a distância da plataforma até o porto, a distância do porto até o local de destinação final dos cascalhos de perfuração, e escolher o tratamento ou forma de disposição final (lançamento no mar, aterro sanitário, incineração ou *landfarming*), conforme Figura 14.

Figura 14 – *Dashboard* da ferramenta de seleção do cenário.

SET DE CONFIGURAÇÕES: SISTEMAS DE PERFURAÇÃO	CENÁRIO
DEFINIÇÕES DE PERFURAÇÃO	
Defina o tipo de fluido a ser utilizado	1_FPBA
A classe do fluido definida é:	FPBA
Defina a profundidade de perfuração [m]	1
Defina o diâmetro do poço [pol]	8,5
DEFINIÇÕES LOGÍSTICAS	
Porto para Plataforma [km]	250
Plataforma para Porto [km]	250
Porto para destino do cascalho [km]	250
DEFINIÇÕES DE DESTINOS DOS CASCALHOS	
Especifique o tratamento	Incineração

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Após a definição do cenário, a ferramenta apresenta os custos daquele cenário por etapa e o custo total, conforme Figura 15.

Figura 15 – *Dashboard* da ferramenta de seleção do cenário.

Etapa 1	Fluido de perfuração	R\$	1.060,99
Etapa 2	Transporte porto para plataforma	R\$	485,62
	Combustível	R\$	49,66
	Aluguel barco	R\$	387,52
	Aluguel CB	R\$	48,44
Etapa 3	Perfuração dos poços	R\$	15.593,26
Etapa 5	Transporte plataforma para porto	R\$	68,65
	Combustível	R\$	14,16
	Aluguel barco	R\$	48,44
	Aluguel CB	R\$	6,05
Etapa 6	Transbordo no porto	R\$	3,94
Etapa 7	Transporte do porto para tratamento	R\$	50,28
	Combustível	R\$	2,57
	Aluguel caminhão	R\$	41,65
	Aluguel CB	R\$	6,05
Etapa 4 e 8	Tratamento/Destino final	R\$	80,63
Total		R\$	17.343,36

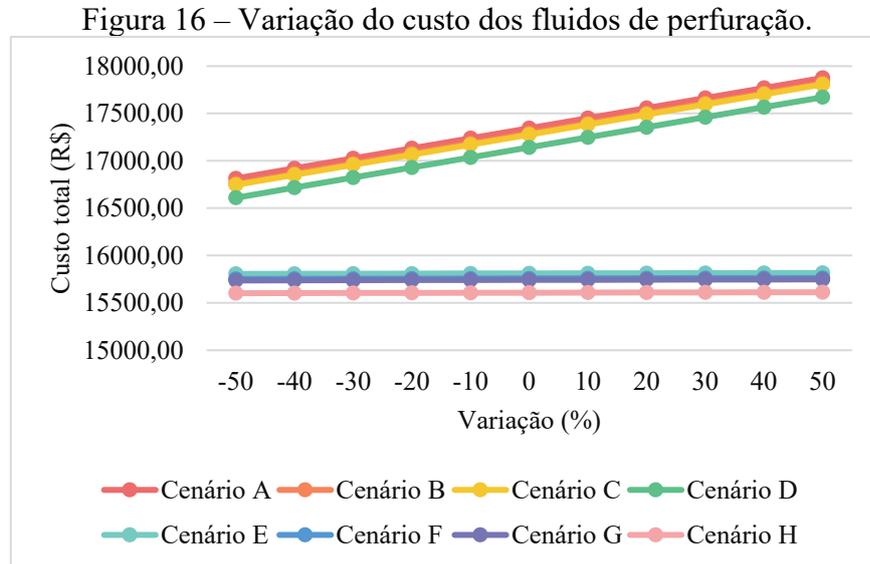
Fonte: Elaborado pela autora (2024).

5.4.2 Análise de incerteza e sensibilidade

Para se entender a sensibilidade dos dados econômicos utilizados foi realizada uma variação dos dados de -50% a +50%. Essa variação foi apresentada por etapa de perfuração através de gráficos de linha e *boxplot*. Já a incerteza dos dados foi avaliada considerando se o dado é primário ou secundário, se o dado foi obtido a partir da correlação com outro setor ou a partir do mesmo setor em estudo, e se o dado está completo ou incompleto, sendo classificado em alta, média e baixa incerteza.

Na primeira etapa referente aos fluidos de perfuração, foi feita a variação do custo do barril de cada fluido. É possível notar que os cenários A ao D apresentam o mesmo padrão de

variação, já que utilizam o mesmo tipo de fluido (FPBA). O mesmo acontece para os cenários E ao H, que utilizam o FPBNA, como é possível observar na Figura 16.

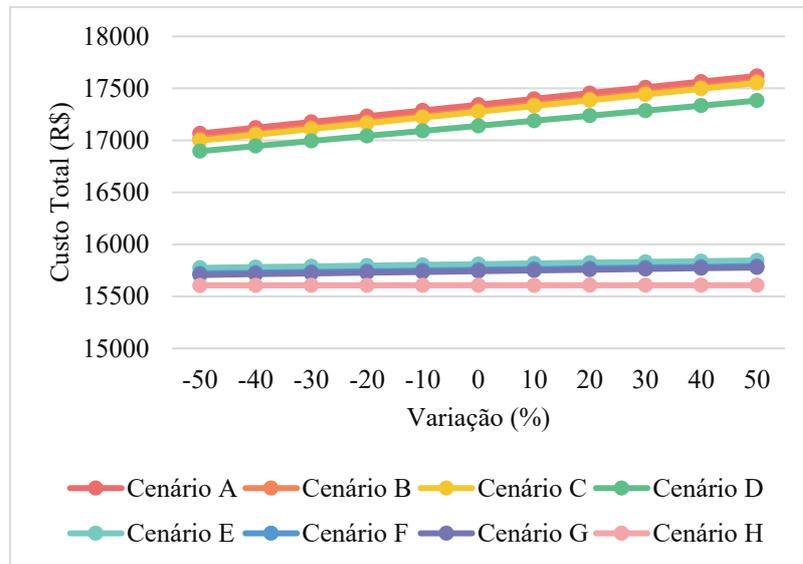


A partir da Figura 16 pode-se concluir que os dados referentes ao FPBA são mais sensíveis do que os FPBNA. Isso acontece porque a quantidade de FPBNA utilizada é muito menor do que de FPBA, então tem uma influência muito menor no resultado final.

Os dados referentes aos fluidos de perfuração apresentam baixa incerteza, pois são dados primários, obtidos a partir do setor em estudo e estão completos.

As etapas 2 e 5 são de transporte marítimo, sendo a primeira referente ao transporte dos fluidos de perfuração, e a segunda aos cascalhos. Por se tratar dos mesmos custos, a análise de sensibilidade e incerteza de ambas as etapas foi realizada em conjunto.

Figura 17 – Variação do custo de transporte marítimo.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

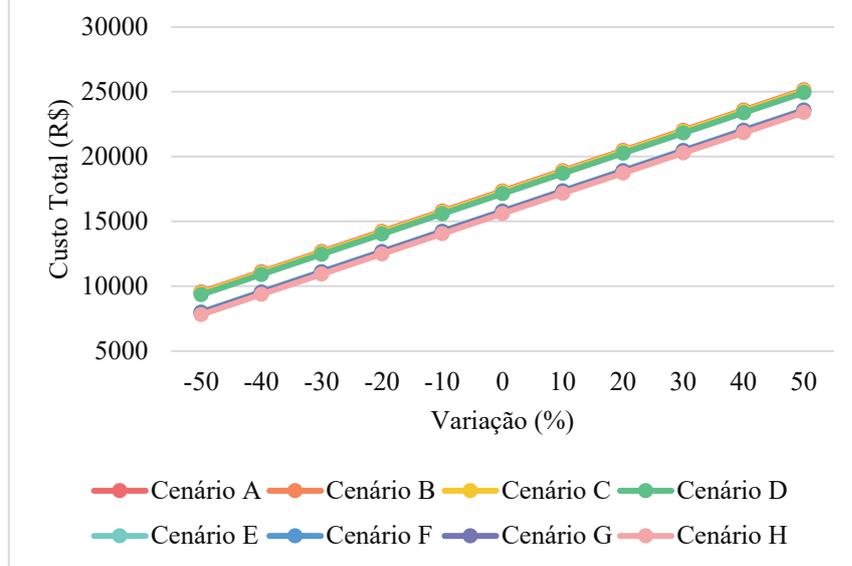
Como o custo de transporte é em R\$/tkm e R\$/m³, o peso e volume do material a ser transportado afeta diretamente no custo final, e por esse mesmo motivo a declividade das retas da Figura 17 são semelhantes às da Figura 16. Ao se comparar as duas figuras também é possível notar que o custo de transporte é um pouco menos sensível do que o custo do FPBA.

