



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

Rafaela Gonçalves de Almeida

**Análise de Sensibilidade na Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida de Cascalhos de  
Perfuração de Petróleo lançados no mar**

Florianópolis

2024

Rafaela Gonçalves de Almeida

**Análise de Sensibilidade na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida de Cascalhos de Perfuração de Petróleo lançados no mar**

Trabalho de Conclusão de Curso submetido ao curso de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharela em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Prof. Sebastião Roberto Soares, Dr.

Coorientador: Bruna Cerati Carvalho, Me.

Florianópolis

2024

Ficha catalográfica gerada por meio de sistema automatizado gerenciado pela BU/UFSC.  
Dados inseridos pelo próprio autor.

de Almeida, Rafaela Gonçalves

Análise de Sensibilidade na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida para Cascalhos de Perfuração lançados no mar. Rafaela Gonçalves de Almeida ; orientador, Sebastião Roberto Soares , coorientador, Bruna Cerati Carvalho, 2024.

65 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Florianópolis, 2024.

Inclui referências.

1. Engenharia Sanitária e Ambiental. 2. Petróleo e gás. 3. Cascalhos de perfuração. 4. Avaliação do Ciclo de Vida. 5. Análise de sensibilidade. I. Roberto Soares , Sebastião. II. Cerati Carvalho, Bruna'. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. IV. Título.

Rafaela Gonçalves de Almeida

**Análise de Sensibilidade na Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida de Cascalhos de Perfuração de Petróleo lançados no mar**

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Sanitária e Ambiental e aprovado em sua forma final pelo Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 13 de Junho de 2024.

---

Prof. Bruno Segalla Pizzolatti, Dr.  
Coordenador do Curso

**Banca examinadora**

---

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

---

Edivan Cherubini, Dr.  
Enciclo Soluções Sustentáveis

---

Ailton Borges Rodrigues, Me.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Florianópolis, 2024

## AGRADECIMENTOS

A conclusão desta jornada de graduação representou um marco significativo em minha vida, nos quais aprendi lições que levo não somente para aspectos profissionais, como também para a minha vida. Os inúmeros desafios foram extremamente construtivos graças às pessoas que dedico os parágrafos seguintes.

Aos meus pais, meu padrasto, meus avós, e toda a minha família, agradeço o amor incondicional, apoio constante e compreensão ao longo dos anos. Obrigada por sempre terem acreditado em mim. Todas as oportunidades que alcancei, meus valores e o ser humano que me tornei e venho me tornando, são graças a todas as conversas e o exemplo que vocês entregam todos os dias. Vocês são e sempre serão meus pilares nessa vida.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Sebastião Roberto Soares, pelo suporte, por ter proporcionado as experiências adquiridas através da iniciação científica no CICLOG e por fornecer os recursos para a realização desta pesquisa.

Agradeço à minha coorientadora, Mestre e futura Dra. Bruna Cerati Carvalho, por todo o suporte e aprendizado durante o desenvolvimento deste trabalho. Tenho muito orgulho de ter acompanhado sua jornada durante o mestrado, observando toda a expertise que você adquiriu na área de ACV. Você é uma grande referência para mim e uma verdadeira inspiração!

Ao Dr. Henrique Rogério Antunes de Souza Junior, meus mais sinceros agradecimentos pelas inúmeras contribuições ao longo desses dois anos, que com certeza irão refletir nos anos que virão. Obrigada por todas as lições, pela confiança, amizade, parceria e pelas oportunidades que você proporcionou. Hoje vejo um propósito e perspectiva de futuro completamente diferentes graças a você, e sou imensamente grata por isso. Foi um privilégio e um grande marco na minha vida ter trabalhado no CICLOG sob sua supervisão no projeto PETROBRÁS.

Agradeço aos meus amigos, especialmente Ana Luiza, Cássia, Gisele, Renata e Suelen, por todos os momentos de reflexão, risadas e choros, pelo incentivo constante e apoio emocional durante os momentos de dificuldade. Vocês são as pessoas com quem mais aprendi nessa jornada. Nunca imaginei que a graduação colocaria no meu caminho pessoas tão incríveis e íntegras, que nos inspiram e nos impulsionam. Espero que possamos ainda compartilhar muitos momentos juntas, independentemente de onde estivermos.

Agradeço também à todas as pessoas com quem trabalhei e convivi no CICLOG, Ana Wendt, Ailton, Alexandre, Eula, João Vinicius, Luiza, Maitê, Rebeca, Roni e Thales. Obrigada pela parceria, pelos cafés e todos os momentos que compartilhamos dentro e fora do laboratório. Irei carregar com muito carinho minhas experiências no CICLOG graças a vocês. Desejo muito sucesso a todos!

Por fim, agradeço aos membros da banca examinadora pela disponibilidade e pelas contribuições no desenvolvimento desse estudo.

*“Success is to be measured not so much by the position that one has reached in life  
as by the obstacles which he has overcome”*

– Booker T. Washington (1901)

## RESUMO

O Brasil possui vastas reservas de petróleo, majoritariamente em áreas *offshore*, com produção diária significativa. Em processos como a perfuração de poços, a geração de resíduos como os cascalhos de perfuração, que contêm fragmentos de rocha, fluidos de perfuração e contaminantes, protagonizam entre os impactos associados à atividade. Com o propósito de quantificar os impactos ambientais potenciais relacionados a um produto ou atividade, surge a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) para avaliá-los e auxiliar na tomada de decisões. Este estudo tem como objetivo principal investigar como as características físicas e químicas dos cascalhos de perfuração descartados no mar influenciam na ecotoxicidade marinha, através da análise de sensibilidade. Além disso, foi feita a análise de processos para a perfuração de petróleo, desde a obtenção do fluido até a destinação de cascalhos no mar. Assim, foi possível compreender a sua relevância desses processos nos resultados de AICV ao compará-los entre si. Os resultados produzidos na etapa de AICV revelaram que os cascalhos lançados ao mar são os principais contribuintes para os impactos ambientais na cadeia de produção de petróleo. A análise de sensibilidade identificou os principais desvios das concentrações mínimas e máximas em relação aos cenários *baseline*, definidos através das concentrações médias. Os resultados indicam que os cascalhos carbonáticos exibem uma maior variabilidade estatística em comparação aos cascalhos areníticos, tanto nas combinações FPBA quanto FPBNA. O Alumínio foi identificado como o elemento mais impactante em 75% dos cenários devido à sua alta sensibilidade. O Bário se destaca nos cenários 1 e 4, onde as concentrações são 35 e 41 vezes maior que o Alumínio, respectivamente. Outros metais como Pb, Zn, Ni, Mn, Cu e Cr, embora apresentem potenciais efeitos adversos na ecotoxicidade marinha, que refletem em Fator de Caracterização (FCs) para a categoria, contribuem com menos de 0,1% dos impactos. A sensibilidade dos impactos produzidos pelos cascalhos entre cenários destaca a necessidade de gerenciar cuidadosamente as concentrações de substâncias tóxicas, especialmente do Alumínio e Bário para mitigar os impactos ambientais.

**Palavras-chave:** Petróleo e gás; Cascalhos de perfuração; Perfuração de poços; Avaliação do Ciclo de Vida; Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida; Análise de sensibilidade.



## ABSTRACT

Brazil possesses vast oil reserves, primarily in offshore areas, with significant daily production. In processes such as well drilling, waste generation including drill cuttings containing rock fragments, drilling fluids, and contaminants plays a significant role among the impacts associated with the activity. In order to quantify the potential environmental impacts associated with a product or activity, Life Cycle Assessment (LCA) emerges as a tool to evaluate and assist in decision-making. This study aims to investigate how the physical and chemical characteristics of offshore-disposed drill cuttings influence marine ecotoxicity through sensitivity analysis. Additionally, a process analysis was conducted for oil drilling, spanning from fluid acquisition to drill cuttings disposal in the sea, to understand the relevance of these processes in the LCIA results by comparing them. LCIA results revealed that drill cuttings discharged into the sea are major contributors to environmental impacts in the oil production chain. Sensitivity analysis identified significant deviations in minimum and maximum concentrations relative to baseline scenarios defined by mean concentrations. Results indicate that carbonate-rich drill cuttings exhibit greater statistical variability compared to arenite-rich ones, across both FPBA and FPBNA combinations. Aluminum emerged as the most impactful element in 75% of scenarios due to its high sensitivity. Barium stood out in scenarios 1 and 4, where concentrations were 35 and 41 times higher than Aluminum, respectively. Other metals such as Pb, Zn, Ni, Mn, Cu, and Cr, while potentially contributing adverse effects on marine ecotoxicity reflected in Characterization Factors (CFs) for the category, collectively contribute less than 0.1% of the impacts. Sensitivity of impacts from drill cuttings across scenarios underscores the need for careful management of toxic substance concentrations, particularly Aluminum and Barium, to mitigate environmental impacts

**Keywords:** Oil and gas; Drill cuttings; Well drilling; Life Cycle Assessment; Life Cycle Impact Assessment; Sensitivity analysis.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Estrutura de um estudo de ACV.....	25
Figura 2 – Delimitação da fronteira do sistema.....	31
Figura 3 – Cenários de gestão dos cascalhos de perfuração.....	34
Figura 4 – Visão geral das amplas categorias de impacto e AoPs cobertas no LC-IMPACT.	37
Figura 5 – Composição dos diferentes cascalhos analisados (1 t).....	40
Figura 6 – Contribuição das diferentes substâncias nos cascalhos analisados (1 t).....	40
Figura 7 – Perfis ambientais na categoria de ecotoxicidade marinha.....	44

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1- Tipos e fontes de dados utilizados. ....	33
Quadro 2 - Descrição dos requisitos da qualidade dos dados.....	36

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Cálculo dos fluxos de referência definidos para o estudo. ....	32
Tabela 2 – Perfis ambientais dos doze cenários do estudo (PDF.m <sup>3</sup> .d). ....	42
Tabela 3 – Desvio padrão dos resultados de AICV de cascalhos destinados no mar.....	45
Tabela 4 – Substâncias responsáveis pelos impactos na categoria de ecotoxicidade marinha	47
Tabela 5 – Concentrações do Ba e Al nas caracterizações de cascalho .....	47

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Al	-	Alumínio
AoP	-	Áreas de Proteção
AS	-	Análise de Sensibilidade
ANP	-	Agência Nacional do Petróleo
As	-	Arsênio
ASG	-	Análise de Sensibilidade Global
ASL	-	Análise de Sensibilidade Local
BaSO <sub>4</sub>	-	Sulfato de Bário
Co	-	Cobalto
Cu	-	Cobre
CUC	-	Captura e Utilização de Carbono
CV	-	Coefficiente de variação
DBO	-	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	-	Demanda Química de Oxigênio
EPA	-	<i>Environmental Protection Agency</i>
FCs	-	Fator de Caracterização
Fe	-	Ferro
g	-	Gramas
GRI	-	<i>Global Reporting Initiative</i>
HPA	-	Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos
IBP	-	Instituto Brasileiro de Petróleo
IN	-	Instrução Normativa
ISO	-	<i>International Organization for Standardization</i>
kg	-	Quilograma
Mo	-	Molibdênio
Ni	-	Níquel
ODS	-	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
Pb	-	Chumbo
PDF.m <sup>3</sup> .d	-	Frações Potencialmente Desaparecidas de espécies por Metro Cúbico por Dia
REPA	-	<i>Resource and Environmental Profile Analysis</i>
Sb	-	Antimônio
SETAC	-	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
Si	-	Silício
T	-	Tonelada
TPH	-	Hidrocarbonetos totais de petróleo

## SUMÁRIO

<b>1.</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>16</b>
1.1.	OBJETIVO GERAL.....	18
1.2.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	18
<b>2.</b>	<b>REVISÃO BIBLOGRÁFICA.....</b>	<b>19</b>
2.1.	RESÍDUOS DE PERFURAÇÃO .....	19
2.2.	CENÁRIO REGULATÓRIO DE DESCARTE DE RESÍDUOS OFFSHORE NO BRASIL 21	
2.3.	AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA.....	22
<b>2.3.1.</b>	<b>Histórico .....</b>	<b>22</b>
<b>2.3.2.</b>	<b>Definição .....</b>	<b>24</b>
2.4.	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	27
2.5.	ECOTOXICIDADE MARINHA ENTRE OS DIFERENTES MÉTODOS DE AICV 28	
<b>3.</b>	<b>METODOLOGIA.....</b>	<b>29</b>
3.1.	DEFINIÇÃO DO OBJETIVO.....	29
3.2.	ESCOPO.....	30
<b>3.2.1.</b>	<b>Sistema de Produto.....</b>	<b>30</b>
<b>3.2.2.</b>	<b>Função e Unidade Funcional .....</b>	<b>32</b>
3.3.	ANÁLISE DE INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA .....	32
3.4.	CRITÉRIOS DE CORTE .....	35
3.5.	REQUISITOS E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS DADOS .....	35
3.6.	AVALIAÇÃO DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA .....	36
3.7.	INTERPRETAÇÃO .....	37
3.8.	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	38
<b>4.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>39</b>
4.1.	CASCALHOS LANÇADOS NO MAR.....	39
4.2.	IMPACTOS AMBIENTAIS EM ECOTOXICIDADE MARINHA POR CENÁRIOS 42	
4.3.	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DAS SUBSTÂNCIAS .....	46
<b>4.3.1.</b>	<b>Explorando o papel das substâncias marginais na AICV através dos Fatores de Caracterização .....</b>	<b>49</b>
<b>4.3.2.</b>	<b>Elementos e substâncias não considerados na avaliação .....</b>	<b>50</b>

<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>51</b>
<b>REFERÊNCIAS .....</b>	<b>52</b>
<b>APÊNDICE A – CARACTERIZAÇÃO DOS CASCALHOS DE PERFURAÇÃO.....</b>	<b>60</b>
<b>APÊNDICE</b>	<b>B</b>
<b>–</b>	<b>–</b>
<b>CARACTERIZAÇÃO DOS FLUIDOS DE PERFURAÇÃO E FLUXOS DO ECOINVENTO® UTILIZADOS NO ICV – COMPOSIÇÃO PARA 1M<sup>3</sup>.....</b>	<b>61</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O Brasil possui um vasto número de reservas de petróleo, predominantemente localizadas em áreas *offshore*<sup>1</sup>, gerando aproximadamente 3 milhões de barris por dia (ANP, 2022). Os ecossistemas dessas regiões, no entanto, compreendem vasta riqueza em termos da biodiversidade, sendo eles os manguezais, restingas, ilhas, baías, estuários, recifes de corais, entre outros ambientes que abrigam diversas espécies flora e fauna (MMA, 2016).

A atividade de exploração de petróleo envolve processos cujos impactos ambientais são considerados significativos, tanto aqueles relacionados à perfuração quanto ao encerramento dos poços. Os resíduos gerados durante a perfuração protagonizam entre os potenciais causadores dos impactos associados à atividade, sendo estes os cascalhos, que se caracterizam por fragmentos de rocha, aderidos aos fluidos de perfuração utilizados na perfuração e outros contaminantes. Os fluidos de perfuração são misturas complexas classificadas conforme a sua composição, injetados para manter a estabilidade da formação rochosa e facilitar a extração de petróleo (Amorim, 2003).

Os fluidos de perfuração podem ser, principalmente, de base aquosa (FPBA) ou de base não aquosa (FPBNA). Os FPBA são os mais difundidos em operações de perfuração no mundo, compostos por água e aditivos como argila, barita, lignosulfonato, lignito, soda cáustica, entre outros, introduzidos de acordo com a formação geológica do poço perfurado (Caenn; Chillingar, 1996). Os FPBNA, por outro lado, caracterizam-se pela alta estabilidade térmica e ampla faixa de densidade, o que permite a maior versatilidade de uso na operação. Além disso, são amplamente utilizados em condições de alta temperatura e alta pressão, o que os tornam bastante apropriados em poços *offshore* (Vasconcelos, 2022).

