

Universidade de Passo Fundo
Faculdade de Engenharia e Arquitetura
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental

Caroline Visentin

**MÉTODOS DE PRODUÇÃO DO NANOFERRO APLICADO NA
REMEDIAÇÃO: ANÁLISE DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE
VIDA**

Passo Fundo
2019

Caroline Visentin

**MÉTODOS DE PRODUÇÃO DO NANOFERRO APLICADO NA
REMEDIAÇÃO: ANÁLISE DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE
VIDA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Engenharia e Arquitetura da Universidade de Passo Fundo, como requisito para obtenção do título de Mestre, sob a orientação do Prof. Dr. Antônio Thomé.

**Passo Fundo
2019**

Universidade de Passo Fundo
Faculdade de Engenharia e Arquitetura
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental

A Comissão Examinadora, abaixo assina e aprova a dissertação de mestrado intitulada “Métodos de produção do nanoferro aplicado na remediação: análise da sustentabilidade do ciclo de vida”, elaborada por Caroline Visentin, como requisito para a obtenção do título de Mestre em Engenharia.

Data de aprovação: 07/03/2019.

Membros componentes da Banca Examinadora:

Prof. Dr. Antônio Thomé

Universidade de Passo Fundo – UPF

Orientador

Prof. Dr. Pedro Domingos Marques Prietto

Universidade de Passo Fundo – UPF

Prof. Dra. Luciana Londero Brandli

Universidade de Passo Fundo – UPF

Prof. Dr. Paulo Scarano Hemsí

Instituto Tecnológico de Aeronáutica - ITA

Passo Fundo

2019

RESUMO

As nanopartículas de ferro zero valente (nFeZ) são o principal nanomaterial empregado na remediação. Deste modo, o objetivo deste trabalho é analisar a sustentabilidade ao longo do ciclo de vida dos métodos de produção do nFeZ utilizados na remediação de áreas contaminadas. O trabalho ocorre em três etapas principais: identificação e caracterização dos métodos de produção; análise do ciclo de vida ambiental (ACV), econômico (CCV) e social (ACVS) dos métodos de produção; e análise da sustentabilidade. A caracterização dos métodos de produção foi realizada através de uma revisão bibliográfica sistemática. Para a análise de sustentabilidade os métodos foram selecionados considerando os critérios de aplicação e tecnologia empregada. A ACV e CCV foram realizadas utilizando-se a ferramenta de avaliação do ciclo de vida SimaPro®. A ACVS foi realizada considerando os *stakeholders*. Os limites do sistema das três análises do ciclo de vida incluem os estágios de extração de matéria-prima e fabricação. A unidade funcional considerada é de 1,00 kg de nFeZ produzido. A análise de sustentabilidade foi realizada através de uma análise multicritério e multiatributo. Foram identificados e caracterizados nove métodos de produção de nFeZ, compreendendo as diferentes configurações de processos. Destes, foram selecionados três métodos para serem avaliados quanto à sustentabilidade: moagem, redução química líquida com borohidreto de sódio, e redução química gasosa com gás hidrogênio. Na ACV o método da redução com borohidreto de sódio gerou os menores impactos ambientais, a utilização de fontes de energias renováveis contribuiu com a melhoria dos aspectos ambientais dos métodos. Na CCV o método redução com gás hidrogênio resultou nos maiores custos. O cenário dos custos de energia dos métodos possui influência direta nos custos totais de produção. Na ACVS o método da moagem resultou nos maiores índices sociais, sendo que os dados são sensíveis a diferentes cenários sociais. Na análise de sustentabilidade do ciclo de vida o método da redução com borohidreto de sódio é o mais sustentável. O índice de sustentabilidade é influenciado pelos cenários considerados, além disso, a consideração de diferentes especialistas torna-se importante em uma avaliação mais precisa e abrangente da sustentabilidade dos métodos.

Palavras-chaves: Nanoremediação; Remediação sustentável; Análise do Ciclo de Vida; Análise do Ciclo de Vida Social; Análise do Custo do Ciclo de Vida; Avaliação multicritério; Análise da Sustentabilidade.

ABSTRACT

The nano-scale zero-valent iron (nZVI) is the main nanomaterial used in the remediation. Thus, the objective of this work is to analyze the sustainability throughout the life cycle of the nZVI production methods used in the remediation of contaminated sites. The work takes place in three main stages: identification and characterization of production methods; Analysis of the environmental (LCA), Economic (LCC) and social (SLCA) life cycle of production methods; and sustainability analysis. The characterization of the production methods was carried out through a systematic bibliographic review. For the analysis of sustainability the methods were selected considering the application and technology criteria used. LCA and LCC were performed using the Simapro® Life Cycle Assessment tool. The SLCA was carried out considering the stakeholders. The system boundaries of the three life cycle analyses include the stages of raw material extraction and manufacturing. The functional unit considered is 1.00 kg of nZVI produced. The sustainability analysis was carried out through a multi-criteria and Multi-attribute analysis. Nine nZVI production methods were identified and characterized, comprising the different process configurations. Of these, three methods were selected to evaluate the sustainability: milling, liquid chemical reduction with sodium borohydride, and chemical gas reduction with hydrogen gas. In LCA the method of reduction with sodium borohydride generated the lowest environmental impacts, the use of renewable energy sources contributed to the improvement of the environmental aspects of the methods. In LCC the hydrogen gas reduction method resulted in the highest costs. The scenario of the energy costs of the methods has a direct influence on the total production costs. In the SLCA the milling method resulted in the highest social indexes, and the data are sensitive to different social scenarios. In the sustainability analysis of the life cycle the method of reduction with sodium borohydride is the most sustainable. The sustainability index is influenced by the scenarios considered, in addition, the consideration of different special becomes important in a more accurate and comprehensive evaluation of the sustainability the methods.

Key words: Nanoremediation; Sustainable remediation; Life cycle assessment; Social life cycle assessment; Life cycle cost assessment; Multi-criteria assessment; Sustainability Assessment.

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV	Análise do Ciclo de Vida
ACVS	Análise do Ciclo de Vida Social
AHP	Processo de Análise Hierárquica (<i>Analytic Hierarchy Process</i>)
ASCV	Análise de Sustentabilidade do Ciclo de Vida
CCV	Custo do Ciclo de Vida
CI	Índice de Consistência (<i>Consistency Index</i>)
CR	Taxa de Consistência (<i>Consistency Ratio</i>)
EIA	Informação De Energia Administração Estados Unidos (<i>Energy Information Administration United States</i>)
ENECHO	Agência de Recursos Naturais e Energia (<i>Agency for Natural Resources And Energy</i>)
EPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos
EUROSTAT	Estatísticas Europeias (<i>European Statistics</i>)
GEE	Gases do efeito estufa
GSR	Remediação Verde e Sustentável (<i>Green and Sustainable Remediation</i>)
ISO	Organização Internacional de Normas (<i>International Standards Organisation</i>)
MME	Ministério de Minas e Energia
mPt	Milionésimo de pontos
nFeZ	Nano ferro escala zero valente
NMs	Nanomateriais
NPs	Nanoprodutos
OECD	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (<i>Organization for Economic Co-operation and Development</i>)
OIT	Organização Internacional do Trabalho (<i>International Labor Organization</i>)
OMS	Organização Mundial da Saúde (<i>World Health Organization</i>)
ONU	Organização das Nações Unidas
PIB	Produto Interno Bruto
RoW	Resto do mundo (<i>Rest of World</i>)
SETAC	Sociedade da Toxicologia e Química Ambiental (<i>Society of Environment Toxicology and Chemistry</i>)
SURF	Fórum de Remediação Sustentável (<i>Sustainable Remediation Forum</i>)
UNEP	Programa das Nações Unidas para o Ambiente (<i>United Nations Environment Programme</i>)
UNICEF	Fundo Das Nações Unidas Para a Infância (<i>United Nations International Children's Emergency Fund</i>).
WEF	Fórum Econômico Mundial (<i>World Economic Forum</i>)

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Quadro Análise do Ciclo de Vida.	31
Figura 2: Evolução temporal da produção científica sobre Análise do Ciclo de Vida, Sustentabilidade e Remediação.	33
Figura 3: Estrutura hierárquica do método AHP.	45
Figura 4: Fluxograma das etapas para o desenvolvimento da pesquisa.	46
Figura 5: Limites do sistema da ACV.	49
Figura 6: Etapas da avaliação dos custos do ciclo de vida no SimaPro®.	56
Figura 7: Estrutura do método de Hossain et al. (2018) de avaliação de impactos sociais.	61
Figura 8: Etapas da avaliação dos impactos sociais de acordo com metodologia de Hossain et al. (2018).	62
Figura 9: Estrutura metodológica aplicada para a análise de sustentabilidade.	69
Figura 10: Estrutura hierárquica para análise de sustentabilidade.	71
Figura 11: Diagrama esquemático do método da moagem de ferro.	79
Figura 12: Fluxograma de processos do método da moagem de ferro.	80
Figura 13: Fluxograma de processos método de redução química com borohidreto de sódio.	83
Figura 14: Fluxograma de processos método de redução química com gás hidrogênio.	84
Figura 15: Fluxograma de processos método de redução carbotermal.	87
Figura 16: Diagrama esquemático do método de deposição de vapor química.	88
Figura 17: Fluxograma de processos método de deposição de vapor química.	89
Figura 18: Fluxograma de processos método da micro-emulsão.	92
Figura 19: Diagrama esquemático da produção de partículas de metal pelo método da micro-emulsão.	92
Figura 20: Fluxograma de processos método das ondas ultrassônicas.	94
Figura 21: Fluxograma de processos método eletroquímico.	96
Figura 22: Diagrama esquemático para produzir ferro nanoescala por método eletroquímico.	96
Figura 23: Fluxograma de processos método da síntese verde.	98
Figura 24: Métodos de produção do nanoferro empregados nas publicações científicas.	100
Figura 25: Métodos selecionados para a análise de sustentabilidade.	101
Figura 26: Impactos ambientais totais dos métodos de produção do nFeZ.	105
Figura 27: Impactos ambientais por categoria de dano para cada método.	107
Figura 28: Impactos ambientais das etapas de operação do método de redução com borohidreto de sódio.	108
Figura 29: Impactos ambientais das etapas de operação do método de redução com gás hidrogênio.	109
Figura 30: Análise de sensibilidade ACV para diferentes cenários de produção de eletricidade.	111
Figura 31: Custos do ciclo de vida dos métodos de produção do nanoferro.	116
Figura 32: Análise de sensibilidade CCV, variando os custos de energia em diferentes cenários.	119
Figura 33: Índice social total do ciclo de vida social dos métodos de produção do nanoferro.	126
Figura 34: Aspectos sociais dos métodos de produção do nanoferro nas categorias de impacto de ponto final.	126
Figura 35: Índice social dos métodos de produção do nFeZ nas categorias de <i>stakeholders</i>	128
Figura 36: Análise de sensibilidade da ACVS nos diferentes cenários dos métodos de produção do nFeZ.	130

Figura 37: Análise de sensibilidade da ACVS comparando o cenário inicial com o cenário da Suíça.....	131
Figura 38: Análise de sensibilidade da ACVS considerando diferentes fatores de ponderação.	132
Figura 39: Razão de consistência (CR) para os julgamentos de cada especialista.....	134
Figura 40: Índice de sustentabilidade e classificação dos métodos de produção do nanoferro.	136
Figura 41: Análise de sensibilidade da sustentabilidade dos métodos de produção considerando diferentes cenários.	139
Figura 42: Análise de sensibilidade da sustentabilidade dos métodos de produção variando os pesos de ponderação.	141

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Variâncias para o cálculo do coeficiente Alfa Cronbach.	65
Tabela 2: Exemplo de esquema de entrevista e matriz de comparação do método AHP.....	72
Tabela 3: Inventário do ciclo de vida ambiental do método da moagem de ferro.	102
Tabela 4: Inventário do ciclo de vida ambiental do método da redução química líquida com borohidreto de sódio.	102
Tabela 5: Inventário do ciclo de vida ambiental do método da redução química gasosa com gás hidrogênio.....	103
Tabela 6: Inventário dos custos internos e externos do método da moagem.	114
Tabela 7: Inventário dos custos internos e externos do método da redução com borohidreto de sódio.....	114
Tabela 8: Inventário dos custos internos e externos do método da redução com gás hidrogênio.	115
Tabela 9: Preferência de cada categoria de impacto antes e depois do descarte de julgamentos inconsistentes.	134

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Tipos de NMs, métodos de síntese e exemplos.....	19
Quadro 2: Indicadores ambientais, econômicos e sociais da remediação sustentável.	28
Quadro 3: Métricas de sustentabilidade na remediação de áreas contaminadas.	29
Quadro 4: Escala fundamental de Saaty.	45
Quadro 5: Dados e métricas da análise do inventário.	50
Quadro 6: Categorias de impactos, de danos e unidades correspondentes no Impact 2002+. .	51
Quadro 7: Componentes da CCV.	54
Quadro 8: Fonte de dados inventário CCV.	55
Quadro 9: Categorias de impactos, indicadores, e fonte de dados dos indicadores da análise do ciclo de vida social.	59
Quadro 10: Escala normalizada para avaliação dos impactos sociais da ACVS.....	62
Quadro 11: Escala de importância dos fatores sociais.	64
Quadro 12: Índice social.....	68
Quadro 13: Índices de consistência aleatória (RI).....	73
Quadro 14: Métodos de produção do nanoferro.	77
Quadro 15: Características do nFeZ comercialmente disponível relatado na literatura.....	78
Quadro 16: Processos do <i>ecoinvent</i> aplicados aos métodos de produção.	104
Quadro 17: Inventário social dos métodos de produção do nanoferro.....	121
Quadro 18: Fator de ponderação das subcategorias de impacto e indicadores sociais de acordo com a análise dos especialistas.	124
Quadro 19: Detalhamento das pontuações de sustentabilidade e fatores de ponderação.....	137
Quadro 20: Análise de sensibilidade variação da pontuação de ponderação em $\pm 20\%$	143

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
1.1	Objetivos	16
1.1.1	Objetivo Geral	16
1.1.2	Objetivos Específicos	16
1.2	Estrutura da Dissertação	16
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
2.1	Nanomateriais	17
2.1.1	Nanopartículas de ferro zero.....	20
2.2	Remediação de áreas contaminadas.....	22
2.2.1	Nanomateriais aplicados na remediação.....	23
2.3	Remediação Sustentável	25
2.3.1	Indicadores, métricas e ferramentas	27
2.4	Análise do Ciclo de Vida aplicada na remediação de áreas contaminadas.....	30
2.4.1	Programas de ACV	35
2.4.1.1	Metodologia para análise de impactos ambientais - Impact 2002+	37
2.5	Análise do Custo do Ciclo de Vida.....	38
2.6	Análise do Ciclo de Vida Social	39
2.7	Análise da Sustentabilidade do Ciclo de Vida.....	41
2.7.1	Análise multicritério	43
2.7.1.1	<i>Analytic Hierarchy Process - AHP</i>	44
3	METODOLOGIA	46
3.1	Identificação e caracterização dos métodos de produção do nanoferro.....	46
3.1.1	Seleção dos métodos para a Análise de Sustentabilidade.....	48
3.2	Análise do Ciclo de Vida Ambiental (ACV) dos métodos de produção do nanoferro	48
3.2.1	Definição dos objetivos e escopo da ACV	48
3.2.2	Inventário do ciclo de vida	49
3.2.3	Avaliação de impactos ambientais	50
3.2.4	Interpretação do ciclo de vida.....	52
3.3	Análise do Custo do Ciclo de Vida (CCV) da produção do nanoferro.....	53
3.3.1	Definição dos objetivos e escopo da CCV	53
3.3.2	Inventário do custo do ciclo de vida.....	54
3.3.3	Avaliação dos custos	55
3.3.4	Interpretação do custo do ciclo de vida	57
3.4	Análise do Ciclo de Vida Social (ACVS) dos métodos de produção do nanoferro ..	57
3.4.1	Definição dos objetivos e escopo da ACVS	58
3.4.2	Inventário do ciclo de vida social	58
3.4.3	Avaliação de impactos sociais	60
3.4.3.1	Caracterização dos indicadores sociais	62
3.4.3.2	Fator de ponderação dos indicadores	63
3.4.3.3	Cálculo do índice social	67
3.4.4	Interpretação do ciclo de vida social	68
3.5	Análise da sustentabilidade dos métodos de produção do nanoferro	69
3.5.1	Normalização.....	70
3.5.2	Análise multicritério	70
3.5.3	Pontuação de sustentabilidade	73
3.5.3.1	Análise de sensibilidade	74
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	76

4.1	Caracterização dos métodos de produção do nanoferro	76
4.1.1	Moagem de ferro	78
4.1.2	Redução química	81
4.1.2.1	Redução líquida.....	81
4.1.2.2	Redução gasosa	83
4.1.3	Redução termal	85
4.1.4	Deposição de vapor químico	87
4.1.5	Micro-emulsão.....	90
4.1.6	Método das ondas ultrassônicas	93
4.1.7	Método eletroquímico	95
4.1.8	Síntese verde.....	97
4.2	Seleção dos métodos para a Análise da Sustentabilidade.....	99
4.3	Análise do ciclo de vida dos métodos de produção do nanoferro.....	101
4.3.1	Inventário do ciclo de vida	101
4.3.2	Avaliação dos impactos ambientais.....	105
4.3.3	Interpretação do ciclo de vida.....	110
4.3.3.1	Análise de sensibilidade da ACV.....	111
4.4	Custo do ciclo de vida dos métodos de produção do nanoferro	113
4.4.1	Inventário econômico do ciclo de vida.....	113
4.4.2	Avaliação dos custos do ciclo de vida.....	115
4.4.3	Interpretação do custo do ciclo de vida	117
4.4.3.1	Análise de sensibilidade da CCV	118
4.5	Ciclo de vida social dos métodos de produção do nanoferro.....	120
4.5.1	Inventário social dos métodos de produção do nanoferro	120
4.5.2	Análise dos impactos sociais dos métodos de produção do nanoferro.....	123
4.5.3	Interpretação do ciclo de vida social	128
4.5.3.1	Análise de sensibilidade da ACVS.....	129
4.6	Análise da sustentabilidade do ciclo de vida dos métodos de produção do nFeZ ...	132
4.6.1	Fator de ponderação.....	133
4.6.2	Índice de sustentabilidade dos métodos de produção do nFeZ	135
4.6.2.1	Análise de sensibilidade da sustentabilidade dos métodos de produção...	139
5	CONCLUSÕES	144
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	147

1 INTRODUÇÃO

A expansão industrial observada ao longo dos séculos XIX e XX foi responsável por inúmeros avanços econômicos e tecnológicos. Entretanto, grande parte desse desenvolvimento ocorreu negligenciando a questão ambiental, gerando a contaminação destes locais (REDDY e ADAMS, 2015). A necessidade de remediação destas áreas surge tanto no quesito legal, quanto na proteção da saúde pública e melhoria da qualidade de vida da população.

Inúmeras tecnologias podem ser empregadas para a remediação de solos, sendo que uma das técnicas mais recentes é a nanotecnologia através do uso de nanomateriais (NMs). A utilização dos NMs na remediação de solos vêm com a finalidade de proporcionar uma técnica com uma elevada eficiência, menores tempos de tratamento, melhor custo/benefício, além de poder ser empregada em locais contaminados com vários tipos de substâncias tóxicas, como metais de transição, substâncias orgânicas persistentes, etc. (THOMÉ et al., 2015). Dentre os NMs empregados na remediação, o ferro em nanoescala zero-valente (ou nanoferro de valência zero), também conhecido simplesmente como nanoferro (nFeZ), se destaca como um dos NMs mais utilizados na remediação (CECCHIN et al., 2016). O seu amplo uso se dá em virtude da sua eficiência de remoção, sua capacidade de remediar diversos tipos de contaminantes, sua praticidade para injetar em ambientes subsuperficiais nos locais contaminados devido a sua baixa toxicidade e custo de produção.

Contudo, embora os processos de remediação visarem à minimização dos riscos e impactos da contaminação à saúde humana e o meio ambiente, estes podem ocasionar suas próprias consequências. Desta forma, ao longo dos anos, inúmeras mudanças na gestão de áreas contaminadas vêm sendo observadas. Em 1970, as preocupações dos tomadores de decisão baseavam-se nos custos dos processos de remediação, passando em 1980 a uma abordagem baseada na disponibilidade e viabilidade das tecnologias (POLLARD et al., 2004) e em 1990 para a abordagem de risco. Já nos anos 2000, a preocupação com os impactos ambientais, sociais e econômicos passaram a ser empregados no processo de tomada de decisão, por meio da aplicação dos conceitos da remediação sustentável (RIZZO et al., 2016).

A remediação sustentável surge como uma abordagem ampla e holística, considerando igualmente as três dimensões da sustentabilidade na tomada de decisão sobre a remediação de áreas contaminadas, tanto os impactos quanto os benefícios sobre os aspectos ambientais, econômicos e sociais. Portanto, a remediação sustentável implica a coordenação entre o

consumo de recursos necessários para a remediação e os benefícios alcançados em termos de viabilidade econômica, conservação de recursos naturais e biodiversidade, e o aprimoramento da qualidade de vida nas comunidades vizinhas da área (FORUM, 2009; SLENDERS et al., 2017).

A sustentabilidade das técnicas de remediação pode ser avaliada por meio de inúmeros métodos e ferramentas, considerando todo o processo, em uma perspectiva do seu ciclo de vida. Neste contexto, a Análise do Ciclo de Vida (ACV) é comumente utilizada. A ACV consiste em um processo de avaliação e quantificação dos impactos ambientais gerados por um produto ou processo ao longo do seu ciclo de vida, desde a extração da matéria prima até a disposição final. A ACV é uma ferramenta aplicada em inúmeras áreas auxiliando desde o desenvolvimento de produtos e processos, até como mecanismo de tomada de decisão. Na remediação de solos, a ACV insere-se como uma ferramenta de avaliação do desempenho de diferentes tecnologias de remediação, de forma a avaliar aquela que, ao longo do seu ciclo de vida, resulta nos menores impactos ao ambiente (MARTINS et al., 2017).

Embora já se tenha verificado o enorme potencial dos NMs na remediação de áreas contaminadas e o uso já estar consolidado, ainda existem muitas incertezas associadas à nanoremediação. Como por exemplo, os impactos da produção dos NMs, os subprodutos que podem ser gerados e os riscos da produção e utilização. Diferentes métodos podem ser empregados na produção dos NMs, sendo que estes podem ter origem no material a granel ou em moléculas, os quais por meio de diferentes processos resultam nos NMs (CRANE e SCOTT 2012). Os métodos físico-químicos de produção do nFeZ e dos demais NMs, por exemplo, utilizam processos com alta demanda de recursos como energia, água e financeiros, geração de resíduos nocivos ao ambiente, além da exposição aos trabalhadores a inúmeros produtos químicos.

Em relação à produção do nFeZ, constatou-se que apenas duas pesquisas realizam uma análise de impactos ambientais e custos de métodos de síntese do nFeZ (MARTINS et al. 2017; JOHSI et al., 2018). Martins et al. (2017) avaliou os métodos tradicional (redução química com borohidreto de sódio) e verde através da produção empregando extratos de plantas. Enquanto que, Johsi et al. (2018) analisou os impactos e custos do método de síntese verde com redução microbiana de Fe (III) natural. Contudo, estas abordagens não são consideradas “sustentáveis” uma vez que, englobam apenas dois pilares da sustentabilidade.

Com base no exposto, este estudo busca responder o seguinte problema: Considerando os impactos ambientais, econômicos e sociais em uma abordagem de ciclo de vida, qual a

sustentabilidade dos diferentes métodos de produção do nFeZ aplicados na remediação ambiental?

Assim, este trabalho busca preencher esta lacuna científica, promovendo uma análise mais ampla, avaliando de forma conjunta, os impactos ambientais, sociais e econômicos resultantes dos métodos de produção do nFeZ. A sustentabilidade do ciclo de vida dos métodos de produção também é avaliada através da metodologia da análise multicritérios, considerando a análise de diferentes especialistas, da área da sustentabilidade e remediação, na determinação do fator de ponderação da sustentabilidade. Ainda, a sustentabilidade também é avaliada em diferentes cenários de produção.

Em uma análise de sustentabilidade é necessário avaliar todos os pilares da sustentabilidade da tecnologia de remediação, considerando desde a produção até a destinação final. A avaliação na perspectiva de ciclo de vida torna-se importante para analisar todo o processo, desde a produção dos materiais utilizados pela técnica de remediação, sua aplicação e encerramento. É possível verificar os impactos e subprodutos que são gerados, se estes são nocivos ao meio ambiente, se o processo pode gerar riscos aos trabalhadores, se durante a remediação o produto a ser aplicado pode gerar riscos a população, entre outros (SRIVASTAVA et al., 2016). A abordagem mais ampla do ciclo de vida auxilia na avaliação da sustentabilidade da técnica de remediação como um todo, proporcionando uma conclusão de sustentabilidade real do processo de remediação, pois considera todos os seus impactos, não apenas aqueles gerados durante a remediação do local.

Portanto, o conhecimento da sustentabilidade das técnicas de remediação e dos materiais empregados na remediação torna-se um importante aliado dos tomadores de decisão na escolha das melhores alternativas de remediação para determinado local, considerando os aspectos ambientais, sociais e econômicos. Com o crescente avanço do conceito de remediação sustentável, e do uso da nanotecnologia na remediação de solos, sendo o nFeZ o principal NM utilizado, é necessário empregar mecanismos de avaliação da sustentabilidade desta tecnologia. De modo a conhecer mais detalhadamente a sustentabilidade do nFeZ utilizado na remediação, determinando se há equilíbrio entre os impactos sociais, econômicos e ambientais, em uma perspectiva do ciclo de vida. Para assim, orientar os tomadores de decisão, as empresas fabricantes, a sociedade e os trabalhadores sobre o ciclo de vida desta tecnologia, que vem em crescentes estudos e aplicações.

O Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, em sua linha de pesquisa Infraestrutura Sustentável através do grupo em Geotecnia Ambiental, no qual este estudo está inserido, tem desenvolvido diversos trabalhos voltados para a remediação de áreas

contaminadas com o uso do nFeZ e também na área da remediação sustentável. Esta dissertação traz um tema novo na linha e no grupo de pesquisa, que contribuirá para expandir e incluir o tema e as questões da sustentabilidade do nFeZ na remediação de áreas contaminadas.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo Geral

Analisar a sustentabilidade ao longo do ciclo de vida dos métodos de produção do nanoferro utilizados na remediação de áreas contaminadas.

1.1.2 Objetivos Específicos

Para o alcance deste objetivo geral, alguns objetivos específicos foram elaborados:

- a) Identificar e caracterizar os métodos de produção do nFeZ;
- b) Avaliar os impactos ambientais ao longo do ciclo de vida dos métodos de produção do nFeZ;
- c) Analisar os impactos econômicos ao longo do ciclo de vida dos métodos de produção do nFeZ;
- d) Investigar os impactos sociais ao longo do ciclo de vida dos métodos de produção do nFeZ;
- e) Determinar a sustentabilidade de diferentes métodos de produção do nFeZ.

1.2 Estrutura da Dissertação

Esta dissertação está dividida em cinco capítulos. No primeiro, apresenta-se a introdução do trabalho, o problema, a justificativa e os seus objetivos. O segundo capítulo é composto da revisão bibliográfica, que aborda em especial os NMs, remediação sustentável e análise do ciclo de vida.

No terceiro capítulo são descritos os procedimentos metodológicos utilizados, de cada etapa realizada. O quarto capítulo apresenta os resultados e discussões, e, por fim, o último capítulo é composto pelas considerações finais e sugestões para trabalhos futuros.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Nesta seção serão abordadas as temáticas consideradas importantes para a fundamentação teórica do trabalho e também para o embasamento da aplicação metodológica. Sete itens principais serão apresentados, sendo estes, nanomateriais, remediação, remediação sustentável, análise do ciclo de vida, análise do custo do ciclo de vida, análise do ciclo de vida social e análise da sustentabilidade do ciclo de vida. Além disto, para uma abordagem mais ampla e uma compreensão mais criteriosa sobre o assunto, algumas seções estão subdivididas em subseções.

2.1 Nanomateriais

Um nanômetro (nm) corresponde a 10^{-9} m. Os nanomateriais (NMs) são materiais com dimensão de 100 nm ou menos, enquanto que as nanopartículas (NPs) são aquelas que tem pelo menos duas dimensões entre 1 e 100 nm (THOMÉ et al., 2015; BARDOS et al., 2015). A nanotecnologia consiste na utilização de NPs que resultam em distintas aplicações em comparação ao seu estado natural granular (CECCHIN et al., 2016; THOMÉ et al., 2015). Esta diferença na aplicabilidade se dá devido à mudança nas propriedades e características físicas e químicas dos materiais, como no caso da maior área superficial e reatividade (TOSCO et al., 2014; THOMÉ et al., 2015).

A caracterização dos NMs é feita através de microscopia eletrônica de varredura (MEV) e a microscopia eletrônica de transmissão (MET), sendo que as principais características a serem avaliadas são, conforme Thomé et al. (2015), morfologia, distribuição de tamanho de partícula, área superficial específica, carga superficial e caracterização cristalográfica. De acordo com a tecnologia de produção diferentes morfologias podem ser observadas nas NPs, como por exemplo, esferas com superfícies lisas e angulares (TOSCO et al., 2014; THOMÉ et al., 2015).

Os NMs podem ser classificados conforme a sua origem, que pode ser de forma natural, acidental ou produzido em laboratório. Os NMs de ocorrência natural são aqueles que fazem parte da composição do solo, como as argilas, matéria orgânica, e óxido de ferro (THOMÉ et al., 2015), e também o pó vulcânico ou lunar, compósitos minerais (YADAV et al., 2016). Enquanto que os de ocorrência acidentais são gerados através da atividade antropogênica, por exemplo, exaustão de diesel, combustão de carvão, fumaça de soldagem

(YADAV et al., 2016), emissões atmosféricas, resíduos sólidos ou líquidos de instalações de produção para materiais em nano-escala, operações agrícolas, queima de combustível e intempérie (KLAINE et al., 2008; THOMÉ et al., 2015). A fabricação dos NMs é feita de forma a melhorar a sua aplicação tecnológica ou industrial, tendo como exemplos, os pontos quânticos de materiais à base de metal, nano-ouro, nanozinco, nano-alumínio TiO_2 , ZnO e Al_2O_3 (NIU et al., 2015; THOMÉ et al., 2015; YADAV et al., 2016).

Os NMs também são classificados de acordo com as suas propriedades físico-químicas em orgânicos e inorgânicos. Os compostos orgânicos são aqueles formados principalmente por átomos de carbono, sendo que estes podem ser classificados como fullerene e nanotubos de carbono (ZHANG et al., 2013; THOMÉ et al., 2015). Os compostos inorgânicos são classificados como metálicos e óxidos metálicos e pontos quânticos (THOMÉ et al., 2015). Os pontos quânticos são a mistura entre dois ou mais elementos químicos com tamanho até 10 nm e são consideradas semicondutores, como por exemplo, CdS , CdSe e CdTe (THOMÉ et al., 2015). Os metais podem ser encontrados na forma de óxidos de metais (óxido de ferro, óxido de zinco, etc.), e também na sua forma pura (nano-ouro, nanop prata, nanoferro) ou ainda, na forma de compostos bi metálicos (THOMÉ et al., 2015). Estes metais bi metálicos consistem em um metal corrosivo, como ferro (Fe) e zinco (Zn), juntamente com metal nobre, como paládio (Pd), platina (Pt), níquel (Ni), prata (Ag) e, Cobre (Cu) (THOMÉ et al., 2015).

A produção dos NMs pode ocorrer de diversas formas, mas duas tecnologias têm destaque, a fabricação através de processos de cima para baixo ou de fora para dentro e de baixo para cima ou de dentro para fora (THOMÉ et al., 2015). A primeira baseia-se em algo maior (material a granel) para se transformar em algo menor, enquanto que a segunda parte de pequenas coisas para algo maior (NIEMEYER, 2001; THOMÉ et al., 2015). Os métodos empregados nas tecnologias de cima para baixo envolvem processos de fricção, aquecimento e fotolitografia (THOMÉ et al., 2015).