Existe uma pequena diferença na declividade das retas dos cenários D e H em comparação aos outros, porque esses cenários só têm custos nas três primeiras etapas, então para eles não existe o transporte marítimo dos cascalhos (etapa 5).

Os dados utilizados para calcular o custo do transporte marítimo apresentam média incerteza, pois os principais dados são secundários, obtidos a partir do mesmo setor em estudo, e incompletos, e o dado referente ao preço do combustível é primário e completo.

A etapa 3 é de perfuração de poços de petróleo. O comportamento para todos os cenários é similar porque o custo dessa etapa é o mesmo para todos. O custo da perfuração de poços é bem sensível, porque é a etapa de maior custo do processo, sendo maior inclusive que o custo de todas as outras etapas juntas. A Figura 18 mostra essa sensibilidade através da declividade das retas.

Figura 18 – Variação do custo de perfuração de poços de petróleo.



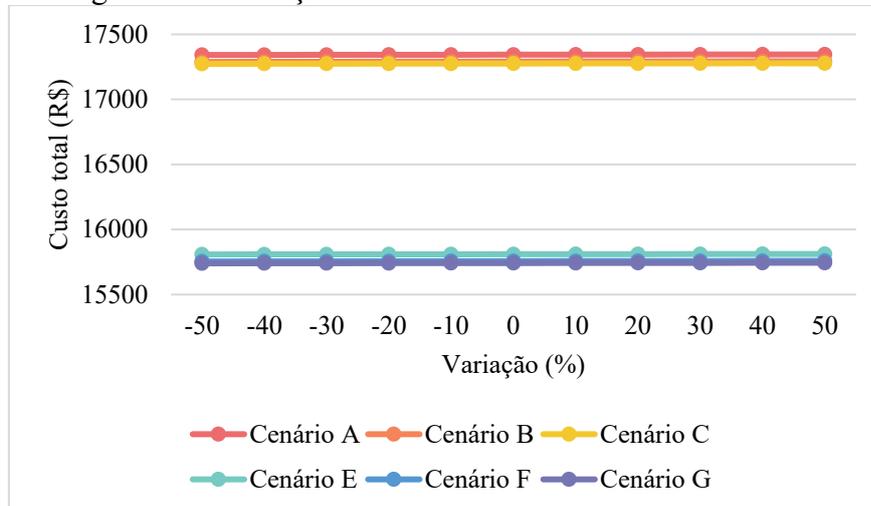
Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Os dados da etapa 3 possuem baixa incerteza, pois são primários, obtidos do setor em estudo e completos.

A etapa 4, de descarte no mar, acontece apenas para os cenários D e H e não possui custos; logo não tem como avaliar sensibilidade e incerteza. Além disso, os cenários D e H não possuem as próximas etapas, pois estas são referentes apenas para os cenários que possuem destinação *onshore*, e dessa forma não serão apresentados nas figuras a seguir e nem farão parte da análise de sensibilidade e incerteza das etapas 6 a 8.

O transbordo dos cascalhos de perfuração no porto é a sexta etapa, e conforme apresentado na Figura 19 possui baixa sensibilidade.

Figura 19 – Variação do custo de transbordo dos cascalhos.

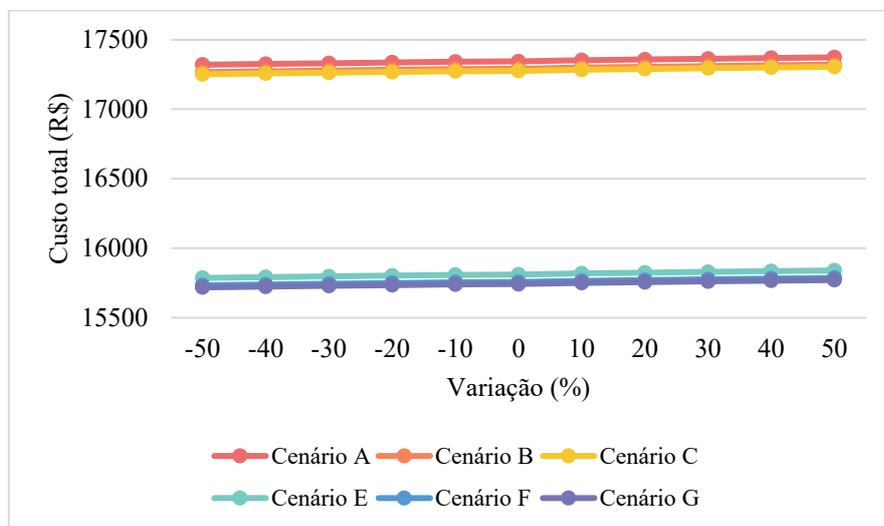


Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Os dados de transbordo apresentam média incerteza, pois tem dados primários e dados secundários obtidos a partir do setor em estudo, mas estão incompletos, pois falta o custo de mão de obra, aquisição e manutenção de equipamento.

A etapa 7 de transporte terrestre de cascalhos tem a sensibilidade bem semelhante à etapa anterior, e o custo também se apresenta pouco sensibilidade, como pode ser observado na Figura 20. Isso se justifica por ambas serem etapas com baixo custo em relação às demais etapas.

Figura 20 – Variação do custo de transporte terrestre.

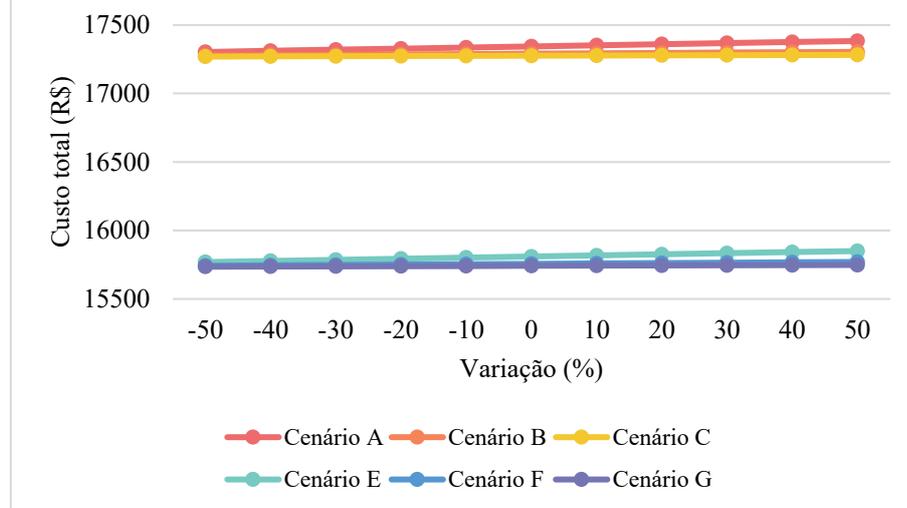


Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Os dados da etapa de transporte terrestre apresentam média incerteza, pois os principais dados são secundários, obtidos a partir do mesmo setor em estudo, e incompletos, e o dado referente ao preço do combustível é primário e completo.

A última etapa é a de tratamento e destinação final dos cascalhos em terra, e está apresentada na Figura 21.

Figura 21 – Variação do custo dos tratamentos e destinação final em terra.