Os fluidos associados aos cascalhos durante o processo de perfuração, quando não manejados adequadamente, podem provocar mudanças químicas e físicas na composição dos sedimentos no leito marinho e na fauna local (IOGP, 2016). Sendo assim, o conhecimento acerca da composição mineralógica e química dos cascalhos com fluidos aderidos se torna crucial para compreender o comportamento desses resíduos ao se acumularem no ecossistema marinho. Segundo Fagundes (2018), a correta identificação e classificação dos cascalhos de perfuração contribui de maneira decisiva na compreensão da história deposicional de uma bacia

---

<sup>1</sup> Uma plataforma *offshore* é um tipo de estrutura industrial construída em alto-mar, seja em águas rasas ou profundas, para a exploração e produção de petróleo e gás natural.



sedimentar. Essa abordagem também permite avaliar a localização de acumulações de hidrocarbonetos, além de agregar informações importantes sobre a estabilidade e integridade do poço.

Para mitigar os danos associados a essa atividade, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) instituiu a Instrução Normativa nº 01/2018, para regulamentar o correto descarte de cascalhos de perfuração. No entanto, a norma foi temporariamente suspensa, para definição dos padrões de lançamento em águas marinhas que melhor representem o cenário.

Com o propósito de quantificar os impactos ambientais relacionados a um produto ou atividade, surge a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Inicialmente concebida para atender à necessidade no meio corporativo de qualificar o desempenho ambiental do produto ou dos processos associados, a ACV foi desenvolvida abordando a avaliação *cradle-to-grave*, que consiste na análise desde a extração de matéria-prima até a destinação final de um produto. Assim, a ACV permite quantificar e qualificar um conjunto de impactos ambientais potenciais ao longo do ciclo de vida do material. Para isso, um estudo de ACV é composto por quatro fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação de resultados (ABNT, 2009a).

A fim de avaliar a robustez do estudo como um todo, orientações fornecidas pelo Centro de Pesquisa da Comissão Europeia (EC-JRC, 2010) salientam a importância da estruturação da análise de sensibilidade ao longo das fases do estudo de ACV. Na etapa de inventário de ciclo de vida (ICV), a análise de sensibilidade visa identificar limitações na adequação de dados, atribuindo incertezas e variabilidade de cenários ao interpretar resultados da Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) (Rosenbaum et al., 2018). Esses dados são essenciais para quantificar e avaliar os impactos ambientais associados a um produto, incluindo o consumo de recursos naturais, emissões de poluentes e outros aspectos. O inventário fornece a base de dados necessária para uma análise ambiental completa, como apoio na tomada de decisão. A associação desses dados de inventário a categorias de impacto específicas e indicadores de categoria, são processos que definem a AICV.

Nesse contexto, o escopo deste estudo visa analisar de que maneira as características físicas e químicas dos cascalhos de perfuração descartados no mar influenciam na categoria de impacto de ecotoxicidade marinha, por meio da análise de sensibilidade de resultados da AICV.

Nesta análise, serão atribuídas diferentes concentrações para cada parâmetro avaliado de modo que cada valor de concentração configura um cenário na AICV. Além disso, pretende-se realizar a análise de impacto de toda a cadeia de produção de petróleo, desde a obtenção do fluido até a destinação final de cascalho no mar, a fim de avaliar quais processos são potencialmente mais impactantes na categoria de ecotoxicidade marinha.

### 1.1. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho consiste em avaliar a influência da caracterização de cascalhos e os impactos de ciclo de vida da sua produção, oriundos da perfuração de poços de petróleo *offshore*, na categoria de ecotoxicidade marinha.

### 1.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- i. Identificar parâmetros físicos e químicos dos cascalhos oriundos da perfuração de poços de petróleo;
- ii. Definir e comparar diferentes cenários, conforme a caracterização do cascalho e as concentrações de substâncias associadas;
- iii. Realizar a análise de impacto de toda a cadeia de produção do petróleo;
- iv. Avaliar a contribuição relativa de cada cenário, por meio de uma análise de sensibilidade de resultados de AICV.

## 2. REVISÃO BIBLOGRÁFICA

### 2.1. RESÍDUOS DE PERFURAÇÃO

Segundo Leonard e Stegemann (2010), cascalhos de perfuração são os principais resíduos de perfuração gerados para produção de petróleo cru. Eles consistem em misturas de fluidos de perfuração lubrificantes e refrigerantes, agregados a pequenas formações rochosas. Já Almeida et al. (2017) definem cascalhos de perfuração como resíduos gerados quando há perfurações em poços com formações subterrâneas que contêm petróleo ou gás.

Os fluidos de perfuração associados ao cascalho são compostos por misturas de componentes utilizados para controlar a pressão, transportar o cascalho até a superfície e lubrificar e resfriar a broca de perfuração. Esses fluidos podem ser classificados como FPBA ou FPBNA, sendo estes últimos subdivididos em fluidos à base de óleo (FPBO) e fluidos à base sintética (FPBS) (IOGP, 2016b).

Os FPBA são amplamente empregados em explorações *offshore* devido à sua viabilidade econômica e natureza biodegradável, facilitando o descarte (Durrieu et al., 2000). Embora sejam considerados menos prejudiciais ao meio ambiente, no ponto de vista de teor de hidrocarbonetos e carga de componentes tóxicos, e apresentem baixo custo inicial, esses fluidos enfrentam desafios, como baixa estabilidade em altas temperaturas e incompatibilidade com formações rochosas contendo argilas sensíveis à água, além de não serem reutilizados (Darley; Gray, 1988). Estudos conduzidos por Amorim (2003) indicam que a água nos fluidos aquosos pode ser salina ou não, podendo compor mais de 90% da mistura, com os demais percentuais consistindo em aditivos, viscosificantes, alcalinizantes, obturantes e adensantes. Entre esses aditivos, a bentonita é amplamente utilizada para aumentar a capacidade de limpeza do poço e reduzir infiltrações, garantindo a estabilidade do poço (Darley; Gray, 1988).

Os FPBNA, por outro lado, se destacam pelo uso de óleo como meio de dispersão para os sólidos, oferecendo estabilidade em altas temperaturas, aplicabilidade em profundidades elevadas, leveza, eficiência na perfuração, baixa tendência à corrosão e alta inibição contra rochas ativas, além de haver a possibilidade de serem reutilizados. Essas vantagens, no entanto, acompanham um alto custo inicial e impactos significativos (Guimarães; Rossi 2007). Segundo Schaffel (2009), os FPBNAs possuem uma desvantagem notável, devido à lenta biodegradabilidade em condições anóxicas do ambiente marinho.

Os FPBNA são classificados em três grupos com base na toxicidade de suas bases orgânicas. O Grupo I, de elevado conteúdo aromático, inclui fluidos à base de óleo diesel e óleos minerais convencionais, com níveis de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) superiores a 0,35%. O Grupo II, de conteúdo aromático médio, foi desenvolvido para reduzir a toxicidade e possui HPA entre 0,001% e 0,35%. O Grupo III, de conteúdo aromático baixo ou desprezível, abrange fluidos de base sintética com HPA inferiores a 0,001%, produzidos por reações químicas de compostos puros (olefinas, parafinas, ésteres, éteres e acetais) (El-Sukkary et al., 2014).

Os cascalhos e fluidos, após o processo de perfuração, alcançam a superfície e são encaminhados ao sistema de controle de sólidos na plataforma, que realiza a separação de ambos os componentes (IOGP, 2016a). Seu volume, no entanto, é uma grande preocupação quanto ao manejo de cascalho. Estudos conduzidos por Niccoli e Soares (2010) consideram que, em média, um poço gera entre 500 e 800m<sup>3</sup> de material resultante da perfuração. A produção também pode ser estimada através da relação entre a taxa de perfuração e o diâmetro do poço, de modo que o volume de cascalho produzido por hora é igual ao volume de poço perfurado por hora (Pereira, 2010).

Segundo estudo conduzido pelo IOGP (2016), um impacto ambiental decorrente dos resíduos de perfuração está relacionado à sua tendência de se acumular e persistir em pilhas concentradas. Tal comportamento é influenciado pelas propriedades específicas do cascalho, pelas tecnologias de tratamento empregadas para extrair o fluido, bem como pelo ambiente no qual os resíduos serão descartados.

Para Fagundes (2018), o conhecimento sobre a caracterização dos cascalhos de perfuração é essencial para aferir a sua dispersão e sedimentação no leito marinho. A composição das rochas ígneas, por exemplo, é fundamental para a classificação petrográfica e sua nomenclatura, uma vez que se relacionam diretamente com a composição do magma do qual a rocha foi consolidada (Teixeira et al., 2001). As rochas sedimentares terrígenas e carbonáticas, por sua vez, possuem características específicas que consistem na sua textura, mineralogia, geometria, além de critérios de granulação e relação calcita/dolomita. Rochas calcárias representam aproximadamente 20% de todas as rochas sedimentares, com metade de seus minerais compostos por carbonato, incluindo calcita, dolomita e aragonita. Sua formação resulta do processo de erosão, lixiviação e transporte desses materiais a partir de zonas de dissolução e precipitação (Stow, 2010). Existe ainda a classificação dos arenitos cujo critério

mais importante proposto em seu diagrama de classificação, segundo Dott (1964), é a composição mineralógica.

A contaminação causada pelos cascalhos, por outro lado, está relacionada à concentrações elevadas de sais, à presença de íons tóxicos, como chumbo (II) e o cromo (III), e à ocorrência de HPAs (Zha et al., 2018). Sil et al. (2012) apontam que mesmo os FPBA podem apresentar características quimicamente tóxicas e fisicamente perigosas para a fauna e flora marinha, resultando em impactos tanto de curto quanto de longo prazo. Já Farkas et al. (2017) destacam o risco ambiental associado às partículas de baritina (10 – 20 µm) e a presença de impurezas minerais como sílica e metais pesados, nos FPBA.

No contexto do tratamento do fluido e do cascalho de perfuração, nas fases de retorno à plataforma, as seguintes etapas ocorrem: tratamento primário, focado na remoção de sólidos suspensos, como o cascalho gerado na perfuração, e tratamento secundário, destinado à remoção de componentes químicos aderidos ao cascalho, especialmente a base orgânica do fluido de perfuração. Sendo assim, o tratamento secundário é aplicado especificamente para cascalhos contaminados com FPBNA, utilizando tecnologias como centrífuga vertical (conhecida como secador de cascalho) e dessorção térmica em unidades *offshore* (IBP, 2020).

## 2.2. CENÁRIO REGULATÓRIO DE DESCARTE DE RESÍDUOS OFFSHORE NO BRASIL

A escolha das técnicas de gestão de resíduos de perfuração e o desenvolvimento de tecnologias estão diretamente relacionados às normas regulatórias vigentes nas áreas em que se inserem as operações. De forma geral, as diretrizes e restrições se baseiam na letalidade das substâncias presentes nos fluidos e no teor de aromáticos em bases orgânicas, exigindo estudos de sensibilidade na região e avaliações de toxicidade (IOGP, 2016b).

A Lei nº 9.966, de 28 de abril de 2000, que aborda a prevenção, controle e fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo, estipula em seu artigo 20 que a descarga de resíduos sólidos provenientes das operações de perfuração de poços de petróleo será sujeita a regulamentação específica pelo órgão federal de meio ambiente.

Em 2018, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) estabeleceu, por meio da Instrução Normativa (IN) 01/2018 (IBAMA, 2018), diretrizes normativas para a gestão e descarte de fluidos e cascalhos provenientes de

atividades de perfuração *offshore*. Até então, não havia norma específica para regulamentar o uso de fluidos de perfuração, complementares e pasta de cimento, de modo que as empresas relacionadas à atividade recebam instruções para aprovação de fluidos de perfuração e complementares por meio de ofícios que recebiam do órgão ambiental (IBP, 2020).

A IN 01/2018 em grande parte se assemelha ao regulamento federal 40 CFR 435 da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA), adotadas no Golfo do México tanto em termos de requisitos e especificações, quanto no modelo de gestão de licenciamento (EPA, 1979). No entanto, ela foi posteriormente suspensa em razão de controvérsias legais acerca do descarte de cascalho. Distintivamente dos requisitos adotados pela EPA, a IN 01/2018 incluía uma proibição específica quanto ao descarte de cascalhos gerados durante a fase de reservatório do poço, mais precisamente nas zonas produtoras do poço (IBP, 2020). Para evitar instabilidade no licenciamento ambiental desses empreendimentos, o IBAMA, por meio do Despacho nº 5540547/2019-GABIN, definiu diretrizes temporárias que seguem as boas práticas da EPA no Golfo do México, mas são mais restritivas no teor permitido de base orgânica no cascalho descartado, estabelecendo limites específicos para diferentes compostos.

## 2.3. AVALIAÇÃO DE CICLO DE VIDA

### 2.3.1. Histórico

A ACV foi diretamente influenciada pela necessidade de alinhamento com estruturas e diretrizes internacionais de preservação de recursos naturais, refletindo os princípios do desenvolvimento sustentável, tais como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas e a *Global Reporting Initiative* (GRI). A avaliação da sustentabilidade ambiental em bens de consumo começou nos anos 1960, usando abordagens comparativas sem uma metodologia padrão. Com o aumento do foco na sustentabilidade, houve uma demanda por padronização metodológica. Surgiram também duas outras dimensões de sustentabilidade, a econômica e social, formando o conceito de "hélice tripla". Uma comunidade científica surgiu na área de estudos sobre captura e utilização de carbono (CUC), cujos esforços alinhavam-se a formatos de avaliação, para compreender interconexões entre as três dimensões e comunicar os resultados à indústria e aos formuladores de políticas. Esta revisão analisa as principais metodologias do campo, reunidas por meio de pesquisa bibliográfica focada em abordagens autônomas, específicas da CUC e harmonizadas (Newman; Styring, 2023).

Posteriormente, surgiram as primeiras aplicações do conceito de hélice tripla através de um estudo realizado por Harold Smith (1963), para verificar as limitações de matérias-primas e recursos energéticos, ao contabilizar de forma cumulativa o uso de energia e projetar o fornecimento e uso de futuros recursos. Outros estudos foram publicados com o objetivo de estimar custos e implicações ambientais de fontes alternativas de energia (Curran, 2006). Dentre eles, um estudo conduzido pela Coca-Cola em 1969 lançou as bases para os métodos utilizados atualmente na ACV, registrando seu primeiro marco através de um inventário de matérias primas, combustíveis e cargas ambientais do processo produtivo de cada embalagem, conhecido na época por *Resource and Environmental Profile Analysis (REPA)*, nos Estados Unidos (Curran, 2006).

Outras contribuições como "Os Limites do Crescimento" (Meadows et al., 1972) e "Um Plano para a Sobrevivência" (Goldsmith et al., 1972), apresentaram previsões sobre os efeitos das mudanças na população mundial na demanda por matérias-primas finitas e recursos energéticos. Essas previsões incluíram esgotamento rápido de combustíveis fósseis e mudanças climáticas devido ao excesso de calor residual, estimulando estudos detalhados sobre o uso de energia.

Desde então, com o aumento de grupos de interesse encorajando a indústria a garantir a veracidade de suas informações de domínio público, diversos REPAs foram realizados até meados de 1975. O estudo posteriormente foi utilizado como base para realizar outro projeto em 1974 para a EPA, tornando o ponto de partida para o termo "Avaliação de Ciclo de Vida" (Chehebe, 1997).

A evolução dos estudos até a década de 80 caminhava a passos lentos. No entanto, em 1988, quando os resíduos sólidos começaram a se tornar uma preocupação mundial, a ACV emerge novamente para analisar problemas ambientais associados. A necessidade de evoluir os estudos para além de inventários de ciclo de vida moveram esforços para desenvolver metodologias de avaliação de impacto de ciclo de vida mais consolidadas (SETAC 1991; SETAC 1993; SETAC 1997).