Os métodos empregados na produção de NPs descritos na literatura são, conforme Thomé et al. (2015), deposição química de vapor, condensação de gás inerte, ablação a laser, geração de carga de ignição, pulverização de agregação de gás, decomposição térmica, redução térmica de compostos de óxido, hidrogenação de complexo metálico e redução de sais de ferro aquosos (CRANE e SCOTT, 2012). Entretanto, muitos destes métodos acabam sendo viáveis apenas para a aplicação em nível de laboratório, em virtude dos altos custos e geração de efluentes, e toxicidade do processo, como o caso da redução térmica de compostos (YAN et al., 2013; THOMÉ et al., 2015). Em nível industrial, a produção de NPs ocorre

principalmente por processos de baixo para cima, através da redução e eletrólise (THOMÉ et al., 2015). Tipos de NMs, métodos de síntese e exemplos são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1: Tipos de NMs, métodos de síntese e exemplos.

Nanomateriais	Métodos de síntese	Exemplos
Metais	Fotoquímico, eletroquímico, bioquímica, termoquímico.	Pt, Rh, Pd, Ir, Ag, Au, Cu, Co, Ni, FeNi, Cu ₃ Au, CoNi, CdTe, CdSe, ZnS
NMs de Carbono	Arco-descarga, ablação a laser, deposição de vapor químico.	Nanotubos cilíndricos (SWNT, MWNT). Fullerenos.
NPs de óxido de metal	Hidrotérmico, sol-gel, método de micelas reversas, deposição eletroquímica.	ZnO, Fe ₂ O ₃ , Fe ₃ O ₄ , MgO, BaCO ₃ , BaSO ₄ , TiO ₂
NMs de Polímeros	Polimerização Eletroquímica.	Nanofio de polipirrole, polianilina, poli (3,4-etilenodioxitiofano) dendrímeros (PAMAM)
Nanocomposto	Métodos inovadores.	Nanocompostos de óxido de polietileno e polietilenoimina; CNT, compostos epóxi incluem compósitos de polímero de hidrocarbonetos, compostos poliméricos conjugados, CNTs com policarbonatos, fluoropolímeros, polietilenoglicol, poliamidas de poliéster.
Bionanomaterial	Biológico.	Vírus biológicos, plasmídeos e NPs de proteínas.

Fonte: Adaptado de Francy e Shanthakumar (2015).

Outra forma de fabricação das NPs é através da síntese biológica, a qual pode ocorrer através de plantas, bactérias, fermento e fungos. Conforme detalhado no estudo de Yadav et al. (2016), a obtenção desses compostos através desses mecanismos é uma forma de diminuir os impactos adversos resultantes da produção por técnicas físicas e químicas, através de uma produção eco amigável, econômica e estável (YADAV et al., 2016). A vantagem da utilização da produção por meio da via biológica se dá devido à rapidez e facilidade de síntese, além do

controle da toxicidade e características como o tamanho (YADAV et al., 2016). Entretanto as maiores aplicações destas técnicas ocorrem nas áreas de eletrônicos, medicina e agricultura (KAVITHA et al., 2013).

Uma das desvantagens do uso da nanotecnologia refere-se aos impactos ambientais de produção das NPs, os quais além de consumirem uma grande quantidade de recursos como água e energia, dependem de elevada mão-de-obra, o que gera altos custos de produção (SRIVASTAVA et al., 2016). Além disso, inúmeras incertezas estão associadas ao uso de NPs nos produtos, e pouco se sabe sobre os efeitos em longo prazo da utilização de NPs.

Uma forma de melhorar os aspectos ambientais negativos resultantes da produção da nanotecnologia é proposta por Srivastava et al (2016), através da nanotecnologia verde, a qual busca na sua produção incorporar métodos que sejam ambientalmente amigáveis, seguras para o meio ambiente e com um custo-benefício adequado, como no caso a química verde, os princípios de engenharia verde, e a biossíntese. Uma das soluções propostas pela nanotecnologia verde aos desafios ambientais é a produção de NPs com menor deterioração do meio ambiente, e a saúde humana (SRIVASTAVA et al., 2016).

2.1.1 Nanopartículas de ferro zero

Dentre os NMs, o ferro em nanoescala zero-valente (nFeZ), ou simplesmente nanoferro, possui destaque na sua importância para a remediação de solo e águas, sendo este o NM mais estudado ao longo dos últimos 20 anos (ZHAO et al., 2016). Deste modo, uma abordagem mais detalhada das principais características do nFeZ, seus processos de síntese e estabilização são apresentados neste item.

O nFeZ é um nanomaterial inorgânico produzido em laboratório, caracterizado por possuir grande área superficial específica, a qual varia de 1 a 150 m²/g (SUN et al., 2006, DAI et al. (2016), grande número de locais reativos (FRANCY e SHANTHAKUMAR, 2015) alta energia e reatividade da superfície, e poder de redução forte (quando recém preparado) (ZHAO et al., 2016). O tamanho pequeno das partículas, bem como, a relação entre a área superficial e massa ilustra a sua maior eficiência em comparação com a micropartícula (RIZWANA et al., 2014).

Conforme relatado no item anterior as tecnologias empregadas na produção dos NMs podem ser processos de cima para baixo ou de baixo para cima. Na fabricação de nFeZ, os métodos normalmente empregados são de baixo para cima, como redução por H₂ sob alta temperatura ou redução do boro-hidreto em fase aquosa, métodos baseados em micro-

emulsão, métodos de redução carbotérmica, assistidos por sonicação, métodos sol-gel, além de métodos verdes usando polifenóis de chá verde (CRANE e SCOTT, 2012; SHI et al., 2015; ZHAO et al., 2016). Os métodos físico-químicos de produção do nanoferro e dos demais NMs utilizam processos com alta demanda de recursos como energia, água e financeiros, geração de resíduos nocivos ao ambiente, além da exposição aos trabalhadores a inúmeros produtos químicos. O método de redução de borohidreto é o método de síntese local mais comum para estudos laboratoriais e de campo, em virtude do uso mínimo de solventes ou produtos químicos intensivos do meio ambiente (SHI et al., 2015; ZHAO et al., 2016).

Para a produção em escala industrial, os métodos empregados na fabricação do nFeZ consistem em processos de redução térmica de precursores de óxido de ferro com hidrogênio, por meio da moagem de bolas (LI et al., 2016; ZHAO et al., 2016), ou através de tecnologias de baixo para cima pela redução da goethita (α -FeOOH) ou hematita (α -Fe₂O₃) por H₂ a altas temperaturas ou pelo uso de eletrólise ferrosa (THOMÉ et al., 2015). A comercialização do nFeZ é feita por várias fontes, sendo as principais a Toda Kogyo Ltd. (Japão) e Nano Iron (República Tcheca), e as demais Polyflon (EUA), MKnano (Canadá), Sky Spring Nano materials, Inc. (EUA). A Golder Associates Inc. (EUA) realiza a produção em larga escala apenas não a comercialização do nFeZ (STEFANIUK et al., 2016; ZHAO et al., 2016).

O nFeZ pode ser encontrado de duas formas, estabilizado e não estabilizado. O nFeZ está sujeito a altas forças de Van der Waals, alta constante de Haymaker e alta propriedade magnética (THOMÉ et al., 2015; FRANCY e SHANTHAKUMAR, 2015). Em virtude destes fatores, a capacidade de aglomeração do NPs é muito alta, na sua forma não estabilizada, o que resulta na diminuição da sua superfície específica, tornando as partículas mais densas do que a água (REDDY 2010; THOMÉ et al., 2015). Por meio destas propriedades, a mobilidade do nFeZ é reduzida. Deste modo, a utilização de estabilizantes atua na modificação das características de superfície do nFeZ, a qual pode reduzir a sua reatividade, mas melhora a sua dispersão e mobilidade, bem como as suas propriedades de remediação (TOSCO et al., 2014; THOMÉ et al., 2015). Entretanto, o aumento da mobilidade das NPs pode não ser vantajoso quando analisada a sua capacidade de migração do solo para os aquíferos e águas superficiais (THOMÉ et al., 2015).

A utilização das NPs em inúmeros produtos, e em especial o nFeZ na remediação ambiental resultou em preocupações sobre a toxicidade e os impactos para o meio ambiente. De acordo com Thomé et al. (2015) alguns estudos foram conduzidos em escala de bancada de forma a avaliar a toxicidade do nFeZ em micro-organismos, mostrando que o nFeZ possui um biocida de alto potencial quando usado sem estabilizador. No entanto, após o nFeZ se

tornar oxidado, sua influência sobre micro-organismos é revertida, tornando-os um excelente estimulante da atividade microbiológica pela biodisponibilidade do ferro oxidado, auxiliando deste modo os processos de biorremediação (JANG et al., 2014).

Em relação a ensaios de campo, a toxicidade das NPs foi estudada por Crane e Scott (2012), os quais concluíram que a injeção de nFeZ nas águas subterrâneas pode apresentar uma menor toxicidade do que a encontrada em estudos de escala *in vitro* devido às rápidas reações de oxidação que ocorrem no campo. Os efeitos tóxicos da injeção do nFeZ nas águas subterrâneas é mínimo, uma vez que, se oxidam rapidamente formando óxidos imobilizados, eliminando qualquer possibilidade de exposição a humanos ou a outros mamíferos. Em relação à exposição aos seres humanos, conforme com Thomé et al. (2015) esta pode ocorrer no manuseio dos produtos (contato com a pele e inalação antes da injeção), no entanto, essa exposição pode ser facilmente evitada através do uso de equipamentos de segurança.

2.2 Remediação de áreas contaminadas

A remediação ambiental consiste na remoção de contaminantes do ambiente, solo, ar, águas superficiais e subterrâneas, sedimentos, através da aplicação de técnicas e medidas de intervenção de forma a promover a proteção dos recursos ambientais e da saúde humana, e eliminando ou reduzindo os riscos para o uso futuro desta área (DAS, 2014). Os critérios e valores orientadores da qualidade do solo são estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 420 de 28 de dezembro de 2009, que também orienta o gerenciamento ambiental das áreas contaminadas em decorrência da atividade antrópica.

As técnicas de remediação são classificadas de acordo com o local de aplicação *in situ* ou *ex situ*. O tratamento *in situ* consiste na execução direta do processo no local de contaminação, sem a remoção física do meio contaminado, enquanto que, o processo *ex situ* caracteriza-se pela remoção preliminar do solo contaminado para ser realizado um tratamento a seguir, sendo que este pode ocorrer na proximidade da área envolvida (*on site*) ou em plantas de tratamento externas (*off-site*) (PETRUZZELLI et al., 2016; UDDIN et al., 2017).

A remediação *in situ* é amplamente utilizada em virtude dos menores impactos gerados no meio, além de não ter custos associados à escavação e transporte do material até o local em que irá ocorrer o tratamento. Porém, a dificuldade em assegurar que os contaminantes sejam efetivamente atingidos pelas tecnologias devido à heterogeneidade do solo e a incerteza quanto à distribuição do poluente, são as principais desvantagens deste tratamento (PETRUZZELLI et al., 2016). Diferentemente o que ocorre no processo de

remediação *ex situ*, na qual em virtude da remoção do material contaminado, a efetividade da remediação é garantida devido a melhor mistura entre os contaminantes e os reagentes. Outro benefício é o menor tempo de tratamento em relação às técnicas *in situ*. (PETRUZZELLI et al., 2016; UDDIN et al, 2017)

As técnicas de remediação também podem ser enquadradas quanto ao método de tratamento, os quais podem ser físicos, químicos, biológicos e térmicos. Os processos físicos, usualmente correspondem à etapa inicial da remediação, uma vez que, estes não removem o contaminante, apenas isolam ou concentram o poluente (DAS, 2015). Por outro lado, as tecnologias com princípios químicos são responsáveis pela remoção ou destruição dos contaminantes a fim de mudar a sua estrutura, de forma a diminuir a sua periculosidade e toxicidade ao meio (PETRUZZELLI et al., 2016). Os processos biológicos correspondem ao tratamento utilizando micro-organismos ou plantas, sendo baseados na capacidade dos micro-organismos em degradar moléculas de contaminantes orgânicos utilizando-as como nutrientes, substratos de crescimento e, também, como fontes de carbono e energia (REDDY e ADAMS, 2015; PETRUZZELLI et al., 2016). E, por sua vez, na remediação térmica, ocorre a destruição ou imobilização térmica dos contaminantes, principalmente poluentes orgânicos, presentes no solo (PETRUZZELLI et al., 2016; UDDIN et al, 2017).

A escolha da técnica de remediação a ser aplicada no local, deve levar em conta diversas informações tanto do contaminante quanto do local de contaminação, bem como, os recursos disponíveis para a realização da remediação. Para uma tecnologia ser considerada ideal esta deve enquadrar-se nos quesitos definidos por Reddy e Adams (2015), sendo estes de minimização de riscos, impactos, geração de resíduos secundários, emissão de poluentes atmosféricos e, impactos sobre corpos hídricos. Além de fornecer uma solução eficaz em longo prazo, de forma a facilitar o uso benéfico e apropriado da terra, procurando a utilização de fontes de energia renováveis, diminuindo o uso de material, facilitando a reciclagem e o uso de materiais recicláveis.

2.2.1 Nanomateriais aplicados na remediação

A nanoremediação é o termo utilizado para descrever técnicas e métodos de remediação de solos contaminados utilizando as NPs. O ferro em nanoescala zero-valente (nFeZ), é considerado como o principal NM empregado na nanoremediação, o nFeZ corresponde a cerca de 90% dos estudos realizados na área, principalmente na remediação de

solos contaminados com compostos tóxicos, sendo que a sua aplicação *in situ* aumentou significativamente nos últimos anos (THOMÉ et al. 2015; CECCHIN et al., 2016).

Os EUA são considerados como a referência na aplicação e estudos sobre os NMs na remediação de solos, sendo responsáveis pelos maiores índices dos estudos sobre nanoremediação. As maiores aplicações *in situ* dos NMs na remediação de solos contaminados ocorrem nos EUA, sendo que, em 2011, 36 locais foram remediados com NMs (EPA, 2010), e em 2013, 45 locais (CLU-IN, 2013). Além disso, de acordo com Trentin et al. (2017), os EUA também destacam-se nas publicações referentes a remediação sustentável, sendo a ACV uma importante ferramenta de avaliação da sustentabilidade.

As vantagens da aplicação da nanoremediação consistem no menor tempo de remediação e custos, e da capacidade dos NMs, em virtude das suas propriedades, de atuarem na catalisação e redução química de inúmeros poluentes (BARDOS et al, 2015, THOMÉ et al, 2015; ARAÚJO et al., 2015; CECCHIN et al, 2016), principalmente os compostos tóxicos persistentes (hidrocarbonetos alifáticos clorados), pesticidas organoclorados e bifenilos policlorados (PCBs), metais pesados (REDDY et al., 2012; CECCHIN et al, 2016; GIL-DÍAZ et al., 2017).

Outra vantagem das NPs é que estas permitem o desenvolvimento de sensores menores, os quais podem atingir regiões que outras técnicas não conseguem, e de ferramentas de remediação específicas para determinados poluentes (DAS, 2014; YADAV et al., 2016).

As propriedades que conferem a ampla aplicação das NPs na remediação dos solos contaminados são a sua grande área superficial específica, alta reatividade química (ARAÚJO et al., 2015; FRANCY e SHANTHAKUMAR 2015), alta eficiência, mobilidade no sistema de aquíferos, além de poder ser diretamente injetado na subsuperfície para tratar zonas contaminadas (FRANCY e SHANTHAKUMAR, 2015). Em relação ao nFeZ a sua baixa toxicidade e custo de produção em relação a outros NMs, faz com que este seja considerado como uma alternativa a inúmeras tecnologias de remediação (RIZWANA et al., 2014).

As incertezas associadas à nanoremediação são inúmeras, como o comportamento do NMs após a remediação, a biodisponibilidade, biodegradabilidade e toxicidade dos novos NMs (QUINA, 2004). O comportamento destes compostos no campo também requer maiores estudos, de forma a avaliar a sua capacidade de migração pelo solo, se atingir as águas superficiais ou subterrâneas, os riscos à saúde humana e à biota (QUINA, 2004; BASTOS et al., 2015). Muitos destes questionamentos ainda não foram respondidos, os estudos nessas áreas estão iniciando e muitos resultados são observados em condições controladas como em laboratórios (BARDOS et al, 2015; SRIVASTAVA et al., 2016). O comportamento em

campo na NPs ainda é incerto, bem como as consequências em longo prazo (QUINA, 2004; BARDOS et al, 2015; SRIVASTAVA et al., 2016).

O nFeZ possui características que o tornam um excelente material para a nanoremediação, entretanto, porém também como um potencial contaminante para o meio (PERALTA-VIDEA et al., 2011; THOMÉ et al., 2015). A preocupação quanto à toxicidade e os impactos negativos da nanoremediação são as principais desvantagens da aplicação destas tecnologias, mesmo com o efeito benéfico de destruição e transformação de contaminantes tóxicos (THOMÉ et al., 2015).

2.3 Remediação Sustentável

De forma a compreender melhor os conceitos e princípios da remediação sustentável, deve-se inicialmente abordar o tema do desenvolvimento sustentável, o qual foi introduzido em 1987 no relatório “Nosso futuro comum” da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, ou mais conhecido como Relatório de Brundtland. Desde então, o conceito amplamente difundido de desenvolvimento sustentável é o “desenvolvimento que satisfaz as necessidades presentes, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de suprir suas próprias necessidades” (BRUNDTLAND, 1987).

O desenvolvimento sustentável traz na sua essência três áreas: econômica, ambiental e social. A interpretação estreita em que a sustentabilidade e o desenvolvimento sustentável se restringem apenas ao pilar ecológico é substituída pela interpretação mais ampla na qual os três pilares devem ser considerados de forma igual, sendo que, para a sustentabilidade ser alcançada os três aspectos devem estar em equilíbrio (EIZENBERG et al., 2017). Deste modo, o novo padrão de desenvolvimento deve ser ambientalmente correto, economicamente viável e socialmente justo.

O conceito de sustentabilidade compreende desde a distribuição igualitária dos recursos ambientais a toda a população, a minimização dos impactos ambientais ao meio, o crescimento econômico beneficiando toda a população, o bem estar social e a equidade para todas as espécies terem condições de crescer e sustentar-se ao longo de gerações. Esta flexibilidade conceitual é o fator chave na adoção do desenvolvimento sustentável como um princípio orientador por inúmeras organizações como a ONU, União Europeia e muitos países, além de ser um ponto central de muitas empresas, conselhos empresariais, partidos políticos, ONGs, além da sua inserção em diferentes meios, como na remediação de áreas contaminadas, por exemplo, (IPCC, 2007; HEIJUNGS et al., 2010).

As técnicas de remediação tradicionais são baseadas na eficácia da remediação de forma a atingir os objetivos definidos; facilidade de implementação; custos e prazo da remediação (REDDY e ADAMS, 2010). Uma das desvantagens destas técnicas é o fato de não considerarem na sua essência os impactos ambientais resultantes do processo de remediação, como a geração de resíduos sólidos e efluentes, emissão dos gases do efeito estufa, extração de recursos naturais, consumo de energia, dentre outros. Deste modo, uma nova perspectiva nos projetos de remediação vem crescendo por meio da inclusão dos conceitos do desenvolvimento sustentável como fator chave, através da implantação de tecnologias verdes e sustentáveis neste contexto.

As tecnologias verdes são baseadas no uso de fontes alternativas e/ou renováveis de energia sempre que possível, de forma a maximizar o benefício ambiental da descontaminação do local (REDDY e ADAMS, 2010). Entretanto, a abordagem da remediação verde, por si só não é considerada sustentável, em virtude desta incorporar apenas práticas ambientalmente conscientes, não incluindo os pilares sociais e econômicos no seu processo. Por outro lado, a remediação sustentável é considerada uma abordagem mais ampla e holística, a qual visa equilibrar o desenvolvimento econômico e social com os benefícios ambientais, através do uso criterioso/limitado dos recursos das ações corretivas (FORUM, 2009).

A Remediação Verde e Sustentável (*Green and Sustainable Remediation – GSR*) considera a abordagem holística da remediação sustentável dos tripés da sustentabilidade, com a aplicação de tecnologias verdes. Os elementos chaves da GSR são definidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA, 2008) como sendo a minimização do total de energia utilizada, aumentando a quantidade de energia de fontes alternativas ou renováveis; minimização da emissão de gases poluentes; minimização do uso e impacto nos recursos d'água; proteção do ecossistema durante o processo de remediação, bem como, o gerenciamento do uso de materiais e redução dos resíduos gerados (PETRUZZELLI et al. 2016).

O marco inicial da remediação sustentável foi à criação do Fórum de Remediação Sustentável (*Sustainable Remediation Forum - SURF*) por profissionais inseridos em projetos de remediação, pesquisadores e indústria. O SURF corresponde a um fórum internacional sem fins lucrativos, que tem como objetivo principal promover a utilização de práticas sustentáveis na remediação. O SURF já possui organizações nos EUA, Canadá, Reino Unido, Holanda, Itália, China, Brasil, Nova Zelândia e Austrália (RIDSDALE e NOBLE, 2016).

A remediação sustentável busca gerar melhorias ao meio ambiente, maximizando os benefícios sociais e econômicos, em longo prazo, na mesma proporção em todas as fases do processo de remediação (FORUM, 2009). A integração e equilíbrio entre os tripés da sustentabilidade é o fator chave da remediação sustentável, a qual envolve a avaliação, gestão, eliminação e/ou controle dos riscos significativos para a saúde humana e o meio ambiente, bem como, para a comunidade em geral (ISO, 2015).

Os benefícios da remediação sustentável compreendem a minimização dos impactos no ambiente e nas comunidades vizinhas, redução de custos, gestão eficaz dos riscos associados à saúde humana e ao meio ambiente, compromisso em assegurar os princípios do desenvolvimento sustentável em todas as fases das obras de remediação, e melhora da robustez na tomada de decisões quanto à remediação (CL: AIRE, 2010).

Quanto à avaliação da sustentabilidade na remediação, esta pode ser realizada através de indicadores, métricas e ferramentas.

2.3.1 Indicadores, métricas e ferramentas

Os indicadores são parâmetros e medidas que visam quantificar, monitorar e fornecer informações do desempenho na gestão de métricas de sustentabilidade. A definição de indicadores-chave, de acordo com Reddy e Adams (2015) é fundamental para analisar e comparar diferentes alternativas de remediação em relação a um aspecto de sustentabilidade específico (CAPPUYNS, 2016).

Os indicadores da remediação sustentável devem ser mensuráveis, ou seja, ser contados, compilados, analisados ou testados, objetivos ou subjetivos (REDDY e ADAMS, 2015). A mensurabilidade dos indicadores permite que estes possam ser estimados antecipadamente ou monitorados em tempo real. Ainda, de acordo com Reddy e Adams (2015), os indicadores devem ser específicos, pois devem segmentar uma área específica para consideração e análise; acionável ou realizável, sendo que, deve ter um objetivo de desempenho claro que seja facilmente compreensível e possa ser realmente alcançado com os métodos a serem aplicados no projeto; relevante, uma vez que, deve ser selecionado com vista em uma contribuição significativa para a meta geral ou estratégia associada ao projeto de remediação; e, oportuno, porque deve ser alcançado dentro de um prazo adequado ou sujeito às limitações do tempo do projeto.

Para a avaliação da sustentabilidade dos projetos de remediação, os indicadores devem ser representativos de todas as três dimensões da sustentabilidade, considerando os aspectos

ambientais, econômicos e sociais. Reddy e Adams (2015) detalham uma série de indicadores da remediação sustentável, conforme apresentado no Quadro 2.

Muitos dos indicadores detalhados não são facilmente mensuráveis, deste modo a incorporação de métricas torna-se fundamental para compreender e monitorar os projetos de remediação sustentável. As métricas são valores numéricos atribuídos aos indicadores de forma a proporcionar a sua análise, sendo que estas são divididas em tradicionais, complementares, combinadas numa base por unidade de massa ou volume de solo ou água tratada, e aquelas acopladas com tempo ou unidade monetária para determinar o custo ambiental agregado, conforme Quadro 3 (REDDY e ADAMS, 2015).

Quadro 2: Indicadores ambientais, econômicos e sociais da remediação sustentável.

Aspectos	Indicadores
Ambientais	<ul style="list-style-type: none"> • Impactos ao solo e às águas superficiais ou subterrâneas; • Utilização de recursos naturais brutos; • Uso de materiais reciclados ou reutilizados; • Produção global de resíduos; • Desvio de resíduos de/ou para instalações de aterro sanitário; • Gases do Efeito Estufa (GEE) e outras emissões atmosféricas; • Contribuições para a mudança climática.
Econômicos	<ul style="list-style-type: none"> • Investimentos e criação direta e indireta de empregos na comunidade; • Facilitar a aquisição de subsídios governamentais para o projeto e a comunidade como um todo; • Geração de receita dentro da comunidade; • Alcance de um grau de uso maior e melhor pela propriedade remediada; • Possibilidade de <i>upzone</i> da propriedade e de propriedades próximas, devido à atividade de remediação.
Sociais	<ul style="list-style-type: none"> • Melhoria das características de qualidade de vida; • Participação do público na tomada de decisões; • Reforço da estética da comunidade; • Oportunidades educacionais e de formação profissional; • Melhoria da saúde física e mental, e bem-estar dos membros da comunidade; • Fortalecimento das instituições comunitárias existentes.

Fonte: Adaptado de REDDY; ADAMS (2015).

As métricas são empregadas de forma a avaliar a sustentabilidade dos projetos de remediação. Enquanto que os aspectos ambientais e econômicos são facilmente identificados e mensurados, as questões sociais ainda estão em fase inicial de consideração na remediação sustentável. Deste modo, a seleção de indicadores e a sua mensuração com métricas torna-se mais complicado. Entretanto, estudos recentes tentam incorporar os aspectos sociais na perspectiva da remediação sustentável (REDDY et al., 2014; CAPPUYNS, 2016).

Quadro 3: Métricas de sustentabilidade na remediação de áreas contaminadas.

Métricas	Abordagem
Tradicionais	<ul style="list-style-type: none"> • Área remediada (m²); • Massa de contaminante removida e solo tratado (kg ou toneladas); • Volume de solo ou água subterrânea tratada (m³ e litros).
Complementares	<ul style="list-style-type: none"> • Consumo de energia renovável ou total (kWh ou BTU); • Consumo de água, potável ou recuperada (litros); • Geração de resíduos (toneladas ou kg); • Emissões atmosféricas (toneladas ou kg); • Emissões de GEE (equivalente de gás carbônico - CO₂eq, ou kg); • Uso de materiais reciclados (toneladas ou kg).
Base por unidade de massa ou volume	<ul style="list-style-type: none"> • Energia por unidade de massa tratada (kWh/kg); • Água utilizada por unidade de massa de solo tratada (m³/kg); • Emissões de CO₂ por unidade de massa de solo tratada (toneladas/kg).
Base por unidade monetária	<ul style="list-style-type: none"> • Custo por unidade de área remediada (\$/m²); • Custo por unidade de massa de contaminante tratada (\$/kg); • Custo por unidade de massa de solo tratada (\$/kg).

Fonte: Adaptado de REDDY; ADAMS (2010 e 2015).

De acordo com Reddy e Adams (2015) as ações de remediação também podem ser avaliadas quantitativamente por meio de créditos e compensações de restauração ecológica, reuso e requalificação da área, além do aumento do valor imobiliário após a remediação, e preservação dos recursos naturais, culturais ou históricos significativos.

Existem inúmeras métricas de sustentabilidade que podem ser aplicadas nos projetos de remediação, entretanto, não há um consenso ou padronização quanto a sua aplicação (REDDY e ADAMS, 2015). A seleção das métricas deve ser realizada de acordo com cada

caso específico com base nas considerações específicas de sustentabilidade pelas quais as principais partes interessadas no projeto de remediação manifestarem interesse para a aplicação.

Após a definição dos indicadores e métricas, estes podem ser avaliados de forma objetiva, utilizando ferramentas qualitativas, semiquantitativas ou quantitativas (REDDY e ADAMS, 2015). De acordo com Reddy e Adams (2010) as ferramentas empregadas na análise da sustentabilidade da remediação incluem a ACV, análise de custo-benefício, análise de multicritérios, análise de pegada ambiental, entre outras. Entretanto, conforme Harclerode et al. (2013) inúmeras ferramentas de avaliações compreendem métodos de análises ambientais, como a pegada de carbono e ACV, não sendo eficazes na captação dos impactos sociais e econômicos do processo de remediação.

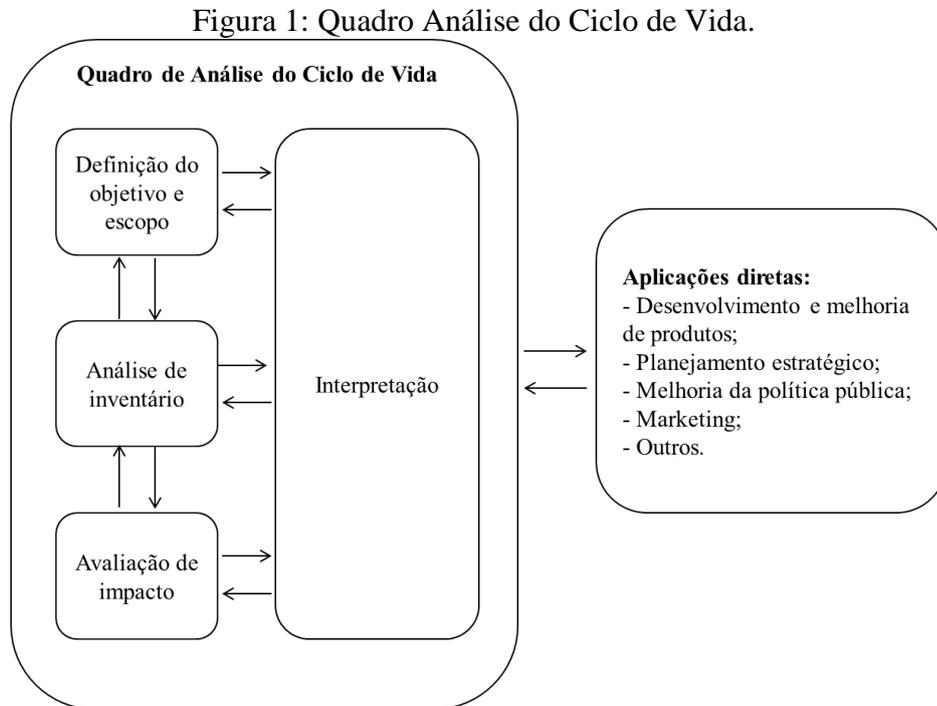
De acordo com Reddy e Adams (2010) a ACV é uma ferramenta eficaz na avaliação, de forma rápida e simplificada, da pegada de carbono e dos impactos ambientais associados ao processo de remediação. Além disso, a ACV auxilia os tomadores de decisão a analisar os sistemas existentes identificando oportunidades para redução dos impactos, proporcionando a identificação de melhorias, bem como, auxiliando na comparação entre diferentes alternativas de remediação, em uma perspectiva de ciclo de vida, aquela com menores impactos ambientais.

2.4 Análise do Ciclo de Vida aplicada na remediação de áreas contaminadas

A Análise do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta de avaliação de impactos ambientais de determinado produto, serviço e processo na perspectiva do ciclo de vida (HEIJUNGS e WILOSO, 2014). A norma ISO 14040, define a ACV como a "compilação e avaliação dos insumos, produtos e potenciais impactos ambientais de um sistema de produtos em todo o seu ciclo de vida" (ISO, 2006). Em virtude desta característica de análise de todo o sistema, a ACV é utilizada como um meio de avaliação da sustentabilidade de determinado produto, serviço e processo, além de ser uma ferramenta ambiental importante de apoio à decisão (ISO, 2006; HEIJUNGS e WILOSO, 2014).

A ACV refere-se ao processo ou compilação e avaliação das entradas, saídas e os potenciais impactos de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida (ISO, 2006). A série de normas ISO 14040 referem-se aos documentos da ACV, ao longo de toda a análise. As etapas da ACV definidas pelas normas são: definição de objetivo e escopo, análise de

inventário, análise dos impactos do ciclo de vida, e interpretação do ciclo de vida, conforme Figura 1.