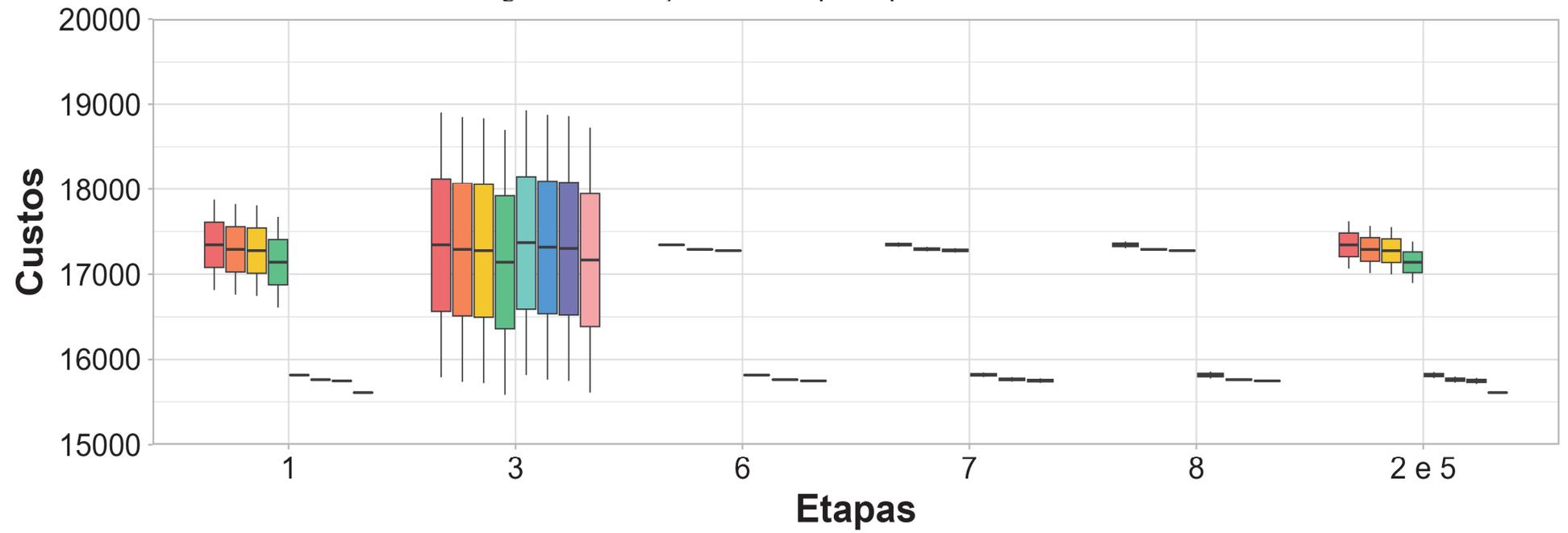


Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A Figura 21 indica que os dados de tratamentos e destinações finais em terra também são pouco sensíveis, mas entre os três tratamentos/destinação final apresentados, a incineração é a mais sensível (cenário A e E).

Já a incerteza dos dados referentes aos tratamentos e destinações finais dos resíduos de perfuração, é média, pois foram utilizados dados secundários, alguns obtidos a partir da correlação com outro setor e outros a partir do mesmo setor em estudo, e completos.

Figura 22 – Variação dos custos por etapa e cenário.



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A partir da Figura 22, é possível visualizar melhor quais são os dados mais sensíveis. Em resumo o dado mais sensível é o de perfuração de poços (etapa 3), seguido pelo custo do FPBA (etapa 1) e transporte de FPBA (etapa 2). Os demais dados são pouco sensíveis e apresentam pouca influência no resultado final. Isso está de acordo com o esperado, já que esses dados são os mais significativos no custo total dos cenários, quando presentes.

É possível observar que não existem valores discrepantes para nenhuma das etapas. Isso acontece, pois foi feita uma variação de -50% a +50% do valor utilizado, ou seja, essa variação mantém um padrão, e não apresenta valores extremos.

Já em relação a incerteza dos dados, as etapas que possuem baixa incerteza de dados são a etapa 1 e etapa 3, e as etapas que apresentam média incerteza são as etapas 2, 5, 6, 7 e 8. Não existem dados com alta incerteza.

6. CONCLUSÃO

O presente estudo propôs um conjunto de equações para avaliar os custos das atividades de perfuração de poços de petróleo. As equações foram estruturadas após procedimento metodológico por meio de uma revisão sistemática da literatura com o objetivo de identificar os métodos de ACCV existentes e suas aplicações. Após essa etapa foram selecionados os métodos que se alinhavam ao escopo da pesquisa e foram definidas as variáveis a serem utilizadas na avaliação do custo do ciclo de vida deste trabalho. A ACCV foi escolhida como metodologia pela possibilidade de integração com a ACV. A partir das equações estabelecidas e da construção do inventário de dados econômicos foi possível identificar e quantificar os custos para diferentes cenários das atividades de perfuração de poços de petróleo, com ênfase nos fluidos e resíduos de perfuração.

É importante ressaltar que para a realização da pesquisa defrontou-se com limitação de dados, o que pode afetar os resultados, principalmente no que diz respeito ao transporte marítimo e terrestre, transbordo e tratamento/destinação final de resíduos em terra. Para minimizar essa limitação, efetuou-se a correção da inflação dos dados e foi realizada a conversão dos dados para o real (R\$) para aqueles referentes a outros países. Em relação aos dados indisponíveis, os mesmos foram representados por letras, uma vez que a ausência de disponibilidade não implica na inexistência dos dados. Foram atribuídas as letras x_1 , x_2 , x_3 e y às variáveis a fim de preservar a representatividade desses custos e para contemplar todos os custos do ciclo de vida.

Outro ponto que deve ser destacado, é que alguns dos custos existentes no ciclo de vida das atividades de perfuração de poços de petróleo não fizeram parte do escopo, e por isso não foram considerados, como é o caso dos custos externos associados ao descarte de cascalhos no mar e o custo de descomissionamento das plataformas petrolíferas.

Além da limitação de dados e do escopo definido, constatou-se a importância de se saber as características dos cascalhos de perfuração para definir o tratamento ou destinação final adequada, pois essas características podem impossibilitar determinadas escolhas, principalmente em relação ao descarte dos resíduos no mar, já que existem regulamentações, como por exemplo, o Despacho nº 5540547/2019-GABIN do IBAMA, de 2019. Também é importante considerar os impactos ambientais associados a cada um dos cenários.

A análise de sensibilidade dos dados possibilitou definir os custos mais influentes no estudo de caso, enquanto a análise de incerteza possibilitou avaliar a qualidade dos dados utilizados e dos resultados obtidos.

Os resultados obtidos indicam que para este estudo de caso, o cenário com melhor desempenho, ou seja, menor custo, é o que utiliza FPBNA e o descarte no mar. Enquanto o cenário que apresenta maiores custos é o que utiliza FPBA e tem como tratamento final a incineração. Os cenários que utilizam FPBNA tiveram menor custo em comparação com aqueles que utilizam FPBA.

Em relação aos tratamentos e destinação final, o descarte no mar se apresenta como o cenário de menor custo, por não necessitar de transporte, nem do tratamento em si, e por não ter sido considerado neste estudo os custos associados às externalidades. A inclusão desta última variável pode impactar fortemente esta alternativa. Por outro lado, a incineração apresenta maiores custos por causa da implantação, manutenção e tratamento de gases.

A importância de avaliar diferentes cenários se justifica por várias razões. É necessário buscar novas alternativas para destino dos resíduos de perfuração e, considerando que algumas das tecnologias são *onshore* e agregam etapas que não existem nas tecnologias *offshore*, esse fato acarreta custos adicionais. Outro ponto relevante na avaliação dos diferentes cenários é entender a influência dos fluidos de perfuração nos custos. Por último, é relevante para a tomada de decisão, a escolha de tratamento e destinação adequados que evitem custos adicionais a longo prazo e que levem também em consideração os aspectos ambientais.

O trabalho traz como inovação a avaliação do custo do ciclo de vida completo das atividades de perfuração de poços de petróleo e, também, a avaliação econômica como foco principal da pesquisa.

Apesar deste trabalho ter abordado apenas as questões econômicas, a pesquisa está inserida em um projeto ambiental, onde os impactos ambientais foram avaliados a partir dos resultados obtidos pela ACV para os mesmos cenários.

Para estudos futuros recomenda-se que sejam utilizados dados primários de transporte marítimo e terrestre, transbordo e dos tratamentos e destinação final em terra, pois os dados utilizados nessas etapas foram secundários, e na parte de tratamentos a grande maioria dos dados foi de outros países, o que pode acarretar em menor robustez dos resultados. Sugere-se ainda, que sejam consideradas as características dos resíduos na avaliação dos tratamentos e destinação final. Isso é importante para verificar a aplicabilidade dos tratamentos e determinar

o tipo de tratamento mais adequado, pois dependendo dessas características o uso da tecnologia pode ser inviabilizado. Por fim, sugere-se que seja realizado estudo focando apenas na etapa 8, dos tratamentos e destinação final em terra para resíduos de perfuração, visto que ela tem grande relevância e não pôde ser aprofundada nesse estudo, e que sejam avaliados os custos das externalidades do descarte de cascalhos no mar.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Ranking da tarifa residencial.** Brasil, 2023. Disponível em: <<https://portalrelatorios.aneel.gov.br/luznatarifa/rankingtarifas>>. Acesso em: 13 set. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Boletim da Produção de Petróleo e Gás Natural nº 148**, de dezembro de 2023. Brasil, 2022. Disponível em: <<https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/boletins-anp/boletins/arquivos-bmppgn/2022/encarte-e-boletim-dezembro-2022.pdf>>. Acesso em: 07 ago. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Boletim da Produção de Petróleo e Gás Natural nº 151**, de março de 2023. Brasil, 2023a. Disponível em: <<https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/boletins-anp/boletins/arquivos-bmppgn/2023/boletim-marco.pdf>>. Acesso em: 07 ago. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Boletim da Produção de Petróleo e Gás Natural nº 154**, de junho de 2023. Brasil, 2023b. Disponível em: <<https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/boletins-anp/boletins/arquivos-bmppgn/2023/boletim-junho-pdf>>. Acesso em: 07 ago. 2023.

AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Levantamento de preços de combustíveis.** jul/2022 – jul/2023. Brasil, 2023c. Disponível em: <<https://www.gov.br/anp/pt-br/assuntos/precos-e-defesa-da-concorrenca/precos/levantamento-de-precos-de-combustiveis-ultimas-semanas-pesquisadas>>. Acesso em: 13/09/2023.

AKHTAR, S.; REZA, B.; HEWAGE, K.; SHAHRIAR, A.; ZARGAR, A.; SADIQ, R. Life cycle sustainability assessment (LCSA) for selection of sewer pipe materials. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 17, p. 973–992, 2015.

ALMEIDA, P. C. **Análise técnico-ambiental de alternativas de processamento de cascalho de perfuração offshore.** 158 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

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

ALSHAMRANI, O. S. Integrated LCA-LCC assessment model of offsite, onsite, and conventional construction systems. **Journal of Asian Architecture and Building Engineering**, v. 21, n. 5, p. 2058-2080, 2022.

AMERICAN SOCIETY OF MECHANICAL ENGINEERS (ASME). **Drilling Fluids Processing Handbook.** Elsevier, p. 665, 2005. ISBN 0-7506-7775-9

ARAÚJO, T. C.; SILVA, F. J.; RODRIGUES, J. R. **Discutindo a importância do gerenciamento de fluido e cascalho de perfuração em poços de petróleo**. 13 p. Enegep, Fortaleza, 2015.

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

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

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

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14040**: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2009a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14044**: gestão ambiental: avaliação do ciclo de vida: requisitos e orientações. Rio de Janeiro, 2009b.

ATIA, N. G.; BASSILY, M. A.; ELAMER, A. A. Do life -cycle costing and assessment integration support decision-making towards sustainable development?. **Journal of Cleaner Production**, v. 267, p. 14, 2020.

AZIMI, A. N.; DENTE, S. M. R.; HASHIMOTO, S. Analyzing Waste Management System Alternatives for Kabul City, Afghanistan: Considering Social, Environmental, and Economic Aspects. **Sustainability**, v. 12, p. 15, 2020.

BALDONI, E.; CODERONI, S.; DI GIUSEPPE, E.; D’ORAZIO, M.; ESPOSTI, R.; MARACCHINI, G. A software tool for a stochastic life cycle assessment and costing of buildings’ energy efficiency measures. **Sustainability**, v. 13, n. 14, p. 24, 2021.

BARBIERI, L.; BONAMARTINI, A. C.; LANCELLOTTI, I. Alkaline and alkaline-earth silicate glasses and glass-ceramics from municipal and industrial wastes. **Journal of the European Ceramic Society**, 20, p. 2477-2483, 2000.

BATUECAS, E.; CONTRERAS-LISPERGUER, R.; MAYO, C.; DÍAZ, R.; SPRINGER, C.; PÉREZ, F. J. Jamaican Bioethanol: an environmental and economic life cycle assessment. **Clean Technologies and Environmental Policy**, 23:1415–1430, 2021.

BOESCH, M. E.; KOEHLER, A.; HELLWEG, S. Model for Cradle-to-Gate Life Cycle Assessment of Clinker Production. **Environmental Science & Technology**, v. 43, p. 7578-7583, 2009.

BOZORGIRAD, M. A.; ZHANG, H.; HAAPALA, K. R.; MURTHY, G. S. Environmental impact and cost assessment of incineration and ethanol production as municipal solid waste management strategies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, p. 1502-1512, 2013.

BRASIL. **Lei nº 12.305, de 02 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. Brasília, 2010.

BROWN, R. J. **A new marketing tool: Life cycle costing**. *Industrial Marketing Management*, v. 8, n. 2, p. 109–113, 1979.

CASAROTTO FILHO, N.; KOPITTKE, B. H. **Análise de Investimentos: matemática financeira, engenharia econômica, tomada de decisão, estratégia empresarial**. São Paulo: 11 edição, Editora Atlas, 2010.

CHERUBINI, E. **Incertezas na Avaliação do Ciclo de Vida: Um estudo de caso na suinocultura**. 246 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

COBB, M.; IRVINE, M.; FICHERA, M. Drill Cuttings Disposal- Best Practicable Environmental Option. **Black Sea Oil & Gas**, v. 2, p. 47, 2019.

COELHO FILHO, O.; SACCARO JUNIOR, N. L.; LUEDEMANN, G. **A avaliação de ciclo de vida como ferramenta para a formulação de políticas públicas no Brasil**. 57 p. Brasília: Ipea, 2016.

DE MOURA, L. A. A. **Economia Ambiental: Gestão de Custos e Investimentos**. São Paulo, São Paulo: Editora Juarez de Oliveira, 2000. 200 p.

DHILLON, B. S. **Life Cycle Costing for Engineers**. Boca Raton, Estados Unidos da América: CRC Press, 2010. 204 p.

DI MARIA, A.; EYCKMANS, J.; ACKER, K. V. Downcycling versus recycling of construction and demolition waste: Combining LCA and LCC to support sustainable policy making. **Waste Management**, v. 75, p. 3-21, 2018.

DI MARIA, A.; EYCKMANS, J.; ACKER, K. V. Use of LCA and LCC to help decision-making between downcycling versus recycling of construction and demolition waste. **Advances in Construction and Demolition Waste Recycling**, p. 537-558, 2020.

DING, X.; LI, H.; XIONG, S. Life cycle inventory analysis of offshore drill cuttings management options. **Advanced Materials Research**, v. 610-613, p. 1117-1120, 2013.

DMITRIJEVAS, C. **Análise de ecoeficiência de técnicas para tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos**. 131 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Nuclear - Materiais, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2010.

DOU, O.; SUN, Y.; SULLIVAN, C. Rock-physics-based carbonate pore type characterization and reservoir permeability heterogeneity evaluation, Upper San Andres reservoir, Permian Basin, west Texas. **Journal of Applied Geophysics**, v. 74, p. 8-18, 2011.

ENVIRONMENT PROTECTION AUTHORITY (EPA). **Best Practice Note: Landfarming**. 16 p., 2014.

ENVIRONMENT PROTECTION AUTHORITY (EPA). **Profile of the Oil and Gas Extraction Industry**. 168 p., 2000.

EUNOMIA RESEARCH & CONSULTING. Environment European Commission. **Costs for Municipal Waste Management in the EU**. Bruxelas, 79 p., 2001.

EZEMONYE, L. I. N.; OGELEKA, D. F.; OKIEIMEN, F. E. Lethal toxicity of industrial chemicals to early life stages of *Tilapia guineensis*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 157, p. 64-68, 2008.

FALCIGLIA, P. P.; GIUSTRA, M. G.; VAGLIASINDI, F. G. A. Low-temperature thermal desorption of diesel polluted soil: Influence of temperature and soil texture on contaminant removal kinetics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 392-400, 2011.

FARIAS, K. V.; AMORIM, L. V.; LIRA, H. L. **Desenvolvimento de fluidos aquosos para aplicação em perfuração de poços de petróleo - Parte I**. Revista Eletrônica de Materiais e Processos, [s. l], v. 1, n. 4, p. 14-25, mar. 2009.

FELIZARDO, K. R.; MENDES, E.; KALINOWSKI, M.; SOUZA, E. F.; VIJAKUMAR, N. L. Using forward snowballing to update systematic reviews in software engineering. **ACM/IEEE – International Symposium on Empirical Software Engineering and Measurement**, 10., 2016, Ciudad Real, Espanha. Anais eletrônicos [...]. Ciudad Real, 2016.

FERNHOLZ, K.; BRATKOVICH, S.; HOWE, J.; STAI, S.; FRANK, M. Life cycle cost analysis of non-residential buildings. **Dovetail Partners, Inc**, p. 23, 2013.

FIALHO, P. F. **Cascalhos de perfuração de poços de petróleo e gás. Estudo do potencial de aplicação em concreto**. 192 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2012.

FRANÇA, W. T.; BARROS, M. V.; SALVADOR, R.; FRANCISCO, A. C.; MOREIRA, M. T.; PIEKARSKI, C. M. Integrating life cycle assessment and life cycle cost: a review of environmental-economic studies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 26, p. 244-274, 2021.