Com o aumento expressivo de interesse pela área, surge então o primeiro evento científico a fim de organizar as diversas pesquisas voltadas à ACV, pela Sociedade de Toxicologia e Química Ambiental (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry – SETAC*) (Guinée et al., 2004). Os diversos incentivos dedicados à normalização da

metodologia criaram a ISO 14040: 2006 Gestão Ambiental – Avaliação do Ciclo de Vida – Princípios e Estrutura, em 1997. A partir daí outras normas complementares são publicadas até a última: a ISO 14044: 2006 (ABNT, 2006b) com os requisitos e orientações para a execução de um estudo ACV.

Atualmente, o Pensamento do Ciclo de Vida (PCV) está amplamente difundido globalmente. Embora não seja obrigatório para a produção ou comercialização de produtos, uma série de medidas torna o estudo do ciclo de vida de produtos praticamente indispensável. Na França, a promulgação da lei Grenelle II tornou obrigatória a divulgação de informações sobre o teor de carbono, o consumo de recursos naturais e os impactos ambientais nas embalagens dos produtos (LEGIFRANCE, 2010). A rotulagem ambiental do tipo III, conforme normatizada pela ISO 14025:2006, tem se tornado um critério proeminente no comércio, utilizando como base o estudo de ACV.

### **2.3.2. Definição**

O termo “ciclo de vida” refere-se à prática de abordar os sistemas industriais desde a retirada de matéria prima, uso e disposição final de um produto. Sendo assim, a ACV destaca-se ao aplicar uma abordagem chamada *cradle-to-grave*, ou seja do berço de produção ao túmulo. Ao considerar os estágios de vida do produto interdependentes entre si, a ACV permite a visualização dos aspectos ambientais de forma mais precisa, e dos *trade-offs*<sup>2</sup> envolvidos ao longo do processo (Curran, 2006).

Segundo a Norma NBR ISO 14040 (ABNT, 2009a), a ACV quantifica os impactos associados ao produto tanto na fabricação quanto no consumo e fim de vida, subsidiando a identificação de melhorias no processo, seleção de indicadores de desempenho ambiental que incluem técnicas de medição, entre outros elementos que auxiliam na tomada de decisão em indústrias, organizações governamentais e não governamentais.

Os impactos são quantificados em um estudo de ACV por meio de uma série de etapas que envolvem o cálculo do impacto ambiental de um produto ou serviço ao longo de todo o seu ciclo de vida, compondo quatro grandes fases: definição de objetivo e escopo, a construção e

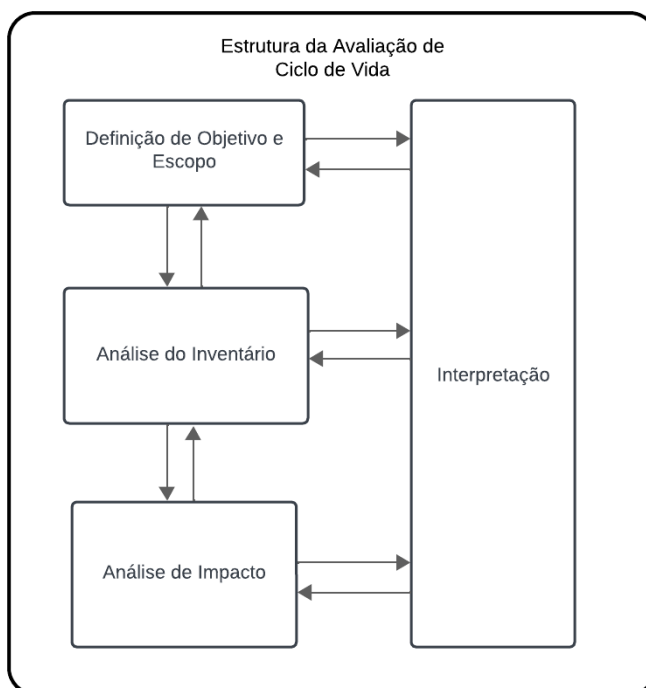
---

<sup>2</sup> Referem-se às compensações ou trocas que ocorrem entre diferentes aspectos ambientais, econômicos e sociais durante a avaliação de um produto ou processo ao longo de seu ciclo de vida. Esses *trade-offs* podem incluir decisões que resultam em benefícios ambientais em uma área, mas impactos negativos em outra (Prado et al., 2015).



análise de inventário, a avaliação de impacto e interpretação de resultados, conforme ilustrado na Figura 1.

**Figura 1 – Estrutura de um estudo de ACV**



Fonte: Adaptado de ABNT (2009a).

A profundidade da ACV varia significativamente com base nos objetivos e no escopo estabelecidos para o estudo. Portanto, é crucial que a fronteira do sistema seja clara e consistente, ou seja, é necessário esclarecer quais processos elementares serão incluídos no estudo e por quê. Além disso, o escopo deve detalhar as funções do sistema de maneira mensurável por meio de uma unidade funcional. Essa definição de objetivos e escopo orienta a construção do inventário do ciclo de vida, assegurando que os dados incluídos sejam usados para quantificar as entradas e saídas de processos elementares dentro da fronteira do sistema (ABNT, 2009a).

Em um estudo de ACV, os impactos ambientais são quantificados observando o Inventário do Ciclo de Vida (ICV), que inclui os materiais e energia que entram no sistema do produto, como extração de matéria-prima, fabricação, distribuição, uso e disposição. A qualidade dos dados do ICV é crucial para atender aos objetivos do estudo, juntamente com considerações sobre relevância ambiental, médias, agregação e alocação. Assim, a coleta de

dados na etapa de ICV determinam a definição indicadores para diversas categorias de impacto, formados na etapa de AICV para o sistema de produto (ABNT, 2009b).

Os resultados do inventário de um estudo, na fase de AICV são traduzidos em indicadores de potenciais impactos ambientais usando fatores de caracterização (FCs). Estes FCs correspondem à carga ambiental de determinados materiais, substâncias ou processos em uma categoria específica, que em conjunto produzem métodos de AICV, que são implementados em *software* de ACV. Os métodos de AICV são desenvolvidos para integrar diversos modelos de caracterização publicados em uma estrutura consistente (Verones et al. 2020).

No entanto, muitos avanços metodológicos recentes nos modelos de AICV, especialmente em relação à diferenciação espacial, têm sido publicados de forma independente, sem uma consolidação em um método de AICV único e coeso. Isso significa que alguns dos modelos mais recentes e relevantes em termos ambientais são menos utilizados em comparação a modelos mais antigos e menos abrangentes, que são atualmente integrados nos métodos disponíveis (Verones et al. 2020).

A AICV é o processo pelo qual os impactos sobre o meio ambiente são quantificados, incorporando a análise do desempenho ambiental, avaliação dos impactos e avaliação de riscos, utilizando uma abordagem relativa com base em uma unidade funcional específica. Este processo implica a seleção de categorias de impacto, tais como esgotamento de recursos não renováveis, mudanças climáticas, depleção da camada de ozônio, acidificação, entre outras, para avaliar os efeitos nessas categorias com base nos fluxos de emissões, energia e materiais do inventário. A AICV é a etapa na qual a maior parte da complexidade de uma ACV está concentrada. Portanto, para assegurar a sua eficácia, é crucial que esta fase seja cuidadosamente planejada e coordenada com as demais etapas da ACV, levando em consideração omissões e fontes de incerteza (ABNT, 2009b).

Por fim, na etapa conclusiva do estudo de ACV, é realizada a interpretação do ciclo de vida do sistema. Nesse contexto, são identificados, verificados e avaliados de maneira quantitativa e qualitativa os resultados de ICV e da AICV, em relação aos objetivos e ao escopo previamente definidos. O propósito principal desta fase é gerar conclusões e recomendações robustas destinadas ao público-alvo do estudo, visando facilitar a tomada de decisões. Dessa forma, possibilita uma comunicação eficiente dos resultados e constitui um processo iterativo,

destacando oportunidades de aprimoramento nas etapas anteriores da ACV (Laurent et al., 2020).

#### 2.4. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A Norma NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) estabelece a análise de sensibilidade como uma técnica essencial para a avaliação da robustez dos dados de AICV, auxiliando a distinguir se diferenças significativas estão ou não presentes nos seus resultados. Além disso, essa técnica é especialmente recomendada em estudos que visam embasar declarações comparativas.

O Centro de Pesquisa da Comissão Europeia (2010) desenvolveu um manual com o objetivo de fornecer orientações mais detalhadas dos procedimentos de um estudo de ACV. Dentre suas atribuições, o manual ressalta a importância da estruturação da análise de sensibilidade ao longo das fases de objetivo e escopo, ICV e AICV. Esse processo tem como objetivo identificar limitações na adequação dos dados de ICV, focando especialmente na sua completude em relação às categorias de impacto consideradas e à sua relevância quantitativa. Em termos simples, sua avaliação garante que todas as informações necessárias estejam disponíveis e sejam significativas para a AICV de um produto ou processo.

Noções de incerteza e variabilidade são amplamente utilizados em estudos de ACV (Huijbregts, 1998). A incerteza surge da falta de conhecimento ou de dados relacionados ao escopo do estudo, limitada pela aquisição de dados fiáveis e mais precisos. Por outro lado, se a incerteza (ou variabilidade) deriva da natureza heterogênea dos valores observados de um fenômeno, ela pode ser reduzida pela divisão dos conjuntos de dados do processo e caracterizada por uma melhor amostragem (Wei et al., 2015).

Segundo Wei et al. (2015), existem dois principais métodos de análise de sensibilidade: análise de sensibilidade local (ASL) e análise de sensibilidade global (ASG). A ASL tem como objetivo investigar como uma pequena perturbação em torno de um valor de entrada de referência impacta no valor de saída, enquanto a ASG estuda os efeitos de incerteza quando esses fatores podem variar ao longo de uma ampla faixa de incerteza considerando as interações entre os parâmetros de entrada. Em conclusão, a escolha do método de análise de sensibilidade na ACV depende da complexidade do modelo e dos objetivos do estudo. Esse procedimento é essencial para garantir a confiabilidade dos resultados e para informar decisões sobre aprimoramento de dados e interpretação dos resultados na ACV.

Segundo Rosenbaum et al. (2018), a sensibilidade de um modelo descreve até que ponto a variação de um parâmetro de entrada ou uma escolha (*e.g.*, horizonte de tempo na unidade funcional) leva à variação do resultado fornecido pelo modelo. Desse modo, um modelo é sensível a um parâmetro se uma pequena mudança nesse parâmetro resultar em uma grande mudança no resultado do modelo, enquanto um modelo é insensível a um parâmetro se as mudanças nesse parâmetro tiverem impacto mínimo no resultado.

## 2.5. ECOTOXICIDADE MARINHA ENTRE OS DIFERENTES MÉTODOS DE AICV

Toxicidade e ecotoxicidade são categorias de impacto comumente abordadas em ACV. Enquanto a toxicidade refere-se aos efeitos prejudiciais de substâncias químicas na saúde humana, a ecotoxicidade mensura os impactos nos ecossistemas. Apesar da diferenciação, há uma correlação direta entre ambas, sendo a ecotoxicidade crucial devido aos efeitos desestabilizadores no ambiente, com implicações na saúde humana e segurança alimentar. Dado que o ambiente natural é complexo e não é um sistema fechado, variações em ecossistemas podem ter efeitos globais. Ao dividir o ambiente em compartimentos como água, ar e solo, a ACV busca modelar como emissões em um compartimento afetam outros, proporcionando compreensão sobre seus efeitos (ACV BRASIL, 2022).

Os métodos de AICV mais avançados para avaliar a ecotoxicidade concentram-se principalmente no ambiente de água doce, enquanto ainda estão em desenvolvimento abordagens para ecotoxicidade terrestre e marinha. A crescente preocupação com novas substâncias poluentes desafia a comunidade científica, especialmente no campo das ciências ambientais (Carvalho; de Souza Júnior; Soares, 2024). Os efeitos atuais da poluição por resíduos plásticos em ambientes aquáticos, incluindo oceanos, são ainda desconhecidos, e embora pesquisas estejam em andamento, há necessidade de mais investigações. Poluentes emergentes, como substâncias farmacêuticas, hormônios e produtos químicos presentes em cosméticos, também representam desafios que demandam atenção e estudo contínuo (ACV BRASIL, 2022).

O modelo de caracterização USES-LCA, inicialmente introduzido por Huijbregts et al. (2000), foi o primeiro a incluir ecotoxicidade marinha como categoria de impacto separada. Este modelo, baseado no EUSES 1.0 (Vermeire et al. 1997), é ainda utilizado pelo método CML 2001 (Guinée 2002). A versão aprimorada, USES-LCA 2.0, incorpora modelagem no nível de categorias de impacto *endpoint* e está presente no método de AICV ReCiPe 2016 (Huijbregts

et al. 2017). Essas versões são amplamente aplicadas globalmente em métodos estabelecidos de AICV. Outras iniciativas incluem adaptações do USES-LCA para a Austrália (Lundie et al. 2007) e para descargas de resíduos petrolíferos no Mar do Norte (Sleeswijk et al. 2003), além do modelo de Pettersen (2003) para calcular fatores de caracterização<sup>3</sup> a partir de simulações dinâmicas de água produzida. Modelos mais recentes, como o de Dong et al. (2016, 2018) para ecotoxicidade de metais em águas costeiras e o modelo *endpoint*<sup>4</sup> de Verones et al. (2020) usado no método LC-IMPACT, são desenvolvimentos baseados no modelo amplamente aceito para ecotoxicidade aquática USEtox (Rosenbaum et al., 2008).

Um estudo conduzido por Carvalho et al. (2024) aborda a crescente importância da categoria de impacto ecotoxicidade marinha diante das ameaças aos ecossistemas marinhos. O estudo desenvolve critérios específicos para avaliar modelos de caracterização de ecotoxicidade marinha, utilizando revisão sistemática da literatura, critérios de exclusão, e avaliação com base em metodologias anteriores. A aplicação desses critérios a seis modelos destacou o desempenho superior do modelo de Verones et al. (2020), utilizado no método LC-IMPACT, em comparação aos modelos de Dong et al. (2016, 2018) e ao USES-LCA 2.0. A falta de consenso na aplicação desses métodos em um estudo de caso para a indústria do petróleo destaca a influência da escolha do modelo nos resultados. Diante da ausência de um método universalmente aceito, o estudo sugere a aplicação de pelo menos dois de forma complementar, reconhecendo suas limitações e incertezas que cada método produz.

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1. DEFINIÇÃO DO OBJETIVO

De acordo com a norma ABNT NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b), os objetivos de um estudo de ACV devem ser claramente definidos e devem ser consistentes com a aplicação pretendida. Seguindo essas premissas, o objetivo principal deste estudo consiste em avaliar a sensibilidade nos impactos potenciais na ecotoxicidade marinha de cascalhos derivados da perfuração de poços de petróleo descartados no mar. Além disso, será avaliado o impacto de toda a cadeia de produção de petróleo, desde a obtenção do fluido de perfuração até a destinação de cascalho no mar. A justificativa para essa análise é observar a relevância desses processos,

---

<sup>3</sup> Fator derivado de um modelo de caracterização, cuja aplicação destina-se a converter o resultado da AICV na unidade comum do indicador de categoria (ABNT, 2009a).

<sup>4</sup> Atributo ou aspecto do ambiente natural, saúde humana ou recursos que identifica uma questão ambiental de destaque, utilizado para a ponderação de resultados de ACV, os agrupando em indicadores (ABNT, 2009a).

em termos de impactos potenciais que causam a perda de biodiversidade no ambiente marinho, ao compará-los entre si.

Como razões para se conduzir o estudo, espera-se que ele forneça informações para embasar a tomada de decisões, especialmente no que diz respeito à gestão adequada de cascalhos provenientes da perfuração de poços de petróleo. Os públicos-alvo incluem as indústrias de petróleo e demais partes interessadas.