A definição dos objetivos e escopo da ACV corresponde à primeira etapa do estudo, na qual formulam-se questionamentos e suas respostas de forma a orientar a análise. Os objetivos devem ser definidos com base na aplicação pretendida, as razões para a realização do estudo, o público-alvo e se os resultados devem ser comparados e expostos ao público (ISO, 2006). A determinação do escopo deve-se levar em conta o sistema ou sistemas a serem estudados e a função que este oferece (por exemplo, em uma ACV comparativa); além disso, a unidade funcional é outro fator essencial desta etapa (ISO, 2006). O escopo da ACV pode ser definido de acordo com as etapas do ciclo de vida que serão consideradas, as abordagens mais comuns são: “*cradle-to-gate*” (do berço ao portão) e “*cradle-to-grave*” (do berço ao túmulo) (ISO, 2006). A primeira abordagem considera parte do ciclo de vida do produto, incluindo a extração do material e a produção do produto estudado, excluindo o uso e estágio do fim da vida. A abordagem do berço ao túmulo, por sua vez, considera todas as etapas do ciclo de vida. A unidade funcional expressa a função dos produtos, e é uma forma de igualar as diferenças entre desempenho (HEIJUNGS e WILOSO, 2014; HELLWEG e CANALS, 2014).

A análise de inventário é definida pela ISO 14040 (2006) como “a fase da ACV que envolve a compilação e quantificação das entradas e saídas para um produto ao longo do seu ciclo de vida”. É feita com base no processo da unidade, ou seja, no elemento principal considerado no inventário, como por exemplo, mineração, produção de aço, reciclagem de resíduos de papel, etc. (HEIJUNGS e WILOSO, 2014). Os insumos de todo o processo de produção, desde a aquisição de matéria-prima até os resíduos devem ser apresentados, como energia, emissões ambientais, etc., além disso, todos estes insumos devem ser quantificados, ou seja, deve-se especificar o tamanho das entradas e saídas por unidade de processo (HEIJUNGS e WILOSO, 2014).

A avaliação de impactos é a fase da ACV na qual objetiva-se conhecer e avaliar a magnitude e significância dos possíveis impactos ambientais de um sistema de produto (ISO, 2006). Nesta fase, tenta-se traduzir os dados do inventário em efeitos sobre a saúde humana, ecológica e degradação dos recursos. A estrutura da avaliação dos impactos é definida pela norma como: seleção de categorias de impacto, indicadores de categoria e modelo de classificação e caracterização, normalização, ponderação de agrupamentos e análise de qualidade dos dados (ISO, 2006). Os resultados da análise de inventário são convertidos em unidades comuns e agrupados de acordo com a categoria dos impactos resultantes, como por exemplo, alterações climáticas, toxicidade, esgotamento de combustíveis fósseis, etc. (ISO, 2006; HEIJUNGS e WILOSO, 2014). Para cada categoria de impactos, indicadores tanto de ponto médio quanto extremo devem ser definidos, como por exemplo, no caso da toxicidade humana, o indicador de ponto médio é o tempo de exposição e o ponto extremo é perda de anos de vida, sendo que os impactos de cada indicador devem ser calculados.

A normalização corresponde à quantificação da magnitude dos impactos por meio do uso de unidades comuns e formulações. A ponderação dos resultados consiste na aplicação de fatores aos indicadores de forma a refletir os julgamentos de valor, como as prioridades sociais e políticas (ISO, 2006).

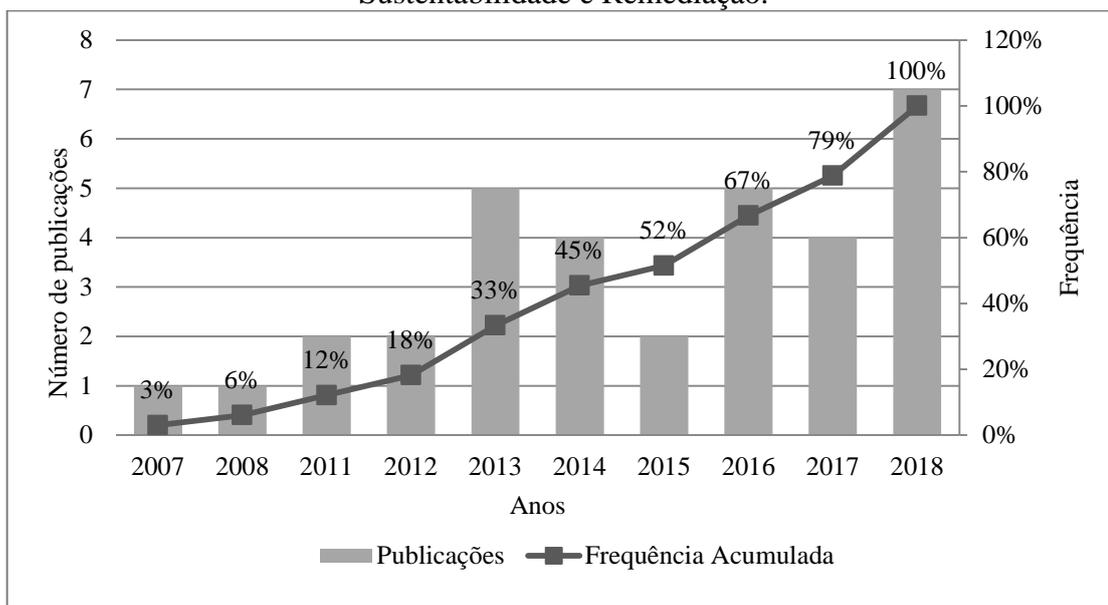
Por fim, a interpretação corresponde à fase de avaliação do ciclo de vida, no qual os resultados da análise de inventário, avaliação de impacto são julgados de acordo com o objetivo e escopo definidos (ISO, 2006). Alguns elementos desta fase são listados pela norma como: identificação de problemas significativos; uma avaliação que considere a integridade; sensibilidade e consistência; conclusões; limitações e recomendações. As recomendações podem incluir desde a modificação de um processo de produção, utilizando diferentes materiais, ou até a escolha de um produto sobre o outro.

A capacidade da ACV em conectar diferentes processos de unidade do ciclo de vida de um produto em um sistema é uma das suas principais vantagens perante outros métodos de análise industrial ou agrícola. Entretanto, uma das desvantagens da ACV é que esta não afirma que determinado produto é sustentável. A ACV só permite definir que a opção A apresentou menos impactos ambientais que a opção B. Para definir se é sustentável, é necessário incluir fatores econômicos e sociais (HEIJUNGS e WILOSO, 2014; HELLWEG e CANALS, 2014).

De acordo com Martins et al. (2017), a ACV é uma ferramenta aplicada em inúmeras áreas auxiliando desde o desenvolvimento de produtos, processos, até como um mecanismo de tomada de decisões. A aplicação da ACV na remediação de solos ocorre como uma ferramenta de avaliação do desempenho de diferentes tecnologias de remediação, de forma a avaliar aquela que, ao longo do seu ciclo de vida, gera os menores impactos ao ambiente (HOU et al., 2014b ; MARTINS, et al., 2017).

Neste contexto de aplicação da ACV e de análises de sustentabilidade no campo da remediação, uma pesquisa realizada na base de dados Scopus (scopus.com) e Web of Science (wokinfo.com) indica que o número de publicações referentes à aplicação da ACV na remediação sustentável cresceu exponencialmente na última década. Conforme Figura 2, as primeiras publicações iniciaram no ano de 2007, sendo que, a partir de 2013 o total de artigos publicados começou a crescer, atingindo o ápice no ano de 2018.

Figura 2: Evolução temporal da produção científica sobre Análise do Ciclo de Vida, Sustentabilidade e Remediação.



Fonte: Elaborado pela Autora com base em Scopus e Web of Science (2007 – 2018).

Os primeiros estudos aplicando os conceitos da ACV e sustentabilidade na remediação de solos iniciou no ano de 2007. Após o ano de 2011, os estudos sobre ACV, sustentabilidade e remediação aumentam, sendo que em 2013, o número de publicações sobre o assunto cresceu para uma média anual de 16%. Este crescimento ilustra a relevância do tema no contexto atual, e é explicado devido à disseminação da aplicação da sustentabilidade tanto na remediação de solos quanto na ACV (VALDIVIA et al., 2012; RIZZO et al., 2016; TRENTIN et al., 2017).

Considerando a crescente incorporação dos princípios de sustentabilidade nos processos de remediação, o foco de muitos estudos foi o desenvolvimento de métodos para análise do impacto ambiental através da ACV (LINKOV e SEGER, 2011; HOU et al., 2014a; HUYSEGOMS e CAPPUYNS, 2017). Por exemplo, Hou e Al-Tabbaa (2014) desenvolveram um quadro para a avaliação da sustentabilidade e tomada de decisão. Da mesma forma, Huysegoms e Cappuyns (2017) analisaram diferentes ferramentas para a avaliação da sustentabilidade da remediação e proporcionaram um quadro que permitisse considerar critérios ambientais, econômicos e sociais durante a tomada de decisão.

Um modelo de ACV híbrido para tomada de decisão também foi apresentado por Hou et al. (2014a) considerando os impactos primários, secundários e terciários dos processos de remediação. Nesse mesmo sentido, Linkov e Seger (2011) desenvolveram um método para analisar os impactos ambientais utilizando a ACV e a análise de risco em um quadro de análise de decisão de múltiplos critérios.

Como a ACV é geralmente aplicada apenas na avaliação de impactos ambientais, muitos autores objetivaram incorporar métodos para ampliar a avaliação da sustentabilidade e, assim, considerar outras ferramentas em conjunto com a ACV. Essas ferramentas geralmente consistem em análise de risco, análise de custo-benefício e análise multicritérios.

Inúmeros estudos consideraram os impactos ambientais dos processos de remediação envolvendo escavação e aterros sanitários. No entanto, a facilidade de descarte de produtos ou subprodutos em aterros sanitários nem sempre está associada a benefícios ambientais, econômicos e sociais (HOU et al., 2014; SAKAGUCHI et al., 2014; VIGÍL et al., 2015; HOU et al., 2016). De fato, as tecnologias que envolvem escavação e tratamento *ex situ* ou descarte em aterros estão associadas a grandes impactos devido à necessidade de transporte de caminhões, consumo de combustível, geração de emissões atmosféricas, impacto no tráfego local, etc. (HARBOTTLE et al., 2007; HARBOTTLE et al., 2008; CAPPUYNS, 2011; HOU et al., 2014a; VIGIL et al., 2015; HOU et al., 2016). Além disso, o aumento da distância do local de remediação ao aterro aumenta ainda mais os impactos desse processo, levando a um

maior consumo de combustível e emissões mais elevadas (VIGIL et al. 2015). Além disso, considerando a análise de sustentabilidade, a escavação do solo contaminado para o tratamento *ex situ* resulta no aumento da exposição de trabalhadores a poluentes (HARBOTTLE et al., 2007). No entanto, os métodos de remediação *in situ* são muitas vezes mais demorados e demandam mais energia para sua realização, e há mais incerteza quanto ao prazo e à eficiência da remediação (CAPPUYNS, 2011).

A maioria das publicações analisadas considerou apenas a avaliação dos impactos ambientais (CAPPUYNS 2013; GALLAGHER et al., 2013; HOU et al., 2014b; VIGÍL et al., 2015; HOU et al., 2016; VOCCIANTE et al. 2016). No entanto, muitas das publicações ampliaram essa abordagem para avaliar as tecnologias de remediação, considerando a ACV, além de outras ferramentas analíticas para avaliar conjuntamente os aspectos ambientais e econômicos da remediação (HARBOTTLE et al., 2007; HOU et al., 2014a; Sakaguchi et al. 2014; Martins et al. 2017) ou para realizar uma análise mais aprofundada através da implementação de ACV ambientais, econômicas e sociais (HOU et al. 2014a; GOLDENBERG e REDDY, 2014; SØNDERGAARD et al., 2017; HOU et al., 2017).

A distribuição geográfica das publicações ilustra que os países desenvolvidos possuem destaque. Os países com mais publicações foram os Estados Unidos (8 publicações), Bélgica e China (4 publicações cada) e o Reino Unido (3 publicações). Estes países têm uma elevada taxa de sensibilização e adoção de remediação sustentável em comparação com os países em desenvolvimento, que têm menos consciência sobre a remediação sustentável de sítios contaminados (TRENTIN et al., 2017).

A maior diferença nos países desenvolvidos em relação à remediação sustentável é a existência de organizações e instituições exclusivamente voltadas para a introdução e disseminação de conceitos de sustentabilidade nas atividades de remediação (TRENTIN et al., 2017). Além disso, de acordo com Song et al. (2018), a China representa um dos maiores mercados de remediação do mundo e, com base em avanços na remediação sustentável, o governo chinês está buscando adotar esses princípios em projetos de remediação.

2.4.1 Programas de ACV

Vários programas computacionais e bases de dados têm sido desenvolvidos para apoiar a construção de estudos ambientais da ACV. Os mais citados na bibliografia são: SimaPro®, Umberto, GaBi, KCL-ECO, KCL EcoData, dentre outros. Através da análise das

publicações referentes aos estudos de ACV aplicados na remediação de solos e águas subterrâneas, e também na avaliação dos impactos ambientais do ciclo de vida dos NMs, percebe-se que o programa SimaPro® é o mais empregado nestes estudos (HISCHIER e WALSER, 2012). Deste modo, neste item, apresenta-se de forma mais detalhada este programa, suas bases de dados e métodos de avaliação dos impactos.

O SimaPro® - *System for Intergrated Environmental Assessment of Products*, foi desenvolvido pela empresa Pré Consultants, em 1990. Esta ferramenta é empregada na coleta de dados e análise do desempenho ambiental de produtos e serviços (PRÉ CONSULTANTS, 2009). O SimaPro® possui a facilidade de criar ou editar novos processos e inseri-los no sistema de produto, ou ainda, adaptar métodos de análise de impactos do ciclo de vida para a realidade da empresa (PRÉ CONSULTANTS, 2009). Além disso, permite análises profundas em cada um dos fluxos de matéria e energia, e também, a identificação precisa da origem dos impactos ambientais (PRÉ CONSULTANTS, 2009). Outro fator que ilustra a ampla aplicação do programa é a sua capacidade de calcular as incertezas em unidades de processos, alocação em processos com múltiplas saídas, análise de pontos fracos e tratamento de resíduos.

Na sua versão mais atual, SimaPro® conta com mais de nove base de dados de inventários, as quais trazem informações acerca de inúmeros processos de produtos, e mais de 20 métodos de avaliação de impacto. Dentre as bases de dados incluídas na ferramenta, destaca-se a *ecoinvent v3*, o novo banco de dados *Agri-footprint* específico do setor, o banco de dados ELCD, e também os bancos de dados *US Life Cycle Inventory Database* e *Swiss Input/Output Database*.

O banco de dados da *ecoinvet* é considerado o principal banco de dados de inventário do ciclo de vida. Com mais de 12.800 conjuntos de dados de análise de inventário, nas áreas de fornecimento de energia, agricultura, transportes, biocombustíveis e biomateriais, produtos químicos a granel e especiais, materiais de construção, materiais de embalagem, metais básicos e preciosos, processamento de metais, eletrônicos, produtos lácteos, madeira e tratamento de resíduos, etc. (PRÉ CONSULTANTS, 2009).

A estrutura dos métodos de avaliação de impacto do SimaPro® consiste em cinco etapas: caracterização, avaliação de danos, normalização, ponderação e adição. As últimas quatro etapas são opcionais de acordo com os padrões da ISO 14040 (2006). Deste modo, estas etapas nem sempre estão disponíveis em todos os métodos.

Em relação aos métodos de avaliação de impacto o programa computacional SimaPro® conta com diversos métodos, como por exemplo: CML 2, Ecoindicador 99, USES-LCA, TRACI 2.0 v-3.01, EDIP 2003, Impact 2002 +, CED (*Cumulative energy demand*)&

CML 2001, Recipe, dentre outros (PRÉ CONSULTANTS, 2009). A diferenciação dos métodos se dá devido ao local que este pode ser empregado, por exemplo, existem métodos específicos para os EUA (CML 1992), além disso, estes métodos também variam de acordo com a abordagem dos indicadores, alguns métodos consideram os indicadores de ponto médio (CML-2, EDIP, TRACI), enquanto outros baseiam-se nos impactos de ponto extremo (Eco-indicator 99, Eco-scarcity, EPS), e ainda há aqueles que consideram ambos indicadores (Impact 2002+, Recipe) (PRÉ CONSULTANTS, 2009). Além disso, os métodos também podem ser multifases ou fase única. Os métodos multifases realizam a valoração dos impactos por meio da multiplicação da carga ambiental por múltiplos fatores, enquanto que os, de fase única a carga ambiental é multiplicada por um único fator que a transforma em ecopontos (Ecopontos 97).

2.4.1.1 Metodologia para análise de impactos ambientais - Impact 2002+

Conforme detalhado no item anterior o programa computacional SimaPro® contém inúmeras metodologias que podem ser empregadas na etapa de avaliação dos impactos. Dentre estas metodologias, a Impact 2002+ destaca-se pela sua aplicação em inúmeros estudos da ACV com NMs, e também no único estudo de caso referente a uma ACV dos métodos de produção do nanoferro (MARTINS et al., 2017). Deste modo, neste item, será apresentada de forma mais detalhada esta metodologia.

O Impact 2002+ (*Impact Assessment of Chemical Toxics*) é uma metodologia de avaliação de impacto originalmente desenvolvida no Instituto Federal Suíço de Tecnologia - Lausanne (EPFL). Este método propõe uma implementação de uma abordagem combinada de indicadores de ponto médio e de ponto extremo (denominado dano pela linguagem da metodologia), ligando os resultados do inventário do ciclo de vida, através de 14 categorias de ponto médio para quatro categorias de dano (JOLLIET et al., 2003). O método Impact 2002+ (versão 2.1) atualmente fornece fatores de caracterização para quase 1500 diferentes resultados da análise do inventário.

As categorias de ponto médio integradas no método Impact 2002+ são: toxicidade humana, efeitos respiratórios, radiação ionizante, depleção da camada de ozônio, oxidação fotoquímica, ecotoxicidade aquática, ecotoxicidade terrestre, acidificação aquática, eutrofização aquática, acidez terrestre, ocupação do solo, turbinas de água, aquecimento global, energia não-renovável, extração de minerais, retiradas de água e consumo de água.

Enquanto que, as categorias de dano são: saúde humana, qualidade dos ecossistemas, mudanças climáticas e recursos.

A normalização auxilia na análise da parcela de cada impacto para o dano geral, aplicando fatores de normalização a classes de impacto de ponto médio ou de dano para facilitar a interpretação (JOLLIET et al., 2003). A normalização dos impactos é determinada pela proporção do impacto por unidade de emissão dividida pelo impacto total de todas as substâncias da categoria específica, por pessoas por ano, ou seja, o número de pessoas equivalentes afetadas durante um ano por unidade de emissão. Os autores do método Impact 2002+ sugerem analisar as pontuações normalizadas no nível de danos, considerando as quatro categorias de impacto orientadas (saúde humana, qualidade do ecossistema, mudanças climáticas e recursos) ou, alternativamente, os 14 indicadores de ponto médio separadamente para a fase de interpretação da ACV (JOLLIET et al., 2003).

2.5 Análise do Custo do Ciclo de Vida

O Custo do Ciclo de Vida (CCV) é uma ferramenta que avalia todos os custos associados a um produto ao longo do ciclo de vida, desde a produção, utilização até destinação final (BENOÎT et al., 2010). De acordo com Hunkeler et al. (2008) os custos englobados pela CCV são aqueles diretamente envolvidos por um ou mais dos atores deste ciclo de vida (por exemplo, fornecedor, produtor, usuário ou consumidor, e os envolvidos no final da vida). Além disso, os custos devem estar relacionados com fluxos monetários reais.

Os custos que podem ser incorporados na CCV incluem aqueles custos e benefícios privados, custos externos e também uma abordagem mais ampla que engloba todos os custos e benefícios (UNEP/SETAC, 2011). Os custos internos englobam todos os custos e receitas dentro do sistema econômico considerado, envolvendo os custos de matérias-primas, produção, dos consumidores e fim de vida (HUNKELER et al. 2008). Os custos externos incluem os impactos ambientais e sociais, que são normalmente denominados como externalidades, ou seja, estão fora das considerações econômicas dos envolvidos no sistema, ocorrendo nos sistemas naturais e sociais ou através deles. Algumas externalidades são internalizadas pelos governos, como uma opção para o princípio do poluidor-pagador, por exemplo. Essas externalidades levam a fluxos reais de dinheiro e a custos reais para aqueles que os causam, assim como em vários países, como, por exemplo, o caso das emissões de CO₂ e SO_x, (HUNKELER et al. 2008; BANAR e ÖZDEMIR, 2015).

Diferentemente da abordagem normalmente empregada na ACV que considera os impactos ambientais ao longo de todo o ciclo de vida, considerando todas as fases de produção desde a extração de matérias-primas até a destinação final, ou seja, do berço ao túmulo, a CCV pode começar ainda mais cedo, podendo incluir a fase de conhecimento, como pesquisa, desenvolvimento e aquisição através da cadeia de suprimentos (HUNKELER et al. 2008). Ainda a CCV também pode ser aplicada na análise dos custos totais de um projeto, considerando desde a construção (fase de conhecimento), operação, manutenção até os custos de fim de vida, verificando também, o período de retorno dos investimentos.

Outro fator que também é considerado nas análises CCV são os custos de infraestrutura e maquinário, que muitas vezes são excluídos da ACV, por não possuírem a mesma significância do que em uma análise de custos (HUNKELER et al. 2008). Estes fatores podem ou não ser considerados em CCV dependendo dos objetivos e escopos da análise. Se a CCV se propõe a avaliar os custos totais de um processo, verificando a viabilidade econômica, torna-se necessário incluir todos os custos, como infraestrutura e maquinário.

Existem inúmeros padrões e guias para a análise dos custos do ciclo de vida de diferentes tipos de produtos ou projetos, como por exemplo, a Norma ISO 15686-5 (2008) para a análise dos custos relacionados aos edifícios; a norma polonesa PN-EN 60300-3-3 (2006) e o padrão internacional da IEC 60300-3-3 (2004). Da mesma forma, as etapas desenvolvidas pela ISO 14040 (2006) para a ACV, também podem ser aplicadas em estudos de CCV.

2.6 Análise do Ciclo de Vida Social

A Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS) é uma ferramenta de avaliação do impacto social, que busca analisar os aspectos sociais e socioeconômicos, bem como os potenciais impactos positivos e negativos associados ao produto ao longo do ciclo de vida (UNEP/SETAC, 2011). Uma diferenciação da análise social para as demais análises do ciclo de vida é a definição na análise social das categorias de *stakeholders* que são afetados pelo ciclo de vida, a nível local, regional e global (HALOG e MANIK, 2011; CHEN e HOLDER, 2017; HOSSAIN et al., 2018). Como a análise social envolve as pessoas é fundamental associar os impactos sociais aqueles *stakeholders* que são diretamente ou indiretamente envolvidos.

De acordo com Benoît et al. (2010) na ACVS os aspectos sociais e socioeconômicos que são avaliados são aqueles que diretamente podem afetar as partes interessadas (trabalhadores, consumidores, comunidade local e sociedade), tanto de forma positiva quanto negativa. Todos os agentes diretamente ou indiretamente afetados pelo produto devem ser considerados na ACVS, como o caso do ambiente de trabalho verificando os possíveis impactos que os trabalhadores estão sujeitos ao longo da produção do produto, fato este muito abordado em estudos, os quais informam da necessidade de avaliar os efeitos toxicológicos da produção de NMs e as suas consequências nos trabalhadores (SOM, 2010; HISCHIER e WALSER, 2010; MISELJIC e OLSEN, 2014).

Ao contrário dos aspectos ambientais e econômicos da avaliação da sustentabilidade, a avaliação social ainda carece de um amplo consenso sobre indicadores adequados ou um método padronizado para a avaliação dos impactos (HALOG e MANIK, 2011). Muitas das metodologias desenvolvidas avaliam os impactos de acordo com uma escala de cores (CIROTH e FRANZE, 2011; MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2014) ou por meio de um escala de pontuação normalizada, por exemplo, de 0,00 a 1,00; de -1,00 a 1,00, de 1,00 a 5,00, dentre outras (CHEN e HOLDER, 2017; TSALIS; AVRAMIDOU e NIKOLAOU, 2017). Há um maior interesse da comunidade científica em incluir na análise social a avaliação de especialistas, os quais atuam na determinação de pesos ou fatores de ponderação aos critérios sociais (HALOG e MANIK, 2011; MANIK; LEAHY; HALOG, 2013; WANG; HSU e HU, 2016; HOSSAIN et al., 2018; OPPER; SHAPIRA; FRIEDLER, 2017). Este tipo de metodologia busca incorporar a importância de uma análise mais ampla, considerando todos os agentes envolvidos.

A análise dos impactos sociais pode também ser diferenciada de acordo com a metodologia empregada. De acordo com a UNEP/SETAC (2009) existem dois tipos de modelos de caracterização: Tipo I e Tipo II (BENOÎT et al., 2010; WU; YANG e CHEN, 2014). As análises de impacto do Tipo I agregam os resultados dos impactos dentro de um tema de interesse para uma parte interessada, são baseadas em um sistema de pontuação com agregação simples (como uma soma) de indicadores, além disso, não incorporam relações causais (WU; YANG e CHEN, 2014). Enquanto que as análises do Tipo II modelam os resultados de impacto de acordo com uma relação causal definida. As análises Tipo II são semelhantes aos métodos de avaliação de impactos ambientais empregados na ACV. Nestas análises, os dados de inventário estão ligados às categorias de impacto de ponto médio e ponto final através de percursos de impacto, cadeias de efeito causal/relações causais. São

empregadas funções, como por exemplo, regressão para calcular os impactos (WU; YANG e CHEN, 2014).

Os modelos de avaliação de impacto do Tipo I são mais populares nos artigos científicos, devido à sua simplicidade. Por outro lado, estudos estão desenvolvendo e empregando metodologias de análise do Tipo II, como por exemplo: Dreyer et al. (2006); Jørgensen et al. (2010) e Feschet et al. (2013).

Os estudos de ACVS normalmente empregam as diretrizes e estrutura da metodologia da UNEP/SETAC (2009), a qual fornece orientações sobre como avaliar os impactos sociais relacionados aos produtos durante o ciclo de vida, possuindo a mesma estrutura que a ISO 14040 (2006), o que facilita a aplicação combinada com a ACV e a CCV.

A aplicação na prática da ACVS resulta em algumas dificuldades. Uma delas é associar os impactos sociais a unidade funcional da análise. Semelhante a ACV, na ACVS também é definida uma unidade funcional para a avaliação, entretanto esta unidade acaba muitas vezes sendo apenas teórica, não estando associada aos impactos, como ocorre na análise ambiental. Na ACVS são avaliados os impactos sociais que estão relacionados a uma empresa em vez da função entregue por um dado produto (WU; YANG e CHEN, 2014). Outra dificuldade da ACVS é que em muitos casos as análises sociais são realizadas com dados genéricos a nível de país, o que pode mascarar impactos locais.

O objetivo final da ACVS de acordo com Benoît et al. (2010) é promover a melhoria das condições sociais e do desempenho socioeconômico geral de um produto ao longo de seu ciclo de vida para todas as partes interessadas.

2.7 Análise da Sustentabilidade do Ciclo de Vida

A ACV por si só não é uma ferramenta "sustentável" em virtude desta considerar apenas o pilar ambiental do tripé da sustentabilidade, por meio da análise dos impactos ambientais do produto ao longo do seu ciclo de vida. Desse modo, uma abordagem que visa analisar a sustentabilidade no ciclo de vida, deve considerar as questões econômicas e sociais em conjunto com as ambientais. Neste sentido, Análise da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) surge como uma ferramenta mais ampla e holística que busca incorporar os pilares da sustentabilidade nesta análise, por meio de uma abordagem conjunta da Análise do Ciclo de Vida (ACV), Custo do Ciclo de Vida (CCV) e Análise do Ciclo de Vida Social (ACVS). A análise da sustentabilidade do ciclo de vida é teorizada conforme a Equação 1 (KLOEPFFER, 2008; FINKBEINER et al., 2010):

$$ASCV = ACV + CCV + ACVS \quad (1)$$

Os símbolos de soma significam a integração das três ferramentas (ACV, CCV e ACVS) na ASCV, de forma a identificar a sustentabilidade a partir de uma perspectiva do ciclo de vida, analisando e identificando os desempenhos de um produto/processo dos aspectos ambientais, econômicos e sociais (REN et al., 2016; HOU et al., 2017).

As abordagens da ACV, CCV e ACVS podem ser combinadas de forma a avaliar a sustentabilidade do ciclo de vida. Para isso, uma abordagem conjunta entre as técnicas deve ser realizada por meio da metodologia proposta pela ISO 14040 (2006) e ISO 14044 (2006). De acordo com Valdivia et al. (2012), ao invés de analisar separadamente cada ciclo de vida, deve-se na ASCV realizar de forma conjunta, por meio da definição do mesmo limite do sistema e unidade funcional para as três avaliações. Entretanto, a aplicação na prática da ACVS através de uma análise única e conjunta ainda não foi desenvolvida.

A abordagem da sustentabilidade do ciclo de vida empregada nos estudos consiste na realização das análises do ciclo de vida ACV, CCV e ACVS separadamente, empregando os mesmos limites do sistema e unidade funcional. A necessidade de uma pontuação agregada, levando em conta os múltiplos critérios pelos quais um ciclo de vida é avaliado, provocou recentemente o uso de metodologias de análise de decisão multicritério em combinação com métodos de pensamento de ciclo de vida (ACV, CCV e ACVS). Estes métodos permitem a análise de múltiplos critérios de sustentabilidade de forma a proporcionar a análise e seleção de alternativas mais próximas da situação prevista (HOU et al., 2014a; ATILGAN e AZAPAGIC, 2016; REN et al., 2016; HOU et al., 2017; SØNDERGAARD et al., 2017; DE LUCA, et al. 2018; OPPER; FRIEDLER; SHAPIRA, 2018; SONG et al., 2018).

De acordo com De Luca et al. (2018), a aplicação de métodos multicritérios na análise de sustentabilidade do ciclo de vida ocorre devido à flexibilidade destes métodos, os quais podem ajudar a abordar dados subjetivos de forma objetiva, além de considerar as preocupações dos agentes envolvidos e resolver os *trade-offs* entre as diferentes dimensões da sustentabilidade (CINELLI; COLES; KIRWAN, 2014). Uma das vantagens destes métodos é essa possibilidade de incluir diferentes agentes envolvidos na análise de sustentabilidade, gerando resultados mais precisos e abrangentes.

Uma das abordagens das metodologias para a análise de sustentabilidade é a determinação de valores normalizados dos resultados das análises ACV, CCV e ACVS. Este processo é necessário considerando que os resultados das análises do ciclo de vida possuem unidades diferentes, além de que nem todos os indicadores tem a mesma direção, podendo ser

positivos ou negativos. Deste modo, para que todos os dados tenham o mesmo significado, torna-se necessário empregar processos de normalização, de forma a converter os resultados em índices adimensionais passíveis de comparação (SØNDERGAARD et al., 2017; DE LUCA et al., 2018; OPPER; FRIEDLER; SHAPIRA, 2018).

Uma análise de sustentabilidade do ciclo de vida beneficia as empresas, os tomadores de decisão, a sociedade, e o ambiente de várias maneiras. Tanto na melhoria dos aspectos ambientais de um produto, diminuindo os impactos negativos, buscando uma produção mais sustentável, quanto também às condições sociais de produção e utilização, estimulando a inovação, por meio da identificação de fraquezas e possibilitando melhorias ao longo do ciclo de vida do produto (UNEP/SETAC, 2011; VALDIVIA et al., 2012). Além disso, a ASCV auxilia os tomadores de decisão na priorização de recursos e investimentos, bem como, na escolha de tecnologias e produtos mais sustentáveis. Na sociedade, a ASCV promove a conscientização dos atores envolvidos, por meio do suporte aos consumidores na determinação de quais produtos são econômicos, tem baixo impacto ambiental e são socialmente responsáveis (VALDIVIA et al., 2012). Ainda, na remediação de áreas contaminadas, a ASCV é uma importante ferramenta aliada dos tomadores de decisão, na escolha das tecnologias considerando os impactos ambientais, econômicos e sociais.

2.7.1 Análise multicritério

A análise multicritério é um processo de tomada de decisão que utiliza a aplicação de critérios na escolha da alternativa mais próxima da ideal (REN et al., 2016). De acordo com Salvia (2016), esta análise auxilia na organização das informações disponíveis, na ponderação das consequências e na redução da possibilidade de decepção após a tomada de decisão. É uma ferramenta que auxilia os tomadores de decisão a lidar com situações complexas, nas quais o nível de conflito entre os critérios é muito alto (SALVIA, 2016).