FREITAS, F. C. **Caracterização química de cascalhos de perfuração de poços de petróleo e seus efeitos em plantas e nas bases trocáveis do solo**. 135 p. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Agronomia Ciência do Solo, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2013.

FULLER, S. K.; PETERSEN, S. R. **Life-cycle costing manual for the Federal Energy Management Program**. Washington, Estados Unidos da América: U.S. Government Printing Office, 1996. 222 p.

FUNDAÇÃO DE APOIO AO DESENVOLVIMENTO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO (FADE/UFPE) (Brasil). **Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Jabotão dos Guararapes, 185 p., 2014.

FUNDAÇÃO INSTITUTO DE PESQUISAS ECONÔMICAS (FIPE). **Aspectos técnicos/econômico-financeiros da implantação, manutenção, operação e encerramento de aterros sanitário – Relatório Final**. São Paulo, 81 p., 2017.

GALVÃO, M. C. B.; RICARTE, I. L. M. **Revisão sistemática da literatura: conceituação, produção e publicação**. LOGEION: Filosofia da Informação, Rio de Janeiro, v. 6, n. 1, p.57-73, 2020.

GAVALDÀ, O.; GONZALEZ, A.; RAYA, M.; OWEN, M.; KEMAUSUOR, F.; ARRANZ-PIERA, P. Life cycle cost analysis for industrial bioenergy projects: Development of a simulation tool and application to three demand sectors in Africa. **Energy Reports**, v. 8, 2908-2923, 2022.

GBADEBO, A. M.; TAIWO, A. M.; EUGHELE, U. Environmental aspect of oil and water-based drilling muds and cuttings from Dibi and Ewan off-shore wells in the Niger Delta, Nigeria. **African Journal of Environmental Science and Technology**, v. 4, n. 5, p. 284-292, 2010.

GU, L.; LIN, B.; ZHU, Y.; GU, D.; HUANG, M.; GAI, J. Integrated assessment method for building life cycle environmental and economic performance. **Building Simulation**, v. 1, p. 169-177, 2008.

GUARINO, C.; SPADA, V.; SCIARRILLO, R. Assessment of three approaches of bioremediation (Natural Attenuation, Landfarming and Bioaugmentation – Assisted Landfarming) for a petroleum hydrocarbons contaminated soil. **Chemosphere**, v. 170, p. 10-16, 2017.

GUMAROV, S. M.; SHOKANOV, T. A.; SIMMON, S.; ANOKHIN V. V.; BENELKADI, S.; JI, L. Drill Cuttings Re-Injection Well Design and Completion: Best Practices and Lessons Learned. **OnePetro**, p. 8, 2014.

GUMAROV, S.; BENELKADI, S.; BIANCO, E.; WOOLF, S.; HARDY, C. First implementation of real-time subsurface monitoring for cuttings reinjection offshore Abu Dhabi. **Abu Dhabi International Petroleum Exhibition and Conference**, p. 15, 2018.

GUNDES, S. The Use of Life Cycle Techniques in the Assessment of Sustainability. **Procedia – Social and Behavioral Sciences**, v. 216, p. 916-922, 2016.

GURDON, L.; ESMAHI, L.; AMPONSAH, N. Y.; WANG, J. Life cycle cost analysis of contaminated site remediation using information technology tools. **Environment, Development and Sustainability**, v. 23, p. 10173-10193, 2021.

HADDAD, S. M.; HAGHIGHAT, F.; ALKASS, S. An economic and environmental total life cycle costing methodology and a web-based tool for environmental planning of buildings. **Ecosystems and Sustainable Development VI**, v. 106, p. 43-52, 2007.

HAJARE, A.; ELWAKIL, E. Integration of life cycle cost analysis and energy simulation for building energy-efficient strategies assessment. **Sustainable Cities and Society**, v. 61, p. 18, 2020.

HALL, M. R. The Sustainability Price: expanding Environmental Life Cycle Costing to include the costs of poverty and climate change. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, p. 223-236, 2019.

HAMID, S.; NAJI, K.; YOUNIS, A.; EBEAD, U. Material performance and cost effectiveness of seawater-mixed rubberized concrete. **Case Studies in Construction Materials**, v. 15, p. 11, 2021.

HAQUE, K. E. Microwave energy for mineral treatment processes—a brief review. **International Journal of Mineral Processing**, v. 57, p. 1-24, 1999.

HOGAMAIN, K.; SHAHI, C.; LUCKAI, N.; SHARMA, M. Life cycle cost and economic assessment of biochar-based bioenergy production and biochar land application in Northwestern Ontario, Canada. **Forest Ecosystems**, v. 3, n. 21, p. 10, 2016.

HU, G.; LIU, H.; CHEN, C.; HOU, H.; LI, J.; HEWAGE, K.; SADIQ, R. Low-temperature thermal desorption and secure landfill for oil-based drill cuttings management: Pollution control, human health risk, and probabilistic cost assessment. **Journal of Hazardous Materials**, 410, p. 13, 2021.

HUNKELER, D.; LICHTENVORT, K.; REBITZER, G. (ed.). **Environmental Life Cycle Costing**. Pensacola, Estados Unidos da América: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 2008. p. 211.

INNOCENZI, V.; CANTARINI, F.; ZUEVA, S.; AMATO, A.; MORICO, B.; BEOLCHINI, F.; PRISCIANDARO, M.; VEGLIÒ, F. Environmental and economic assessment of gasification wastewater treatment by life cycle assessment and life cycle costing approach. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 168, p. 8, 2021.

INNOCENZI, V.; CANTARINI, F.; ZUEVA, S.; AMATO, A.; MORICO, B.; IPPOLITO, N. M.; BEOLCHINI, F.; PRISCIANDARO, M.; VEGLIÒ, F. Case study on technical feasibility of galvanic wastewater treatment plant based on life cycle assessment and costing approach. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, n. 6, p. 10, 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE PETRÓLEO E GÁS (IBP). **Avaliação de opções para a destinação do cascalho gerado na perfuração de poços marítimos no Brasil**. 410 p., 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE PETRÓLEO E GÁS (IBP). **Maiores produtores mundiais de petróleo em 2021**. Rio de Janeiro, 2022. Disponível em:

<https://www.ibp.org.br/observatorio-do-setor/snapshots/maiores-produtores-mundiais-de-petroleo-em-2020/>. Acesso em: 27 mar. 2023.

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

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Instrução Normativa nº 1, de 02 de janeiro de 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, estabelece o Projeto de Monitoramento de Fluidos e Cascalho, e dá outras providências. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Instrução Normativa nº 11, de 14 de março de 2019**. Suspender o início de vigência da Instrução Normativa IBAMA nº 1, de 02 de janeiro de 2018. Diário Oficial da União: Brasília, DF, 2019a.

INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR OIL & GAS PRODUCERS (IOGP). **Drilling waste management technology review**. Report 557, 2016b.

INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR OIL & GAS PRODUCERS (IOGP). **Environmental aspects of the use and disposal of non-aqueous drilling fluids associated with offshore oil & gas operations**. Report 342, 2003.

INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR OIL & GAS PRODUCERS (IOGP). **Environmental effects and regulation of offshore drill cuttings discharges**. Report 602, mai., 56 p., 2021.

INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR OIL & GAS PRODUCERS (IOGP). **Environmental fates and effects of ocean discharge of drill cuttings and associated drilling fluids from offshore oil and gas operations**. Report 543, 144 p., mar. 2016a.

INTERNATIONAL ASSOCIATION OF OIL & GAS PRODUCERS (OGP); INTERNATIONAL PETROLEUM INDUSTRY ENVIRONMENT CONSERVATION ASSOCIATION (IPIECA). **Drilling fluids and health risk management: A guide for drilling personnel, managers and health professionals in the oil and gas industry**. OGP Report nº. 396, p. 1-60, 2009. Disponível em: https://icedrill.org/sites/default/files/drilling_fluids.pdf. Acesso em 09 nov. 2023.

ISMAIL, A. R.; ALIAS, A. H.; SULAIMAN, W. R. W.; JAAFAR, M. Z.; ISMAIL, I. Drilling Fluid Waste Management in Drilling for Oil and Gas Wells. **Chemical Engineering Transactions**, v. 56, p. 6, 2017.

ISO 15686-5. Buildings and constructed assets - Service life planning - Part 5: Life-cycle costing. 1a edição. International Organization for Standardization. 2008.

ISO 15686-5. Buildings and constructed assets - Service life planning - Part 5: Life-cycle costing. 2a edição. International Organization for Standardization. 2017.