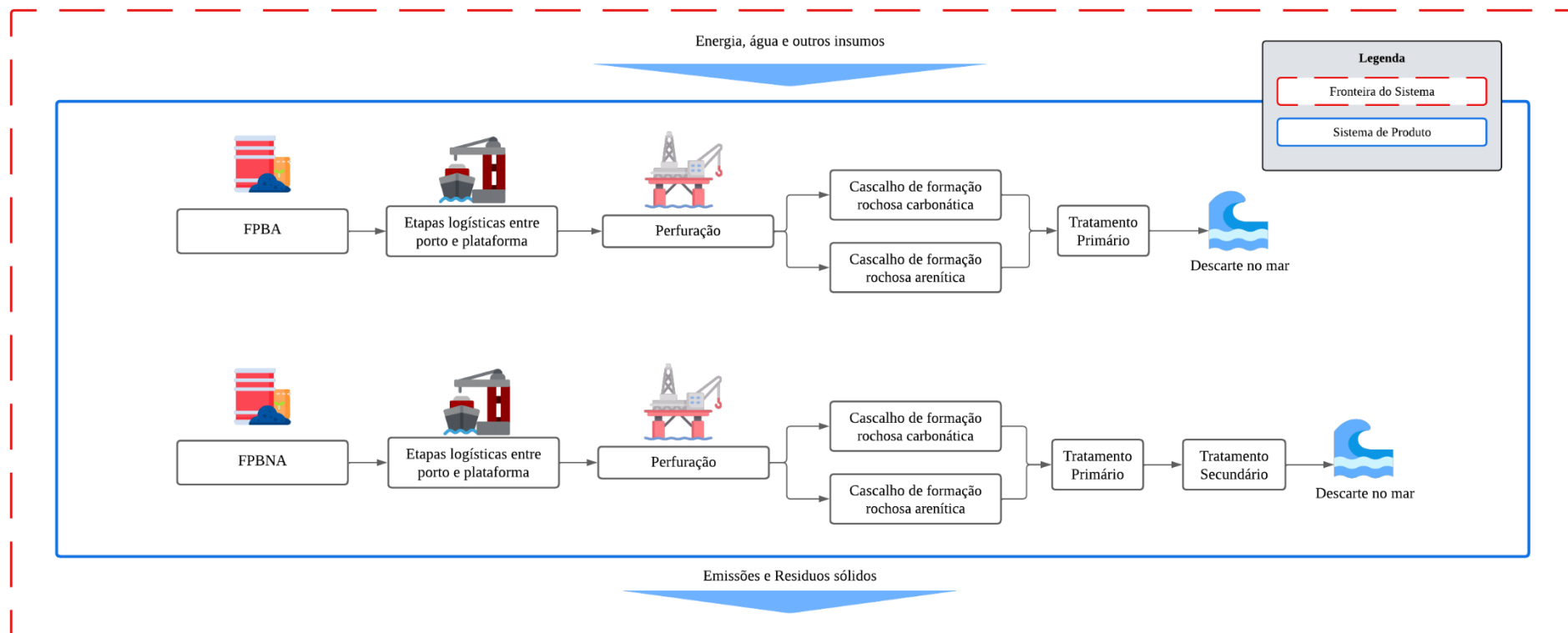
## 3.2. ESCOPO

### 3.2.1. Sistema de Produto

Conforme estabelecido pela NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b), os sistemas de produto são formados por um conjunto de processos elementares que executam as funções designadas e representam o ciclo de vida de um produto. Desse modo, foram analisados os perfis ambientais resultantes dos processos perfuração de poços desde o berço até o túmulo, abrangendo os seguintes processos (Figura 2):

- A obtenção e fabricação das matérias-primas para a elaboração dos fluidos de perfuração;
- O transporte do porto à plataforma
- A aplicação dos fluidos e o consumo de outros insumos durante a operação de perfuração;
- Os tratamentos primário e secundário de cascalho realizados nas plataformas *offshore*;
- A destinação final no mar.

As rotas de tratamento terrestre não são consideradas na fronteira do sistema.

**Figura 2 – Delimitação da fronteira do sistema.**

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

### 3.2.2. Função e Unidade Funcional

Em um estudo de ACV, as funções do sistema de produto devem ser explicitamente declaradas. A unidade funcional (UF), por sua vez, quantifica o desempenho de um sistema de produto para atender determinada função. Partindo desse pressuposto, os fluxos de referência indicam a quantidade necessária de um determinado produto para desempenhar a função expressa pela UF (ABNT, 2009b).

Desse modo, a função do sistema do presente estudo foi definida como “perfurar poços para exploração de petróleo”, com UF associada como “perfurar 1 metro da fase de 8,5 polegadas<sup>5</sup> de diâmetro de um poço”. O fluxo de referência (Tabela 1) deve ser estabelecido a partir de três premissas: a massa de cascalho gerada, a área perfurada, e a quantidade necessária de cada fluido, por metro perfurado. Esses valores foram fornecidos pela indústria petrolífera parceira, com base em dados de monitoramento de perfuração de poços.

**Tabela 1 – Cálculo dos fluxos de referência definidos para o estudo.**

Área perfurada D = 8,5” sendo 1” = 0,0254 m	Massa de cascalhos gerada (MC) ( $\rho = 2600 \text{ kg/m}^3$ )	Quantidade de fluido
$A = \frac{\pi \times (8,50 \times 0,0254)^2}{4}$	$V = A \times h$ $V = 0,03661 \times 1$ $MC = V \times \rho$ $MC = 0,03661 \times 2600$	FPBA = $292,88 \frac{l}{m \text{ perfurado}}$
$A = 0,03661 \text{ m}^2$	$MC = 95,18 \frac{\text{kg}}{m \text{ perfurado}}$	FPBNA: $43,93 \frac{l}{m \text{ perfurado}}$

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

### 3.3. ANÁLISE DE INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA

Conforme a NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b), a etapa de ICV engloba a coleta de dados e os procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas relevantes de um sistema de produto. Os dados podem ser diretamente obtidos nos locais de produção (dados primários), ou podem ser estimados através de cálculos ou a partir da literatura (dados secundários). A fonte de informação influencia diretamente na qualidade do estudo, definindo a completeza dos dados de ICV.

De maneira geral, a grande maioria dos dados utilizados para o estudo, tais como a composição dos fluidos, consumo de diesel na plataforma, processos logísticos e caracterização

<sup>5</sup> O diâmetro de 8,5 polegadas considerado na unidade funcional deste estudo, corresponde ao diâmetro da broca que representa a última fase da maioria dos poços da Indústria Petrolífera parceira. Esta fase é definida como reservatório, que corresponde à fase produtora de petróleo do poço.



de cascalhos, foram obtidos de fontes primárias (Quadro 1). Dados complementares ou de *background*<sup>6</sup>, a fim de representar as cargas ambientais dos materiais, fontes de energia e transporte, foram obtidos através da base de dados Ecoinvent® versão 3.7.1.

**Quadro 1- Tipos e fontes de dados utilizados.**

Processo	Tipo dos dados	Fonte dos dados
Fluidos	Primário	Indústria petrolífera parceira
Logística do porto à plataforma	Secundário	Almeida (2016)
Perfuração	Primário/secundário	Indústria petrolífera parceira / Ecoinvent ® v3.7.1
Descarte no mar (caracterização de cascalhos)	Primário/secundário	UERJ (Soares et al., 2023) / Ecoinvent ® v3.7.1

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

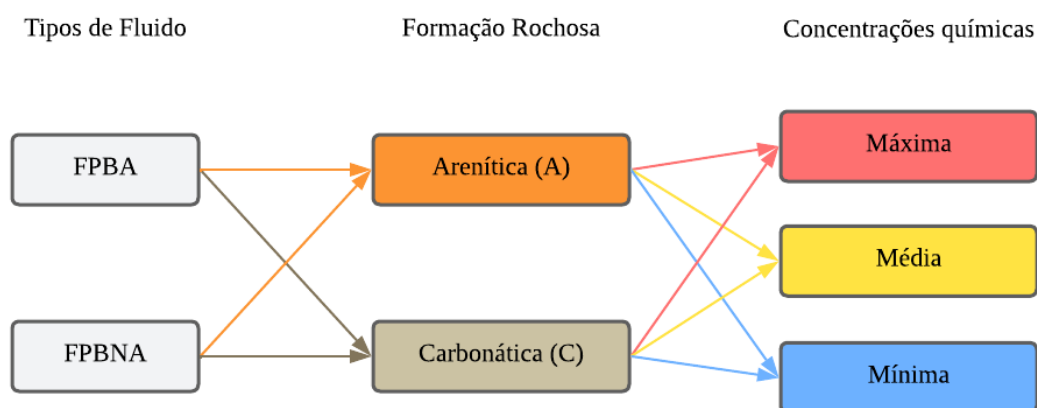
Para avaliar a composição química dos cascalhos de perfuração, foram empregados como dados de entrada análises químicas conduzidas pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (Soares et al., 2023), provenientes de 100 amostras de lixiviados, conforme o interesse da indústria petrolífera parceira. Os dados foram agrupados a partir da caracterização dos cascalhos:

- Rocha arenítica perfurada com FPBA;
- Rocha carbonática perfurada com FPBA
- Rocha arenítica perfurada com FPBNA; e,
- Rocha carbonática perfurada com FPBNA.

As concentrações das substâncias foram classificadas entre máximas, médias e mínimas. As especificações detalhadas da composição dos cascalhos podem ser consultadas no APÊNDICE A – CARACTERIZAÇÃO DOS CASCALHOS DE PERFURAÇÃO. Desse modo, foram avaliados doze cenários de gestão de cascalhos de perfuração, ilustrados na Figura 3.

<sup>6</sup> Os dados de *background* fornecem dados ambientais médios sobre cadeias de valor, e são usados para preencher lacunas nos dados primários quando as empresas não possuem acesso a todos os dados brutos necessários. Esses dados não são coletados diretamente, mas são provenientes de bancos de dados de inventário do ciclo de vida de terceiros (PRÉ SUSTAINABILITY, 2016).

**Figura 3 – Cenários de gestão dos cascalhos de perfuração avaliados.**



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

As definições logísticas foram estabelecidas conforme o estudo de Almeida (2016), abrangendo três aspectos: a distância entre o porto e a plataforma, estabelecida na faixa de 250 km; o método de armazenamento em *Cutting Boxes*, com um consumo energético de 18 kWh/t de cascalho, e o processo de transbordo e manuseio, demandando 39 kWh/t de cascalho. Os valores foram aplicados por serem representativos como médios ou máximos para a distância dentro do sistema de produto analisado. Os dados de *foreground*<sup>7</sup> provenientes da composição dos fluidos podem ser consultados no APÊNDICE B – CARACTERIZAÇÃO DOS FLUIDOS DE PERFURAÇÃO E FLUXOS DO ECOINVENT® UTILIZADOS NO ICV – COMPOSIÇÃO PARA 1M<sup>3</sup>.

Nos processos envolvidos na etapa de perfuração, a nível de inventário, foram atribuídas quantidades de fluidos consumidos e combustíveis (majoritariamente diesel). Durante o período de julho de 2021 a junho de 2022, foram analisados dados de monitoramento de 31 poços perfurados fornecidos pela indústria parceira. Observou-se que, para uma geração 2,6 toneladas de cascalho nas fases com retorno à plataformas, são descartados de 8 m<sup>3</sup> de cascalhos com FPBA no mar. Nos fluidos FPBNA, foi adotada a relação de volume de 15% em relação ao FPBA, resultando na geração de 1,2 m<sup>3</sup> de cascalhos com FPBNA no mar. Essa relação foi estabelecida devido ao potencial de reutilização do FPBNA que faz com que, conforme discussões com a indústria petrolífera parceira, o volume utilizado seja 6 vezes menor

<sup>7</sup> Dados de *foreground* são informações específicas e precisas coletadas diretamente das principais fontes, incluindo dados brutos do processo e local, de fornecedores e distribuidores, e informações sobre a fase de uso de um produto (PRÉ SUSTAINABILITY, 2016)

em relação ao FPBA. No entanto, é importante ressaltar que o dado utilizado para este fluido ainda não está consolidado.

No que diz respeito aos dados secundários incluídos no inventário, foram levados em conta os componentes comumente encontrados nos cascalhos de perfuração, que não foram caracterizados nas análises de lixiviação. Esses componentes estão representados como fluxos no conjunto de dados, também conhecido como *dataset*, denominado "*offshore well production, oil/gas | offshore well, oil/gas | Cutoff, U*" da base de dados *ecoinvent 3.7*. Desse modo, foram incluídas substâncias adicionais como Ácidos Carboxílicos, Glutaraldeído, Fenol, óleos (genérico), DBO, DQO, entre outros. Essa seleção visa garantir uma análise mais precisa e relevante dos potenciais impactos ambientais associados aos cascalhos de perfuração.

### 3.4. CRITÉRIOS DE CORTE

Os critérios de corte, definidos pela norma BS EN 15804:2012+A2:2019 2 (BSI, 2019), permitem a definição de limites de dados de fluxos de material ou de energia associados a processos elementares ou sistemas de produto.

Seguindo esses critérios, aplicou-se um *cutoff* de 0,1% no processo que constitui a caracterização de cascalhos, ou seja, são apresentadas somente as substâncias com contribuição superior a essa porcentagem para a categoria de ecotoxicidade marinha. Aspectos e impactos relacionados às infraestruturas em qualquer fase do ciclo de vida do sistema de produto "perfuração" não foram considerados devido à sua longa vida útil. Isso resulta em uma contribuição ínfima, tanto em termos de massa quanto de energia, quando distribuída de maneira proporcional para atender a unidade funcional definida.

### 3.5. REQUISITOS E AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS DADOS

A ISO 14044 (ABNT, 2009b), define requisitos de qualidade de dados conforme sua consistência, a fim de atender ao objetivo e escopo do projeto. Isso implica que tais requisitos devem abranger a cobertura temporal, geográfica e tecnológica dos processos relacionados ao sistema de produto. Além disso, é fundamental que sejam precisos, completos, representativos, consistentes e reprodutíveis. Dessa forma, para garantir a conformidade com os requisitos de qualidade de dados nas informações de destaque aplicadas neste estudo, são apresentadas descrições qualitativas dos requisitos no Quadro 2.