Os métodos multicritérios de apoio à tomada de decisões são ferramentas matemáticas empregadas na resolução de problemas de tomada de decisão em que abrangem critérios conflitantes (BRANS e MARESCHAL, 2005). As principais dificuldades do processo de tomada de decisão que envolve muitos critérios é como determinar a importância de cada critério, de forma a orientar o processo de decisão. Deste modo, definem-se pesos a cada um dos critérios, de modo a refletir a sua importância relativa, com base na avaliação de decisores (SALVIA, 2016).

Diversos métodos podem ser empregados na análise multicritério dependendo do objetivo da análise. Esta pode ocorrer por meio de métodos de multiatributo, interativo ou multiobjetivo, e também métodos de classificação (SALVIA, 2016). Os métodos multiatributo unem diferentes pontos de vista do problema a ser solucionado, enquanto que os métodos interativos ou multiobjetivo selecionam a solução de melhor compromisso e busca a otimização do conjunto das funções-objetivo, através de critérios, utilizando ferramentas como programação linear e não-linear. E por fim, os métodos de classificação realizam a comparação entre as opções com uso de relações binárias, determinando a superação de uma alternativa em relação à outra.

2.7.1.1 *Analytic Hierarchy Process - AHP*

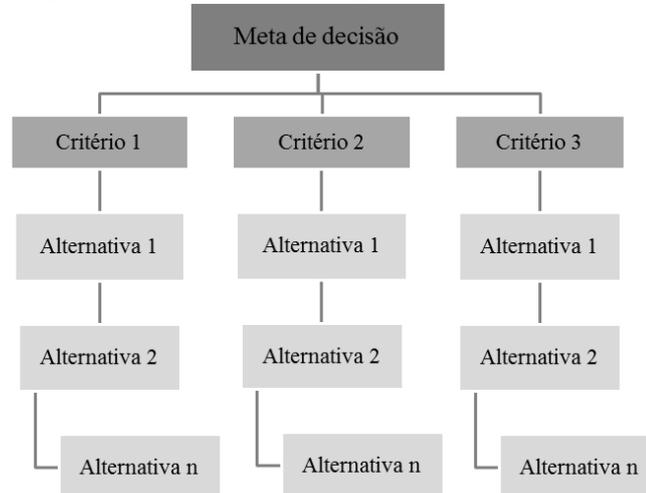
O principal método empregado em análises Multiatributo é o AHP (*Analytic Hierarchy Process*), ou Processo de Análise Hierárquica, em virtude da sua simplicidade e possibilidade de ser utilizado para grupos decisórios, envolvendo múltiplos atores, cenários e elementos de decisão (SALVIA, 2016). Outra vantagem do método se dá em função da facilidade de uso, sólida base matemática e capacidade de avaliar fatores qualitativos e quantitativos, tangíveis ou intangíveis. Além disso, o método permite a resolução de problemas com critérios conflitantes, permitindo a participação de diversas pessoas em decisões que envolvem diversos atores, critérios e múltiplas alternativas e consequências (BRANS e MARESCHAL, 2005).

O método é estruturado com os elementos de decisão de forma hierárquica, conforme Figura 3. A estruturação deve conter todos os elementos envolvidos no processo e importantes para a resolução do problema, incluindo o objetivo da decisão, os critérios de avaliação e as alternativas para solucionar o problema e alcançar o objetivo proposto.

O AHP decompõe um problema com múltiplos fatores complexos em uma hierarquia e utiliza matrizes e álgebra linear para formalizar o processo de decisão (SALVIA, 2016). A metodologia baseia-se numa matriz quadrada $n \times n$, onde as linhas e colunas correspondem aos n critérios analisados para o problema em questão. Assim, o valor a_{ij} representa a importância relativa do critério da linha i face ao critério da coluna j , e o mesmo vale para a avaliação das alternativas (SALVIA, 2016; REN, et al., 2016). Os critérios são avaliados par a par, de acordo com uma escala numérica de importância, a escala fundamental de Saaty, conforme Quadro 4. Com base nesta escala, avalia-se a importância de cada critério, de forma

que, no final da análise possam-se identificar os critérios que possuem maior importância dentre todos os considerados pela análise.

Figura 3: Estrutura hierárquica do método AHP.



Fonte: Elaborado pela autora com base em Salvia (2016).

Quadro 4: Escala fundamental de Saaty.

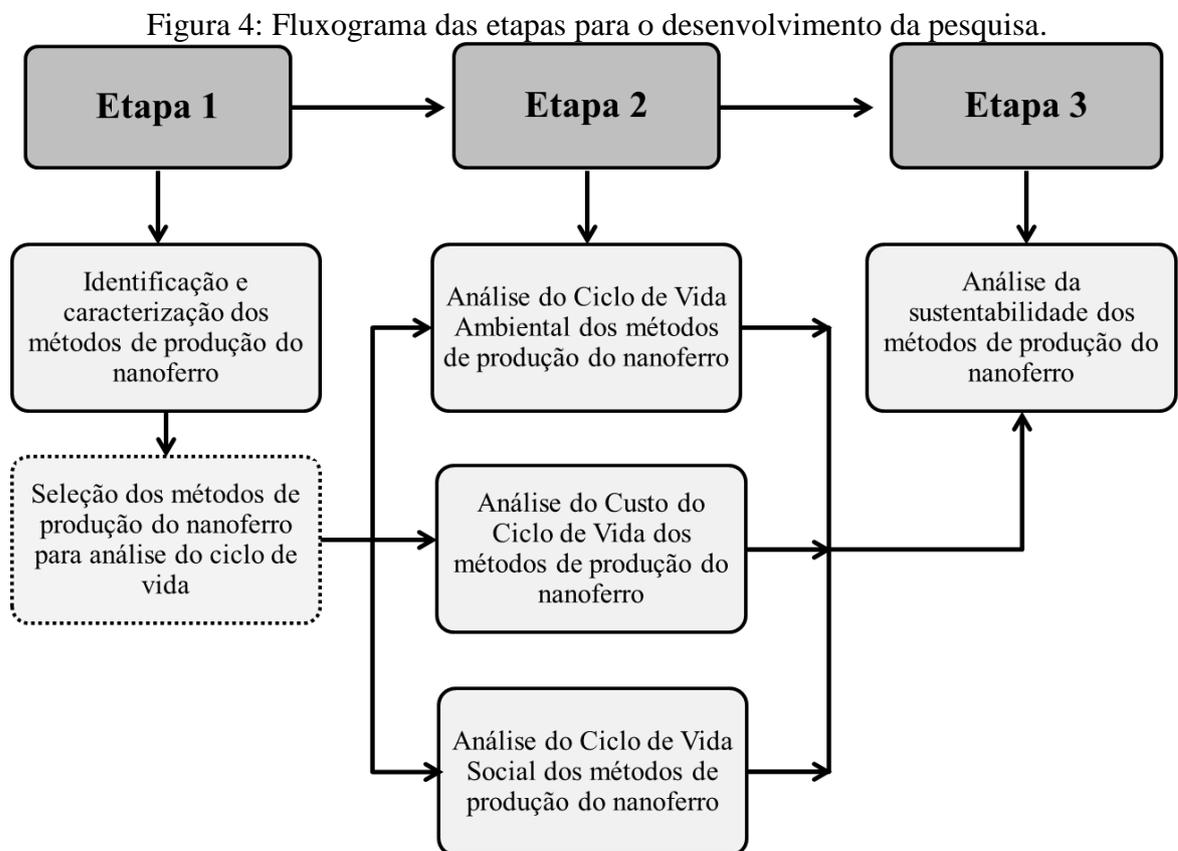
Valor	Definição	Explicação
1	Mesma importância	Os dois elementos em avaliação contribuem igualmente para o objetivo.
3	Importância moderada de uma sobre a outra	Experiência e o julgamento favorecem levemente um elemento em relação a outro.
5	Importância forte de uma sobre a outra	Experiência e julgamento favorecem moderadamente um elemento em relação a outro.
7	Importância muito forte de uma sobre a outra	Experiência e julgamento favorecem fortemente um elemento em relação a outro.
9	Importância absoluta de uma sobre a outra	Experiência e julgamento favorecem absolutamente um elemento em relação a outro.
2,4,6,8	Valores intermediários	Julgamento mais preciso da importância relativa dos elementos.

Fonte: Salvia (2016).

As etapas do método envolvem a determinação da estrutura hierárquica do problema. A avaliação do método pode ser realizada por meio de programas computacionais como o Excel, porém, para problemas com muitas alternativas e/ou critérios, indica-se a utilização de programas específicos (SALVIA, 2016). Após a atribuição dos pesos, é necessário verificar a razão de consistência do estudo (que, conforme Saaty, deve ser inferior a 0,10) e com isso a análise de sensibilidade e de performance (SALVIA, 2016). No final da avaliação, tem-se a ponderação das alternativas e dos critérios, indicando aqueles que possuem maior importância em relação ao problema do estudo.

3 METODOLOGIA

A Figura 4 apresenta o fluxograma das etapas do trabalho para o alcance dos objetivos propostos. A primeira etapa constitui a identificação e caracterização dos métodos de produção do nanoferro aplicado na remediação de áreas contaminadas. A segunda etapa corresponde à avaliação dos impactos ambientais, econômicos e sociais dos métodos de produção do nanoferro, a qual será realizada por meio da Análise do Ciclo de Vida. A terceira etapa consiste na análise da sustentabilidade dos métodos de produção do nanoferro.



Fonte: Elaborado pela Autora.

3.1 Identificação e caracterização dos métodos de produção do nanoferro

Conforme já detalhado anteriormente, existem duas tecnologias principais de produção dos NMs (de cima para baixo e de baixo para cima). A produção do nanoferro pode ser realizada por diferentes métodos, compreendendo diversas tecnologias e processos.

Os métodos foram identificados em duas etapas, sendo à primeira por meio de uma revisão bibliográfica sistemática das publicações, de forma a conhecer os métodos de produção empregados no meio científico e também industrial, e a segunda etapa através de

uma pesquisa nas páginas de computadores das empresas produtoras do nanoferro e do contato com estas empresas.

A primeira etapa de revisão foi realizada de forma sistemática nas páginas da rede mundial de computadores, por meio de pesquisas nas bases de dados de periódicos científicos, como por exemplo, Scopus (scopus.com), Web of Science (webofknowledge.com), Science Direct (sciencedirect.com), dentre outras. Esta investigação foi feita por meio de palavras chave direcionadas aos métodos de produção do nanoferro, abordando assuntos tais como: métodos de produção de nanoferro, métodos de síntese do nanoferro, análise do ciclo de vida do nanoferro, entre outros, pertinentes ao alcance do objetivo desta etapa, pesquisadas na língua portuguesa e inglesa.

A revisão sistemática tem, segundo Levy e Ellis (2006), o objetivo de criar um embasamento teórico-científico sobre determinado tópico ou assunto pesquisado, por meio do processo de mapear, coletar, conhecer, compreender, analisar e sintetizar um conjunto de trabalhos científicos publicados. Ainda, conforme Brereton et al. (2005), uma revisão sistemática permite ao pesquisador uma avaliação rigorosa e confiável das pesquisas realizadas dentro de um tema específico.

A segunda etapa de revisão dos métodos foi realizada nas páginas da rede mundial de computadores das empresas produtoras de nFeZ e também através do contato com estas empresas. Nesta segunda etapa buscou-se verificar as características do nFeZ produzido pelas empresas, e também o método de produção empregado. O contato foi feito por e-mail, de acordo com as informações disponibilizadas no site da empresa. Nesta etapa foi realizado o contato com sete empresas, mas apenas uma respondeu ao contato, não possibilitando a divulgação do método produtivo nesta dissertação, por considerar este proprietário. Entretanto, muitas das publicações revisadas na primeira etapa, detalhavam métodos de produção aplicados industrialmente por algumas empresas.

Após a identificação dos métodos, estes foram caracterizados detalhadamente quanto aos processos, materiais, equipamentos, insumos, tecnologias empregadas, resíduos que podem ser gerados, efluentes, emissões, consumo de combustíveis e energias, dentre outros. Esta etapa foi realizada considerando a abordagem do ciclo de vida de cada método, ilustrando as entradas e saídas de cada etapa da produção.

3.1.1 Seleção dos métodos para a Análise de Sustentabilidade

A seleção dos métodos foi realizada por meio de uma amostragem não probabilística por conveniência, de acordo com critérios considerados relevantes para a realização da pesquisa. Os critérios empregados para a seleção dos métodos consistiram (1) na tecnologia empregada pelo método (de cima para baixo, e de baixo para cima), (2) a aplicação em estudos laboratoriais, (3) e aplicação na produção industrial.

Neste sentido, os métodos foram selecionados através da sua aplicação nas publicações, feita através de uma revisão bibliográfica e, sistemática, e também em relação a sua utilização em nível industrial. A escolha de cada método considerou a sua importância e representatividade em relação à tecnologia empregada, a aplicação nas publicações, e a sua produção em nível industrial.

3.2 Análise do Ciclo de Vida Ambiental (ACV) dos métodos de produção do nanoferro

As etapas necessárias à avaliação da ACV são definidas pela norma ISO 14040 (2006), conforme já exposto no item 2.4, sendo estas: (1) definição do objetivo e escopo; (2) inventário do ciclo de vida; (3) avaliação de impactos e (4) interpretação. A seguir é apresentada detalhadamente a metodologia de cada etapa.

3.2.1 Definição dos objetivos e escopo da ACV

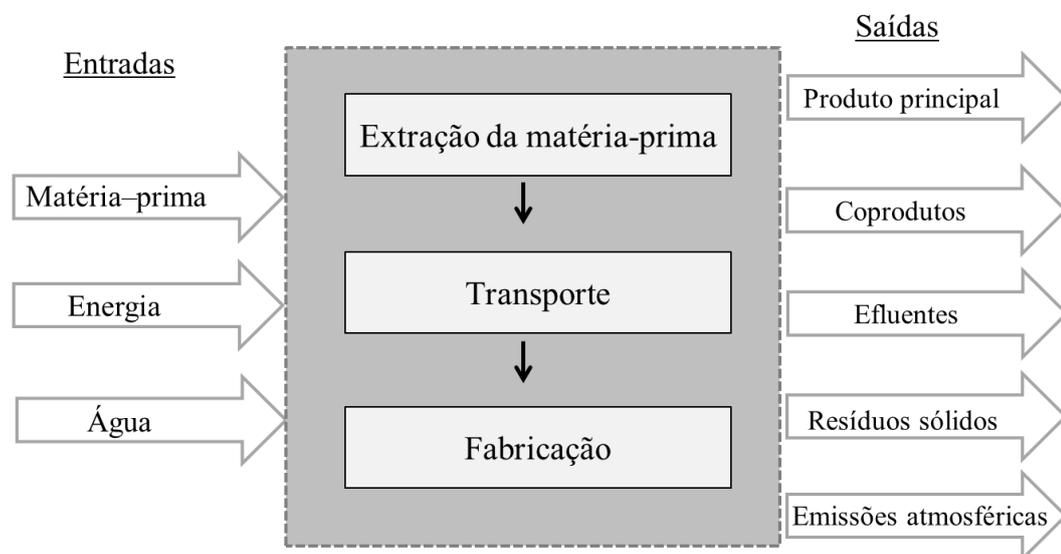
Na primeira fase desta avaliação de ciclo de vida, foram determinados: os objetivos do estudo, o escopo, a limitação das fronteiras do sistema estudado e a unidade funcional, conforme a norma ISO 14040 (2006).

O objetivo desta ACV é a avaliação dos impactos ambientais dos métodos de produção do nanoferro. O uso pretendido dos resultados é a sensibilização para as implicações ambientais ligadas à produção do nanoferro, verificando onde há possibilidades de melhorias, bem como, fornecer informações a respeito dos impactos ambientais dos métodos de produção, de forma a auxiliar aos tomadores de decisão na escolha das técnicas de remediação.

O escopo deste trabalho compreende as atividades de fabricação do nanoferro, desde a extração da matéria-prima até a obtenção das nanopartículas de ferro, ou seja, uma abordagem “*cradle to gate*” (do berço ao portão). Os limites do sistema consistem desde a extração da

matéria-prima até a fabricação, considerando os possíveis processos de tratamento de resíduos e efluentes que possam ser gerados. A utilização do nanoferro não será considerada na análise em virtude que este pode ser empregado em inúmeros projetos de remediação no mundo todo, além disso, os limites da ACV devem estar de acordo com os objetivos da mesma. Conforme descrito acima, será realizada a avaliação dos impactos ambientais resultantes da produção do nanoferro. Deste modo, a ACV irá considerar as etapas de extração, transporte e fabricação, conforme destacado na Figura 5

Figura 5: Limites do sistema da ACV.



Fonte: Elaborado pela Autora.

A unidade funcional deste trabalho é de 1,00 kg de nanoferro produzido. Todas as emissões, o consumo de energia e materiais foram baseada nesta unidade funcional.

Nesta etapa ainda, definiu-se a qualidade dos dados necessária para atingir os objetivos e âmbito deste estudo. Desta forma, os dados utilizados compreenderam a cobertura temporal, cobertura geográfica, cobertura tecnológica, precisão, integridade e representatividade dos dados, consistência e reprodutibilidade dos métodos utilizados ao longo da ACV (ISO, 2006).

3.2.2 Inventário do ciclo de vida

A segunda fase de uma ACV é a fase do inventário do ciclo de vida, na qual foram identificadas e quantificadas todas as entradas e saídas dos processos de cada método, desde a aquisição de matéria-prima até a obtenção do produto principal, no caso, o nanoferro. O inventário implica a coleta de dados de forma a alcançar os objetivos do estudo (ISO, 2006).

A coleta de dados do inventário foi realizada por meio de dados secundários, em virtude da coleta dos dados primários, realizada diretamente com as empresas, não ter sido possível, devido à política de privacidade. Estes dados foram coletados em publicações que empregaram o método de produção, dados de outros estudos que empregam processos semelhantes de produção, patentes referentes a processos, além de cálculos de engenharia baseados na química e tecnologia dos processos, estimativas de operações similares e em base de dados disponíveis.

Outra fonte de dados foi a base de dados da *ecoinvent* do programa SimaPro®. Esta base forneceu dados referentes à extração da matéria-prima, produção de eletricidade, transporte, água e combustíveis. O período dos dados da base de dados é de 10 e 20 anos, e foram selecionados de acordo com a localização geográfica do local de produção, ou seja, o país no qual a empresa fabricante localiza-se, de forma a obter dados com maior qualidade e representatividade.

Os indicadores e métricas empregados na análise consistem no consumo de matéria-prima, de energia, água e combustíveis, geração de resíduos e efluentes, e emissão de gases do efeito estufa, conforme detalhado no Quadro 5. Os resultados do inventário do ciclo de vida foram apresentados em tabelas, detalhando as entradas e saídas de cada processo dos métodos de produção.

Quadro 5: Dados e métricas da análise do inventário.

Parâmetros ambientais
Uso de matérias primas (toneladas ou kg)
Consumo de energia renovável ou total (kWh ou BTU)
Consumo de água, potável ou recuperada (galões ou litros)
Consumo de combustíveis (galões ou litros)
Geração de resíduos e efluentes (toneladas ou kg) e (galões ou litros)
Emissões atmosféricas e GEE (toneladas, equivalente de gás carbônico - CO ₂ eq, ou kg)
Uso de materiais reciclados (toneladas ou kg).

Fonte: Elaborado pela Autora.

3.2.3 Avaliação de impactos ambientais

A etapa de avaliação de impactos consiste na avaliação da significância dos impactos ambientais potenciais, usando os resultados da análise de inventário do ciclo de vida, por meio da associação dos dados de inventário com impactos ambientais (ISO, 2006). Para esta etapa algumas fases devem ser realizadas de acordo com a norma ISO 14042 (2006): seleção

das categorias de impacto, indicadores de categorias e modelos de caracterização; atribuição dos resultados do inventário (classificação); cálculo dos resultados de indicadores de categoria (caracterização); resultado dos indicadores de categoria; normalização; ponderação e análise da qualidade dos dados, sendo que as três últimas fases são opcionais. A seguir são descritos os procedimentos destas fases.

A norma ISO 14040 (2006) define as categorias de impactos como classes representantes de questões ambientais atribuídas aos resultados do inventário do ciclo de vida. As categorias de impactos frequentemente selecionados são as seguintes: aquecimento global, acidificação, eutrofização, toxicidade, consumo de recursos naturais, redução da camada de ozônio e formação fotoquímica de ozônio (SILVA et al, 2006). Os indicadores de categoria consistem na representação quantificável de uma categoria de impacto e podem descrever um problema ambiental (*midpoint*) ou avaliar o dano causado sobre um domínio ou área de proteção, como saúde humana, meio ambiente e recursos naturais (*endpoint*) (LASSIO, 2013).

As definições das categorias de impactos e seus indicadores foram feitas considerando os objetivos da ACV, a inclusão das categorias de impacto internacionalmente reconhecidas, bem como aquelas mais empregadas nos estudos de ACV de NMs (MISELJIC e OLSEN, 2014), além dos impactos empregados na metodologia do *Impact 2002+*. Deste modo, no Quadro 6 apresentam-se as categorias de impactos e de danos que foram empregados neste estudo.

Quadro 6: Categorias de impactos, de danos e unidades correspondentes no *Impact 2002+*.

Categoria de impacto (<i>midpoints</i>)	Unidade	Categoria de Danos (<i>endpoints</i>)
Cancerígenos (toxicidade humana)	kg C ₂ H ₃ Cl eq.	Saúde Humana (DALY)
Não cancerígeno	kg C ₂ H ₃ Cl eq.	
Efeitos respiratórios	kg C ₂ H ₄ eq.	Saúde Humana (DALY)
Radiação iônica	Bq C-14 eq.	
Depleção da camada de ozônio	kg CFC-11 eq.	
Ecotoxicidade aquática	kg TEG water eq.	Qualidade dos Ecossistemas (PDF.m ² .ano)
Ecotoxicidade terrestre	kg TEG soil eq.	
Ocupação terrestre	m ² organic arable eq.	
Acidificação aquática	kg SO ₂ eq.	
Eutrofização aquática	kg PO ₄ eq.	
Aquecimento global	kg CO ₂ eq.	Mudança climática (kgCO ₂ eq.)
Energia não renovável	MJ primary eq.	Recursos Naturais (MJ)
Extração mineral	MJ surplus eq.	

Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Jolliet et al. (2003) e Fiori et al. (2014).

As fases de classificação e caracterização dos impactos, os resultados dos indicadores de categoria, bem como a ponderação dos resultados foram realizados no programa computacional SimaPro®, através de uma licença *Faculty* disponibilizada gratuitamente pela PRÉ Consultants a professores e alunos de países não membros da OECD (Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico). A análise dos impactos foi realizada por meio da utilização da metodologia Impact 2002+.

A escolha do programa computacional e da metodologia é justificada devido à sua ampla utilização nos estudos referentes A ACV de NMs. Além disso, a metodologia Impact 2002+ considera para a avaliação dos impactos, os indicadores de *midpoint* e *endpoint*.

Os resultados da análise de impacto foram apresentados por meio de gráficos gerados pelo SimaPro®, baseados nos inventários de cada método de produção do nanoferro.

3.2.4 Interpretação do ciclo de vida

A última fase da ACV consistiu na interpretação dos resultados do ciclo de vida. Os objetivos desta fase são identificar, qualificar, verificar, analisar os resultados, chegar a conclusões, esclarecer limitações, sugerir recomendações baseadas nas descobertas das fases anteriores do estudo da ACV e relatar os resultados da interpretação do ciclo de vida de um modo transparente, de forma a atender aos objetivos do estudo (ISO, 2006).

Nesta fase, os resultados do inventário e da avaliação dos impactos do ciclo de vida foram resumidos e discutidos para esclarecimento das conclusões, recomendações e para alcançar uma tomada de decisão conforme a definição dos objetivos e do escopo. Ainda, os impactos ambientais dos métodos de produção foram avaliados, identificando os pontos significativos baseados nos resultados das fases de inventário e avaliação e impactos, identificando as atividades geradoras dos impactos, dentre outros.

Outro ponto importante da fase de interpretação é a análise de sensibilidade da ACV. De acordo com a norma ISO 14040 (2006), a análise de sensibilidade busca avaliar a confiabilidade dos resultados finais e conclusões, determinando de que forma eles serão afetados por incertezas nos dados, métodos de alocação ou cálculo do resultado dos indicadores de categoria.

A análise de sensibilidade foi realizada no programa computacional SimaPro® por meio da definição de diferentes cenários para a produção de energia e considerando a produção de diferentes países, conforme metodologia proposta por Martins et al. (2017). Esta

forma de análise busca verificar de que forma os dados são afetados pela localização da produção de eletricidade, uma vez que, cada país possui uma fonte de energia, as quais podem influenciar nos impactos ambientais dos métodos.

3.3 Análise do Custo do Ciclo de Vida (CCV) da produção do nanoferro

Existem inúmeros padrões e guias para a análise dos custos do ciclo de vida de diferentes tipos de produtos ou projetos, como por exemplo, a Norma ISO 15686-5 (2008) para a análise dos custos relacionados aos edifícios; a norma polonesa PN-EN 60300-3-3 (2006) e o padrão internacional da IEC 60300-3-3 (2004). Da mesma forma, as etapas desenvolvidas pela ISO 14040 (2006) para a ACV, também podem ser aplicadas em estudos de CCV. Deste modo, neste estudo foram utilizadas em conjunto as normas ISO 14040 (2006) e IEC 60300-3-3 (2004).

A CCV seguiu as mesmas etapas realizadas na ACV, de acordo com a norma ISO 14040 (2006). O padrão internacional da IEC 60300-3-3 (2004) foi empregado na orientação da seleção e definição dos custos e suas estimativas. Na sequência são descritas as etapas necessárias para o alcance do objetivo proposto.

3.3.1 Definição dos objetivos e escopo da CCV

O objetivo da CCV consiste na avaliação dos custos dos métodos de produção do nanoferro, de forma a identificar o método que resulte nos menores custos ao longo do ciclo de vida.

Os limites do sistema da CCV são os mesmos da ACV (definidos no item 3.2.1), da extração até a fabricação, entretanto o escopo da análise difere. Na análise econômica consideram-se apenas os processos, dentro do limite do sistema, que impõem custos econômicos, principalmente os custos diretos. Além disso, os custos externos ambientais como as emissões de carbono também são incluídos, conforme aplicado por Lu et al., (2017).

A unidade funcional da CCV é a mesma da ACV, sendo esta de 1,00 kg de nanoferro produzido. Todos os custos foram baseados nesta unidade funcional.

3.3.2 Inventário do custo do ciclo de vida

O inventário da CCV foi realizado da mesma forma que detalhado no item 3.2.2, através de dados secundários. Os indicadores empregados na análise econômica correspondem aos custos internos e externos dos métodos de produção do nanoferro, sendo estes tanto diretos como indiretos. O Quadro 7 apresenta a classificação dos componentes da CCV em detalhes.

Quadro 7: Componentes da CCV.

Aspectos Econômicos	Componentes	Subcomponentes
Internos	Produção	Materiais empregados nos métodos
		Energia
		Custos de trabalho
		Custos de incineração de resíduos e tratamento de efluentes
Externos	Custos ambientais	Aquecimento Global (kg CO ₂ eq)
		Eutrofização (kg PO ₄ P-lim)
		Acidificação (kg SO ₂ eq)
		Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)
		Oxidação fotoquímica (kg C ₂ H ₄ eq)
Respiratórios inorgânicos (kg PM _{2.5} eq)		

Fonte: Elaborado pela autora baseado em Banar e Özdemir (2015).

Os custos internos considerados foram os custos empregados diretamente na produção do nFeZ pelos métodos, como a aquisição de matéria-prima e reagentes, custos de energia, custos de trabalho com mão-de-obra, e os custos de incineração de resíduos sólidos industriais e o tratamento de efluentes industriais. Estes dados foram obtidos em fornecedores de matéria-prima, relatórios governamentais do balanço energético, empresas de incineração de resíduos perigosos e tratamento de efluentes industriais.

Os custos externos correspondem aos custos ambientais. Estes custos são relacionados às categorias de impacto da ACV como, por exemplo: aquecimento global, acidificação, eutrofização, toxicidade, dentre outros. As quantidades correspondentes dos custos externos foram obtidas nos resultados da ACV.

As fontes de dados do inventário são descritas no Quadro 8. Estes dados foram obtidos em empresas fornecedoras de matéria-prima, empresas de tratamento de efluentes industriais e de incineração de resíduos perigosos, dentre outras. Os dados do inventário foram

selecionados de acordo com a localização geográfica das empresas produtoras e os cenários considerados na ACV. Estas mesmas localizações foram consideradas nos custos da energia industrial, as quais foram obtidas nos órgãos governamentais dos governos.

Quadro 8: Fonte de dados inventário CCV.

Itens de Custo	Fonte dos dados
Matérias-primas: Ferro, FeCl ₃ , NaBH ₄ , filtros de papel, etanol, NaCO ₃ , FeSO ₄ , FeCO ₃ , Al(OH ₃), N ₂ , H ₂ .	Empresas fornecedoras: Sigma-Aldrich (https://www.sigmaaldrich.com); Oakwood Products, Inc. (https://www.oakwoodchemical.com/); Sisco Research Laboratories Pvt. Ltd. (http://srlchem.com); Merck Millipore (http://www.merckmillipore.com/); Hefei TNJ Chemical Industry Co., Ltd. (http://www.tnjchem.com/); MP Biomedicals, LLC. (https://www.mpbio.com/); Praxair (http://www.praxair.com/).
Energia	EIA (2018); EUROSTAT (2018); ENECHO (2018); MME (2018).
Tratamento de efluentes e incineração de resíduos	Martins et al. (2017); Dowa (https://www.dowa-eco.co.jp/); Suez (http://suez.co.uk/); Veolia (https://www.veolia.jp/); Tradebe (https://www.tradebe.com/).
Custos de trabalho	OECD (2018).
Custos externos	Banar e Özdemir (2015), Özkan et al. (2016), Steen et al. (2009) e Vogtländer (2009).

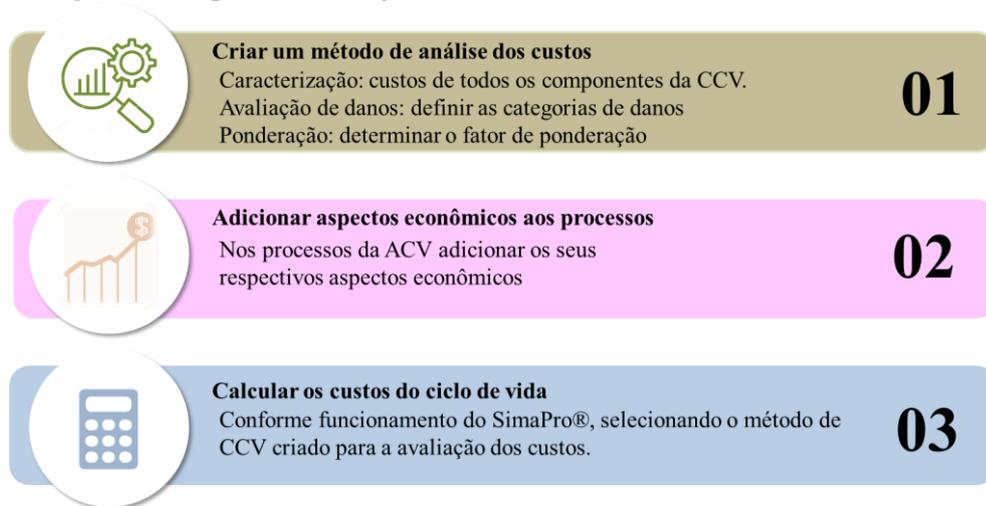
Fonte: Elaborado pela Autora.

3.3.3 Avaliação dos custos

Os custos foram avaliados no SimaPro® conforme a metodologia de Banar e Özdemir (2015). O SimaPro® não possui um método para a avaliação dos custos do ciclo de vida, da mesma forma que os inúmeros métodos dispostos pelo programa para a análise ambiental, como o método Impact 2002+ aplicado na ACV. Neste sentido, a metodologia de Banar e Özdemir (2015) propõe a elaboração de um método de análise de custos do ciclo de vida no SimaPro®. As etapas da avaliação dos custos de acordo com a metodologia dos autores são: (1) criar um método de CCV, (2) adicionar aspectos econômicos aos processos e (3) calcular os custos do ciclo de vida.

A Figura 6 ilustra um quadro resumo das etapas desenvolvidas para a elaboração do método e a análise dos custos do ciclo de vida.