JABBAR, N. M.; ALARDHI, S. M.; MOHAMMED, A. K.; SALIH, I.; ALBAYATI, T. M. Challenges in the implementation of bioremediation processes in petroleum-contaminated soils: A review. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 18, p. 17, 2022.

JACQUEMIN, L.; PONTALIER, P.; SABLAYROLLES, C. Life cycle assessment (LCA) applied to the process industry: a review. **The International Journal of Life Cycle Assessment** 17:1028–1041, 2012.

KAYRBEKOVA, D.; MARKESET, T.; GHODRATI, B. Activity-based life cycle cost analysis as an alternative to conventional LCC in engineering design. **International Journal of System Assurance Engineering and Management**, v. 2, p. 218-225, 2011.

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. 16, 2021.

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

KLOEPFFER, W. Life Cycle Sustainability Assessment of Products. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 2, p. 89-95, 2008.

KONG, M.; LEE, M.; KANG, H.; HONG, T. Development of a framework for evaluating the contents and usability of the building life cycle assessment tool. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 150, p. 18, 2021.

KRONBAUER, D. P. **Determinação de propriedades petrofísicas de rochas usando modelos de redes de poros**. 166 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Engenharia de Materiais, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

LENG, R.; DAI, D.; CHEN, X.; WANG, C. Uncertainty in life cycle economical analysis of cassava-based ethanol fuel. **Journal of Central South University of Technology**, v. 12, p. 65-69, 2005.

LEONARD, S. A.; STEGEMANN, J. A. Stabilization/solidification of petroleum drill cuttings. **Journal of Hazardous Materials**, v. 174, p. 463-472, 2010.

LI, J.; XIAO, F.; ZHANG, L.; AMIRKHANIAN, S. N. Life cycle assessment and life cycle cost analysis of recycled solid waste materials in highway pavement: A review. **Journal of Cleaner Production**, 233, p. 1182-1206, 2019.

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**, v. 15, p. 242-251, 2015.

LIMA, P. M.; OLIVO, F.; FURLAN, M. B.; JUSTI JUNIOR, J.; PAULO, P. L. Análise de custos do planejamento estratégico do sistema integrado de resíduos sólidos urbanos em Campo Grande/MS. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 27, n. 4, p. 749-759, 2022.

LIU, H., LI, J., ZHAO, M., LI, Y., CHEN, Y. Remediation of oil-based drill cuttings using low-temperature thermal desorption: performance and kinetics modeling. **Chemosphere** **235**, 1081–1088, 2019.

LU, H. R.; HANANDEH, A. E. Assessment of bioenergy production from mid-rotation thinning of hardwood plantation: life cycle assessment and cost analysis. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 19, p. 2021-2040, 2017a.

LU, H. R.; HANANDEH, A. E. Environmental and economic assessment of utility poles using life cycle approach. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 19, p. 1047-1066, 2017b.

LUO, W.; ZHANG, Y.; GAO, Y.; LIU, Y.; SHI, C.; WANG, Y. Life cycle carbon cost of buildings under carbon trading and carbon tax system in China. **Sustainable Cities and Society**, v. 66, p. 11, 2021.

MA, X.; YANG, D.; ZHAI, Y.; SHEN, X.; ZHANG, R.; HONG, J. Cost-combined life cycle assessment of ferronickel production. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 24, p. 1840-1850, 2019.

MARIANO, A. P.; ANGELIS, D. F.; PIRÔLLO, M. P. S.; CONTIERO, J., BONOTTO, D. M. Investigation about the Efficiency of the Bioaugmentation Technique when Applied to Diesel Oil Contaminated Soils. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, p. 1297-1312, 2009.

MEDEIROS, L.C. **Adição de Cascalho de Perfuração da Bacia Potiguar em Argilas para Uso em Materiais Cerâmicos: influência da concentração e temperatura de queima**. 91 p. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Ciências e Engenharia de Materiais Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2010.

MENESES, C. G.; PAULA, G. A. **Avaliação do resíduo de cascalho de perfuração de poços de petróleo da bacia potiguar e alternativas para sua destinação e reaproveitamento**. Runpetro, Natal, v. 3, n. 1, p. 29-38, out. 2015.

MENEZES, R. R.; NEVES, G. A.; FERREIRA, H. C. O estado da arte sobre o uso de resíduos como matérias-primas cerâmicas alternativas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 6, n. 2, p. 303-313, 2002.

MIAH, J. H.; KOH, S. C. L.; STONE, D. A hybridised framework combining integrated methods for environmental Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing. **Journal of Cleaner Production**, 168, p. 846-866, 2017.

MITCHELL R. Petroleum Engineering Handbook (Vol. II), **Society of Petroleum Engineers**, Texas, Estados Unidos da América, 2006.

MITCHELL, R. F.; MISKA, S. Z. Fundamentals of Drilling Engineering, v. 12, p. 710. **Society of Petroleum Engineers**, Estados Unidos da América, 2011.

MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de Gerenciamento Integrado de resíduos sólidos**. 204 p. Rio de Janeiro: IBAMA, 2001.

MORAES, M. A. **Estudo geoquímico, ecotoxicológico e ecológico do sedimento nas proximidades de um poço de perfuração na Bacia de Campos, Rio de Janeiro, Brasil**. 157 p. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2010.

NEGI, H.; SINGH, R. K. A review on lignin utilization in petroleum exploration, petroleum products formulation, bio-fuel production, and oil spill clean-up. **Biomass Conversion and Biorefinery**, 12 p., out., 2020.

NEUGEBAUER, S.; FORIN, S.; FINKBEINER, M. From Life Cycle Costing to Economic Life Cycle Assessment—Introducing an Economic Impact Pathway. **Sustainability**, v. 8, n. 5, p. 23, 2016.

NYDAHL, H.; ANDERSSON, S.; ASTRAND, A. P.; OLOFSSON, T. Extended building life cycle cost assessment with the inclusion of monetary evaluation of climate risk and opportunities. **Sustainable Cities and Society**, v. 76, p. 8, 2022.

OFFICIAL DATA FOUNDATION. Inflation Calculator. Official Data Foundation, 2023. Disponível em < <https://www.in2013dollars.com/>>. Acesso em: 20 nov. 2023.

OLIVEIRA, R. B. **Construção de inventários de ciclo de vida de operações de tratamento de resíduos de perfuração de poços de petróleo e gás**. 136 p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2024.

OMETTO, A. R. **Avaliação do ciclo de vida do álcool etílico hidratado combustível pelos métodos EDIP, Exergia e Emergia**. 200 p. Tese (Doutorado) - Curso de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

ONWUKWE, S. I.; NWAKAUDU, M. S. Drilling Wastes Generation and Management Approach. **International Journal of Environmental Science and Development**, v. 3, n. 3, p. 252-257, 2012.

ORSZULIK, S. T. (Ed). **Environmental Technology in the Oil Industry**. 2 ed., p. 409, 2008.

OSEH, J. O.; NORDDIN, M. N. A. M.; ISMAIL, I.; GBADAMOSI, A. O.; AGI, A.; ISMAIL, A. R. Experimental investigation of cuttings transportation in deviated and horizontal wellbores using polypropylene–nanosilica composite drilling mud. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, 189, p. 25, 2020.

OSEI-TWUMASI, D.; ANNING, A. K.; FEI-BAFFOE, B.; DANQUAH, K. O. Suitability and economic viability of bioremediated hydrocarbon-contaminated drill mud waste for cultivation of selected food crops. **Environmental Technology & Innovation**, 28, p. 11, 2022.

OZKAN, A.; GUNKAYA, Z.; TOK, G.; KARACASULU, L.; METESYOY, M.; BANAR, M.; KARA, A. Life Cycle Assessment and Life Cycle Cost Analysis of Magnesia Spinel Brick Production. **Sustainability**, v. 8, n. 7, p. 13, 2016.

PAGE, P. W.; GREAVES, C.; LAWSON, R.; HAYES, S.; BOYLE, F. Options for the Recycling of Drill Cuttings. **OnePetro**. SPE/EPA/DOE Exploration and Production Environmental Conference. 2003.

PATEL, D.; THAKAR, V.; PANDIAN, S.; SHAH, M.; SIRCAR, A. A review on casing while drilling technology for oil and gas production with well control model and economical analysis. **Petroleum**, 5, p. 1-12, 2019.

PAULA NETO, A. S. Matemática Financeira: o estudo de empréstimos consignados e consórcios voltados para o ensino médio. 54 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Matemática, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

PENÃ, A.; ROVIRA-VAL, M. R. A longitudinal literature review of life cycle costing applied to urban agriculture. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 25, p. 1418–1435, 2020.