**Quadro 2 - Descrição dos requisitos da qualidade dos dados.**

<b>Critério</b>	<b>Descrição</b>
Cobertura temporal	<p>Dados <i>foreground</i>:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Fluidos: manual de fluidos datado de 2021;</li> <li>• Perfuração: monitoramento realizado entre 2015 e 2022;</li> <li>• Cascalhos: caracterização realizada entre 2019 e 2020;</li> <li>• Processos logísticos: 2016;</li> </ul> <p>Dados <i>background</i>: Conjuntos de <i>datasets</i> representativos para o período 2010-2020.</p>
Cobertura geográfica	<p>Dados <i>foreground</i>:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Fluidos: realidade geográfica da Indústria Petrolífera parceira (costa brasileira);</li> <li>• Perfuração: realidade geográfica da Indústria Petrolífera parceira (costa brasileira);</li> <li>• Cascalhos: realidade geográfica da Indústria Petrolífera parceira (costa brasileira);</li> <li>• Processos logísticos: realidade geográfica da Indústria Petrolífera parceira (costa brasileira);</li> </ul> <p>Dados <i>background</i>:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Sempre que possível, foram utilizados <i>datasets</i> representativos da realidade brasileira. Quando não, foram utilizados dados médios globais.</li> </ul>
Cobertura tecnológica	Dado que a maioria dos dados é primária, obtida diretamente dos locais analisados, e são recentes, é plausível afirmar que são representativos das tecnologias mais disponíveis e consolidadas atualmente.
Precisão	<p>Dados <i>foreground</i>:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Fluidos: composições absolutas (sem variabilidade);</li> <li>• Perfuração: monitoramento em período longo (baixa variabilidade);</li> <li>• Cascalhos: caracterizações com grande universo amostral (baixa variabilidade);</li> <li>• Processos logísticos: dados médios secundários (pode haver alta variabilidade);</li> </ul> <p>Dados <i>background</i>: <i>Datasets</i> médios secundários (pode haver alta variabilidade)</p>
Completeza	Conforme descrito no tópico 4.1.3.1.
Representatividade	<p>A representatividade dos dados deve ser demonstrada por meio de uma avaliação qualitativa, considerando aspectos como cobertura temporal, geográfica e tecnológica. Essa avaliação é apresentada no</p> <p>Quadro 1. Em situações cujos dados não foram disponibilizados, aplicaram-se os melhores dados <i>proxy</i> disponíveis.</p>
Consistência	Para evitar inconsistências nas escolhas de modelagem, dados e outras suposições que prejudiquem a comparação do produto, a definição de decisões metodológicas sobre o sistema de produto foi feita de forma consistente em todo o modelo.
Reprodutibilidade	A reprodutibilidade é garantida pela ampla descrição dos dados, sua forma de processamento e suas fontes, permitindo que profissionais independentes possam reproduzir os resultados do estudo.
Fontes dos dados	Conforme descrito no Quadro 1.
Incerteza da informação	Conforme descrito na seção 4.1.5.1

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

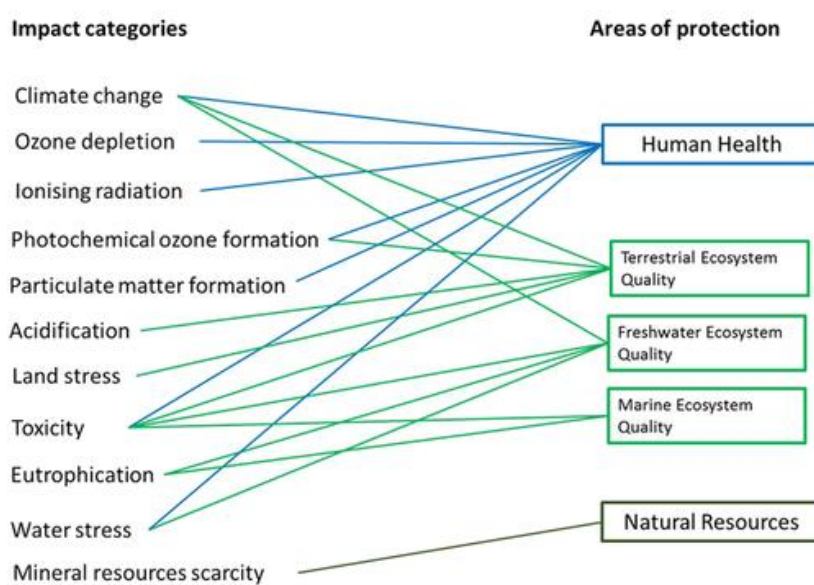
### 3.6. AVALIAÇÃO DE IMPACTO DE CICLO DE VIDA

Nesta fase, o *software* SimaPro 9.4.0.1 (PRÉ SUSTAINABILITY, 2022) foi utilizado para a modelagem dos sistemas de produto e condução da AICV. O foco de análise de categoria de impacto deste estudo foi exclusivamente a ecotoxicidade marinha, através o método de avaliação LC-IMPACT (Verones et al., 2020). Esse modelo foi escolhido devido à sua abrangência do escopo, relevância ambiental e transparência da documentação.

O método LC-IMPACT (Verones et al., 2020) aborda três áreas de proteção (AoP): saúde humana, qualidade do ecossistema e recursos naturais. Até o momento, ele inclui 11 categorias amplas de impacto (Figura 4), todas contribuindo para uma ou duas AoPs. A

qualidade do ecossistema é distinguível através de três tipos de ecossistemas: terrestre, água doce e marinho. Para a categoria de impacto de ecotoxicidade, os impactos nos ecossistemas de água doce, marinho e terrestre são incluídos, e todos os impactos são quantificados a nível de dano. Para ecotoxicidade marinha, utiliza-se a fração potencialmente desaparecida de espécies por metro cúbico dia (PDF.m<sup>3</sup>.d) como unidade de referência para quantificar o risco de extinção de espécies em um determinado ecossistema devido a uma determinada atividade ou pressão.

**Figura 4 – Visão geral das amplas categorias de impacto e AoPs cobertas no LC-IMPACT.**



Fonte: Verones et al. (2020)

### 3.7. INTERPRETAÇÃO

A fase de interpretação do ciclo de vida de um estudo de ACV considera diversos elementos, conforme a ABNT ISO 14040 (2009b). Essa etapa interage dinamicamente com as fases anteriores do estudo, uma vez que devem ser interpretadas de acordo com o objetivo e escopo do estudo, com uma avaliação da sensibilidade em relação às entradas e saídas da fase de ICV e escolhas metodológicas significativas para entender a incerteza dos resultados.

A identificação de questões significativas visa considerar as implicações do método utilizado e dos pressupostos adotados, interagindo com o elemento de avaliação. Dessa forma, buscou-se responder às seguintes questões:

- Como a mudança nas concentrações dos componentes dos cascalhos influenciou o impacto potencial na categoria de ecotoxicidade marinha, conforme o modelo de Verones et al. (2020)?
- Quais substâncias químicas apresentaram as maiores variações nas contribuições para a ecotoxicidade marinha devido às mudanças nas concentrações dos componentes dos cascalhos?
- Quais são os principais fatores que impulsionam as diferenças nas contribuições para a ecotoxicidade marinha causadas pelas substâncias presentes nos cascalhos?

### 3.8. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A análise de sensibilidade é definida pela norma NBR ISO 14044 (ABNT, 2009b) como “procedimentos sistemáticos para estimar como as escolhas feitas, em termos de métodos e dados, são afetadas pelos resultados de um estudo”. Para este estudo, tais procedimentos foram realizados, analisando os resultados obtidos para os cenários definidos como *baseline* do projeto.

Um cenário de referência ou *baseline* oferece suporte para avaliar o estado do sistema através de outros cenários, abrangendo *inputs*<sup>8</sup>, *outputs*<sup>9</sup> e impactos ambientais. Este cenário é utilizado como critério de comparação ao avaliar cenários alternativos ou alterações no sistema. Desse modo, os valores médios de compostos químicos nos cascalhos areníticos e carbonáticos, caracterizados com a presença de FPBA ou FPBNA, foram estabelecidos como *baseline* neste estudo a nível de ICV.

Definidas as principais fontes de incerteza quanto à precisão da caracterização de substâncias, realizou-se a análise de sensibilidade para avaliar a influência das escolhas e pressupostos iniciais nos resultados de AICV para cascalhos de perfuração. Assim, concentrações mínimas e máximas permitiram a identificação dos principais desvios em relação ao *baseline*, como parâmetros-chave para avaliar como elas refletem nos impactos ambientais. Seguindo os pressupostos sobre os métodos de análise de sensibilidade de Wei et al. (2015), foi conduzida uma ASL visando investigar como as variações de um valor de entrada de referência impacta no valor de saída. Desse modo, foram analisados os efeitos de dados de *input* para caracterização de cascalhos.

---

<sup>8</sup> Recursos naturais, materiais e processos que entram no sistema estudado

<sup>9</sup> Produtos, subprodutos e resíduos que saem do sistema estudado

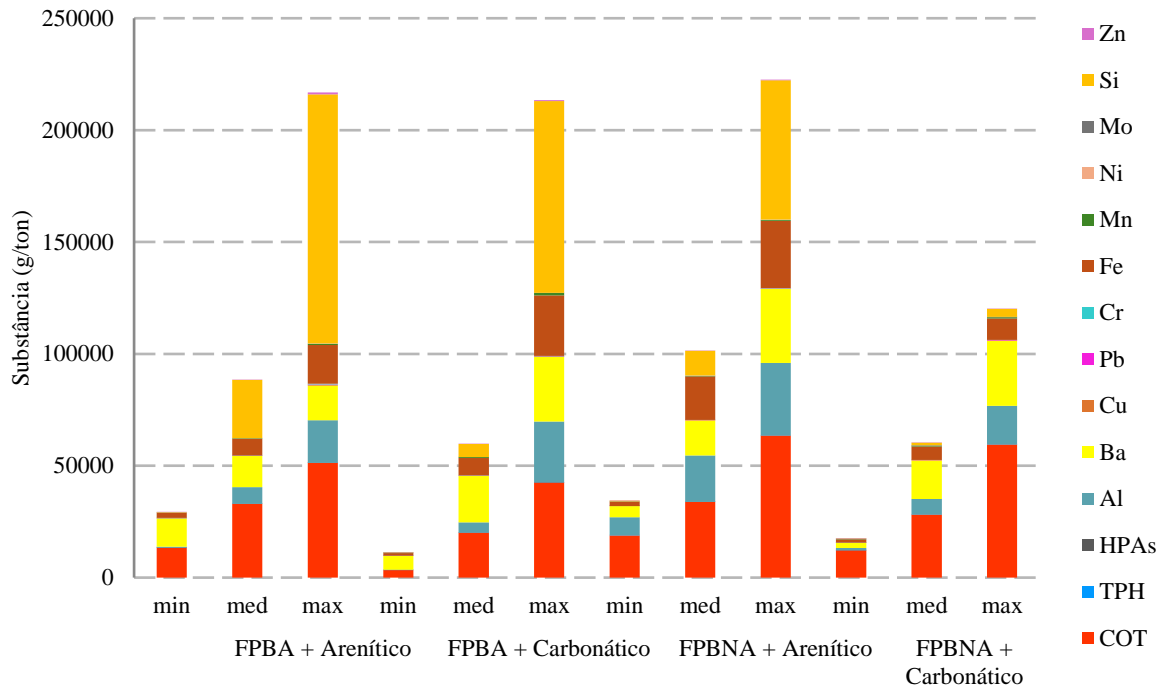
## 4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 4.1. CASCALHOS LANÇADOS NO MAR

As caracterizações dos cascalhos resultantes de análises de lixiviado, não representam a constituição mássica total do cascalho. No entanto, os dados quantitativos provenientes dos lixiviados possuem um maior potencial de interação com o ambiente marinho (Nobre et al., 2022) em comparação aos de constituição mássica total do cascalho. Isso porque lixiviados representam substâncias que efetivamente são liberadas no meio, enquanto o cascalho por si só inclui compostos inertes não presentes nos lixiviados. Assim, os dados quantitativos utilizados no estudo são pertinentes para a compreensão do potencial de impacto do cascalho no ambiente marinho.

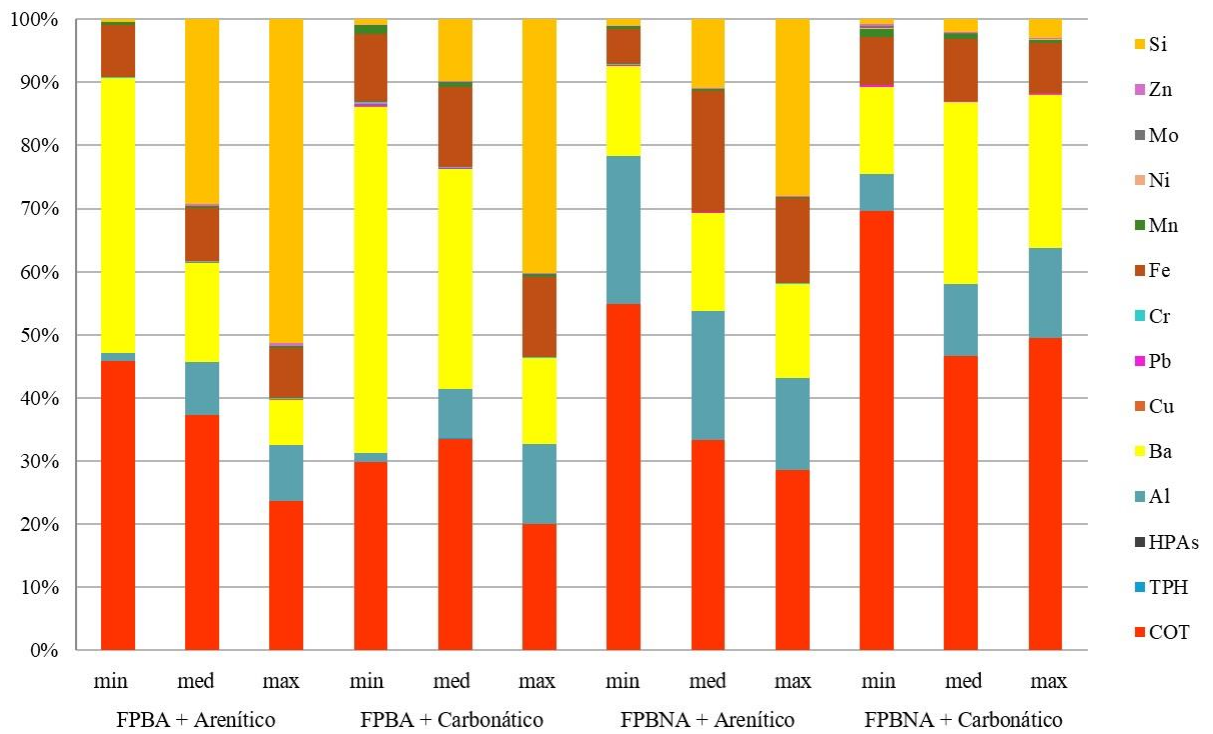
As caracterizações apresentaram um total de 14 elementos e 3 grupos de substâncias – Carbono Orgânico Total (COT), HPAs e TPHs. A Figura 5 apresenta a composição dos cascalhos, conforme as concentrações médias, máximas e mínimas. Na Figura 6, são apresentadas as porcentagens de contribuição de cada elemento ou substância para a massa total. Entre as concentrações médias, consideradas *baseline* do estudo, o COT destaca-se em todas as caracterizações de cascalho, apresentando uma faixa de concentrações entre 28,10 kg/t e 33,80 kg/t. Embora HPAs e TPHs sejam grupos de substâncias orgânicas com impactos potenciais significativos no meio ambiente, não demonstraram relevância em termos de massa, representando faixas de 14,10 – 32,70 g/t e 0,57 – 7,90 g/t, respectivamente. Isso representa menos que 1% da massa total dos elementos constituintes dos cascalhos.

**Figura 5 – Composição dos diferentes cascalhos analisados (1 t)**



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

**Figura 6 – Contribuição das diferentes substâncias nos cascalhos analisados (1 t)**



Fonte: Elaborado pela autora (2024).



O Bário (Ba) também se destaca entre uma das três maiores contribuições mássicas (entre 13,90 kg/t e 20,80 kg/t), chegando a representar até 55% da contribuição entre os elementos ou substâncias analisadas (Figura 6), exceto pelo cascalho arenítico com FBNA, cujas concentrações destacam-se entre COT, Alumínio (Al) e Silício (Si). Essa fração de Ba está presente na fração residual contida na barita ( $\text{BaSO}_4$ ), que não é extraível, sendo considerada uma forma não biodisponível deste metal (Sørheim et al., 2000). A barita tem baixa solubilidade em água do mar (cerca de  $80 \mu\text{g L}^{-1}$ ) (Bakhtyar & Gagnon, 2012). Assim, a toxicidade da barita é diretamente comparável a outros materiais particulados suspensos devido à baixa biodisponibilidade percebida dos metais associados a esse componente (Junttila et al., 2018).