Figura 6: Etapas da avaliação dos custos do ciclo de vida no SimaPro®.



Fonte: Elaborado pela Autora.

A primeira etapa é a criação de um método de CCV no SimaPro®. A estrutura deste método é composta por quatro componentes: (a) caracterização, (b) avaliação de danos, (c) normalização e (d) ponderação. Na “guia” do SimaPro® de caracterização, são detalhadas todas as “categorias de impacto”, ou seja, todos os custos aplicados nos métodos de produção selecionados (matérias-primas, reagentes, energia, custos de trabalho, custos de tratamento de efluentes e incineração, custos externos ambientais, etc.), com os seus respectivos valores. Todos os custos foram utilizados em Dólar Americano (U\$). Cada tipo de custo foi adicionado aos itens de custo subordinado com preços. Esses itens de custo foram às substâncias para a categoria de impacto (custo).

A segunda etapa da criação do método é a especificação das categorias de danos. No caso deste estudo foram os custos internos e externos. Para cada categoria de custos foram selecionadas as categorias de impacto criadas na etapa anterior. Nesta etapa também deve ser definida uma unidade e um fator de conversão. Neste caso foram utilizados todos os custos em Dólar (\$), e o fator de conversão empregado foi “1”, conforme metodologia de Banar e Özdemir (2015).

Após a definição da caracterização e das categorias de danos do método ocorre a especificação da avaliação dos dados empregada pelo método. A ponderação é o componente final do método criado. Neste componente foram definidas as categorias de custos de nível superior que devem ser agregadas. O fator de ponderação considerado foi “1”, para a adição simples de todas as categorias de custos, conforme metodologia de Banar e Özdemir (2015). A normalização não é comumente empregada nos estudos de CCV, sendo deste modo não considerado neste método criado.

Por fim, foram adicionados os componentes econômicos definidos no método econômico, aos processos desenvolvidos no SimaPro® para cada método da ACV. Com base nos dados do ciclo de vida desenvolvidos na ACV e com as informações econômicas dos métodos de produção, foi realizado o cálculo do ciclo de vida, seguindo a mesma metodologia da ACV no SimaPro®. O método econômico criado para esta pesquisa foi selecionado como 'método' em uma configuração de cálculo e exibido no SimaPro®, assim como outros resultados de método. Os resultados desta análise compreendem aos custos totais do ciclo de vida, mas também as categorias de custo de nível superior e outros tipos de custo. Os custos finais são apresentados em Dólar (US\$).

3.3.4 Interpretação do custo do ciclo de vida

Da mesma forma que na ACV, a interpretação da CCV consistiu na análise dos resultados do ciclo de vida, identificando os custos dos métodos de produção do nanoferro e avaliando os pontos significativos que resultam nos custos de cada etapa. Além disso, também foi realizada a análise de sensibilidade nos dados.

A análise de sensibilidade realizada seguiu a metodologia de Martins et al. (2017), que consiste na avaliação de diferentes cenários de energia. Estes cenários corresponderam aos custos da energia industrial aplicado pelos países de localização das empresas (Estados Unidos, Europa e Japão) e o Brasil. Este tipo de análise busca avaliar de que forma os custos totais dos métodos são afetados pelos custos de energia aplicados por estas diferentes localizações.

3.4 Análise do Ciclo de Vida Social (ACVS) dos métodos de produção do nanoferro

A análise do ciclo de vida social foi realizada com base nas diretrizes e estrutura da UNEP/SETAC (2009). Estas diretrizes fornecem orientações sobre como avaliar os impactos sociais relacionados aos produtos durante o ciclo de vida, possuindo a mesma estrutura da ISO 14040 (2006). Entretanto, não há uma metodologia universal para análise dos impactos sociais do ciclo de vida, bem como na seleção das categorias de impacto. As diretrizes da UNEP/SETAC apenas orientam e detalham as diferentes formas de avaliação. As etapas desenvolvidas na ACVS são descritas na sequência.

3.4.1 Definição dos objetivos e escopo da ACVS

O objetivo da ACVS é a avaliação dos impactos sociais dos métodos de produção do nanoferro aplicado na remediação de solos e águas subterrâneas, de forma a identificar a opção com melhor desempenho social. O uso pretendido dos resultados consiste na sensibilização para as implicações sociais ligadas à produção do nFeZ e identificação de possibilidades de melhorias. O público-alvo inclui os tomadores de decisões da remediação sustentável, os projetistas que buscam técnicas de remediação, bem como os gestores das empresas e também os trabalhadores diretamente afetados pela produção do nFeZ.

O escopo deste estudo é o mesmo empregado nas demais análises de ACV e CCV, sendo este da extração da matéria-prima até a fabricação, conforme ilustrado na Figura 5. Na ACVS o escopo abrange também a cidade e o país de localização da empresa. A unidade funcional também é a mesma empregada nas análises da ACV e CCV, sendo esta 1,00 kg de nFeZ produzido.

3.4.2 Inventário do ciclo de vida social

A parte principal da ACVS consiste na informação e os dados que descrevem o ciclo de vida do produto, seus processos e as relações com as diferentes partes interessadas de acordo com o objetivo e alcance definidos para o estudo (BENOÎT et al., 2010). A coleta de dados foi estruturada por meio de um conjunto de indicadores de inventário, que podem ser qualitativos, semiquantitativos e quantitativos. Os indicadores de inventário estão ligados a categorias de impacto e categorias de partes interessadas (BENOÎT et al., 2010).

As categorias de impacto estão relacionadas a temas de interesse sociais para os *stakeholders* e os tomadores de decisão. Os temas sociais de interesse normalmente incluem: direitos humanos, condições de trabalho, acesso a recursos e materiais, mercado de trabalho, governança, dentre outros.

Deste modo, a etapa inicial do inventário do ciclo de vida social consistiu na definição das categorias de *stakeholders*, as categorias de impacto e seus indicadores de forma a orientar a coleta dos dados. Não há um consenso em relação às categorias de impacto e indicadores sociais a serem empregados. A seleção de categorias de *stakeholders*, de impacto e indicadores foi realizada através de uma revisão sistemática nas publicações referentes à ACVS e levando em consideração os métodos de produção do nFeZ e em conformidade com o objetivo e escopo desta análise. Foram selecionadas quatro categorias de *stakeholders*:

trabalhadores, comunidade local, sociedade e cadeia de valor, 12 categorias de impacto e 31 indicadores.

Os dados do inventário utilizados na análise foram secundários a nível do país de localização das empresas produtoras do nFeZ. Estes dados foram coletados em relatórios de organizações como: Fórum Econômico Mundial (*World Economic Forum* - WEF), Organização Internacional do Trabalho (OIT) (*International Labor Organization* - ILO), Organização Mundial da Saúde (OMS) (*World Health Organization* - WHO), Organização Para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (*Organization for Economic Co-operation and Development* – OECD), Fundo Das Nações Unidas Para a Infância (*United Nations International Children's Emergency Fund* - UNICEF). Os dados considerados para a análise foram do último ano dos relatórios disponíveis na rede mundial de computadores.

No Quadro 9 são detalhadas as categorias de impacto, indicadores e todas as fontes de dados dos indicadores sociais.

Quadro 9: Categorias de impactos, indicadores, e fonte de dados dos indicadores da análise do ciclo de vida social.

Categoria de Stakeholders	Categorias de Impactos	Indicadores	Fonte de dados
Trabalhadores	Liberdade de associação e negociação coletiva	Cooperação nas relações trabalho-empregador	WEF (2017a)
		Práticas de contratação e demissão	
		Cobertura de negociação coletiva	OCDE (2017)
		Sindicato	
	Trabalho infantil	Trabalho infantil	UNICEF (2018)
		Número de crianças fora da escola	
	Salário justo	Salário mínimo	OIT (2017)
		Flexibilidade de determinação de salários	WEF (2017a)
		Remuneração e produtividade	
	Horas de trabalho	Média de horas de trabalho	OCDE (2017)
	Igualdade de Oportunidades/Dis criminação	Participação das mulheres na força de trabalho	
		Igualdade salarial para trabalho semelhante	WEF (2017b)
	Saúde e segurança do trabalho	Ocorrência de acidentes letais ocupacionais por ano	OIT (2017)
Ocorrência de acidentes não letais ocupacionais por ano			

Continua

Conclusão

Trabalhadores	Saúde e segurança do trabalho	Exposição dos trabalhadores a produtos químicos*	Referente à operação de cada método de produção
		Riscos a saúde durante o processo produtivo*	
Comunidade local	Condições de vida seguras e saudáveis	Intensidade de carbono	WEF (2017a)
	Acesso a recursos materiais	População com acesso a água potável melhorada	OMS (2015)
		População com acesso a saneamento melhorado	
		Qualidade da oferta de eletricidade	WEF (2017a)
Sociedade	Mercado de trabalho	Índice de desemprego do país	OIT (2017)
		Eficiência do mercado de trabalho	WEF (2017a)
	Contribuição para o desenvolvimento econômico e tecnológico	Extensão da comercialização	WEF (2017a)
		Sofisticação do processo de produção	
		Colaboração entre universidade e indústria	
	Governança	Eficiência das despesas do governo	WEF (2017a)
		Transparência na elaboração de políticas governamentais	
Taxa total de impostos			
Cadeia de valor	Competição justa	Intensidade da competição local	WEF (2017a)

Fonte: Elaborado pela Autora.

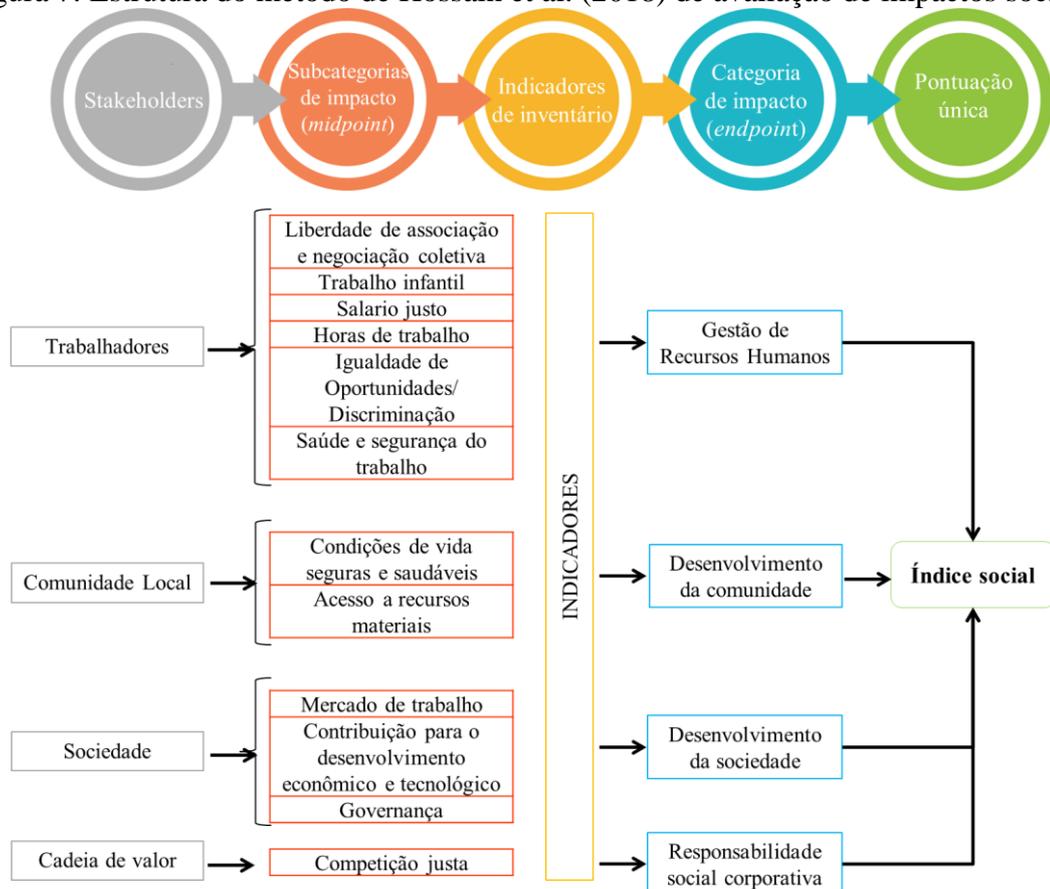
3.4.3 Avaliação de impactos sociais

Diferentemente da ACV, em que o foco da análise dos impactos do ciclo de vida se dá pelos processos individuais e os fluxos físicos que eles trocam com o meio ambiente, na ACVS, o foco está na empresa e o impacto que sua conduta tem nas partes interessadas (trabalhadores, comunidade local, sociedade e governo).

Um dos principais desafios da ACVS é à ligação dos impactos sociais à unidade funcional. Como na análise social a unidade fundamental é a empresa e sua interação com os agentes envolvidos, a ligação entre os impactos com a unidade funcional é mais complexa do que as demais análises do ciclo de vida. Em virtude de que a relação entre a unidade funcional com os impactos sociais não é tão clara quanto na ACV, por exemplo. Outra carência da ACVS são os bancos de dados sociais, os quais são mais limitados do que os bancos de dados ambientais como o *ecoinvent*, por exemplo. Existem apenas dois bancos de dados sociais associados com programas de análise do ciclo de vida, como o SimaPro® (*The social Hotspot Database* e PSILCA), sendo estes pagos. Neste sentido a maioria dos estudos realiza uma análise social considerando dados genéricos do setor ou país. Enquanto que os impactos sociais são associados aos agentes envolvidos.

A análise dos impactos foi realizada de acordo com a metodologia proposta por Hossain et al. (2018). Esta metodologia utiliza uma escala de pontuação para avaliar os indicadores sociais associadas a fatores de ponderação de indicadores e categorias de impacto de acordo com a opinião de especialistas. Os dados do inventário são associados em categorias de impacto de ponto médio (*midpoint*) e de ponto final (*endpoint*), conforme Figura 7. Nesta metodologia é possível classificar a sustentabilidade social dos métodos de acordo com uma escala proposta pelos autores.

Figura 7: Estrutura do método de Hossain et al. (2018) de avaliação de impactos sociais.

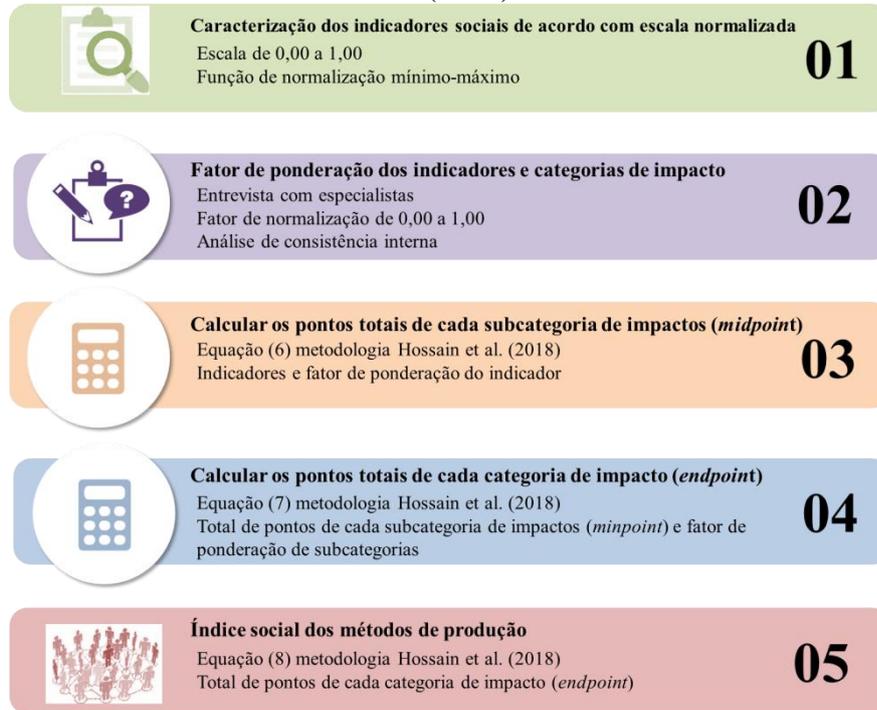


Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Hossain et al. (2018).

A metodologia de Hossain et al. (2018) é dividida em cinco etapas (Figura 8): caracterização dos indicadores sociais de acordo com uma escala normalizada; determinação do fator de ponderação dos indicadores; cálculo dos pontos totais de cada subcategoria de impacto (*midpoint*); cálculo dos pontos total das categorias de impacto (*endpoint*) e cálculo do índice de sustentabilidade social. As etapas desenvolvidas para a análise dos impactos sociais dos métodos de produção são descritas na sequência.

Na metodologia de Hossain et al. (2018), o resultado da ACVS é denominado como índice de sustentabilidade social, porém, neste estudo será empregada a nomenclatura de índice social, por considerar mais adequada aos objetivos do trabalho.

Figura 8: Etapas da avaliação dos impactos sociais de acordo com metodologia de Hossain et al. (2018).



Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Hossain et al. (2018).

3.4.3.1 Caracterização dos indicadores sociais

A primeira etapa da avaliação dos impactos sociais é a caracterização dos indicadores sociais de acordo com a escala normalizada de Hossain et al. (2018) de 0,00 a 1,00. Nesta escala, o primeiro valor (0,00) corresponde a uma avaliação negativa e o valor final da escala (1,00) aos indicadores positivos, conforme pode ser visualizado no Quadro 10.

Quadro 10: Escala normalizada para avaliação dos impactos sociais da ACVS.

Escala	Avaliação correspondente
0,00	Fortemente negativo/ totalmente discordado/ altamente não relacionado/ incompatível com o direito nacional ou internacional
0,25	Na maior parte negativo/ parcialmente discordado/ moderadamente negativo/ negativamente compatível
0,50	Neutro afetado/ concordado/ neutro relacionado/ compatível

Continua

Conclusão	
0,75	Principalmente positivo/ moderadamente acordado/ altamente relacionado/ moderadamente compatível
1,00	Fortemente positiva/ totalmente acordada/ muito altamente relacionada/ altamente compatível com o direito nacional ou internacional

Fonte: Hossain et al. (2018).

Os dados do inventário provenientes dos relatórios citados anteriormente foram convertidos aos valores da escala normalizada empregando a função de normalização mínimo-máximo (HAN, KAMBER e PEI, 2011; DE LUCA et al., 2015) conforme Equação (2). Este processo de normalização foi incluído na metodologia de Hossain et al. (2018), uma vez que não há uma descrição clara dos procedimentos de normalização, assim, esta função busca orientar de uma maneira científica esta etapa.

$$v' = \frac{v - \min_A}{\max_A - \min_A} \quad (2)$$

Onde:

v' = valor normalizado do indicador “A”.

v = valor do indicador “A”.

\min_A = valor mínimo do indicador “A”.

\max_A = valor máximo do indicador “A”.

3.4.3.2 Fator de ponderação dos indicadores

O fator de ponderação dos indicadores sociais e das subcategorias de impacto foi obtido através da análise dos especialistas. Esta análise foi realizada por meio de um questionário online na plataforma digital *Google Forms*, no qual os especialistas de diferentes áreas avaliaram a importância das subcategorias de impacto e dos indicadores sociais. Todas as subcategorias de impacto e os indicadores sociais foram avaliados neste questionário pelos especialistas.

O questionário elaborado para esta pesquisa foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade de Passo Fundo. De acordo com a Resolução nº466 de 2012, toda pesquisa que envolva seres humanos de forma direta ou indireta, como através do preenchimento de questionários e a utilização destes dados, deve ser submetida à apreciação

de um Comitê de Ética em Pesquisa. O número do parecer de aprovação na Plataforma Brasil é 2.992.656.

Profissionais de diferentes áreas foram convidados a participar desta avaliação, como engenheiros ambientais, engenheiros civis, advogados, gestores públicos, sociólogos, profissionais da área de gestão de empresas, pesquisadores e acadêmicos. A variabilidade dos respondentes do questionário busca promover uma avaliação de impacto social mais precisa e abrangente. A questão social é multidisciplinar, com diferentes agentes envolvidos que vão muito além dos pesquisadores e profissionais de determinada área, englobando a sociedade como um todo.

Foi utilizada a escala de Likert de 5 pontos para a avaliação da importância dos fatores sociais. Neste tipo de análise, o respondente demonstra de forma mais específica o grau de importância destes fatores (JOSHI et al. 2015). Os valores da escala variam de 1 a 5, sendo 1 correspondente a não importante ou irrelevante e 5 a muito importante, conforme Quadro 11. Os questionários em escala são mais fáceis de serem compreendidos e respondidos. Considerando a multidisciplinariedade dos respondentes, a escala Likert é ideal para os objetivos desta análise (HARPE, 2015; JOSHI et al. 2015).

Quadro 11: Escala de importância dos fatores sociais.

Escala das alternativas de respostas	Significado
1	Não importante/ irrelevante
2	Pouco importante
3	Neutro
4	Importante
5	Muito importante

Fonte: Elaborado pela Autora.

Os resultados dos questionários foram avaliados em planilhas do Excel. Os valores da escala de Likert das respostas foram convertidos em valores de uma escala numérica de 0,00 a 1,00, sendo o valor 1 da Escala de Likert correspondente ao valor 0,00, e o valor 5 ao 1,00, conforme metodologia de Hossain et al. (2018). Para as respostas em branco foi adotado o valor 0,00 ao item. Outro fator considerado na análise foi à exclusão dos questionários com todas as respostas iguais. Quando o respondente avalia todos os itens com igual importância, pode ser considerada uma falta de interesse do respondente em responder ao questionário. Deste modo, a sua avaliação não corresponde a uma análise significativa.

Outra melhoria na metodologia de Hossain et al. (2018) foi a realização de uma análise de consistência interna nos resultados do questionário, por meio do coeficiente Alfa Cronbach. Este coeficiente mede a correlação entre as respostas de um questionário através da análise do perfil das respostas dadas pelos respondentes (MATTHIENSEN, 2011). Em outras palavras, avalia a consistência interna do questionário e das respostas obtidas. O coeficiente Alfa Cronbach é calculado a partir do somatório da variância dos itens individuais e da soma da variância de cada respondente, conforme Equação (3) e Tabela 1. O cálculo do coeficiente foi realizado no Excel.

$$\alpha = \left[\frac{k}{k-1} \right] \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^k S_i^2}{S_t^2} \right] \quad (3)$$

Onde:

k = número de itens (perguntas) do questionário;

S_i^2 = variância de cada item;

S_t^2 = variância total do questionário (soma das variâncias dos respondentes).

Tabela 1: Variâncias para o cálculo do coeficiente Alfa Cronbach.

Respondentes	Itens (perguntas)						Total
	1	2	...	i	...	k	
1	X_{11}	X_{12}	...	X_{1i}	...	X_{1k}	X_1
2	X_{21}	X_{22}	...	X_{2i}	...	X_{2k}	X_2
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
P	X_{p1}	X_{p2}	...	X_{pi}	...	X_{pk}	X_p
⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮	⋮
N	X_{n1}	X_{n2}	...	X_{ni}	...	X_{nk}	X_n
Variância	S_1^2	S_2^2	...	S_i^2	...	S_k^2	S_t^2

Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Cronbach (2004).

Segundo Cortina (1993), o coeficiente alfa Cronbach é a ferramenta estatística mais importante e aplicada na avaliação da consistência em pesquisas envolvendo a construção de testes e sua aplicação. Este coeficiente é aplicado principalmente nos estudos da área da saúde e sociais, devido a maior utilização de questionários nestas áreas, e a disseminação deste coeficiente na avaliação destes. Ainda, é raro verificar em estudos da ACVS a aplicação de

análise de consistência interna nos resultados dos questionários, a única análise de sensibilidade empregada é nos resultados finais da ACVS.

Os valores de alfa variam de 0,00 a 1,00. De acordo com Matthiensen (2011), não há um consenso no meio científico quanto ao valor limite do alfa. Este valor depende muitas vezes da pesquisa que está sendo realizada, por exemplo, em pesquisas exploratórias considera-se o valor de 0,60 como o limite inferior, já em outras pesquisas o valor é de 0,70. Em pesquisas da área da medicina o valor passa de 0,90 a 0,95. Bland e Altman (1997) consideram os valores entre 0,70 e 0,80 como satisfatórios. Neste sentido, foi considerado nesta pesquisa o valor limite de alfa satisfatório de 0,70. Valores abaixo do limite inferior foram analisados de forma a melhorar este coeficiente, como por exemplo, excluindo uma resposta que aumentasse a variância das respostas da questão.

Para determinar o fator de ponderação dos indicadores, uma média aritmética simples pode mascarar os dados reais das respostas, neste caso foi considerada a média ponderada das respostas e o ranking médio (BOHRER e FARIAS, 2013; SOARES et al. 2017). A média ponderada considera a frequência observada de cada resposta para cada item e o valor médio de cada resposta (conforme escala numérica correspondente a cada valor das respostas, que varia de 0,00 a 1,00). O ranking médio é aplicado como uma forma de análise das respostas médias de questionários com a escala Likert, considerando a média ponderada das respostas e o número de respondentes, Equação (4).

$$RM = \frac{\sum(f_i \times V_i)}{n} \quad (4)$$

Onde:

RM = ranking médio de cada pergunta.

f_i = frequência observada de cada resposta para cada item “i”.

V_i = valor de cada resposta “i”.

n = número de respondentes.

O ranking médio de cada pergunta (subcategoria de impacto e indicadores sociais) corresponde ao fator de ponderação do método de Hossain et al. (2018) e varia de 0,00 a 1,00, sendo o limite inferior com menor importância, e o superior com maior. Estes fatores de ponderação foram utilizados nos cálculos das etapas da sequência, pontuação nas categorias de impacto (*midpoint*) e pontuação das categorias de impacto (*endpoint*).

3.4.3.3 Cálculo do índice social

Conforme a metodologia de Hossain et al. (2018), após a definição dos fatores de ponderação de cada indicador, foram aplicadas as Equações (5), (6) e (7), sendo respectivamente para o cálculo da pontuação nas categorias de impacto (*midpoint*), da pontuação das categorias de impacto (*endpoint*) e o índice social dos métodos. O índice social dos métodos de produção foi classificado através do Quadro 12. A nomenclatura da classificação do índice social também foi adaptada, considerando que os resultados não são considerados sustentáveis como um todo, apenas na parte social.

$$SS_a = \frac{[\sum_{n=i}^I I_i \times COI]}{I_n} \quad (5)$$

Onde:

SS_a = pontuação da subcategoria “a” (pontuação deve estar entre 0,00 e 1,00).

I_i = indicadores “i” (pontuação baseada no Quadro 10).

I_n = número de indicadores da subcategoria “a”.

COI = fator de ponderação do indicador “i” (conforme análise de especialistas, $i = 0,00$ a $1,00$).

$$SSE_a = \frac{\sum_{n=i}^{S_c} SS_a}{\sum_{n=i}^{S_c} COI} \quad (6)$$

Onde:

SSE_a = pontuação de ponto final da categoria “a” (a pontuação deve estar entre 0,00 e 1,00).

S_c = subcategoria.

SS_a = soma total das pontuações da subcategoria “a”

COI = soma total do fator de ponderação da subcategoria “a”.

$$SSS = \frac{\sum_{n=i}^{SE} SE_a}{\sum_{n=i}^{SE} (I_a \times W_f)} \quad (7)$$

Onde:

SSS = Índice social (de 0,00 a 1,00).

SE_a = Soma da pontuação total normalizada de todos os indicadores de *endpoint* ($n = a, b, \dots, f$).

I_a = indicadores de ponto final "a."

SE = categoria de *endpoint*.

W_f = fator de ponderação do indicador de ponto final "a" (W_f é assumido como sendo 1 para todos os indicadores de ponto final).

Quadro 12: Índice social.

Índice social	Nível de sustentabilidade	Significado
0,00 – 0,20	Altamente socialmente insustentável	Fortemente negativo/ altamente insatisfeito
0,21 – 0,40	Socialmente insustentável	Negativo/ insatisfeito
0,41 – 0,60	Neutro	Moderadamente positivo/ satisfeito
0,61 – 0,80	Socialmente sustentável	Altamente positivo/ satisfeito
0,81 – 1,00	Altamente socialmente sustentável	Fortemente positivo/ fortemente satisfeito

Fonte: Hossain et al. (2018).

3.4.4 Interpretação do ciclo de vida social

Da mesma forma que as demais análises do ciclo de vida, a interpretação da ACVS consiste na avaliação dos resultados do ciclo de vida, de forma a identificar os impactos sociais dos métodos de produção do nanoferro, avaliando os pontos significativos que resultam os impactos sociais das empresas.

Nesta etapa também foi realizada a análise de sensibilidade dos dados para identificar de que forma eles são afetados por incertezas, para assim, ter maior confiança no resultado final. A análise de sensibilidade na ACVS foi realizada de duas formas, a primeira em uma análise de cenários e a segunda alternando os fatores de ponderação.

A análise de cenários foi realizada de acordo com a localização dos dados do inventário social (Estados Unidos, Europa, Japão e Brasil), seguindo a mesma aplicação das outras análises do ciclo de vida. Além disso, uma análise final de sensibilidade foi realizada comparando os dados do cenário inicial com dados do cenário da Suíça, que corresponde ao país com os melhores indicadores sociais de acordo com o relatório WEF (2017a).

A segunda análise de sensibilidade deu-se por meio da alteração dos fatores de ponderação dos especialistas. Os fatores de ponderação analisados nos impactos consideraram de forma conjunta a opinião de todos os especialistas. Na análise de sensibilidade foram

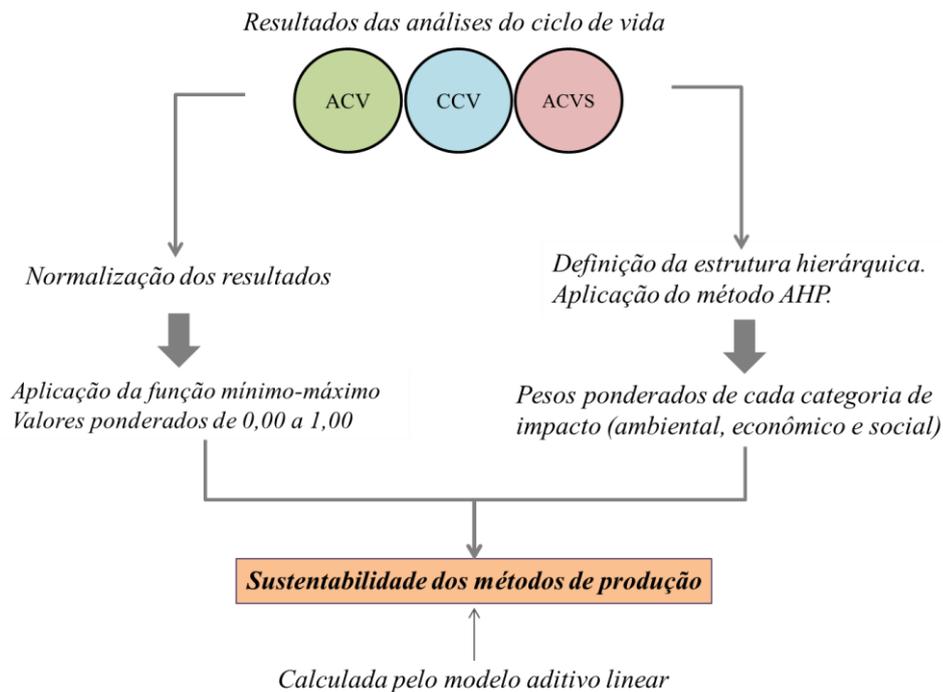
considerados de forma separada os diferentes grupos de especialistas: pesquisadores da área de remediação sustentável, pesquisadores da área de sustentabilidade, profissionais como advogados e sociólogos. Esta análise buscou verificar de que forma os dados são afetados quando são consideradas apenas as opiniões de um grupo específico de especialistas, sem considerar a multidisciplinaridade dos agentes sociais envolvidos.

3.5 Análise da sustentabilidade dos métodos de produção do nanoferro

A sustentabilidade de cada método de produção foi determinada através da aplicação de métodos de análise multicritério. Estes métodos estão sendo empregados nos estudos de forma a agregar os resultados das análises do ciclo de vida, ambiental, econômico e social, em um escore único de sustentabilidade, conforme detalhado no item 2.7.