PEREIRA, M. S. **Aplicação de secagem por micro-ondas no tratamento de cascalho de perfuração**. 122 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2013.

PEREIRA, M. S. **Caracterização de cascalho e lama de perfuração ao longo do processo de controle de sólidos em sondas de petróleo e gás**. 69 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2010.

PEREIRA, M. S.; PANISSET, C. M. A.; MARTINS, A. L.; SÁ, C. H. M.; BARROZO, M. A. S.; ATAÍDE, C. H. Microwave treatment of drilled cuttings contaminated by synthetic drilling fluid. **Separation and Purification Technology**. v. 124, p. 68-73, 2014.

PETRI JÚNIOR, I. **Descontaminação de cascalhos de perfuração utilizando um secador micro-ondas semi-industrial em regime contínuo**. 148 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2017.

PETROBRAS. Descomissionamento de plataformas. Brasil, 2024. Disponível em <<https://www.petrobras.com.br/sustentabilidade/descomissionamento-de-plataformas>>. Acesso em: 15 mai. 2024.

PETROBRAS. Exploração e produção para garantir a energia necessária à sociedade. Brasil, 2023. Disponível em <<https://petrobras.com.br/quem-somos/exploracao-e-producao>>. Acesso em: 03 out. 2023.

PETROBRAS. Perfuramos com sucesso poço mais profundo da história do Brasil. Brasil, 2021. Disponível em <<https://petrobras.com.br/fatos-e-dados/perfuramos-com-sucesso-poco-mais-profundo-da-historia-do-brasil.htm>>. Acesso em: 12 abr. 2023.

PETTERSEN, J. B. Overall evaluation of offshore drilling fluid technology: development and application of life-cycle inventory and impact assessment methods. 251 p., PhD Thesis, **Norwegian University of Science and Technology (NTNU)**, Trondheim, Norway, 2007.

PILÃO, N. E.; HUMMEL, P. R. V. **Matemática Financeira e Engenharia Econômica: a teoria e a prática da análise de projetos de investimentos**. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2004.

PIVATO, A.; MASI, S.; DE CAPRIO, D.; TOMMASIN, A. Sanitary Landfill costs from design to aftercare: criteria for defining unit cost. **Detritus – Multidisciplinary Journal for Waste Resources and Residues**, v. 4, p. 140-156, 2018.

PLÁCIDO, J. C. R.; PINHO, R. **Brocas de perfuração de poços de petróleo**. 63 p. Rio de Janeiro, 2009.

POLETTO FILHO, J. A. **Viabilidade energética e econômica da incineração de resíduo sólido urbano considerando a segregação para reciclagem**. 119 p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2008.

PSOMOPOULOS, C. S.; THEMELIS, N. J. A Guidebook for Sustainable Waste Management in Latin America. **Waste to Energy**, v. 4, p. 121-135, 2014.

RAMOS, A.; BERZOSA, J.; CLARENS, F.; MARIN, M.; ROUBOA, A. Environmental and socio-economic assessment of cork waste gasification: Life cycle and cost analysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 249, p. 14, 2020.

ROBINSON, J. P.; KINGMAN, S. W.; ONOBRAKPEYA, O. Microwave-assisted stripping of oil contaminated drill cuttings. **Journal of Environmental Management**, v. 88, p. 211-218, 2008.

ROSENBAUM, R.; GEORGIADIS, S.; FANTKE, P. Uncertainty management and sensitivity analysis. In: Hauschild, M.; Olsen, S.; Rosenbaum, R. **Life Cycle Assessment: Theory and Practice**. 1. ed. Cham, Suíça: Springer International Publishing AG, 2018. Cap. 11, p. 271-321.

SAASEN, A.; TRAN, T. N.; JORANSON, H.; MEYER, E.; GABRIELSEN, G.; TRONSTAD, A. E. Subsea re-injection of drilled cuttings – operational experience. **SPE/IADC Drilling Conference**, p. 6, 2001.

SALEEM, S.; HU, G.; LI, J.; HEWAGE, K.; SADIQ, R. Evaluation of offshore oil spill response waste management strategies: A life cycle assessment-based framework. **Journal of Hazardous Materials**, 432, p. 16, 2022.

SANTOS, J. M. **Otimização do processo em batelada de descontaminação de cascalho de perfuração via aquecimento por micro-ondas**. 136 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018.

SCHAFFEL, S. B. **A questão ambiental na etapa da perfuração de poços marítimos de óleo e gás no Brasil**. 130 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação de Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2002.

SHARMA, B. K.; CHANDEL, M. K. Life cycle cost analysis of municipal solid waste management scenarios for Mumbai, India. **Waste Management**, 124, p. 293-302, 2021.

SHERIF, Y. S.; KOLARIK, W. J. Life Cycle Costing: Concept and Practice. **Omega**, v. 9, n. 3, p. 287-296, 1981.

SHIN, Y. S.; PARK, J. H.; HA, D. Optimal design of a steel box girder bridge considering life cycle cost. **KSCE Journal of Civil Engineering**, v. 13, p. 433-440, 2009.

SIKDAR, S. K.; IRVINE, R. L. (ed). Bioremediation Technologies. **Technomic**, v. 3, p. 659, 1998.

SILVA, C. D. S. **Análise do impacto dos erros de previsão no processo de planejamento de produção de uma empresa petrolífera**. 109 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Industrial, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

SILVA, D. N. **Tratamento de cascalhos de perfuração utilizando sistemas microemulsionados**. 52 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2015.

SILVA, W. K. A. S.; TAGLIAFERRO, E. R. 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.; TABONI JÚNIOR, L. R.; VIOTTO, H. G. F.; RIBEIRO, F. B. **Estudo da operação de um aterro de inertes de Campo Mourão-PR**. 5 p. X Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Fortaleza, 2019.

SOEGIANTO, A.; IRAWAN, B.; AFFANDI, M. Toxicity of Drilling Waste and Its Impact on Gill Structure of Post Larvae of Tiger Prawn (*Penaeus monodon*). **Global Journal of Environmental Research**, v. 2, n. 1, p. 36-41, 2008.

SOUSA, C. A.; MENDES, F. S. Coprocessamento em fornos de clínquer: uma alternativa sustentável para destinação do resíduo cascalho de perfuração de poços de petróleo em Mossoró-RN. **Runpetro**, n. 1, p. 7, 2013.

SOUZA, L; S. O Mercado internacional do petróleo e o pré-sal brasileiro. **Revista da Escola de Guerra Naval**, v.27, n. 1, p. 239-270, Rio de Janeiro, 2021.

STEEN, B. Environmental costs and benefits in life cycle costing. **Management of Environmental Quality**, v. 16, n. 2, p. 107–118, 2005.

SWARR, T. E.; HUNKELER, D.; KLOPFER, W.; PESONEN, H.; CIROTH, A.; BRENT, A. C.; PAGAN, R. Environmental life-cycle costing: a code of practice. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, p. 389-391, 2011.

TEHRANI, M. A.; POPPLESTONE, A.; GUARNERI, A.; CARMINATI, S. Water-based drilling fluid for HT/HP applications. **International Symposium on Oilfield Chemistry**, 10 p., mar, 2007.

THEREGOWDA, R.; HSIEH, M.; WALKER, M. E.; LANDIS, A. E.; ABBASIAN, J.; VIDIC, R.; DZOMBAK, D. A. Life cycle costs to treat secondary municipal wastewater for reuse in cooling systems. **Water Reuse**, v. 3, n. 3, p. 224-238, 2013.

THOMAS, J. E. (org). Petrobras. **Fundamentos da Engenharia de Petróleo**. 278 p. Rio de Janeiro: Interciência, 2001.

TOCCHETTO, M. R. L. **Gerenciamento de Resíduos Sólidos Industriais**. 97 p. Curso de Química Industrial, Universidade Federal da Santa Maria, Santa Maria, 2005.

TOLEDO, A. L. **Comportamento Geotécnico de Misturas de Solo e Resíduos de Perfuração onshore**. 85 p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2014.

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**, v. 29, n. 10, p. 78-90, 2011.

VAVERKOVÁ, M. D. Landfill impacts on the environment – review. **Geosciences**, v. 9, n. 10, p. 16, 2019.

VINCENT-AKPU, I. F.; ALLISON, M. E.; SIKOKI, F. D. Survival and gill morphology of different life stages of *Tilapia guineensis* exposed to the drilling fluid XP-07. **Ciência Rural**, v. 40, n. 3, p. 611-616, Santa Maria, 2010.