O Ferro (Fe) apresenta concentrações variando entre 1,22 kg/t nos cascalhos carbonáticos associados a FPBA e 30,00 kg/t nos cascalhos areníticos associados a FPBNA, correspondendo a uma contribuição de 6% a 19% da massa total de cascalho. As concentrações de Si, por sua vez, variam drasticamente entre 0,08 kg/t nos cascalhos carbonáticos com FPBA e 111,40 kg/t nos cascalhos areníticos com FPBA, sendo o metal predominante na maioria das amostras e contribuindo, em média, com cerca de 14% da massa total. O Alumínio (Al) contribui com uma média de 11% da massa total dos cascalhos, variando entre 0,15 kg/t nos cascalhos carbonáticos com FPBA e 32,4 kg/t nos cascalhos areníticos com FPBNA.

Segundo Hu et al. (2022), diversos metais apresentam-se em concentrações mais altas nos cascalhos de perfuração, se comparados a rochas naturais. Isso pode indicar possível contaminação com fluidos de perfuração. Chen et al. (2018) relataram que a composição da fração inorgânica dos cascalhos de perfuração relaciona-se principalmente devido à presença de aditivos nos fluidos de perfuração, localização e profundidade do poço.

Ao analisar a relevância ambiental desses metais, Costa et al. (2023) classificam os elementos presentes nos cascalhos em dois grupos. O primeiro refere-se aos metais e metaloides comumente presentes em alto teor nos cascalhos, como Si, Al e Fe. O segundo grupo classifica os metais de maior risco ecológico como Arsênio (As), Mercúrio (Hg), Cádmiu (Cd), Cobalto (Co), Cobre (Cu), Molibdênio (Mo), Níquel (Ni) Chumbo (Pb), Antimônio (Sb), Vanádio (V) e Zinco (Zn). Os elementos Hg, Cd, Co, Sb e V estão ausentes. O restante possui concentrações mínimas somando uma contribuição entre as faixas de 0,2% a 1% da massa total dos elementos ou substâncias.

Segundo Costa et al. (2023), Si, Al e Fe não são considerados uma preocupação ambiental, pois esses metais são constituintes naturais das rochas e sedimentos. No entanto, a exposição de Al e Fe na coluna d'água, resultante do descarte de lixiviados, pode causar impactos ecotoxicológicos adversos devido à sua persistência e efeitos sobre os seres vivos (Huijbregts et al. 2000). Métodos de caracterização de ecotoxicidade em estudos de ACV foram desenvolvidos para refletir o comportamento específico dos metais, conforme as boas práticas da Declaração de Apeldoorn (Aboussouan et al. 2004) e do Consenso de Clearwater (Diamond et al. 2010). Esses métodos mostram que os FCs dos metais são muito sensíveis à química da água e à localização da emissão, variando significativamente em ecossistemas costeiros. Nesses locais, as emissões metálicas antropogênicas são elevadas devido a várias fontes, incluindo vias fluviais, emissões aéreas e ressuspensão de metais do leito marinho. Por outro lado, a Declaração de Apeldoorn (Aboussouan et al. 2004) também observa que os oceanos são deficientes em metais essenciais, e insumos adicionais desses metais provavelmente não resultarão em efeitos tóxicos.

#### 4.2. IMPACTOS AMBIENTAIS EM ECOTOXICIDADE MARINHA POR CENÁRIOS

Os perfis ambientais da categoria de ecotoxicidade marinha gerados a partir da AICV são discretizados por processos para os 12 (doze) cenários. Os dados são classificados como “mapa de calor” (Tabela 2), considerando um gradiente de cores de verde escuro a vermelho. Os valores foram categorizados da seguinte forma: verde escuro para os valores menores que 20%, verde claro para os valores entre 20% e 40%, amarelo para os valores entre 40% e 60%, laranja para os valores entre 60% e 80%, e vermelho para os maiores que 80%. Essa categorização permite uma visualização mais clara das contribuições por processos com maior potencial de impacto em ecotoxicidade marinha dos cenários analisados.

**Tabela 2 – Perfis ambientais dos doze cenários do estudo (PDF.m<sup>3</sup>.d).**

Cenários	Caracterização + concentrações		Fluidos de perfuração	Transporte do porto à plataforma	Operação de perfuração	Cascalho destinado ao mar (caracterização lixiviados)
1	FPBA + Arenítico	min	1,46E+06	8,21E+04	7,41E+07	7,46E+07
2		med	1,46E+06	8,21E+04	7,41E+07	1,84E+08
3		max	1,46E+06	8,21E+04	7,41E+07	3,59E+08
4	FPBA+Carbonático	min	1,46E+06	8,21E+04	7,41E+07	3,59E+07
5		med	1,46E+06	8,21E+04	7,41E+07	1,81E+08
6		max	1,46E+06	8,21E+04	7,41E+07	5,50E+08
7	FPBNA+Arenítico	min	2,23E+07	8,21E+04	7,41E+07	1,44E+08
8		med	2,23E+07	8,21E+04	7,41E+07	3,86E+08
9		max	2,23E+07	8,21E+04	7,41E+07	6,49E+08
10	FPBNA+Carbonático	min	2,23E+07	8,21E+04	7,41E+07	2,82E+07
11		med	2,23E+07	8,21E+04	7,41E+07	1,94E+08
12		max	2,23E+07	8,21E+04	7,41E+07	4,08E+08

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Ao avaliar cada processo individualmente na Tabela 2, os cascalhos destinados ao mar em geral são os processos de maior destaque em todos os cenários. O processo de perfuração é o segundo mais impactante devido ao alto consumo de diesel. Por outro lado, o transporte de insumos do porto à plataforma é o menos impactante entre todos os processos, representando menos de 1% dos impactos totais em todos os cenários. Isso se deve ao fato de que o consumo de combustível nesse transporte não é tão significativo em comparação aos outros processos dentro da fronteira do sistema.

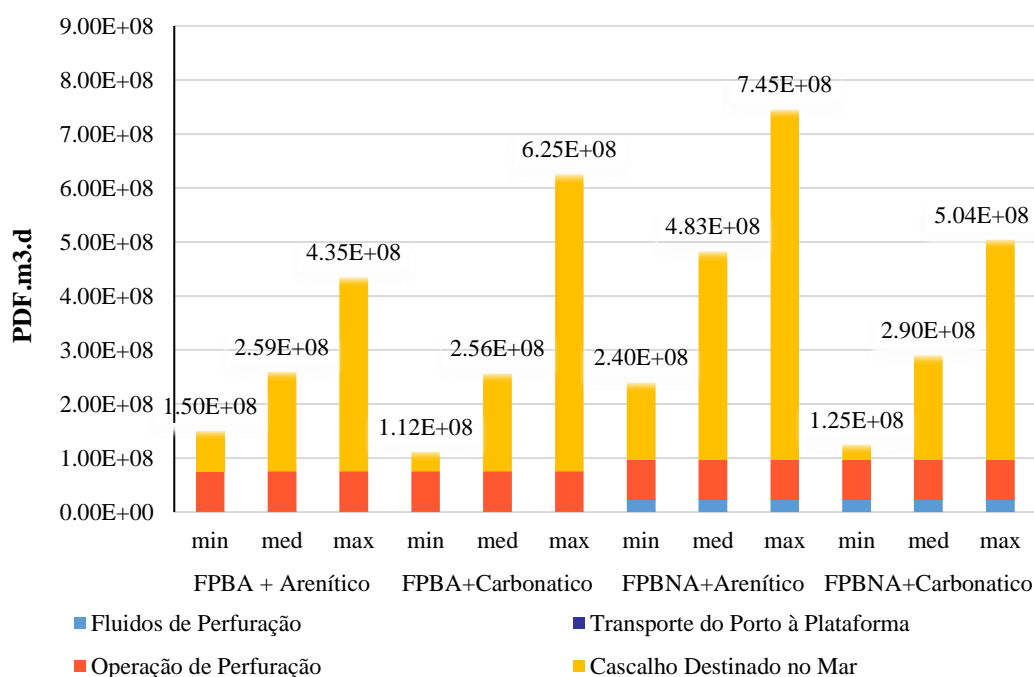
A ecotoxicidade de cada substância é avaliada através de fatores de caracterização, com base em dados de transporte e dispersão, biodisponibilidade e ensaios de toxicidade, que indicam o potencial de cada substância de causar danos aos ecossistemas marinhos. A presença de baritina ocorre em ambos os fluidos de perfuração. A diferença entre os fluidos, no entanto, está na eficiência e desempenho operacional, que embora seja maior nos FPBNA se comparado ao FPBA, a presença de olefinas o torna mais impactante. Isso se comprova ao avaliar a diferença dos impactos potenciais nessa categoria, que é  $1,46 \times 10^6$  PDF. m<sup>3</sup>.d para os FPBA e  $2,23 \times 10^7$  PDF. m<sup>3</sup>.d para os FPBNA (Tabela 2).

A Figura 7 permite a observação dos impactos totais de cada cenário, com indicadores de perda de biodiversidade em PDF.m<sup>3</sup>.d variam entre os valores  $1,12 \times 10^8$  e  $7,45 \times 10^8$ . Ao avaliar os impactos causados pelos cascalhos, as substâncias associadas são representativas no potencial de impacto de ecotoxicidade marinha. O cenário 9 apresentou o maior impacto com concentrações máximas de cascalhos areníticos com FPBNA. Por outro lado o cenário 6, que corresponde aos cascalhos de formação rochosa carbonática com FPBA em concentrações máximas ( $5,50 \times 10^8$  PDF.m<sup>3</sup>.d), representam o segundo maior impacto entre os cenários avaliados.

Ao avaliar os resultados de AICV produzidos somente pelos cascalhos destinados ao mar, observa-se que os cascalhos areníticos tendem a causar impactos ambientais maiores do que os cascalhos carbonáticos. Isso é evidenciado ao comparar os cenários 1 e 4, ambos referentes a concentrações mínimas de cascalhos caracterizados por FPBA. Nesses cenários, os cascalhos areníticos ( $7,46 \times 10^7$  PDF.m<sup>3</sup>.d) produzem impactos potenciais maiores os cascalhos carbonáticos ( $3,59 \times 10^7$  PDF.m<sup>3</sup>.d). Este padrão se repete em outras concentrações, ao comparar o cenário 2 com o cenário 5, e o cenário 3 com o cenário 6, que correspondem às concentrações médias e máximas, respectivamente.

Essa mesma tendência é observada ao considerar cascalhos associados a FPBNA. Comparando as concentrações mínimas (cenários 7 e 10), os cascalhos areníticos ( $1,44 \times 10^8$  PDF.m<sup>3</sup>.d) demonstram um impacto superior ao dos cascalhos carbonáticos ( $2,82 \times 10^8$  PDF.m<sup>3</sup>.d). Nas concentrações médias (cenários 8 e 11) e as concentrações máximas (cenários 9 e 12), os cascalhos areníticos continuam a apresentar impactos significativamente maiores do que os cascalhos carbonáticos.

**Figura 7 – Perfis ambientais na categoria de ecotoxicidade marinha**



Fonte: Elaborado pela autora (2024).

A análise dos cenários de *baseline* (cenários 2, 5, 8 e 11) revelou que os perfis ambientais da categoria de ecotoxicidade marinha, apresentaram resultados conforme o esperado ao compará-los com os cenários adjacentes. No cenário 1, o impacto potencial em ecotoxicidade marinha é 59,35% menor que o *baseline* (cenário 2), enquanto o cenário 3 apresenta um aumento de 95,11%. Para os cascalhos carbonáticos com FPBA, o cenário 4 é 80,17% menor que o *baseline* (cenário 5), e o cenário 6 é 203,87% maior. Nos cenários que correspondem aos cascalhos areníticos com FPBNA, o cenário 7 é 62,69% menor que o *baseline* (cenário 8), enquanto o cenário 9 é 68,12% maior. Por fim, em cascalhos carbonáticos com FPBNA, o cenário 10 representa um potencial de impacto 85,45% menor que o *baseline* (cenário 11), enquanto o cenário 12 é 110,31% maior.

A Tabela 3 apresenta os desvios padrão dos resultados de AICV para diferentes combinações de cascalho destinado ao mar e variações significativas na incerteza associada a cada tipo de substância e fluido de base.

**Tabela 3 – Desvio padrão dos resultados de AICV de cascalhos destinados no mar**

Cascalho Destinado no Mar	Desvio padrão (PDF.m <sup>3</sup> .d)
FPBA + Arenítico	1,44E+08
FPBA+Carbonático	2,65E+08
FPBNA+Arenítico	2,53E+08
FPBNA+Carbonático	1,90E+08

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

Ao comparar as análises dos cascalhos areníticos e carbonáticos nas diferentes combinações de FPBA e FPBNA, destacam-se padrões distintos de variabilidade estatística. Os cascalhos carbonáticos demonstram geralmente desvios padrão mais elevados em comparação com os areníticos. Por exemplo, na combinação FPBA + Carbonático, o desvio padrão de  $2,65 \times 10^8$  é substancialmente maior do que o desvio padrão de  $1,44 \times 10^8$  observado para FPBA + Arenítico. Isso resulta em coeficientes de variação (CVs) significativamente distintos: aproximadamente 146,41% para FPBA + Carbonático em comparação com 78,26% para FPBA + Arenítico. Esses valores indicam uma maior variabilidade relativa nos dados dos cascalhos carbonáticos, sugerindo uma dispersão mais ampla em relação às suas médias respectivas.

Analogamente, para as combinações com FPBNA, os cascalhos carbonáticos também exibem tendências similares de maior variabilidade em comparação com os areníticos. Por exemplo, FPBNA + Carbonático possui um desvio padrão de  $1,90 \times 10^8$ , enquanto FPBNA + Arenítico apresenta um desvio padrão de  $2,53 \times 10^8$ . Os respectivos CVs de 46,57% e 65,58% indicam que, mesmo dentro da categoria de FPBNA, os cascalhos carbonáticos tendem a ser mais variáveis em relação às suas médias do que os areníticos.

Essa análise evidencia que, em termos de variabilidade estatística, os cascalhos carbonáticos tendem a mostrar uma dispersão maior nos resultados experimentais em comparação com os areníticos, tanto para FPBA quanto para FPBNA. Essa diferenciação é crucial para compreender como diferentes tipos de cascalhos podem influenciar as avaliações de impacto ambiental e a estabilidade dos resultados em estudos correlacionados.

Assim, o tipo de cascalho e o tipo de fluido de base influenciam significativamente a variabilidade dos impactos ambientais. A incerteza nos resultados está associada às substâncias

químicas presentes nos cascalhos, indicando a necessidade de avaliá-las individualmente em cada cenário para uma melhor compreensão dos impactos específicos.

#### 4.3. ANÁLISE DE SENSIBILIDADE DAS SUBSTÂNCIAS

A sensibilidade dos resultados de AICV na categoria de ecotoxicidade marinha pode ser significativamente afetada pela variação nas concentrações de substâncias tóxicas presentes nos cascalhos de perfuração de petróleo. A Tabela 3 apresenta as contribuições somente dos impactos provocados pelas análises de lixiviado dos cascalhos, excluindo os processos que envolvem a produção do fluido de perfuração, o transporte de insumos do porto à plataforma e a operação de perfuração. Substâncias que contribuíram com um percentual de impacto menor que 0,1%, foram agrupadas e classificadas como “Substâncias restantes”.