A análise de sustentabilidade foi desenvolvida considerando os resultados das análises do ciclo de vida realizadas nas etapas anteriores, com base na metodologia de Søndergaard et al. (2017) e De Luca et al. (2018). As etapas da análise de sustentabilidade foram: (i) normalização dos resultados das análises do ciclo de vida, (ii) definição da estrutura hierárquica e aplicação do método AHP; (iii) cálculo da sustentabilidade dos métodos de produção. A Figura 9 ilustra a estrutura metodológica da análise de sustentabilidade.

Figura 9: Estrutura metodológica aplicada para a análise de sustentabilidade.



Fonte: Elaborado pela Autora.

3.5.1 Normalização

A normalização dos resultados das análises do ciclo de vida é necessária de forma a permitir a comparação entre indicadores de natureza diferente. Os resultados da ACV são apresentados em mPt (milionésimo de pontos) e são negativos, enquanto que os resultados da CCV são em U\$/kg, e também são negativos, e os resultados da ACVS não possuem unidade, e são positivos. Deste modo, uma forma de agregar estes resultados é através da normalização, ou seja, pela conversão dos resultados em valores unidimensionais. A normalização dos resultados das análises do ciclo de vida foi realizada aplicando a função mínimo-máximo (HAN, KAMBER e PEI, 2011; DE LUCA et al. 2015), conforme detalhado na Equação (2) do item 3.4.3.1. Esta função foi aplicada nos estudos de De Luca (2015) e De Luca (2018).

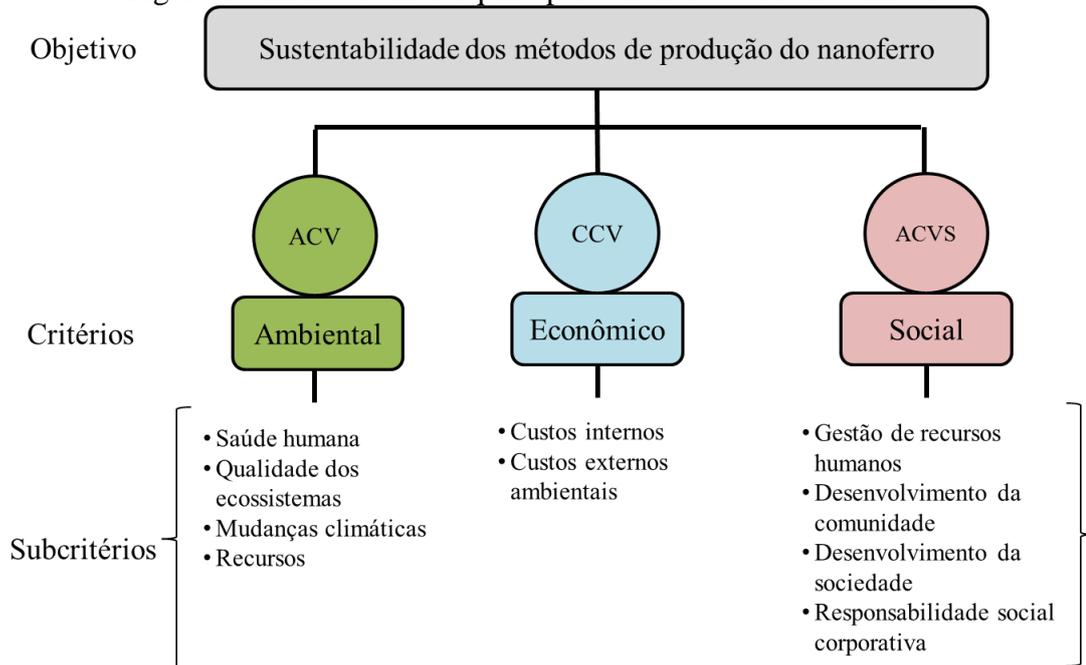
Os valores normalizados variam de 0,00 a 1,00, sendo que o valor 0,00 corresponde a impactos mais negativos e o valor 1,00 a impactos positivos. A normalização foi realizada considerando os resultados das categorias de impactos de ponto final (*endpoint*) e também nos resultados finais de cada uma das análises.

3.5.2 Análise multicritério

A sistemática de operação do método AHP consiste em decompor e ordenar o problema em uma hierarquia. A partir do objetivo da análise (sustentabilidade dos métodos de produção do nanoferro) foram definidos os critérios e subcritérios de avaliação. A hierarquia escolhida para analisar a sustentabilidade dos métodos de produção do nanoferro para atender a esta pesquisa foi implementada conforme a Figura 10. Os critérios considerados na estrutura hierárquica são ambiental, econômico e social, e os subcritérios correspondem aos impactos de ponto final (*endpoint*) de cada uma das análises.

Após a definição da estrutura hierárquica, foram construídas as matrizes de comparação de subcritérios por meio de combinações binárias para cada um dos subcritérios estabelecidos. Os subcritérios foram comparados entre si, de forma a avaliar a sua importância, por meio de uma matriz quadrada $n \times n$, onde as linhas e colunas correspondem aos n subcritérios analisados para o problema em questão. Foram expressas as preferências atribuindo um valor numérico ou peso designado a cada comparação, utilizando a escala de Saaty (1980) (valores de 1 a 9), conforme exposto na Seção 2.7.1 no Quadro 4.

Figura 10: Estrutura hierárquica para análise de sustentabilidade.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Esta avaliação foi realizada por meio de um questionário online desenvolvido na plataforma *Online Pesquisa*. Esta plataforma permite a elaboração de questionários estruturados em matrizes de comparação conforme a metodologia do método AHP. Por este modo, foi optado por utilizar esta plataforma para o desenvolvimento do questionário. Além disso, os questionários *online* são vantajosos tanto na sua elaboração como também para a divulgação das respostas dos especialistas convidados. Este questionário integra o projeto de pesquisa aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade de Passo Fundo (número do parecer de aprovação na Plataforma Brasil: 2.992.656).

O contato inicial com os especialistas foi feito por e-mail, apresentando o projeto e a temática da dissertação, a fim de verificar a disponibilidade de participação. Neste contato inicial já foi encaminhado o *link* para o questionário *online*, com prazo de 15 dias a partir do recebimento para o seu preenchimento. Todos os profissionais convidados receberam o e-mail convite duas vezes, em um intervalo de sete dias entre cada convite.

Os especialistas convidados englobaram pesquisadores, profissionais da área de remediação e remediação sustentável, dentre eles o Grupo de Pesquisa de Geotecnia Ambiental e Sustentabilidade da Universidade de Passo Fundo e o grupo de pesquisa da Universidade Illinois de Chicago. Além de profissionais e pesquisadores das áreas de sustentabilidade, economia, administração, dentre outros. Ao todo, foram convidados mais de 50 profissionais. Com base nas decisões binárias feitas pelos especialistas, foi construída uma

matriz de comparação por pares para cada critério ou subcritério a ser estabelecido, conforme Tabela 2. Os elementos da linha podem ser comparados com os mesmos elementos das colunas. Este procedimento gerou uma matriz referente às comparações pareadas.

Tabela 2: Exemplo de esquema de entrevista e matriz de comparação do método AHP.

Critérios	Ambiental	Econômico	Social
Ambiental	1	Valor de 1 a 9	Valor de 1 a 9
Econômico	Valores recíprocos	1	Valor de 1 a 9
Social	Valores recíprocos	Valores recíprocos	1
Matriz (3x3)	Ambiental	Econômico	Social
Ambiental	1	a_{12}	a_{13}
Econômico	$1/a_{12}$	1	a_{23}
Social	$1/a_{13}$	$1/a_{23}$	1

Fonte: Adaptado De Luca et al. (2018).

Na sequência, foram calculados os pesos relativos aos subcritérios das matrizes e somados às colunas. Após, procedeu-se à normalização dos elementos de cada coluna, dividindo-se cada elemento da coluna pela sua soma total e, em seguida, somou-se o elemento de cada linha disposta na última coluna. No terceiro passo foi obtido o peso relativo de cada critério, por meio da divisão do total de cada linha com o número de critérios que foram utilizados na comparação. No quarto passo foram calculados os pesos dos critérios, tomando por base os valores dos *inputs* atribuídos pelos especialistas. Todos os cálculos do método foram realizados utilizando o programa Excel.

Os pesos de cada elemento da matriz de comparação pareada foram normalizados e com isso foram calculados o Índice de consistência (CI) e a Taxa de Consistência (*Consistency Ratio* - CR) (SAATY, 1980). O índice de consistência (CI) é calculado através da Equação (8), onde “*n*” é o número de elementos que compõem a matriz e “ γ_{\max} ” o maior autovalor da matriz (BHUSHAN; RAI, 2004; BRAUN, 2018).

$$CI = \frac{(\gamma_{\max} - n)}{(n - 1)} \quad (8)$$

O valor do CI pode ser comparado com o índice de consistência de uma matriz aleatória, (*Random Index* - RI). O RI relaciona-se com o número de elementos “*n*” da matriz de comparação do método AHP, conforme Quadro 13 (MATSUMOTO, 2010).

Quadro 13: Índices de consistência aleatória (RI)

<i>n</i>	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RI	0,00	0,00	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,40	1,45	1,49

Fonte: Adaptado de Matsumoto (2010).

A taxa de consistência (CR) é obtida pela razão entre o valor de CI e o RI, conforme Equação (9) (BHUSHAN; RAI, 2004; BRAUN, 2018).

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (9)$$

A análise de consistência é realizada para diagnosticar a confiabilidade e a consistência dos julgamentos feitos. Um exemplo de resposta consistente é dizer que, se o critério A é preferível ao critério B e B é preferível a C, A também é preferível a C. Saaty (1980) indica valores de CR abaixo de 0,10 para julgar as respostas consistentes, sendo que, quando o valor de CR for acima deste valor, o autor indica que a matriz seja reorganizada, alterando os valores de comparação de critérios. Entretanto, em muitos casos reavaliações não são possíveis. Neste sentido Scala et al. (2010) indica que valores de CR até 0,20 podem ser utilizados garantindo resultados confiáveis (SALVIA, 2016; BRAUN, 2018). Deste modo, nesta pesquisa foi adotado um valor de CR de 0,20, sendo que valores acima foram descartados para evitar incoerência dos julgamentos. Cada peso da categoria de impacto foi então re-ponderada de acordo com os valores atribuídos pelos respondentes a cada subcritério.

Nesta etapa foi realizada apenas a análise da taxa de consistência dos julgamentos dos especialistas, em virtude de que neste estudo não foram definidas alternativas, apenas critérios e subcritérios para a ponderação. A análise de sensibilidade foi realizada na pontuação de sustentabilidade dos métodos de produção do nFeZ, sendo detalhado na sequencia.

3.5.3 Pontuação de sustentabilidade

A sustentabilidade dos métodos de produção é calculada pelo modelo aditivo linear, conforme Equação (10). Este modelo é derivado das teorias de valor multiatributo dos métodos de análise multicritério. Este modelo calcula uma pontuação geral de sustentabilidade “S” para cada método de produção com base na soma ponderada dos valores normalizados dos impactos de cada dimensão da sustentabilidade com o seu respectivo peso de ponderação.

$$S = \sum_{i=1}^n (w_i \times v_i) \quad (10)$$

Onde:

S = Índice de sustentabilidade.

w_i = peso de ponderação de cada categoria de impacto “i” (resultante do método AHP).

v_i = valor normalizado dos impactos “i”.

Os valores da sustentabilidade dos métodos variam de 0,00 a 1,00 sendo que o método é considerado sustentável quando o valor “S” está próximo de 1,00. O nível de sustentabilidade dos métodos foi comparado com o índice de sustentabilidade social apresentado no estudo de Hossain et al. (2018) (Quadro 12). Embora a referência não esteja estritamente vinculada à análise do ciclo de vida sustentável, os índices indicam os escores alcançados, assim como no estudo em questão.

3.5.3.1 Análise de sensibilidade

A análise de sensibilidade realizada compreendeu à dois casos de avaliação: (i) análise de cenários; e (ii) variação do fator de ponderação das categorias de impacto.

A análise de cenários seguiu os processos já aplicados nas análises do ciclo de vida (ACV, CCV e ACVS), a qual compreende a avaliação da sensibilidade dos dados variando cenários de localização dos métodos de produção. Os cenários considerados foram: Estados Unidos, Europa, Japão e Brasil. Os resultados da análise de sensibilidade ambiental (ACV) foram determinados de acordo com a variação do cenário de produção de energia. A análise de sensibilidade da CCV também variou os custos de energia para os diferentes cenários. Enquanto que na análise social a variação foi nos dados de inventário a nível de país. Deste modo, na análise de sensibilidade da sustentabilidade os resultados de cada uma das análises de sensibilidade (ACV, CCV e ACVS) foram considerados.

A segunda análise de sensibilidade realizada foi feita através da variação dos pesos de ponderação das categorias de impacto. Estes pesos foram determinados através da análise multicritério utilizando o método AHP (conforme item anterior). Duas variações de pesos foram realizadas, conforme metodologias de Chen, Yu e Khan (2010), Atilgan e Azapagic (2016); Ren (2016) e Ren e Toniolo (2018).

A primeira variação corresponde à aplicação de pesos iguais a 0,11 para todas as categorias de impacto. A segunda variação foi realizada na aplicação de um único intervalo de desvios de pesos ($\pm 20\%$) para todas as categorias de impacto em relação ao seu peso atual. Esta análise baseia-se na abordagem *One-At-a-Time* (OAT) na qual os pesos das categorias de impacto são alterados um por vez, verificando o efeito no resultado final (CHEN, YU e KHAN, 2010). Os incrementos foram aplicados para cada categoria de impacto por vez, e os pesos das outras categorias de impacto foram ajustados proporcionalmente ($\pm 2,5\%$) para a soma dos pesos ser igual a 1,00. Ao todo foram feitas 20 variações nos pesos, considerando as 10 categorias de impacto, e as duas variações nos pesos (+20% e -20%).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Caracterização dos métodos de produção do nanoferro

A produção do nanoferro pode ser feita a partir de inúmeros métodos os quais se diferem nas tecnologias empregadas, como de baixo para cima, ou de cima para baixo, no mecanismo do método, físico ou químico, e também nos processos empregados na produção em si. Conforme já detalhado anteriormente, existem duas tecnologias para a produção do nFeZ, de cima para baixo, ou seja, parte-se de uma partícula em tamanho maior, como a granel, para obter o nFeZ, e os processos de baixo para cima, nos quais, por meio de moléculas, obtém-se o nFeZ através de reações químicas de redução.

Os métodos podem ainda, ser classificados em físicos e químicos de acordo com os processos empregados. Nos métodos físicos, como a moagem de ferro, o nFeZ é obtido através de mecanismos físicos sem a ocorrência de reações, enquanto que nos métodos químicos, as reações são os mecanismos de obtenção do nFeZ. A redução química é o método mais utilizado para obter nFeZ, principalmente devido à sua simplicidade. Além disso, o produto obtido é caracterizado por uma estrutura homogênea que apresenta alta reatividade (JAMEI et al., 2013).

Atualmente, muitos métodos de produção de nFeZ estão sendo desenvolvidos principalmente em laboratórios, para diminuir os custos de produção, permitindo uma aplicação mais ampla do nFeZ na prática, como por exemplo, os métodos de síntese verde, eletroquímicos, dentre outros (STEFANIUK et al., 2016). No Quadro 14 apresentam-se os métodos de produção e as características do nFeZ resultante, e nos itens na sequência estes métodos são descritos de forma mais detalhada.

Os métodos listados abaixo são aplicados principalmente em estudos de escala laboratorial. Em relação aos métodos industriais, no Quadro 15 são apresentadas as características do nFeZ comercial produzido pelas empresas levantadas na revisão bibliográfica, sendo descrito o método produtivo empregado (para aqueles que são divulgados pelas empresas), o tamanho e área superficial do nFeZ, bem como o seu valor. Os processos produtivos destas empresas são descritos nos itens correspondentes na sequência.

Quadro 14: Métodos de produção do nanoferro.

Método	Descrição	Diâmetro (nm)	Área superficial (m²/g)	Referências
1. Moagem de ferro	Moagem de partículas de ferro em uma câmara rotativa de alta velocidade	10 - 50	39,0	Li et al. (2009); Golder Associates Inc.
2. Redução química líquida	Redução dos sais de ferro usando o agente redutor líquido	1 - 100	30	Wang e Zhang (1997); Sun et al. (2006)
3. Redução química gasosa	Redução dos sais de ferro usando o agente redutor gasoso	40 - 70	29	Uegami et al. (2009)
4. Redução termal	Redução de Fe ²⁺ a temperaturas elevadas com o uso de energia térmica na presença de agentes redutores gasosos	20 - 150	130,0	Hoch et al. (2008); Dai et al. (2016)
5. Deposição de vapor	Vaporização do material alvo por fontes de calor para após serem condensados rapidamente	25	40 - 60	Nanostructured & Amorphous Materials, Inc.
6. Micro-emulsão	Utilização de uma fase inorgânica em micro emulsões de água em óleo	40 - 60	N.A.	Li et al. (2003), Zhang et al. (2007)
7. Ondas ultrassônicas	Aplicação de ondas de ultrassom e agente redutor	10	34,0 – 42,0	Jamei, Khosravi e Anvaripour (2013)
8. Eletroquímico	Redução do sal de ferro por corrente elétrica	1 – 20	25,4	Chen et al., (2004)
9. Síntese verde	Biossíntese de NPs usando extratos de plantas ou micro-organismos	20 - 120	5,8	Kuang et al. (2013)

N.A. – Não Avaliado

Fonte: Elaborado pela Autora, adaptado de Stefaniuk et al. (2016).

Quadro 15: Características do nFeZ comercialmente disponível relatado na literatura.

Empresa	Método de produção	Tamanho (nm)	Área superficial específica (m ² /g)	Valor (USD/kg)
Nano Iron (República Tcheca)	N.I.*	50	20 – 25	140,00 (pó) 30,00 – 75,00 (suspensão)
Toda Kogyo Ltd. (Japão)	Redução química com gás hidrogênio	100	23	29,00 – 39,00
Polyflon (EUA)	N.I.	100 - 200	37 – 58	N.I.
MKnano (Canadá)	N.I.	25	N.I.	1.440,00
Sky spring Nanomaterials, Inc. (EUA)	N.I.	20 - 80	7 – 60	2.500,00 - 3.900,00
Nanostructured & Amorphous Materials, Inc. (EUA)	Deposição de vapor químico melhorado por plasma	25	40 – 60	3.800,00
Golder Associates Inc. (EUA)**	Desgaste mecânico (moagem)	12,5	30 – 50	N.I.

N.I. – Não Informado.

* A empresa Nano Iron não divulga as informações a respeito do seu processo produtivo, por considerar este proprietário.

**A empresa Golder Associates Inc. apenas realiza a produção em larga escala de nFeZ e não a sua comercialização.

Fonte: Elaborado pela Autora, adaptado de Stefaniuk et al. (2016).

4.1.1 Moagem de ferro

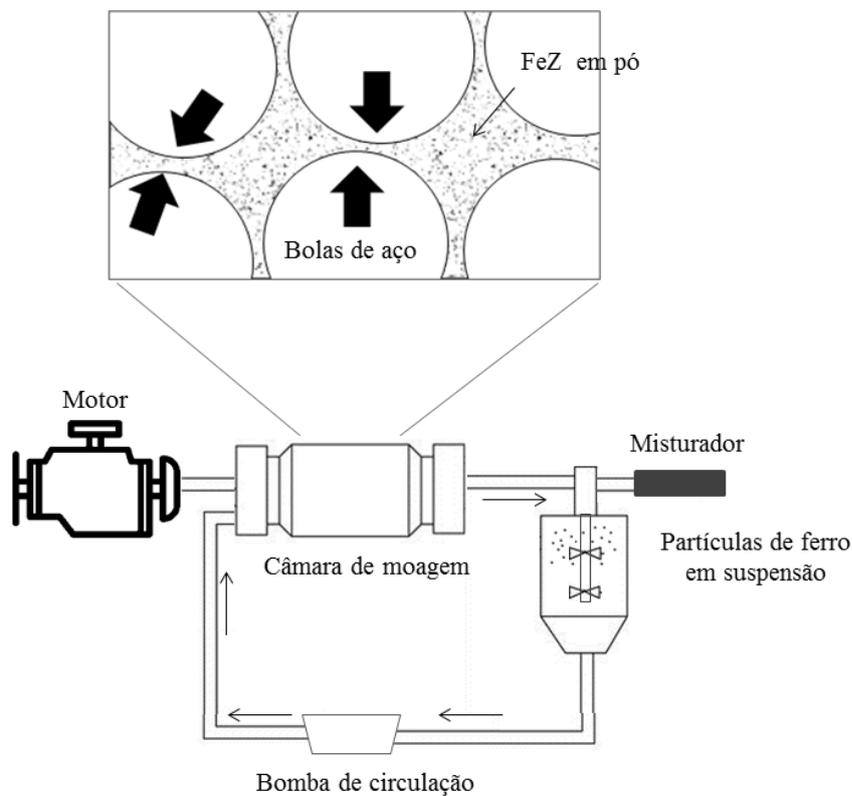
A avaliação de métodos alternativos para a produção de NMs foi objeto do estudo de Li et al. (2009) através da moagem de ferro. Esta técnica, puramente física, é conhecida como uma das técnicas de cima para baixo.

O método da moagem pode ser operado sob condições secas ou úmidas. A moagem a seco é realizada utilizando somente as esferas de moagem e as partículas de ferro, enquanto que na moagem úmida ocorre a adição de reagentes a este processo. No processo de moagem a seco, os parâmetros típicos que afetam as propriedades físico-químicas das partículas são o tipo de equipamento de moagem, energia de moagem, tempo de moagem, relação de bola e pó, rigidez de partículas e tamanho da alimentação (JUNG et al., 2015). No processo de

moagem úmida, as propriedades da suspensão, como viscosidade, concentrado sólido e pH, devem ser consideradas, além das propriedades do pó (JUNG et al., 2015).

O método de moagem de ferro é realizado por meio da utilização de equipamentos que promovem a moagem das partículas, tais como câmara rotativa de alta velocidade, sistemas de moinhos de bolas planetárias, dentre outros. O sistema de moagem laboratorial empregado por Li et al. (2009) foi a seco, consistindo em dois subsistemas, (1) o sistema de fresagem consistindo de um motor, uma câmara de moagem, um agitador e esferas de aço, e (2) um sistema de circulação e refrigeração de partículas contendo uma bomba e um tanque de retenção para controlar a temperatura da suspensão de ferro no tanque e dentro do moinho, conforme pode ser visualizado na Figura 11. As micropartículas de ferro são inseridas na câmara de moagem juntamente com esferas de aço (250 μm de diâmetro), as quais consistem no meio de formação do nFeZ. A proporção de massa de esferas de aço e de partículas varia de 20:1 a 40:1 dependendo da metodologia e do equipamento utilizado (IOANNOU et al., 2012; JUNG et al., 2015)

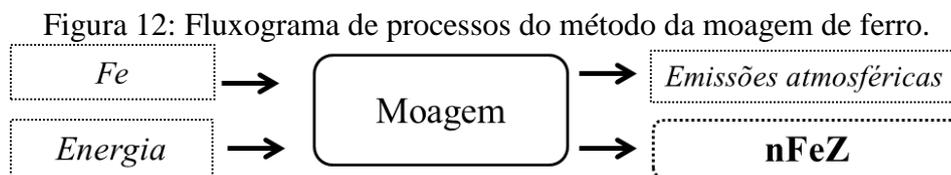
Figura 11: Diagrama esquemático do método da moagem de ferro.



Fonte: Adaptado de Li et al. (2009).

Durante a moagem, o motor aciona o agitador da câmara de moagem a uma velocidade rotativa determinada de forma a agitar o meio de moagem (esferas e partículas de ferro). As

partículas de ferro são esmagadas pelas esferas de aço, e a energia de impacto fratura o material em pedaços menores. A câmara rotativa contém um cilindro que funciona como um filtro para reter as esferas de aço, porém permitindo a passagem do material de ferro processado até o tanque de retenção. No tanque de retenção, as partículas de ferro voltam ao sistema de moagem pela bomba de circulação, até atingirem o diâmetro estabelecido. O nFeZ obtido é coletado na saída do processo de moagem. Durante o processo, ocorre o desgaste mecânico das partículas de ferro, até atingirem o seu tamanho nanométrico. Na Figura 12, ilustra-se o fluxograma de processos do método de moagem de ferro.



Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Li et al. (2009).

De acordo com Li et al. (2009) o nFeZ obtido após 8 horas de moagem possui um tamanho de 20 nm, e a sua área superficial específica de 39,0 m²/g.

Uma das vantagens de aplicação deste método é que o sistema não usa solventes tóxicos, e também não gera efluentes na fabricação, apenas há emissões atmosféricas. Outra vantagem do método se dá na sua facilidade de implantação, uma vez que, requer apenas o equipamento de moagem (câmara rotativa, sistemas de bolas planetárias, dentre outros), diferentemente dos métodos tradicionais de redução que envolvem produtos químicos tóxicos, equipamentos sofisticados e mão-de-obra extensiva (LI et al., 2009; IOANNOU et al., 2012; YAN et al., 2013; THOMÉ et al., 2015). Neste sentido, muitos autores afirmam que a moagem de ferro é um método ambientalmente favorável e econômico (LI et al., 2009). Entretanto, embora o método seja simples e direto de produção, o consumo de energia é elevado (MUKHERJEE et al., 2015). Além disso, o nFeZ obtido por este método provou ser igualmente reativo com contaminantes, como o tricloroetileno (TCE), da mesma forma que obtidos por técnicas de redução (THOMÉ et al., 2015).

Este método está sendo aplicado principalmente em escala laboratorial, entretanto, de acordo com Li et al. (2009), pode ser empregado para a fabricação em grande escala. No entanto, de acordo com Thomé et al. (2015), existem algumas preocupações sobre a durabilidade dos equipamentos de fresagem e o controle sobre a distribuição do tamanho e da morfologia do NMs.

A empresa americana Golder Associates Inc. emprega o método de moagem de ferro para a produção em larga escala do nFeZ (CRANE e SCOTT, 2012; MUKHERJEE et al., 2015), por meio da utilização do sistema com bolas planetárias. Essa produção ocorre através da licença da Universidade de Lehigh (universidade privada localizada em Bethlehem, Pensilvânia). Os moinhos de bolas planetárias são equipamentos caracterizados por resultar em grande energia de pulverização e curtos tempos de moagem, sendo empregados de forma a obter máxima finura (MUKHERJEE et al., 2015).

Uma das preocupações relacionadas à aplicação do método da moagem se dá na dificuldade no controle sobre a distribuição do tamanho e da morfologia das partículas (THOMÉ et al., 2015), as quais possuem forma irregular, o que está relacionado com a sua deformação e rachadura devido ao contato com o equipamento. Além disso, as partículas recém-formadas possuem uma energia superficial muito alta e, portanto, apresentam uma forte tendência de agregação, principalmente aquelas produzidas pelo método da moagem seca (LI et al., 2009; IOANNOU et al., 2012; MUKHERJEE et al., 2015).

4.1.2 Redução química

A redução química é o método de produção do nFeZ mais aplicado, no qual, por meio de reações químicas, os sais de ferro são reduzidos, através da aplicação de agentes redutores. A redução química pode ser classificada de acordo com o estado do agente redutor, em redução líquida e gasosa (O'CARROLL et al., 2013).

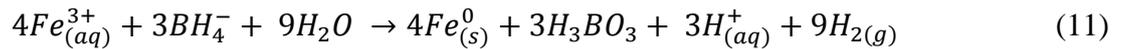
Inúmeros agentes redutores podem ser empregados para a obtenção do nFeZ, sendo o processo mais comum a redução líquida por meio do borohidreto de sódio (NaBH_4), principalmente nos estudos em escala laboratorial, e a gasosa utilizando o gás hidrogênio. Nos itens a seguir, serão apresentados de forma detalhada os processos de redução líquida com borohidreto de sódio e redução gasosa com gás hidrogênio.

4.1.2.1 Redução líquida

O método de redução química empregando o borohidreto de sódio é amplamente utilizado nos estudos laboratoriais em virtude da sua simplicidade de realização, bem como, na utilização de poucos equipamentos (CRANE e SCOTT 2012).

O nFeZ é obtido por meio da mistura de volumes iguais das soluções aquosa de cloreto de ferro (FeCl_3) e de borohidreto de sódio (NaBH_4). A solução de borohidreto de

sódio é adicionada à solução de Fe a uma taxa controlada (gota-a-gota), sob agitação contínua (cerca de 20 minutos de acordo com KANEL et al., 2005), à temperatura ambiente (MARTINS et al., 2017; BARRETO-RODRIGUES et al., 2017). O ferro férrico (Fe^{+3}) é reduzido à valência zero, de acordo com a reação expressa pela Equação 11 (SUN et al., 2006):



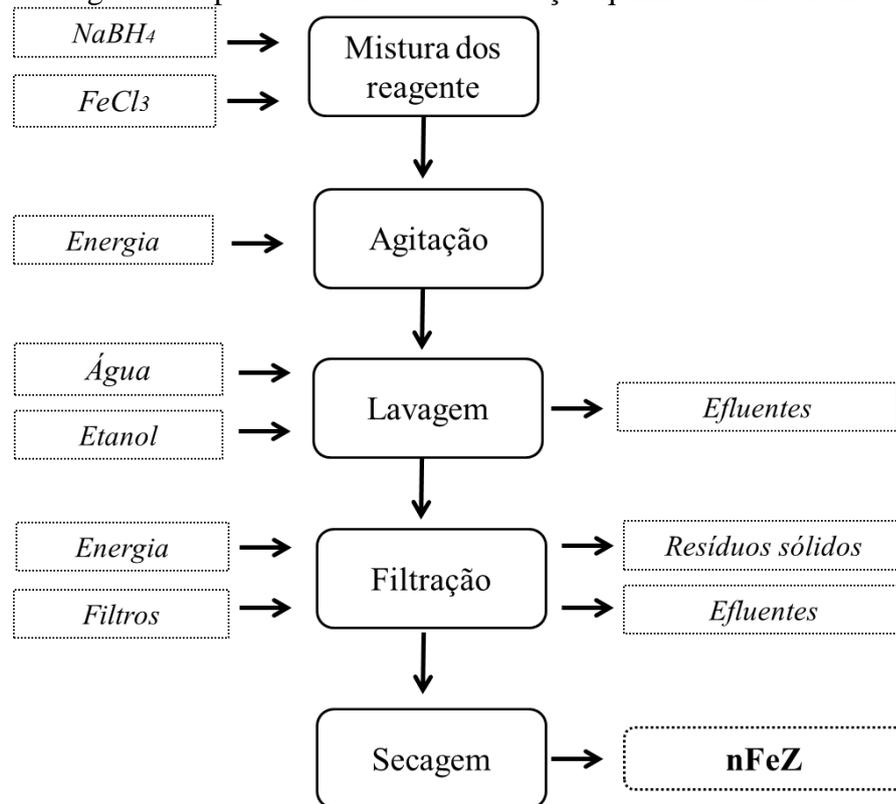
As partículas de ferro zero valente aparecem imediatamente após adicionar as primeiras gotas da solução do agente redutor (BARRETO-RODRIGUES et al., 2017). Para ser utilizado na remediação ambiental, o nFeZ obtido deve ser filtrado, lavado e seco (SUN et al., 2006; BARRETO-RODRIGUES et al., 2017). A separação normalmente é realizada por meio da filtração a vácuo, a lavagem é feita com água deionizada, etanol ou acetona, e a secagem sob atmosfera inerte. A lavagem com etanol e acetona é empregada de forma a evitar a oxidação imediata do nFeZ durante a purificação, levando a um produto em pó preto fino (KANEL et al., 2005).

As partículas metálicas de nFeZ preparadas podem ser utilizadas em reação sem tratamento adicional (BARRETO-RODRIGUES et al., 2017). Na Figura 13 ilustra-se o fluxograma de processos do método de redução com borohidreto de sódio, com as entradas e saídas de cada processo.

De acordo com Sun et al. (2006), o nFeZ resultante possui um tamanho variando de 1 a 100 nm, e área superficial específica de 30 m²/g (KANEL et al., 2005). O nFeZ produzido é altamente reativo, entretanto, as NPs são muitas vezes polidispersas, ou seja, com peso molecular e tamanho não uniforme, variando de dezenas a centenas de nanômetros de tamanho (CRANE e SCOTT 2012). Deste modo, o nFeZ resultante possui uma grande propensão a aglomeração (SUN et al., 2006; CRANE e SCOTT 2012).