WEY, M.; OU, W.; LIU, Z.; TSENG, H.; YANG, W.; CHIANG, B. Pollutants in incineration flue gas. **Journal of Hazardous Materials**, p. 247-262, 2001.

WU, S.; LONGHURST, P. Optimising age-replacement and extended non-renewing warranty policies in life cycle costing. **International Journal of Production Economics**, v. 130, p. 262-267, 2011.

ZHANG, C.; HU, M.; DONG, L.; GEBREMARIAM, A.; MIRANDA-XICOTENCATL, B.; DI MAIO, F.; TUKKER, A. Eco-efficiency assessment of technological innovations in high-grade concrete recycling. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 149, p. 649-663, 2019.

ZHANG, S.; FENG, Y.; LI, B.; DENG, J.; GENG, T.; ZHANG, J. Fracture development during disposal of hazardous drilling cuttings by deep underground injection: A review. **Journal of Rock Mechanics and Geotechnical Engineering**, p. 19, 2022.

ZHANG, Y.; LI, J.; LIU, H.; ZHAO, G.; TIAN, Y.; XIE, K. Environmental, social, and economic assessment of energy utilization of crop residue in China. **Frontiers in Energy**, v. 15, n. 2, p. 308-319, 2021.

ZUMSTEG, J. M.; COOPER, J. S.; NOON, M. S. Systematic Review Checklist: A Standardized Technique for Assessing and Reporting Reviews of Life Cycle Assessment Data. **Journal of Industrial Ecology**, v. 16, p. 12-21, abr. 2012.

APÊNDICE A – ARTIGOS E LIVROS SELECIONADOS ATRAVÉS DA REVISÃO SISTEMÁTICA DA LITERATURA

Quadro 11 – Lista de artigos e livros.

Autor	Título	Ano
Akhtar et al.	Life cycle sustainability assessment (LCSA) for selection of sewer pipe materials	2015
Alshamrani	Integrated LCA-LCC assessment model of offsite, onsite, and conventional construction systems	2022
Atia; Bassily; Elamer	Do life -cycle costing and assessment integration support decision-making towards sustainable development?	2020
Baldoni et al.	A software tool for a stochastic life cycle assessment and costing of buildings' energy efficiency measures	2021
Batuecas et al.	Jamaican Bioethanol: an environmental and economic life cycle assessment	2021
Dhillon	Life cycle costing for engineers	2010
Fernholz et al.	Life cycle cost analysis of non-residential buildings	2013
Gu et al.	Integrated assessment method for building life cycle environmental and economic performance	2008
Haddad; Haghghat; Alkass	An economic and environmental total life cycle costing methodology and a web-based tool for environmental planning of buildings	2007
Hajare; Elwakil	Integration of life cycle cost analysis and energy simulation for building energy-efficient strategies assessment	2020
Hall	The Sustainability Price: expanding Environmental Life Cycle Costing to include the costs of poverty and climate change	2019
Hamid et al.	Material performance and cost effectiveness of seawater-mixed rubberized concrete	2021
Hogamain et al.	Life cycle cost and economic assessment of biochar-based bioenergy production and biochar land application in Northwestern Ontario, Canada	2016
Hunkeler et al.	Environmental Life Cycle Costing	2008
Innocenzi et al.	Case study on technical feasibility of galvanic wastewater treatment plant based on life cycle assessment and costing approach	2020
Innocenzi et al.	Environmental and economic assessment of gasification wastewater treatment by life cycle assessment and life cycle costing approach	2021
Kloepffer	Life Cycle Sustainability Assessment of Products	2008
Kong et al.	Development of a framework for evaluating the contents and usability of the building life cycle assessment tool	2021
Leng et al.	Uncertainty in life cycle economical analysis of cassava-based ethanol fuel	2005
Lu; Hanandeh	Assessment of bioenergy production from mid-rotation thinning of hardwood plantation: life cycle assessment and cost analysis	2017
Lu; Hanandeh	Environmental and economic assessment of utility poles using life cycle approach	2017
Luo et al.	Life cycle carbon cost of buildings under carbon trading and carbon tax system in China	2021
Ma et al.	Cost-combined life cycle assessment of ferronickel production	2019
Neugebauer; Forin; Finkbeiner	From Life Cycle Costing to Economic Life Cycle Assessment—Introducing an Economic Impact Pathway	2016

Nydahl et al.	Extended building life cycle cost assessment with the inclusion of monetary evaluation of climate risk and opportunities	2022
Ozkan et al.	Life Cycle Assessment and Life Cycle Cost Analysis of Magnesia Spinel Brick Production	2016
Shin; Park; Ha	Optimal design of a steel box girder bridge considering life cycle cost	2009
Swarr et al.	Environmental life-cycle costing: a code of practice	2011
Theregowda et al.	Life cycle costs to treat secondary municipal wastewater for reuse in cooling systems	2013
Zhang et al.	Environmental, social, and economic assessment of energy utilization of crop residue in China	2021

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

APÊNDICE B – INVENTÁRIO DE DADOS ECONÔMICOS

Transporte marítimo

Os dados utilizados para o cálculo do transporte marítimo encontram-se na Tabela 10, a seguir.

Tabela 10 – Dados de transporte marítimo.

Dados auxiliares	Valor	Unidade	Fonte
Densidade do cascalho	2,60	t/m ³	Petrolífera brasileira, 2022
Capacidade <i>Cutting Box</i> (CB)	3,98	m ³	Almeida, 2016
Carga útil máxima CB	11,16	t	Almeida, 2016
Aluguel CB	75,00	US\$/dia	Almeida, 2016
Aluguel CB	690,52	R\$/dia	Calculado*
Capacidade da embarcação	20	CB	Almeida, 2016
Velocidade da embarcação	12	nós	Almeida, 2016
Velocidade da embarcação	22,224	km/h	Calculado*
Aluguel embarcação	12.000,00	US\$/dia	Almeida, 2016
Aluguel embarcação	110.482,70	R\$/dia	Calculado*
Consumo embarcação em operação	476,91	kg/h	Almeida, 2016
Consumo embarcação em <i>standby</i>	21,30	kg/h	Almeida, 2016
Densidade óleo diesel	840	kg/m ³	Almeida, 2016
Preço do óleo diesel	6,34	R\$/L	ANP 2022/2023**

*Foi feita a correção da inflação para 2023 e a conversão para reais (1 dólar=5,27 reais)

**Foi calculada a média de uma série de dados de 1 ano da ANP (julho de 2022 à julho de 2023).

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Transporte terrestre

Os dados utilizados para o cálculo do transporte terrestre encontram-se na Tabela 11.

Tabela 11 – Dados de transporte terrestre.

Dados auxiliares	Valor	Unidade	Fonte
Capacidade do caminhão	30	t	Almeida, 2016
Consumo médio de combustível	0,5263	L/km	Almeida, 2016
Custo frete carga lotação	56,65	R\$/t	Almeida, 2016
Custo frete carga lotação corrigido	86,23	R\$/t	Calculado*
Preço do óleo diesel	6,34	R\$/L	ANP 2022/2023**

*Foi feita a correção da inflação para 2023 e a conversão para reais (1 dólar=5,27 reais)

**Foi calculada a média de uma série de dados de 1 ano da ANP (julho de 2022 à julho de 2023).

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Energia elétrica

O preço da energia elétrica utilizada para o cálculo do custo do transbordo dos cascalhos no porto encontra-se na Tabela 12.

Tabela 12 – Dado de energia elétrica.

Dados auxiliares	Valor	Unidade	Fonte
Energia elétrica	0,726	R\$/kWh	Aneel, 2023*

*Tarifa média residencial

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Tratamentos e disposição final de resíduos

Os dados utilizados para fazer a média dos custos associados aos tratamentos e disposição final dos resíduos estão apresentados na Tabela 13. Vale ressaltar que os valores apresentados estão com a inflação corrigida, foram convertidos para reais e transformados em R\$/t considerando a densidade do cascalho.

Tabela 13 – Dados de tratamento e disposição final de resíduos.

Fonte	Incineração (R\$/t)	Landfarming (R\$/t)	Aterro sanitário (R\$/t)
Eunomia, 2001	939,78		
Dmitrijevas, 2010	192,87		51,07
FADE/UFPE, 2014	172,09		147,38
Psomopoulos et al., 2014	302,86		
FIPE, 2017			115,88

Pivato et al., 2018			221,69
Azimi et al., 2020			63,88
Gurdon et al., 2021	3015,18	287,97	
Lima et al., 2022			92,96
Saleem et al., 2022	459,58		234,89

Fonte: Elaborado pela autora (2024).