**Tabela 4 – Substâncias responsáveis pelos impactos na categoria de ecotoxicidade marinha**

Substância	Unidade	FPBA + Arenítico			FPBA + Carbonático			FPBNA + Arenítico			FPNBA + Carbonático		
		min	med	max	min	med	max	min	med	max	min	med	max
<b>Alumínio</b>	<b>PDF.m<sup>3</sup>.d</b>	5.52E+04	1.14E+06	2.89E+06	2.28E+04	7.07E+05	4.12E+06	1.23E+06	1.14E+06	2.89E+06	1.58E+05	1.04E+06	2.62E+06
<b>Bário</b>	<b>PDF.m<sup>3</sup>.d</b>	7.28E+05	7.94E+05	8.83E+05	3.54E+05	1.19E+06	1.66E+06	2.82E+05	7.94E+05	8.83E+05	1.38E+05	9.93E+05	1.67E+06
<b>Substâncias restantes</b>	<b>PDF. m<sup>3</sup>.d</b>	8.14E+01	3.34E+02	9.92E+02	1.01E+02	3.20E+02	8.30E+02	9.43E+01	3.34E+02	9.92E+02	1.59E+02	3.03E+02	4.76E+02

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

**Tabela 5 – Concentrações do Ba e Al nas caracterizações de cascalho**

Substância	Unidade	FPBA + Arenítico			FPBA + Carbonático			FPBNA + Arenítico			FPNBA + Carbonático		
		min	med	max	min	med	max	min	med	max	min	med	max
<b>Ba</b>	<b>g/t</b>	12750.00	13906.73	15470.00	6200.00	20885.01	29000.00	4940.60	15708.52	33150.00	2410.00	17390.60	29164.00
<b>Al</b>	<b>g/t</b>	363.00	7477.35	19008.01	150.00	4649.34	27100.00	8068.00	20788.00	32400.00	1040.00	6866.42	17218.00

Fonte: Elaborado pela autora (2024).

O Ba e o Al emergem como elementos dominantes em todos os tipos de cascalhos caracterizados. A variabilidade das concentrações de Al e Ba em cascalhos carbonáticos é significativamente maior que de cascalhos areníticos, confirmando a relação dessas substâncias com o desvio padrão dos resultados de AICV.

Ao analisar quantitativamente os impactos potenciais juntamente com as substâncias associadas, observa-se que o Al é o mais impactante em 75% dos cenários. Isso sugere uma alta sensibilidade dos resultados aos níveis de alumínio presentes nos cascalhos. No entanto, observa-se que o Ba se destaca nos cenários que correspondem às concentrações mínimas dos cascalhos areníticos e carbonáticos com FPBA (cenários 1 e 4) e nos cascalhos carbonáticos com FPBA em concentrações médias (cenário 5). Essa condição se reflete através das concentrações desses elementos nos cascalhos (Tabela 5), uma vez que a concentração de Ba é 35 vezes maior do que a de Al no cenário 1, resultando na maior contribuição do Ba para os impactos. No cenário 4, a contribuição é 41 vezes maior, e 4 vezes maior no cenário 5.

Porém, mesmo quando a concentração de Ba se encontra na faixa de 7% a 150% superior ao Alumínio, os impactos ainda são majoritariamente causados pelo Al. Esse é o caso do cenário 2, com concentrações médias dos cascalhos areníticos com FPBA; do cenário 6, com cascalhos carbonáticos com FPBA em concentrações máximas; do cenário 9, com concentrações máximas dos cascalhos areníticos com FPBNA; e dos cenários 10 e 11, com concentrações mínimas e médias, respectivamente, dos cascalhos carbonáticos com FPBNA. Em todos esses cenários, apesar das concentrações superiores de Bário, os impactos são predominantemente atribuídos ao Alumínio.

A maior sensibilidade do Al em comparação com o Ba na categoria de ecotoxicidade marinha pode ser explicada pelos valores dos FCs atribuídos a cada um desses elementos no método LC-IMPACT. Esse fator de caracterização quantifica a potencial contribuição dos elementos ou substâncias para a perda de espécies – expressa em PDF – por unidade de massa introduzida na água ao longo do tempo (em  $\text{m}^3 \cdot \text{d} / \text{kg}$ ). Neste método, o FC do Al é significativamente maior, correspondendo a  $1,52 \times 10^8 \text{ PDF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d} / \text{kg}$ , enquanto o FC do Ba é de  $5,51 \times 10^7 \text{ PDF} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{d} / \text{kg}$ . Esses valores indicam que o impacto ecotoxicológico potencial do alumínio é quase três vezes maior que o do bário quando liberados no ambiente marinho. A diferença nos FCs reflete a variação na toxicidade e no comportamento ambiental de cada elemento. Essa análise ressalta a importância de considerar não apenas as concentrações



absolutas de cada elemento, mas também sua contribuição relativa para os resultados de impacto.

#### **4.3.1. Explorando o papel das substâncias marginais na AICV através dos Fatores de Caracterização**

Alguns fatores justificam a contribuição ínfima de certos elementos presentes nos cascalhos. No contexto específico deste estudo, substâncias elementares como Pb, Zn, Ni, Mn, Cu e Cr não são significativos para a ecotoxicidade marinha devido à sua baixa representatividade nos impactos, uma vez que representam menos de 0,1% dos impactos em comparação com o Ba e o Al. Embora possam apresentar efeitos adversos na ecotoxicidade marinha, seus FCs variam na ordem de  $10^2$  a  $10^5$  PDF.m<sup>3</sup>.d/kg. Por exemplo, o Zn possui um FC de  $8,08 \times 10^5$  PDF.m<sup>3</sup>.d/kg, sendo considerado o mais relevante em termos de efeitos tóxicos em organismos aquáticos e ecossistemas costeiros, entre os elementos citados. Enquanto isso, o Cu ( $6,09 \times 10^4$  PDF.m<sup>3</sup>.d/kg) e o Cr ( $6,22 \times 10^2$  PDF.m<sup>3</sup>.d/kg), apresentam fatores de caracterização substancialmente menores. Dessa forma, para que essas substâncias tivessem uma contribuição significativa, a contribuição relativa em termos de massa deveria ser em ordens de magnitude de até  $10^6$ .

O Fe apresenta uma situação mais complexa. O aumento de concentrações de Ferro pode ser benéfico, estimulando o crescimento de organismos que dependem deste nutriente (Inglett et al., 2018). Em grandes quantidades, o Ferro pode se tornar tóxico, causando impactos negativos. Isso ocorre porque, embora seja um constituinte natural das rochas, o Ferro não é naturalmente abundante na coluna d'água, e sua introdução em excesso pode desequilibrar os ecossistemas.

O método proposto por Verones et al. (2020) aborda esse problema apresentando um fator de caracterização de impacto de 5,14 PDF.m<sup>3</sup>.d/kg para o Fe. Desse modo, a contribuição do ferro para os impactos ambientais gerais é significativamente menor, sendo considerado o menos relevante entre os elementos inorgânicos com fatores de caracterização para esta categoria.

Quanto aos hidrocarbonetos, o método de Verones et. al (2020) não avalia os TPHs e HPAs como classes específicas, mas sim hidrocarbonetos individuais presentes no petróleo, como os monoaromáticos (benzeno, etilbenzeno, tolueno e xileno) e HPAs como o benzo(a)pireno, e hidrocarbonetos alifáticos e alicíclicos como hexano e ciclohexano. Essas

substâncias além de apresentarem baixas concentrações na caracterização dos cascalhos, não contribuem significativamente na categoria de ecotoxicidade marinha devido a sua alta volatilidade, baixa solubilidade em água, rápida biodegradabilidade, e tendência a se adsorverem em sedimentos. Esses processos naturais reduzem sua concentração e biodisponibilidade no ambiente marinho, limitando a exposição direta e a toxicidade para os organismos aquáticos. Contudo, a exposição crônica e a bioacumulação, especialmente de HPAs, podem ainda representar riscos ecológicos a longo prazo (Amran et al., 2022). Essa dinâmica reflete em FCs que variam entre 5,55 PDF.m<sup>3</sup>.d/kg (hexano) e  $9,05 \times 10^4$  PDF.m<sup>3</sup>.d/kg (benzo(a)pireno).

#### **4.3.2. Elementos e substâncias não considerados na avaliação**

Na AICV, substâncias e elementos foram excluídos devido à falta de potencial de contribuição para a ecotoxicidade marinha. O Si, por exemplo, apesar de abundante entre os cenários analisados, não apresenta FC para esta categoria em nenhum dos métodos de avaliação de impacto ambiental conhecidos. Sua ausência de FC reflete sua baixa reatividade e potencial de impacto negativo em ecossistemas aquáticos. Dessa mesma forma, embora o COT esteja presente em grandes quantidades nos cascalhos de perfuração, ele não é considerado impactante em termos de ecotoxicidade marinha, uma vez que não possui fator de caracterização associado em nenhum método (Carvalho, 2023).

A DBO e a DQO são parâmetros que quantificam a quantidade de oxigênio consumido pelos processos biológicos e químicos, respectivamente. Embora sejam indicadores importantes da qualidade da água, não contribuem para a categoria de impacto ecotoxicidade marinha.

Da mesma forma, substâncias como Nitrogênio, íon Potássio, íon Cloreto e sulfatos podem desempenhar papéis essenciais em processos biogeoquímicos e na composição química da água (Inglett et al., 2018). Assim, sua relação direta com os efeitos tóxicos na biota marinha pode ser limitada ou até mesmo inexistente. Portanto, ao realizar uma AICV focada em ecotoxicidade marinha, essas substâncias não contribuem para essa categoria específica de impacto.

## 5. CONCLUSÃO

Dada a relevância estratégica do setor petrolífero para o Brasil e os potenciais danos ambientais, este estudo destaca a importância de avaliar os impactos de ciclo de vida da perfuração *offshore* e a sensibilidade dos resultados, especialmente dos cascalhos descartados no mar. Por meio da ACV, foi possível quantificar esses impactos ao longo de todo o processo, desde a obtenção dos fluidos de perfuração até a destinação final dos cascalhos.

O estudo avaliou os perfis ambientais de ecotoxicidade marinha em 12 cenários pela AICV. Cada cenário representou a caracterização de cascalho arenítico ou carbonático com diferentes concentrações de substâncias. Os cascalhos lançados ao mar emergiram como os principais contribuintes para os impactos ambientais. Quanto à contribuição dos fluidos de perfuração, o FPBNA mostrou-se mais impactantes que o FPBA.

A variabilidade entre as concentrações máximas resultou em impactos potenciais significativamente maiores que o *baseline*, enquanto concentrações mínimas geraram impactos potenciais menores, evidenciando a influência de concentrações extremas. A incerteza dos resultados, reforça a necessidade de uma avaliação detalhada da sensibilidade das substâncias presentes nos cascalhos para melhor compreensão dos seus potenciais impactos ambientais. Os resultados de AICV obtidos, revelam a alta sensibilidade dos resultados aos níveis de Alumínio presentes nos cascalhos de perfuração. O Ba foi considerado o segundo principal contribuinte nos impactos, no entanto, mesmo em concentrações significativamente altas, o impacto de ecotoxicidade marinha é majoritariamente causado pelo Alumínio. Outros metais como Pb, Zn, Ni, Mn, Cu e Cr, e hidrocarbonetos individuais presentes no petróleo contribuíram com menos de 0,1% dos impactos em ecotoxicidade marinha. A variabilidade nos impactos entre os diferentes cenários destaca a necessidade de um gerenciamento cuidadoso das concentrações de substâncias tóxicas, especialmente do Alumínio e Alumínio, para mitigar os impactos ambientais associados às atividades de perfuração de petróleo.

## REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14040: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida: Princípios e estrutura**. Rio de Janeiro, p. 21, 2009a.

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

Aboussouan, L.; Saft, R.J.; Schonnenbeck, M. et al. Declaration of Apeldoorn on LCIA of non-ferro metals. Results of a workshop by a group of LCA specialists, held in Apeldoorn, NL. **SETAC Globe** 5:46–47. 2004.

ACV BRASIL. **Desmistificando as Categorias de Impacto: Ecotoxicidade em ecossistemas aquáticos**. Disponível em: <<https://acvbrasil.com.br/artigo/ecotoxicidade>>. Acesso em: 21 fev. 2024.

ALMEIDA, P. C.; **Análise técnico ambiental de alternativas de processamento de cascalho de perfuração offshore**. 2016. 173 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Ambiental, Escola Politécnica e Escola Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2016.

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

AMORIM, L. V. **Melhoria, proteção e recuperação da reologia de fluidos hidroargilosos para uso na perfuração de poços de petróleo**. 2003. 290 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Processos) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2003.

AMRAN, R. *et al.* Biodegradation and Bioremediation of Petroleum Hydrocarbons in Marine Ecosystems by Microorganisms: A Review. **Nature Environment and Pollution Technology**, [s. l.], v. 21, p. 1149–1157, 2022.

ANP – Agência Nacional do Petróleo. **Anuário estatístico brasileiro do petróleo, gás natural e biocombustíveis**, 2022.

BAKHTYAR, S.; GAGNON, M. M. Toxicity assessment of individual ingredients of synthetic-based drilling muds (SBMs). **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 184, n. 9, p. 5311–5325, 2012.

BRASIL. Lei Nº 9.966, de 28 de abril de 2000. Dispõe sobre a prevenção, o controle e a fiscalização da poluição causada por lançamento de óleo e outras substâncias nocivas ou perigosas em águas sob jurisdição nacional e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 1º de maio de 2000. Disponível em: [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19966.htm#:~:text=LEI%20No%209.966%2C%20DE%2028%20DE%20ABRIL%20DE%202000](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19966.htm#:~:text=LEI%20No%209.966%2C%20DE%2028%20DE%20ABRIL%20DE%202000). Acesso em: 9 mar. 2024.

CAENN, R.; CHILLINGAR, G. Drilling fluids: State of the art. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, n. 14, p. 221–230, 1996.

CARVALHO, B. C.; DE SOUZA JUNIOR, H. R. A.; SOARES, S. R. Evaluation of LCIA characterization models for marine ecotoxicity. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, 18 jan. 2024.

CARVALHO, B. C.; **Avaliação de modelos de caracterização de AICV para a categoria de impacto de ecotoxicidade marinha no contexto do setor petrolífero**. 2023. 163 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2023.

CHEHEBE, J. R. **Análise do Ciclo de Vida de produtos: ferramenta gerencial da ISO 14000**. Rio de Janeiro: Qualitymark Ed., CNI, 1997. 120 p.122

CHEN, Z. et al. A laboratory evaluation of superheated steam extraction process for decontamination of oil-based drill cuttings. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 5, p. 6691–6699, 2018.

COSTA, L. C.; CARVALHO, C. F.; SOARES, A. S. F.; SOUZA, A. C. P.; BASTOS, E. F. T.; GUIMARÃES, E. C. B. T. et al. **Physical and chemical characterization of drill cuttings: a review**. **Marine Pollution Bulletin**, v. 194, p. 115342, 2023.

CURRAN, M. A. **Life Cycle Assessment: Principles and Practice**. Disponível em: <https://www.fao.org/sustainable-food-value-chains/library/details/en/c/266245/>. Acesso em: 6 mar. 2024.

DARLEY, H. C.H.; GRAY, G.R. CHAPTER 1 - INTRODUCTION TO DRILLING FLUIDS. Composition and Properties of Drilling and Completion Fluids (Fifth Edition). **Boston: Gulf Professional Publishing**, 1988. p. 1–37.

Diamond, M.L; Gandhi, N; Adams, W.J et al. The clearwater consensus: the estimation of metal hazard in fresh water. **International Journal of Life Cycle Assessment**. 15:143–147. 2010.

DONG, Y.; ROSENBAUM, R. K.; HAUSCHILD, M. Z. Assessment of metal toxicity in marine ecosystems: comparative toxicity potentials for nine cationic metals in coastal seawater. **Environmental Science & Technology**, v. 50, n. 1, p. 269278, 2016.

DONG, Y.; ROSENBAUM, R. K.; HAUSCHILD, M. Z. Metal toxicity characterization factors for marine ecosystems—considering the importance of the estuary for freshwater emissions. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 23, n. 8, 16411653, 2018.

DURRIEU, J.; ZURDO, C.; BENAÏSSA S.; CLARK, D. Environmentally friendly invert fluid systems with enhanced rate of biodegradation. Paper SPE 61212, **International Conference on Health, Safety and the Environment**. Stavanger, 2000.

EC-JRC, E. COMMISSION. J. R. CENTER. I. F. E. A. S. **International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook :general guide for life cycle assessment: detailed guidance**. LU: Publications Office, 2010.