As principais desvantagens deste método são a utilização de reagentes químicos, a geração de resíduos e efluentes com a presença de boro produzido, os quais merecem um tratamento específico, além da emissão atmosférica de gás hidrogênio (CRANE e SCOTT, 2012; THOMÉ et al., 2015). Além disso, de acordo com Thomé et al. (2015), este método é viável economicamente para uso em escala laboratorial, considerando o alto custo, principalmente dos reagentes.

Figura 13: Fluxograma de processos método de redução química com borohidreto de sódio.

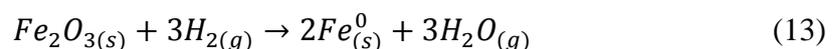
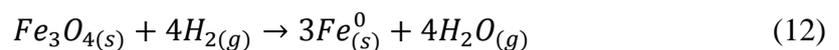


Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Martins et al. (2017).

4.1.2.2 Redução gasosa

O principal método de redução gasosa é através da utilização de gás hidrogênio como agente redutor. Este método foi desenvolvido em 2006 pela empresa japonesa Toda Kogyo Ltd. na comercialização de nFeZ reativo (CRANE e SCOTT, 2012).

O nFeZ é produzido pela empresa Toda Kogyo Ltd. através da redução de partículas de goethita e hematita a altas temperaturas com gás hidrogênio (O'CARROLL et al., 2013), conforme reações expressas na Equação 12 (goethita) e Equação 13 (hematita) (KUILA et al., 2016):



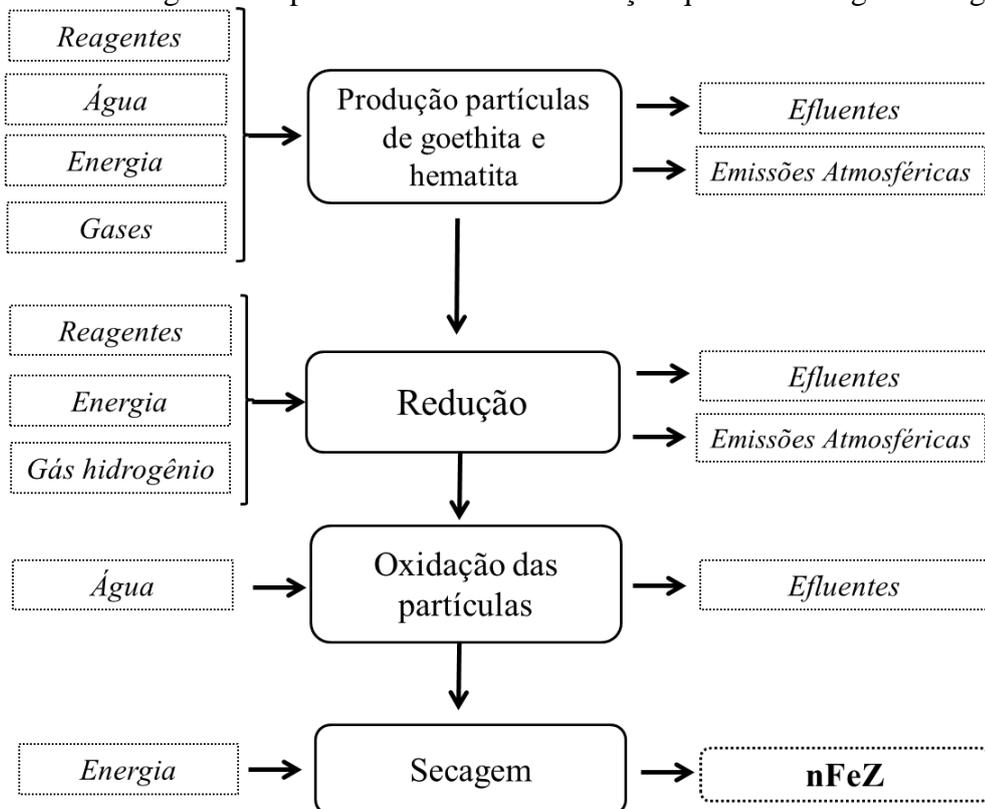
A primeira etapa do método proposto pela empresa Toda Kogyo Ltd. consiste na produção das partículas de goethita (α -FeOOH) e hematita (α -Fe₂O₃). A goethita pode ser obtida por métodos comuns, através da passagem de um gás contendo oxigênio através de uma suspensão contendo um precipitado ferroso (hidróxidos ou carbonatos de ferro) que é

obtida por meio da reação com uma solução aquosa (contendo sais ferrosos e compostos como hidróxidos alcalinos, carbonatos alcalinos, etc.) (UEGAMI et al., 2009). A purificação da solução aquosa é essencial para limitar a quantidade de impurezas nas partículas de goethita. As partículas de hematita, por sua vez, são obtidas por desidratação por calor das partículas de goethita a uma temperatura de 250 a 350 °C (UEGAMI et al., 2009).

Após este processo, as partículas de goethita e hematita são reduzidas pelo calor a uma temperatura de 350 a 600°C em uma atmosfera de gás hidrogênio (UEGAMI et al., 2009). As partículas de nFeZ obtidas são arrefecidas e depois retiradas e transferidas para água, evitando a formação de uma película de oxidação na superfície das partículas de nFeZ em fase gasosa (UEGAMI et al., 2009). O interesse da empresa é que as partículas possuam uma película de oxidação formada em água. Após a oxidação as partículas são secas em estufas com uma temperatura não superior a 100°C. Após a secagem é obtido o nFeZ.

A Figura 14 ilustra o fluxograma de processos do método de redução com gás hidrogênio conforme o processo produtivo empregado na empresa Toda Kogyo Ltd., com as entradas e saídas de cada processo do método.

Figura 14: Fluxograma de processos método de redução química com gás hidrogênio.



Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Uegami et al. (2009).

O processo de redução das partículas de goethita e hematita com calor resultam em partículas de ferro compostas de fase $\alpha\text{-Fe}^0$ como um todo (UEGAMI et al., 2009). De acordo com Uegami et al., (2009), ao transferir as partículas de ferro para água, a água é decomposta em oxigênio e hidrogênio pela atividade catalítica do $\alpha\text{-Fe}^0$. Com isso, as partículas de nFeZ resultantes possuem duas fases consistindo em $\alpha\text{-Fe}^0$ e Fe_3O_4 , gerada pela oxidação com a água (UEGAMI et al., 2009).

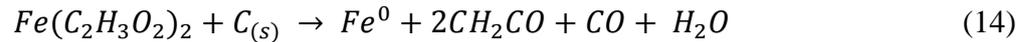
O nFeZ produzido pelo método possui um tamanho de partícula de 40 - 70 nm, e área superficial específica variando de 5 a 60 m^2/g , sendo o valor médio de 29 m^2/g (NURMI et al., 2005; UEGAMI et al., 2009; STEFANIUK et al., 2016).

Em escala laboratorial, o método é realizado em um aparelho de análise termogravimétrica. Em um cadinho são dispostos os minérios de goethita e hematita, os quais são colocados no aparelho, sendo aumentada gradativamente a temperatura em uma atmosfera de argônio. Quando a temperatura da reação é atingida, o gás hidrogênio passa a ser inserido no aparelho. Quando a redução atinge a conclusão, o fluxo de hidrogênio é parado e o de argônio retomado. O pó reduzido é arrefecido em atmosfera de argônio e removido do sistema a cerca de 300 e 400°C (KUILA et al., 2016).

Uma das principais desvantagens do método industrial é a quantidade de etapas necessárias para sintetizar as NPs, e em seguida reduzi-las em um processo de lote, embora o processo seja escalável e tenha atingido um status comercial (UEGAMI et al., 2009; CRANE e SCOTT, 2012). O valor do nanoferro em pó, comercializado pela empresa Toda Kogyo Ltd. varia de U\$29,00 – 39,00/kg (STEFANIUK et al., 2016).

4.1.3 Redução termal

A redução térmica, ou mais conhecida como carbotermal, é um dos métodos que vem sendo investigados para a produção de nFeZ barato e funcional (CRANE e SCOTT 2012). Neste método, as partículas de óxido de ferro ou sais de Fe^{+2} hidratados são reduzidas a temperaturas elevadas, com o uso de energia térmica, na presença de agentes redutores gasosos, tais como H_2 , CO_2 ou CO produzidos ao longo da decomposição térmica de materiais à base de carbono (carbono negro, biochar, nanopartículas de carbono) (STEFANIUK et al., 2016). O Fe^0 é formado como resultado de uma reação endotérmica de alta temperatura ($>500^\circ\text{C}$), conforme Equações 14 e 15, nas quais apenas estão presentes produtos gasosos (HOCH et al., 2008).



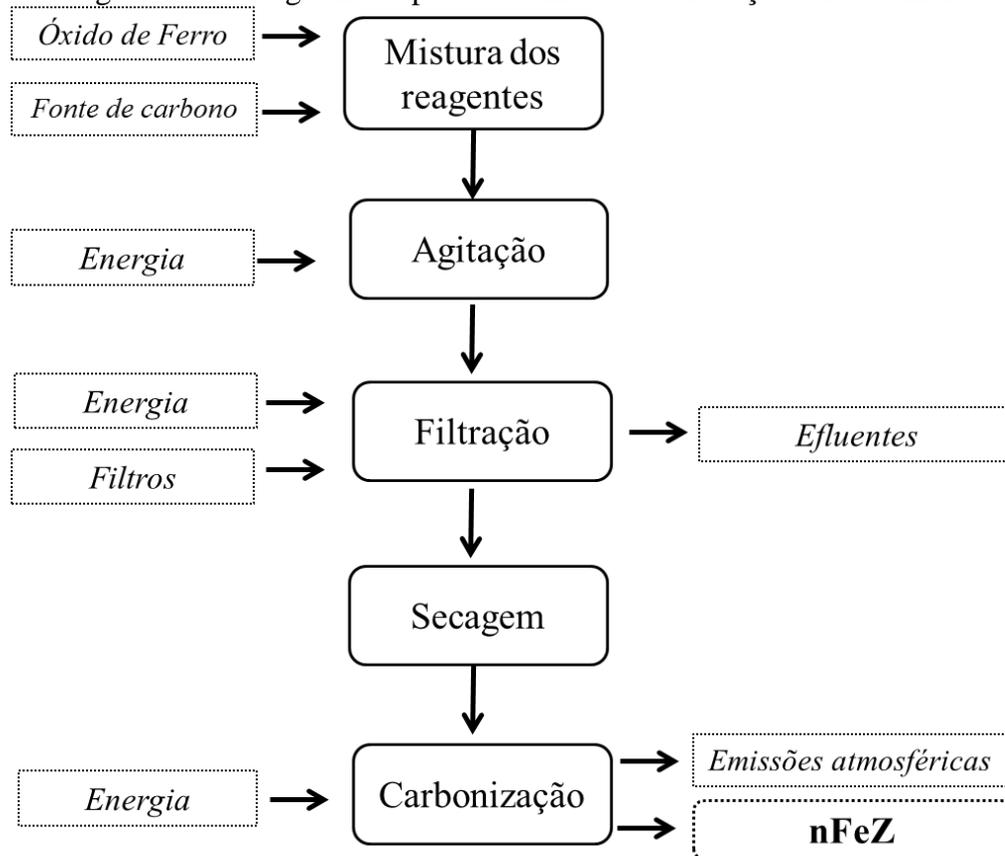
Inicialmente, ocorre a mistura da solução de óxido de ferro, a solução da fonte de carbono com água deionizada, por meio de agitação. Após este processo, ocorre a formação de um sólido, o qual é separado da solução sobrenadante por meio da filtração a vácuo (HOCH et al., 2008). O sólido é removido do filtro, enquanto ainda está em um estado suave de solidificação, e colocado em forno a vácuo, sem aquecimento, durante algumas horas para secar (cerca de 12 h de acordo com Hoch et al., 2008). Após a secagem, as amostras resultantes são carbonizadas em um forno de tubo aquecido em fluxo de N₂, por aproximadamente 3 h (DAI et al., 2016). A temperatura de aquecimento pode variar de 500 a 1.000°C, dependendo do resultado que o operador necessita. Após este processo, as amostras são arrefecidas até a temperatura ambiente de forma natural, sendo assim obtido o nFeZ suportadas por carbono (C-Fe⁰) (HOCH et al., 2008; DAI et al., 2016; ORLANDI et al., 2017). A Figura 15 ilustra o fluxograma de processos do método da redução carbotermal.

O nFeZ obtido pelo método apresenta um tamanho de partícula de 20 a 150 nm, e área superficial específica na faixa de 130 m²/g. Além disso, neste método o nFeZ é encapsulado em carbono, resultando em uma menor agregação das partículas (HOCH et al., 2008), e uma capacidade de degradação relativamente superior em comparação a sua versão sem encapsulamento, conforme avaliado por Dai et al. (2016) e Hoch et al. (2008) na redução de cromo hexavalente.

De acordo com Orlandi et al. (2017), a redução carbotérmica pode ser realizada com qualquer fonte de carbono, sendo o mais comum o negro de carbono, embora também se observe a utilização de grafite, nanotubos de carbono ou mesmo açúcar. Entretanto, ainda não há estudos sobre a eficiência da síntese usando diferentes fontes de carbono (ORLANDI et al., 2017).

A redução térmica é um método simples, barato, uma vez que, os materiais empregados na produção possuem baixo custo e são facilmente disponíveis (carbono negro e biochar), e podem ser obtidos nas indústrias de combustíveis fósseis (CRANE e SCOTT, 2012; STEFANIUK et al., 2016). Além disso, em comparação com a redução líquida com borohidreto de sódio, o método de redução carbotermal resulta em efluentes e resíduos sólidos com menor quantidade de produtos químicos, os quais necessitam de um processo mais simples de tratamento. Entretanto, a principal desvantagem deste método é a emissão de CO₂ durante a carbonização.

Figura 15: Fluxograma de processos método de redução carbotermal.



Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Crane e Scott (2012).

Ainda, nos processos produtivos deste método resultam apenas subprodutos gasosos e, portanto, representa um método escalável para sínteses de lote maiores ou para processos contínuos (HOCH et al., 2008; CRANE e SCOTT, 2012). Entretanto, tem-se o conhecimento da aplicação apenas em estudos de escala laboratorial.

4.1.4 Deposição de vapor químico

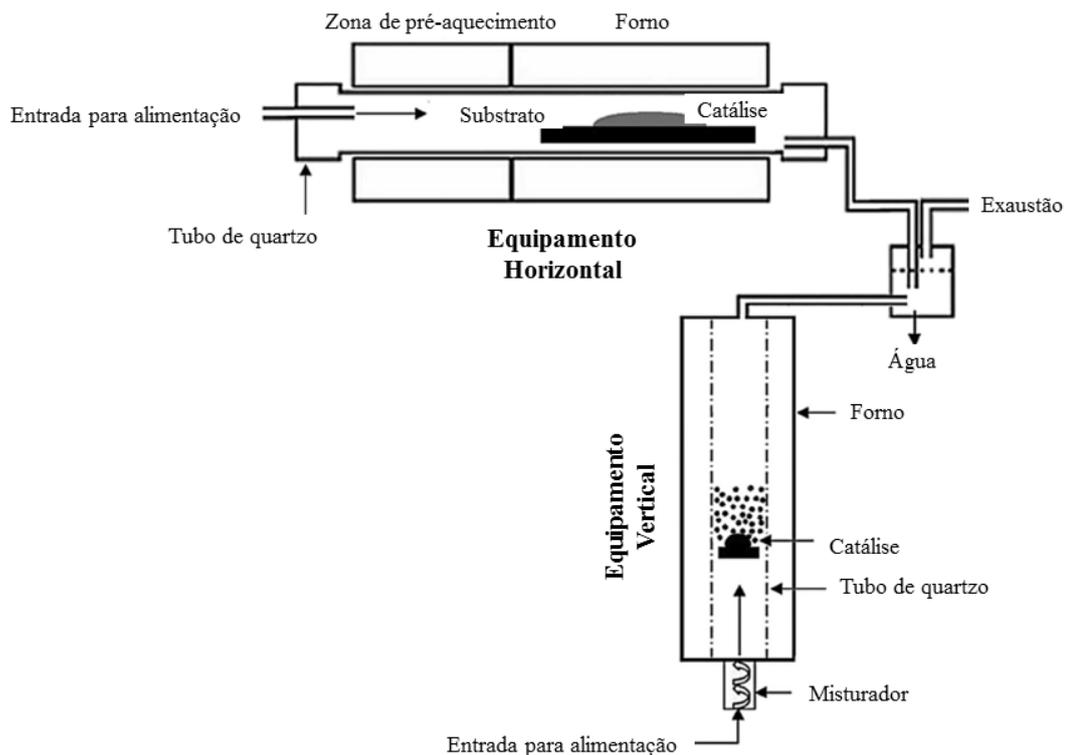
O método de deposição de vapor consiste em um processo de vaporização, no qual os materiais alvo são inicialmente vaporizados por fontes de calor para após serem condensados rapidamente (TAVAKOLI et al., 2007). Este método é comumente empregado na fabricação de películas para revestimentos em diversos produtos, além de ser aplicado na produção de NMs, principalmente os nanotubos de carbono (PARK e SUDARSHAN, 2001).

O método de deposição de vapor pode ser subdividido em métodos físicos e químicos, sendo que o primeiro compreende à processos nos quais as nanopartículas possuem a mesma composição do material alvo (PARK e SUDARSHAN, 2001; TAVAKOLI et al., 2007),

enquanto que o processo químico ocorre por reações, as quais modificam a composição do material alvo para a formação dos NMs (PARK e SUDARSHAN, 2001, TAVAKOLI et al., 2007). Para a fabricação do nFeZ, o método de deposição química é o mais utilizado, como detalhado pela empresa americana Nanostructured & Amorphous Materials, Inc.

No método de deposição química, as reações ocorrem entre o vapor e outros componentes do sistema durante as etapas de vaporização e condensação. Este método é realizado por meio de uma câmara de gás reativo de alta pureza mantida a vácuo, na qual ocorrem as reações, e um sistema de entrega de precursor operacional a pressão ambiente (TAVAKOLI et al., 2007). O precursor consiste no material alvo do processo, sendo neste caso o nFeZ. A câmara de gás e o sistema de coleta são conectados por meio de válvula que controla e monitora o processo (TAVAKOLI et al., 2007). Na Figura 16 ilustram-se os equipamentos do método, em duas configurações, horizontal e vertical.

Figura 16: Diagrama esquemático do método de deposição de vapor química.

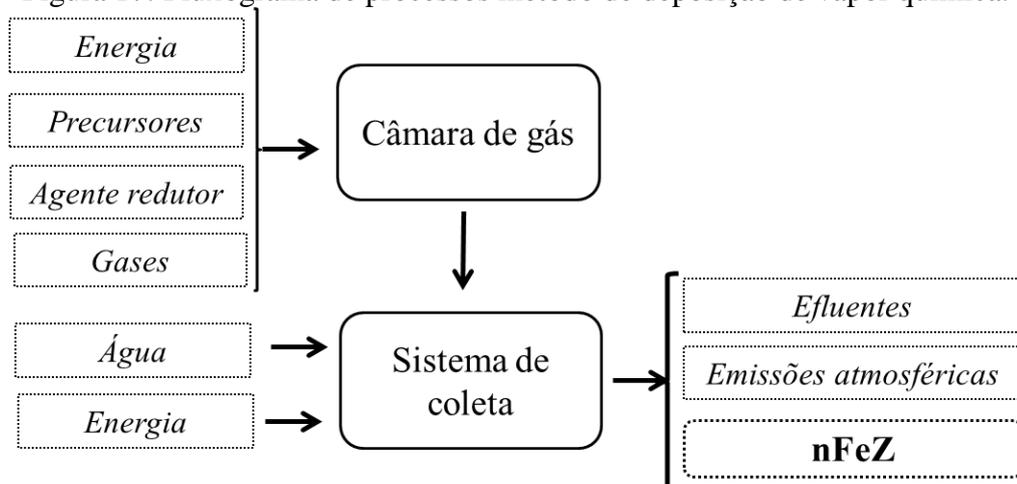


Fonte: Shukrullah et al. (2016), traduzido pela Autora.

O funcionamento do método compreende a inserção dos reagentes (material precursor, o agente redutor e o gás) na câmara de reação. Esta câmara é aquecida, e durante um curto período ocorre a reação de síntese, formando as nanopartículas. No tubo de saída da câmara ocorre a expansão rápida da corrente de gás em duas fases (gás + nanopartículas) de forma a

evitar o crescimento e aglomeração das nanopartículas (TAVAKOLI et al., 2007). As nanopartículas se condensam em um substrato rotativo de nitrogênio líquido, sendo transferidas para o sistema de entrega, no qual elas podem ser raspadas e coletadas (TAVAKOLI et al., 2007). O processo de vaporização causa modificações estruturais nas partículas, como por exemplo, purificação e cristalização, bem como a transformação para um tamanho, composição e morfologia desejáveis (TAVAKOLI et al., 2007). A Figura 17 ilustra o fluxograma de processos do método da deposição de vapor química.

Figura 17: Fluxograma de processos método de deposição de vapor química.



Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Tavakoli et al. (2007).

A empresa Nanostructured & Amorphous Materials Inc. emprega o método de deposição de vapor química melhorado com plasma. A utilização do plasma no método melhora o desempenho da produção resultando em menores tempos e custos, facilidade e rapidez, proporcionando NMs uniformes, homogêneos, livres de defeitos e com propriedades fortemente dependentes dos parâmetros de deposição (JONES e HITCHMAN, 2009). O nFeZ resultante do método empregado pela empresa possui um tamanho de 25 nm e uma área superficial específica de 40 – 60 m²/g (STEFANIUK et al., 2016). O custo comercial no nFeZ é de R\$3.800,00/kg, de acordo com dados da empresa.

Uma das vantagens da aplicação do método é a produção de NPs em um estado não aglomerado, com características controladas durante a produção, tais como tamanho e morfologia (TAVAKOLI et al., 2007). Entretanto, o processo gera subprodutos, os quais devem ser removidos por um fluxo contínuo de gás.

A produção em larga escala, pode ser muito dispendiosa, devido aos requisitos de energia do método, para manter as altas temperaturas necessárias para promover de maneira eficiente o processo de produção (JONES e HITCHMAN, 2009). Porém, o método de

deposição de vapor química melhorado com plasma resulta em menores custos que o método tradicional, em virtude da utilização de menores temperaturas (SHUKRULLAH et al., 2016). Deste modo, a sua produção em escala industrial é favorecida. Entretanto, em comparação com outros métodos de produção, os custos do nFeZ deste método são muito superiores aos demais métodos descritos no item 4.1.

4.1.5 Micro-emulsão

Muitos autores consideram a micro-emulsão como um método de modificação do nFeZ de forma a melhorar as suas características (STEFANIUK et al., 2016). Entretanto, outros autores utilizaram este método na produção das partículas de nFeZ (LI et al., 2003; CAPEK, 2004; ZHANG et al., 2007; MALIK et al., 2012; BEYGI e BABAKHANI, 2017).

O método da micro-emulsão consiste em uma fase inorgânica em micro emulsões de água empregadas em óleo para a preparação de partículas metálicas uniformes (TAVAKOLI et al., 2007). A micro-emulsão é uma fase única, composta por pelo menos três componentes: dois deles não miscíveis, como água e óleo, e o terceiro um tensoativo ou surfactante na interface água/óleo (TAVAKOLI et al., 2007). As micro emulsões podem ocorrer de duas formas, (1) por meio de micelas de óleo dispersas na fase aquosa (micro-emulsão óleo/água), ou (2) em micelas de água dispersas em óleo (micro-emulsão água/óleo, ou micro-emulsão reversa).

A síntese das NPs ocorre nas micelas reversas, denominados de micro reatores, por meio de numerosas microgotas de água distribuídas em uma fase orgânica através de um agente tensoativo (surfactante) (CAPEK, 2004; BEYGI e BABAKHANI, 2017). Neste método, o tamanho e a morfologia das partículas sintetizadas são controlados através dos parâmetros do método, como por exemplo, o tamanho das moléculas de gotas de água (CAPEK, 2004; TAVAKOLI et al., 2007; BEYGI e BABAKHANI, 2017).

Para a aplicação do método é necessário inicialmente determinar as micro-emulsões com base no produto que se deseja obter. A escolha das micro-emulsões deve levar em conta o raio de curvatura de crescimento do processo e o natural, em virtude de que, durante o método, a película de surfactante pode ser aberta, resultando em um intercâmbio não desejado das partículas nucleares (CAPEK, 2004).

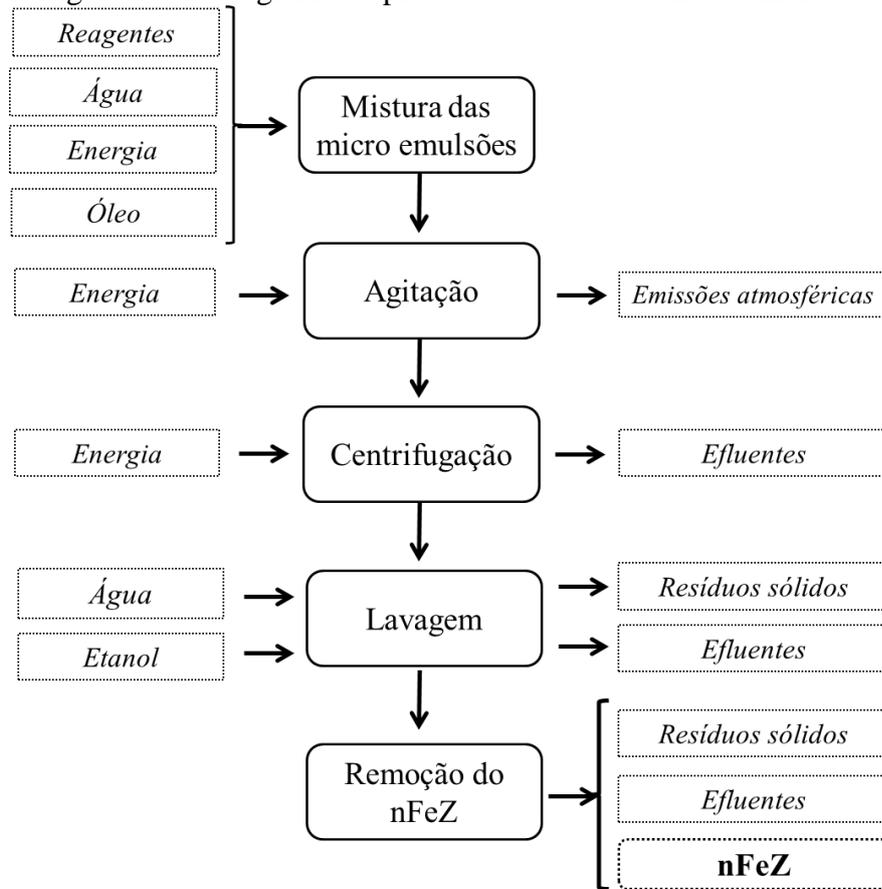
Após a seleção das micro-emulsões, dos compostos tensoativos e co-tensoativos (se necessário), ocorre a mistura destas micro-emulsões, uma contendo o precursor metálico (cloreto férrico) e outra contendo o agente precipitante (borohidreto de sódio). Após a

mistura, ambos os reagentes entrarão em contato uns com os outros devido a colisões de gotículas e coalescência, e reagirão para formar precipitados de tamanho nanométrico (SANCHEZ-DOMINGUEZ et al., 2012). O intercâmbio entre os reagentes é muito rápido, sendo que nas micro-emulsões mais comumente usadas, ocorre apenas durante o processo de mistura, em questão de segundos (CAPEK, 2004). As reações de nucleação e crescimento ocorrem dentro das gotículas, as quais controlam o tamanho final das partículas (CAPEK, 2004). Durante a reação de redução, ocorre a produção de gás e de um sólido com coloração preta disperso na solução (LI et al., 2003). O gás formado é evoluído em sistemas de coleta. Após este processo ocorre novamente uma agitação, e em seguida o material é centrifugado de forma a separar as partículas (LI et al., 2003). Estas partículas são lavadas com etanol ou acetona e em seguida removidas. A remoção do nFeZ pode ser realizada por meio de inúmeros métodos, tais como método de deposição *in situ* (OHDE et al., 2001), método RESS (Rápida Expansão de Solução Supercrítica) (JI et al., 1999), e também a remoção por meio de ímãs (LI et al., 2003; CAPEK, 2004). Todo o procedimento de produção deve ser realizado em uma atmosfera de nitrogênio. Na Figura 18 ilustra-se o fluxograma de processos do método, e o seu funcionamento é esquematizado na Figura 19.

O tamanho médio das NPs sintetizadas pelo método da micro-emulsão depende do tamanho da gota de micro-emulsão utilizada no processo, a concentração de reagentes (especialmente o surfactante), e também da flexibilidade do filme de surfactante que envolve a NPs (CAPEK, 2004). Em geral o nFeZ resultante do método possui um tamanho de partícula de 40 – 60 nm (LI et al., 2003; CAPEK, 2004; ZHANG et al., 2007; MALIK et al., 2012; BEYGI e BABAKHANI, 2017).

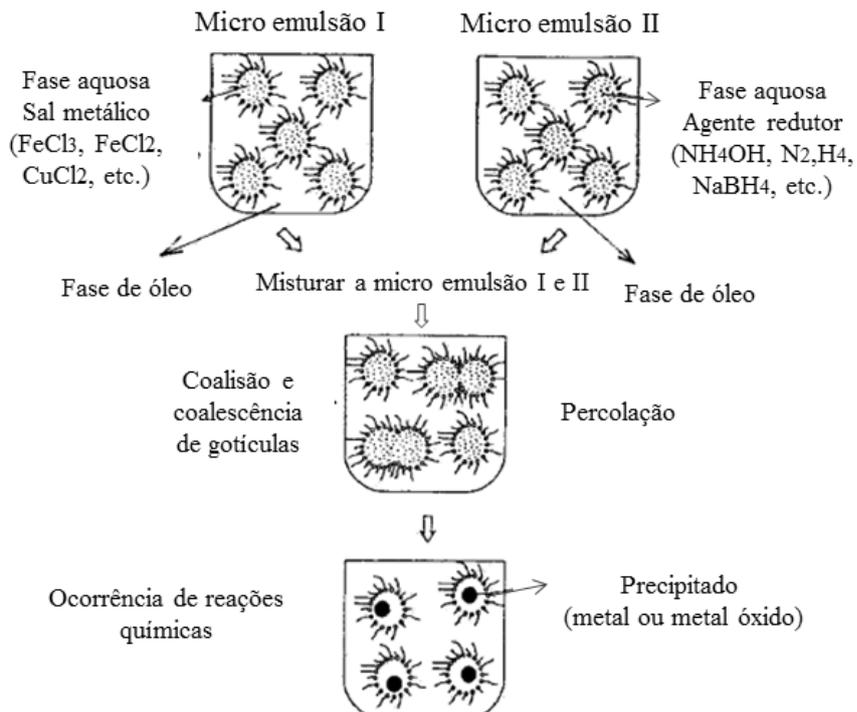
A produção de nFeZ pelo método apresenta inúmeras vantagens, tais como, a utilização de equipamentos simples, mistura homogênea, formação de NPs com uma estrutura frequentemente cristalina e com alta área de superfície específica e também, o uso de condições suaves de síntese, perto da temperatura ambiente e pressão (LI et al., 2003; CAPEK, 2004; ZHANG et al., 2007; MALIK et al., 2012; BEYGI e BABAKHANI, 2017). Além disso, os NMs resultantes deste método apresentam excelentes propriedades catalíticas, magnéticas, luminescentes e ópticas e boa estabilidade térmica.

Figura 18: Fluxograma de processos método da micro-emulsão.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Figura 19: Diagrama esquemático da produção de partículas de metal pelo método da micro-emulsão.



Fonte: Capek (2004), traduzido pela Autora.

Uma das desvantagens do método é a alta despesa devido às grandes quantidades de surfactantes adicionados ao sistema (até 20 – 30%), bem como na quantidade de óleo empregado no método, resultando em uma grande geração de resíduos e efluentes, que necessitam de tratamento adequado (CAPEK, 2004; STEFANIUK et al., 2016). Ainda, a produção de nFeZ é baixa, em virtude da baixa concentração de precursores metálicos empregados. Além disso, o surfactante é adsorvido na superfície das NPs, diminuindo a sua usabilidade (TAVAKOLI et al., 2007; STEFANIUK et al., 2016). Uma das formas de minimizar estes fatos é a diminuição da quantidade de surfactante empregado na produção (STEFANIUK et al., 2016). Em virtude da grande quantidade de óleo e surfactantes empregados no método, a sua aceitação e aplicação industrial torna-se desfavorecida (SANCHEZ-DOMINGUEZ et al., 2012).