EL-SUKKARY, M. M. A. et al. Evaluation of some vanillin-modified polyoxyethylene surfactants as additives for water based mud. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 23, n. 1, p. 7–14, 1 mar. 2014.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **40 CFR Part 435 -Oil and Gas Extraction Point Source Category**. 44 FR 22075. 13 abr. 1979. Disponível em: <<https://www.ecfr.gov/current/title-40/part-435>>. Acesso em: 7 fev. 2024.

FAGUNDES, T. B. **Caracterização de cascalhos de perfuração de poços de petróleo por técnicas analíticas instrumentais**. Mestrado em Engenharia Mineral—São Paulo: Universidade de São Paulo, 26 jul. 2018.

FARKAS, J. et al. Acute and physical effects of water-based drilling mud in the marine copepod *Calanus finmarchicus*. **Journal of Toxicology and Environmental Health. Part A**, v. 80, n. 16–18, p. 907–915, 2017.

GOLDSMITH, E.; R. Allen. A Blueprint for Survival. **The Economist**. 1972.

GUIMARÃES, I. B.; ROSSI, L. F. S. **Estudo dos Constituintes dos fluidos de perfuração: proposta de uma formulação otimizada e ambientalmente correta**. 4º PDPETRO, p. 2-7, out. 2007.

GUINÉE, J. B., et. al. Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards. **Dordrecht, Holanda: Kluwer Academic Publishers**. 687 p. 2004.

GUINÉE, J. B.; GORRÉE, M.; HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; KLEIJN, R.; DE KONING, A. et al. Handbook on Life Cycle Assessment – Operational Guide to the ISO Standards. **Springer Science & Business Media**, v. 7, 2002.

H. R., D. Wacke, Graywacke and Matrix - What Approach to Immature Sandstone Classification? **SEPM Journal of Sedimentary Research**, v. Vol. 34, 1964.

HEIJUNGS, R.; KONING, A. Improvement of LCA characterization factors and CLA practice for metals. **TNO Environment, Energy and Process Innovation**, 2004.

HUIJBREGTS, M. A. J.; STEINMANN, Z. J.; ELSHOUT, P. M.; STAM, G.; VERONES, F.; VIEIRA, M. et al. ReCiPe2016: a harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n. 2, p. 13847, fev. 2017.

HU, Y. et al. Regional distribution, properties, treatment technologies, and resource utilization of oil-based drilling cuttings: A review. **Chemosphere**, v. 308, p. 136145, 1 dez. 2022.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Instrução Normativa nº 01, de 02 de janeiro de 2018**. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 43, 05 fev. 2018a.

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

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

INGLETT, P. W.; INGLETT, K. S.; REDDY, K. R. **Biogeochemical Processes and Implications for Nutrient Cycling.** 2018.

IOGP – International Association of Oil & Gas Producers. **Report 557 – Drilling waste management technology review.** 2016b.

IOGP – International Association of Oil & Gas Producers. **Report 543 – Environmental fates and effects of ocean discharge of drill cuttings and associated drilling fluids from offshore oil and gas operations.** 2016a.

JUNTTILA, J.; DIJKSTRA, N.; AAGAARD-SØRENSEN, S. Spreading of drill cuttings and sediment recovery of three exploration wells of different ages, SW Barents Sea, Norway. **Marine Pollution Bulletin**, v. 135, p. 224–238, 2018.

LAURENT, A. et al. Methodological review and detailed guidance for the life cycle interpretation phase. **Journal of Industrial Ecology**, v. 24, n. 5, p. 986–1003, 2020.

LEGIFRANCE. LOI n° 2010-788 du 12 juillet 2010 – Article 228: portant l’engagement national pour l’environnement. 2010. Disponível em: <[https://www.legifrance.gouv.fr/loda/article\\_lc/LEGIARTI000023657698](https://www.legifrance.gouv.fr/loda/article_lc/LEGIARTI000023657698)>

LEONARD, S. A.; STEGEMANN, J. A. Stabilization/solidification of petroleum drill cuttings: Leaching studies. **Journal of Hazardous Materials**, v. 174, n. 1, p. 484–491, 15 fev. 2010.

LUNDIE, S.; HUIJBREGTS, M. A.; ROWLEY, H. V.; MOHR, N. J.; FEITZ, A. J. Australian characterisation factors and normalisation figures for human toxicity and ecotoxicity. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, n. 89, p. 81932, 1 jan. 2007.

MEADOWS, D.H. et al. **The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome’s Project on the Predicament of Mankind.** Universe Books, New York, p. 205. 1972.

MMA, M. DO M. **Brasil: 5º relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica.** [s.l.] MMA, 2016.

NEFF, J. Chapter 4. **Barium in the Ocean.** p. 79–87. 2002



NICOLLI, D.; SOARES, C.B.P. Avaliação da Dispersão do Cascalho de Perfuração Lançado em Águas Profundas. **T&N Petróleo**, n. 15, p. 64-67. 2010.

NOBRE, C. R. et al. Can leachates of environmentally relevant concentrations of microplastics in marine sediments affect the reproduction of an epibenthic copepod? **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 17, n. 1, p. 106–113, 12 ago. 2022.

OECD. **ALFA OLEFINS - SIDS Initial Assessment Report For 11th SIAM.** , 2000. Disponível em: <<https://hpvchemicals.oecd.org/ui/handler.axd?id=5d3beac7-e6b9-48ba-abb1-63506370cc5b>>

PEREIRA, M. S. **Caracterização de cascalho e lama de perfuração ao longo do processo de controle de sólidos em sondas de petróleo e gás.** 14 dez. 2010.

PETTERSEN, J. **Potentially affected fraction of species from dynamic marine exposure: Life cycle impact assessment of marine ecotoxic impacts from offshore discontinuous discharges.** Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) – Instituto de Biotecnologia, Universidade Norueguesa de Ciência e Tecnologia (NTNU). Trondheim, p. 71. 2003.

PRÉ SUSTAINABILITY. **Introduction to LCA with SimaPro.** v. 5.4, 2016.

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

PRADO, V. et al. Tradeoff Evaluation Improves Comparative Life Cycle Assessment: A Photovoltaic Case Study: Trade-off Identification in Comparative LCA. **Journal of Industrial Ecology**, v. 20, 1 maio 2015.

ROSENBAUM, R. K.; GEORGIADIS, S.; FANTKE, P. Uncertainty Management and Sensitivity Analysis. Em: HAUSCHILD, M. Z.; ROSENBAUM, R. K.; OLSEN, S. I. (Eds.). **Life Cycle Assessment.** Cham: Springer International Publishing, 2018. p. 271–321.

ROSENBAUM, R.K.; BACHMANN, T.M.; GOLD, L.S.; HUIJBREGTS, M.A.; JOLLIET, O.; JURASKE, R. et al. USEtox—The UNEPSETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v.13, n.7, p. 53246, nov. 2008.

SCHAFFEL, S. B. **A questão ambiental na etapa de perfuração de poços marítimos de óleo e gás no Brasil**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2002.

SETAC - Society of Environmental Toxicology and Chemistry. **A Technical Framework for Life Cycle Assessment**. In: Fava, J.; Denison, R.; Jones, B.; Curran, M.A.; Vigon, B.; Selke, S.; Barnum, J. (Eds.). 1991.

SETAC - Society of Environmental Toxicology and Chemistry. **Guidelines for Life Cycle Assessment: A 'Code of Practice'**. In: Consoli, F.; Allen, D.; Boustead, I.; Fava, J.; Franklin, W.; Jensen, A.A.; Oude, N.; Parrish, R.; Perriman, R.; Postlethwaite, D.; Quay, B.; Seguin, J.; Vigon, B. (Eds.). 1993.

SETAC - Society of Environmental Toxicology and Chemistry. **Life Cycle Impact Assessment: The State-of-the-Art**. In: Barnthouse, L.; Fava, J.; Humphreys, K.; Hunt, R.; Laibson, L.; Noessen, S.; Owens, J.W.; Todd, J.A.; Vigon, B.; Wietz, K.; Young, J. (Eds.). 1997.

SETAC - Society of Environmental Toxicology and Chemistry. **Life-Cycle Management**. In: Hunkeler, D.; Rebitzer, G.; Finkbeiner, M.; Schmidt W-P.; Jensen, A.A.; Stranddorf, H.; Christiansen, K. 2004.

SIL, A. et al. Toxicity Characteristics of Drilling Mud and Its Effect on Aquatic Fish Populations. **Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management**, v. 15, p. 51–57, 1 jan. 2012.

SLEESWIJK, W. A. et al. **REIMSEA: an LCA toxicity characterization model for the North Sea**. Leiden: Centrum voor Milieukunde, Universiteit Leiden, 2003.

SOARES, A. S. F.; MARQUES, M. R. C.; COSTA, L. C. Physicalchemical characterization and leaching studies involving drill cuttings generated in oil and gas presalt drilling activities. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 17899914, 2023.

SØRHEIM, R. et al. Oily Drill Cuttings - From Waste to Resource. Em: SPE INTERNATIONAL CONFERENCE AND EXHIBITION ON HEALTH, SAFETY, ENVIRONMENT, AND SUSTAINABILITY. **OnePetro**, 2000. Disponível em: <<https://onepetro.org/SPEHSE/proceedings-abstract/00HSE/All-00HSE/131657>>. Acesso em: 27 maio. 2024

STOW, D. A. V. **Sedimentary Rocks in the Field**. Collingwood, Australia: Manson Publishing Ltd. 2010.

TEIXEIRA, W. et al. **Decifrando a Terra Livro Completo**. 2a ed. São Paulo/ SP: Oficina de Textos, 2001.

VASCONCELOS, A. N. et al. Dimer fatty acid and fatty amide effects on the properties of synthetic-based drilling fluids. **Journal of Molecular Liquids**, v. 359, p. 119270, 1 ago. 2022.

VERMEIRE, T. G. et al. European Union System for the Evaluation of Substances (EUSES): Principles and structure. **Chemosphere**, 1997. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(97\)00017-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(97)00017-9).

VERONES, F.; HELLWEG, S.; ANTÓN, A.; AZEVEDO, L. B.; CHAUDHARY, A.; COSME, N. et al. LC-IMPACT: A regionalized life cycle damage assessment method. **Journal of Industrial Ecology**, v. 24, n. 6, p. 12011219, 31 mai. 2020.

WEI, W. et al. How to Conduct a Proper Sensitivity Analysis in Life Cycle Assessment: Taking into Account Correlations within LCI Data and Interactions within the LCA Calculation Model. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 1, p. 377–385, 6 jan. 2015.

ZHA, X. et al. Turning Waste drilling fluids into a new, sustainable soil resources for landscaping. **Ecological Engineering, Soil and Water Conservation and Restoration: Innovative Engineering tools and New Approaches**. v. 121, p. 130–136, 1 out. 2018.

## APÊNDICE A – CARACTERIZAÇÃO DOS CASCALHOS DE PERFURAÇÃO.

Substância	FPBA + Arenítico			FPBA + Carbonático			FPBNA + Arenítico			FPBA + Carbonático			Unidade
	[max]	[med]	[min]	[max]	[med]	[min]	[max]	[med]	[min]	[max]	[med]	[min]	
<sup>1</sup> COT	51302,37	32990,60	13443,23	42564,96	20053,73	3368,10	63518,40	33814,34	18892,45	59474,27	28174,34	12227,43	g/t
<sup>1</sup> TPH	22,00	14,06	2,30	51,90	21,19	1,57	47,16	32,78	18,59	58,60	26,82	1,39	g/t
<sup>1</sup> HPAs	7,70	3,02	0,48	6,45	1,21	0,30	0,80	0,57	0,33	14,10	7,90	1,69	g/t
<sup>1</sup> Al	19008,01	7477,35	363,00	27100,00	4649,34	150,00	32400,00	20788,00	8068,00	17218,00	6866,42	1040,00	g/t
<sup>1</sup> As	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	g/t
<sup>1</sup> Ba	15470,00	13906,73	12750,00	29000,00	20885,01	6200,00	33150,00	15708,52	4940,60	29164,00	17390,60	2410,00	g/t
<sup>1</sup> Cd	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	g/t
<sup>1</sup> Cu	438,00	69,21	11,82	175,60	40,34	17,20	64,00	35,88	20,60	83,50	46,65	17,80	g/t
<sup>1</sup> Pb	129,00	59,56	26,00	96,00	63,88	33,00	98,00	53,93	29,00	181,00	71,40	34,00	g/t
<sup>1</sup> Cr	268,56	107,76	33,71	65,67	42,35	29,75	146,40	58,59	26,88	62,55	40,30	12,70	g/t
<sup>1</sup> Fe	17300,00	7418,89	2400,00	27000,00	7636,62	1220,00	30000,00	19499,33	1960,00	9600,40	5967,36	1350,00	g/t
<sup>1</sup> Mn	511,20	235,93	124,69	1167,96	469,38	162,00	444,20	295,12	160,50	558,69	417,47	217,80	g/t
<sup>1</sup> Ni	170,75	76,15	13,30	39,51	24,86	15,80	115,80	41,84	14,00	82,33	39,90	16,50	g/t
<sup>1</sup> Mo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	66,00	61,30	56,60	g/t
<sup>1</sup> Hg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	g/t
<sup>1</sup> Si	111402,00	25962,50	125,00	85780,00	5804,05	78,20	62344,00	11093,17	330,00	3576,00	1225,10	137,00	g/t
<sup>1</sup> V	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	g/t
<sup>1</sup> Zn	776,60	211,98	9,60	370,10	111,01	10,70	174,44	95,30	5,73	165,00	101,30	53,72	g/t
<sup>2</sup> Ácidos carboxílicos	1.700,00	1.700,00	1.700,00	1.700,00	1.700,00	1.700,00	1.700,00	1.700,00	1.700,00	1.700,00	1.700,00	1.700,00	g/t
<sup>2</sup> Glutaraldeído	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00	20,00	g/t
<sup>2</sup> Hg	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	0,28	g/t
<sup>2</sup> Óleos	4.390,00	4.390,00	4.390,00	4.390,00	4.390,00	4.390,00	4.390,00	4.390,00	4.390,00	4.390,00	4.390,00	4.390,00	g/t
<sup>2</sup> Fenol	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	0,00042	g/t

Fonte: <sup>1</sup> Dados fornecidos pela indústria parceira (2023); <sup>2</sup> Adaptado de ecoinvent®.

**APÊNDICE B – CARACTERIZAÇÃO DOS FLUIDOS DE PERFURAÇÃO E FLUXOS DO ECOINVENT® UTILIZADOS NO ICV –  
COMPOSIÇÃO PARA 1M<sup>3</sup>.**

Fluxos do ecoinvent <sup>1</sup>	Componente <sup>2</sup>	Quantidades [kg] – FPBA <sup>2</sup>	Quantidades [kg] – FPBNA <sup>2</sup>
Acetaldehyde	Glutaraldeído	0,85	-
Acrylic acid	Poliacrilamida	21,4	
Barite	Baritina	156	156
Iron(II) chloride	Gluconato de ferro	1,99	-
Lime, hydrated, packed	Cal hidratada	-	14,26
Limestone, crushed, washed	Calcário	99,85	85,59
Lubricating oil	Lubrificante	20	-
Magnesium oxide	Óxido de magnésio	2,85	-
Maize starch	Goma xantana	25,68	25,68
n-olefins	Olefina (fase contínua)	-	630
Potassium chloride	Cloreto de potássio	44,79	-
Silicone product	Antiespumante com silicone	0,57	-
Sodium bicarbonate	Bicarbonato de sódio	0,71	-
Sodium chloride, brine solution	Salmoura	-	350
Sodium chloride, powder	Cloreto de sódio	211,12	-
Tap water	Água industrial	980	-

Fonte: <sup>1</sup>Adaptado de ecoinvent®; <sup>2</sup>Dados fornecidos pela indústria parceira (2023).