4.1.6 Método das ondas ultrassônicas

O método das ondas ultrassônicas consiste na aplicação de ondas de forma a aprimorar a produção do nFeZ pelos métodos físicos e químicos de síntese (STEFANIUK et al., 2016). As ondas ultrassônicas auxiliam na redução do tamanho de partícula, e aumento da área superficial, e uniformidade (JAMEI et al., 2013; STEFANIUK et al., 2016).

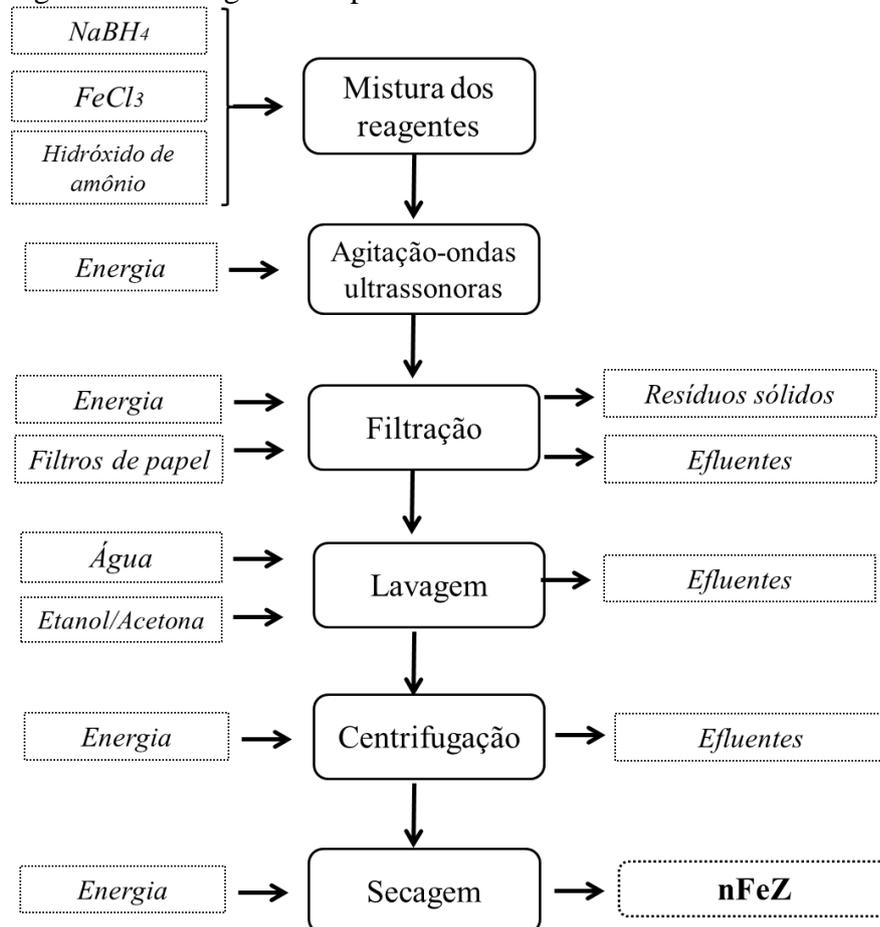
Este método é aplicado principalmente em escala laboratorial em conjunto com outros métodos, como a redução com borohidreto de sódio com adição de hidróxido de amônio a solução, de forma a evitar a oxidação do nFeZ devido à liberação de hidrogênio durante a reação de produção, além de aumentar a quantidade de nFeZ produzido (JAMEI et al., 2013).

O método segue as etapas apresentadas na Figura 13 do item 4.1.2.1, sendo diferenciado em relação à aplicação das ondas ultrassônicas. As ondas acústicas podem transmitir energia acústica através da geração de calor e pressão (JAMEI et al., 2013). A Figura 20 ilustra o fluxograma de processos do método.

No método proposto por Jamei et al., (2014), a síntese do nFeZ é realizada em um reator de balão com três pescoços abertos. Inicialmente ocorre a preparação das soluções de Fe^{+3} , NaBH_4 e hidróxido de amônio com água deionizada. O ultrassom é aplicado por meio de uma sonda de titânio submerso na solução, com uma frequência constante (os autores empregaram 20 kHz) e potência que pode variar de 0 a 1.000 W. Nos demais pescoços do frasco os autores injetaram gás nitrogênio de forma a remover o oxigênio e evitar a oxidação no processo. As soluções são inseridas por meio de uma bomba peristáltica. O balão de reação

é submerso em água para manter a temperatura da solução, uma vez que, devido à presença de ondas ultrassônicas, a temperatura da solução aumenta durante a reação (JAMEI et al., 2013).

Figura 20: Fluxograma de processos método das ondas ultrassônicas.



Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Jamei et al. (2013).

Da mesma forma que realizado no método de redução líquida com borohidreto, o sólido produzido na reação (Fe^0) deve ser filtrado, lavado e seco. Jamei et al. (2013) relatam a filtração por meio de filtro de membrana, a lavagem com etanol puro, e a remoção de umidade através de uma centrifuga, os sólidos resultantes são secados em um forno a vácuo por pelo menos 24 h, sendo após este período armazenado em uma geladeira para evitar oxidação.

O nFeZ obtido pelo método resulta em partículas uniformes e com tamanho médio de 10 nm, enquanto que o método convencional com borohidreto de sódio é de 1 - 100 nm, sendo detalhado 34 nm no estudo de Jamei et al. (2013). Além disso, a área superficial específica é maior no método ultrassônico, sendo de 42 m^2/g (JAMEI et al., 2013).

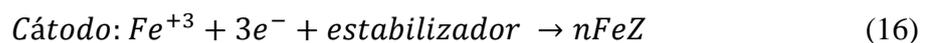
De acordo com Jamei et al. (2014), a aplicação de ondas ultrassônicas na química analítica é obtida principalmente da cavitação acústica. Este processo é o mecanismo de transferência de energia acústica para forças físicas intensas dentro do meio em uma escala localizada. A cavitação começa com a produção de microbolhas dentro do líquido, as quais se expandem e colidem com a onda, que atinge um tamanho crítico e ocorre o colapso, liberando calor e pressão (JAMEI et al., 2014).

Uma das vantagens deste método se dá na sua facilidade de implantação, além de requerer equipamentos laboratoriais baratos (JAMEI et al., 2014). Entretanto, da mesma forma que o método do borohidreto de sódio, os reagentes possuem alto custo, além do processo resultar na geração de resíduos e efluentes com produtos químicos, os quais necessitam de tratamento adequado para destinação final.

4.1.7 Método eletroquímico

O método eletroquímico baseia-se na aplicação da eletrólise para a produção de nFeZ, por meio de soluções contendo sais de Fe^{+2} e Fe^{+3} , eletrodos (cátodo e ânodo) e corrente elétrica (STEFANIUK et al., 2016). O método proposto por Chen et al. (2004) combina técnicas eletroquímicas e ultrassônicas, com platina no cátodo para produzir nFeZ por galvanoplastia de partículas de ferro.

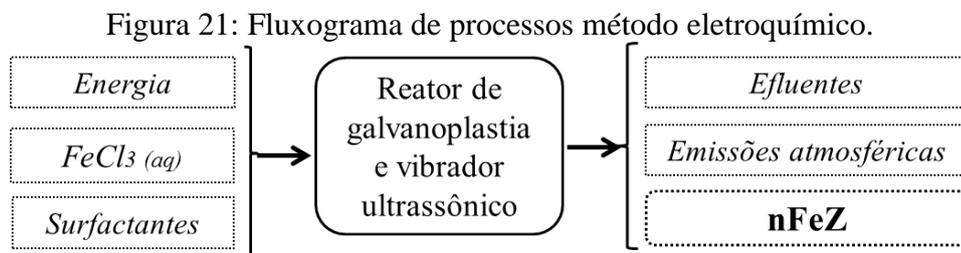
O nFeZ é formado através da redução do cloreto férrico de acordo com a reação expressa nas Equações 16 e 17 (CHEN et al., 2004). Os átomos de nFeZ produzidos são gradualmente depositados no cátodo, entretanto estes apresentam uma forte tendência a aglomeração (CHEN et al., 2004; STEFANIUK et al., 2016). Deste modo, utilizam-se surfactantes catiônicos, atuando como agentes estabilizadores, e ondas ultrassônicas, que constituem uma fonte de energia necessária para a remoção rápida das NPs de ferro do cátodo (CHEN et al., 2004; STEFANIUK et al., 2016).



A produção do nFeZ ocorre inicialmente pela preparação da solução de cloreto férrico. Em um reator de galvanoplastia ocorre a montagem do método, sendo que os eletrodos devem ser forrados com material inerte de forma a evitar a ocorrência de reações entre o nFeZ

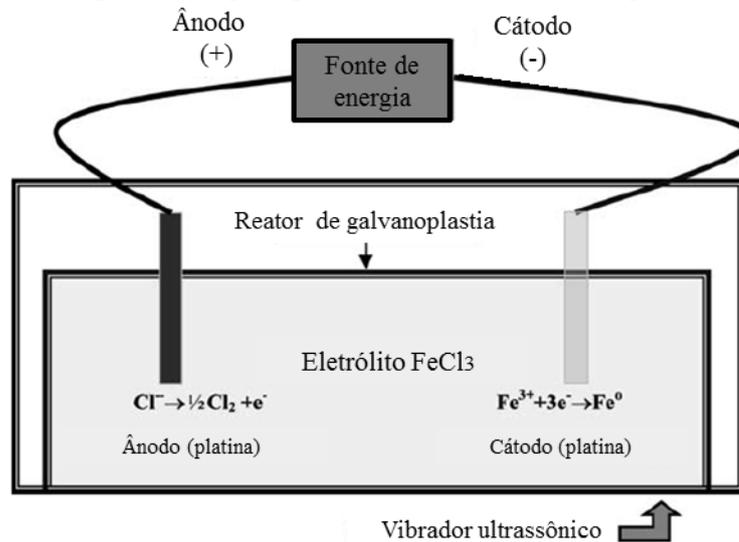
produzido e o eletrodo. No estudo de Chen et al. (2004) utilizada a platina. O reator de galvanoplastia foi colocado dentro do vibrador ultrassônico (com água dentro), os quais auxiliam remoção no nFeZ antes do agrupamento, sendo estes usados simultaneamente durante a reação para fornecer energia física para a remoção no nFeZ do cátodo (CHEN et al., 2004). O nFeZ produzido deve ser coletado sob água livre de oxigênio. Chen et al., (2004) empregaram um estabilizador para evitar o agrupamento das partículas de nanoferro produzidas durante o seu armazenamento.

Na Figura 21 ilustra-se o fluxograma de processos do método eletroquímico, com as entradas e saídas de cada processo, e na Figura 22 o diagrama esquemático do método de acordo com Chen et al. (2004).



Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Chen et al. (2004).

Figura 22: Diagrama esquemático para produzir ferro nanoescala por método eletroquímico.



Fonte: Chen et al. (2004), traduzido pela Autora.

O nFeZ produzido pelo método eletroquímico combinado com as ondas ultrassônicas resulta em um tamanho de partícula de 1 - 20 nm, e área superficial específica de 25 m²/g (CHEN et al., 2004).

Uma das vantagens de aplicação do método eletroquímico é a sua facilidade de montagem e operação, além de ser rápido e barato (STEFANIUK et al., 2016). Ainda, este método gera efluentes com menores concentrações de produtos químicos, em comparação com a presença de boro nos efluentes do método de redução líquida. Entretanto, o método gera gás cloro, o qual deve se ter um cuidado especial pelos operadores do processo, utilizando equipamentos de proteção adequados, uma vez que, quando em contato com as vias aéreas humanas, o gás cloro pode gerar irritações e inflamações.

Da mesma forma que a maioria dos métodos de produção já descritos, a aplicação principal do método eletroquímico é em estudos em escala laboratorial. Entretanto, devido à simplicidade e baixo custo de produção, este método também poderá ser aplicado em escala industrial.

4.1.8 Síntese verde

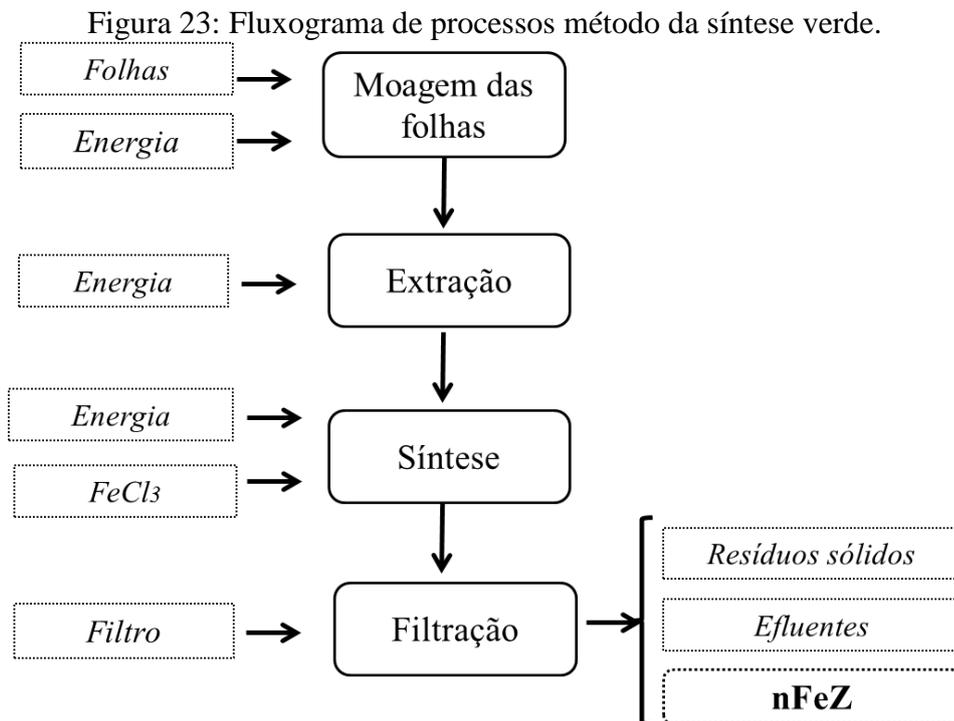
A aplicação dos métodos de síntese verde vem crescendo nos últimos anos. Estes métodos surgem como uma alternativa aos métodos químicos e físicos tradicionais de produção do nFeZ, em virtude, principalmente, dos altos custos de produção (YADAV et al., 2017). Deste modo, além de menores custos, a síntese verde também é um método eco amigável, em comparação com os métodos tradicionais que resultam em alto consumo de energia e recursos, além de gerarem resíduos, efluentes e emissões.

A síntese verde pode ocorrer por meio de extratos de plantas e micro-organismos, tais como fungos e bactérias, por meio de uma abordagem de baixo para cima. As enzimas microbianas ou os fito químicos das plantas, com propriedades antioxidantes ou redutoras, são geralmente responsáveis pela redução e oxidação de compostos metálicos (YADAV et al., 2017). Os compostos presentes nesses extratos reagem com o ferro (III) em solução para formar o nFeZ (MACHADO et al., 2013).

A síntese verde com extratos de plantas ocorre principalmente com aquelas que apresentam altos índices de polifenóis, e capacidade antioxidante elevada, tais como, plantas como café, chá verde, chá preto, limão, bálsamo, sorgo, farelo, uva, etc. (MACHADO et al., 2013; STEFANIUK et al., 2016). As folhas de árvores frutíferas são consideradas agentes promissores para a produção de nFeZ, de acordo com Machado et al. (2013).

O método é bastante simples, e compreende as etapas de preparação da solução polifenólica, a qual ocorre através do aquecimento dos extratos de plantas em água até uma temperatura próxima do ponto de ebulição, estes extratos podem estar triturados ou em sua

forma natural (MACHADO et al., 2013; STEFANIUK et al., 2016; MARTINS et al., 2017). Após ocorre a separação do extrato do resíduo da planta, e depois, este é misturado com uma solução de Fe^{3+} . Os íons de ferro na presença dos polifenóis são reduzidos a Fe^0 . Os resíduos gerados neste método são as folhas e filtros de papel, sendo que estes devem ser destinados de forma adequada, em aterros ou incineradores, uma vez que, estes resíduos e efluentes podem estar possivelmente contaminados com compostos de ferro (MARTINS et al., 2017). Na Figura 23 ilustra-se o fluxograma de processos do método de síntese verde.



Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Martins et al. (2017).

O nFeZ resultante do método é bastante variável quanto ao seu tamanho de partícula e área superficial específica, dependendo do tipo de extrato de planta utilizado. O seu tamanho pode variar de 20 – 120 nm e a sua área superficial de 5 – 20 m²/g (MACHADO et al., 2013; STEFANIUK et al., 2016).

As principais vantagens deste método são a menor toxicidade do agente redutor utilizado, em comparação com o borohidreto de sódio; menor consumo de energia; resíduos e efluentes gerados com menor toxicidade; maior reatividade nas partículas de nFeZ; valorização da utilização de produtos naturais; os extratos podem atuar como uma fonte de nutrientes aumentando a biodegradabilidade (MACHADO et al., 2013; STEFANIUK et al., 2016). Entretanto, a destruição das plantas para a síntese das NPs é considerada a principal

desvantagem do método. De forma a minimizar isto, podem ser empregadas folhas que estão caídas e também aquelas consideradas como resíduos (STEFANIUK et al., 2016).

Os métodos de síntese verde podem ser facilmente aplicados em escala industrial, uma vez que, não requerem a utilização de altas temperaturas, pressão ou entradas de energia adicionais, além de possuírem baixo custo (STEFANIUK et al., 2016). Entretanto, muitos autores afirmam da necessidade de mais estudos, de forma a compreender os processos de produção e aplicação, as propriedades físico-químicas, reatividade e aglomeração da NPs produzidas (MACHADO et al., 2013; STEFANIUK et al., 2016). Neste sentido, este método ainda não é comumente aceito (STEFANIUK et al., 2016). Além disso, durante o processo de síntese pode ocorrer a redução incompleta de ferro a nFeZ, resultando na formação de outras formas de ferro, e óxidos de ferro (HUANG et al., 2014; STEFANIUK et al., 2016).

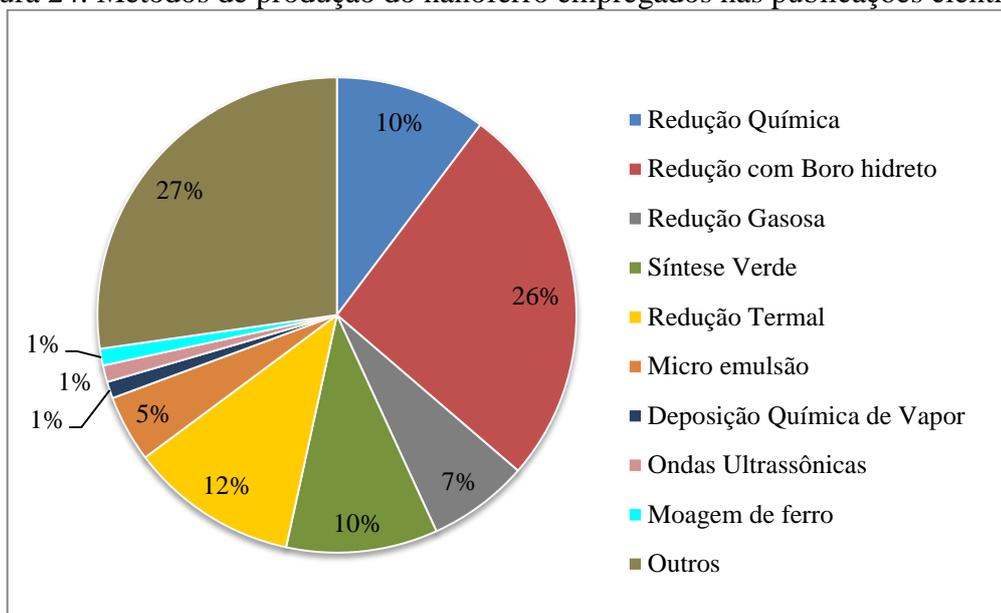
Em relação aos métodos de síntese verde utilizando micro-organismos, estes necessitam de maiores tempos de reação, além disso, requerem a restrição obrigatória de condições assépticas, o que demanda pessoal treinado, aumentando os custos de produção (STEFANIUK et al., 2016). Com isso, a utilização de plantas para a síntese verde acaba sendo preferível em relação aos micro-organismos (STEFANIUK et al., 2016).

4.2 Seleção dos métodos para a Análise da Sustentabilidade

Para a realização da análise do ciclo de vida e da sustentabilidade, foram considerados três métodos de produção do nanoferro, selecionados considerando os critérios determinados no item 3.1.1 da metodologia, sendo estes a importância, representatividade e aplicação, por meio da análise das tecnologias do método, das publicações, bem como da utilização industrial.

Nas publicações científicas, os métodos mais empregados na produção do nFeZ são a redução química com borohidreto de sódio com 26%, redução termal com 12%, síntese verde 10%, redução gasosa com 7%, micro-emulsão com 5%, e os demais métodos como moagem, deposição química, ondas ultrassônicas, eletroquímicos e outros, correspondem a 30% das aplicações nos estudos, conforme ilustrado na Figura 24.

Figura 24: Métodos de produção do nanoferro empregados nas publicações científicas.

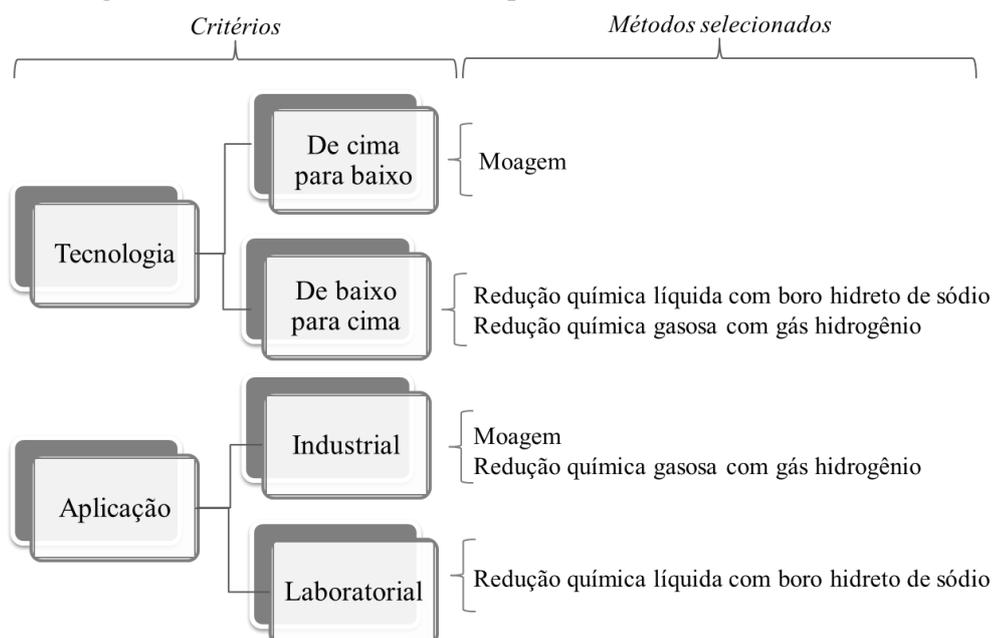


Fonte: Elaborado pela Autora.

Em relação à aplicação industrial dos métodos, tem-se o conhecimento da utilização dos métodos de moagem, redução química gasosa com gás hidrogênio e deposição química de vapor melhorada com plasma. A moagem, conforme detalhado anteriormente, é produzida pela empresa Golder Associates Inc., através da licença da Universidade de Lehigh, apenas com fins acadêmicos e de pesquisa, não sendo comercializado.

Para a análise de sustentabilidade, considerando as tecnologias de produção de baixo para cima, e de cima para baixo, foram selecionados os métodos de redução química com borohidreto de sódio e com gás hidrogênio, e moagem de ferro. A moagem de ferro compreende a um método de produção de cima para baixo, ou seja, utiliza partículas de ferro, para a produção do nFeZ (partículas maiores, para a produção das nanopartículas), e os métodos de redução química, são métodos de baixo para cima, ou seja, a produção das nanopartículas ocorre a partir de partículas de menor tamanho, como moléculas. A seleção destes métodos atende aos critérios de abordagem de diferentes tecnologias de produção. Em relação à aplicação industrial, os métodos de moagem de ferro e redução gasosa com gás hidrogênio são produzidos em escala industrial. Na aplicação nas publicações, o método de redução química com borohidreto é o mais utilizado, sendo desta forma, incluído na análise. Na Figura 25 apresenta-se um esquema com os critérios e os métodos selecionados.

Figura 25: Métodos seleccionados para a análise de sustentabilidade.



Fonte: Elaborado pela Autora.

4.3 Análise do ciclo de vida dos métodos de produção do nanoferro

A ACV foi realizada para os métodos de produção selecionados no item anterior (moagem de ferro, redução com borohidreto de sódio e redução com gás hidrogênio). Esta análise foi executada utilizando o programa computacional SimaPro® 7, o qual foi alimentado com informações do inventário do ciclo de vida dos métodos selecionados.

Conforme proposto para esta dissertação, foram trabalhados e analisados dados e informações relativos às entradas e saídas de cada método de produção selecionado. Com base nestas informações, são apresentados na sequência os resultados para cada método das etapas de inventário, impactos ambientais, interpretação e análise de sensibilidade, da análise do ciclo de vida ambiental (ACV).

4.3.1 Inventário do ciclo de vida

As Tabelas 3, 4 e 5 apresentam, respectivamente, os resultados referentes ao inventário do ciclo de vida dos métodos de moagem, redução líquida com borohidreto de sódio e redução gasosa com gás hidrogênio para 1,00 kg de nFeZ produzido. As informações do inventário apresentam dados referentes às entradas e saídas do sistema, as quais englobam o uso de energia, resíduos sólidos, as emissões atmosféricas e os efluentes líquidos gerados.

Tabela 3: Inventário do ciclo de vida ambiental do método da moagem de ferro.

Processo	Entradas	Saídas
Moagem	1,00 kg de ferro	1,00 kg de nanoferro
	90 kWh	$2,00 \times 10^{-4}$ g de material
	1,8 kg de pérolas de aço	particulado

Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Li et al. (2009) e Li et al. (2014).

Tabela 4: Inventário do ciclo de vida ambiental do método da redução química líquida com borohidreto de sódio.

Etapa	Entradas	Saídas
Mistura dos reagentes	2,90 kg de FeCl_3	
	2,71 kg de NaBH_4	
Agitação	$7,50 \times 10^{-2}$ kWh	
Filtração	$1,05 \times 10^{-2}$ kWh	2,49 kg de resíduos sólidos
	2,49 kg de filtros de papel	$7,16 \times 10^{-1}$ m ³ de efluentes
Lavagem	3,76 kg de etanol	$2,01 \times 10^{-1}$ m ³ de efluente
	$1,96 \times 10^{-1}$ m ³ de água deionizada	1,00 kg de nanoferro

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

Os dados do inventário para o método da moagem foram obtidos por meio de estimativas de acordo com o trabalho de Li et al. (2009) que aplicou o método da moagem na produção de nFeZ, e as emissões atmosféricas no trabalho de Li et al. (2014), por meio de estimativas com processos que empregam a moagem. Além disso, algumas considerações foram realizadas: (i) operação do equipamento de 8 h (LI et al., 2009) (considerando o uso de um moinho de bolas planetárias Nano Sistem ZETA RS 4 da empresa Netzsch com potência de 11,25 kW), (ii) as pérolas de aço utilizadas no processo foram as esferas ZetaBeads Plus da empresa Netzsch, com densidade de 6,0 kg/L.

No método da redução com borohidreto de sódio, os dados foram obtidos no trabalho de Martins et al. (2017) e Sun et al. (2009), com algumas estimativas do consumo de energia dos equipamentos nas etapas de mistura dos reagentes e filtração. As considerações deste método foram: (i) na etapa de mistura dos reagentes, 30 minutos de agitação (Sun et al., 2009) (considerando o uso de um agitador magnético com uma potência de 150 W), (ii) na etapa de filtração o tempo de operação foi de 5 minutos, e a bomba utilizada no método possui uma potência de 125 W.

Tabela 5: Inventário do ciclo de vida ambiental do método da redução química gasosa com gás hidrogênio.

Etapas	Entrada	Saída
<i>Produção das partículas de goethita</i>		
Etapa 01	3,55 kg de NaCO ₃ 2,49 kg de FeSO ₄ 5,87x10 ⁻¹ kg de N ₂ (gás) 16,8 kWh	2,07x10 ⁻³ m ³ de efluentes
Etapa 02	2,62 kg de FeCO ₃ 8,42x10 ⁻² Al(OH ₃) 2,07 kg de N ₂ (gás) 84 kWh	11,03x10 ⁻³ m ³ de efluentes
Filtração	10,94 kg de solução de FeCO ₃ 0,2 kWh	9,27x10 ⁻³ m ³ de efluentes
Moldagem	38 kWh	1,67 kg de goethita
<i>Produção do nanoferro</i>		
Redução	1,67 kg de minério de ferro (goethita) 138 kWh 5,8x10 ⁻² kg de H ₂ (gás) 3,22x10 ⁻³ kg N ₂ (gás)	1,00 kg de Fe0 5,19x10 ⁻¹ kg de água (vapor)
Oxidação	1,00 kg de Fe0 5,00x10 ⁻³ m ³ de água	
Secagem	5,00 kg de nFeZ em solução 1,20 kWh	4,00x10 ⁻³ m ³ de efluentes 1,00 kg de nFeZ

Fonte: Elaborado pela Autora baseado em Uegami et al. (2009).

Os dados do método da redução gasosa com gás hidrogênio foram obtidos por meio de estimativas, com base na patente n° US 7,482,384 B2 que ilustra a aplicação do método na produção do nFeZ aplicado pela empresa Toda Kogyo Ltd (UEGAMI et al., 2009). Para a produção da goethita, as considerações foram nas etapas (01 e 02) um equipamento de redução com potência de 16,8 kW, operando durante 70 minutos na primeira etapa, e 5 h na segunda (UEGAMI et al., 2009). Na filtração o equipamento do tipo filtro prensa com uma potência de 100 W operando durante 2 h. E na moldagem uma máquina de moldagem e compressão de 38 kW de potência operando durante 1 h. Na etapa de produção do nFeZ, o equipamento de redução (Thermogravimetric, TAG – Setaram) possui uma potência de 46 kW e operação de 180 minutos, enquanto que a estufa de secagem possui uma potência de 200 W operando durante 6 h.

O banco de dados *ecoinvent* v3.0 foi usado para modelar processos e estimar as emissões na ausência de dados primários. Os processos do *ecoinvent* aplicados aos métodos de produção são apresentados no Quadro 16. A localização geográfica da empresa fabricante do nFeZ foi considerada na alocação dos dados dos métodos de moagem e redução gasosa com gás hidrogênio. O método da moagem de ferro é aplicado por uma empresa dos Estados Unidos (Golder Associates Inc.), e o método da redução gasosa com hidrogênio por uma empresa Japonesa (Toda Kogyo Ltd.). Para o método da redução com borohidreto de sódio foram considerados dados do banco de dados referentes aos Estados Unidos.

Quadro 16: Processos do *ecoinvent* aplicados aos métodos de produção.

Parâmetro	Processo <i>ecoinvent</i> v3.0
Produção de energia*	Eletricidade, média voltagem {US}, transformação de tensão elétrica. Eletricidade, média voltagem {JP}, transformação de tensão elétrica.
Produção de ferro	Pelotas de ferro {RoW} produção.
Produção de FeCl ₃	Cloreto de ferro (III) {GLO} produção.
Produção de BaNH ₄	Tetrafluoroborato de sódio {GLO} fluoração de tetra-hidridoborato de sódio.
Filtros de papel	Lenços de papel {GLO} produção.
Etanol	Etanol, sem água, em estado de solução 95% {RoW}. Etanol, sem água, em estado de solução 95% {RER}.
Água deionizada	Água deionizada, produção {Europa sem Suíça}. Água deionizada, produção {RoW}.
Produção de NaCO ₃	Percarbonato de sódio, pó {RoW}, produção.**
Produção de Fe(SO ₄)	Sulfato de ferro {RoW}, produção.
Produção FeCO ₃	Carbonato de ferro {RoW}, produção
Produção de Al(OH ₃)	Sulfato de alumínio, {RoW} produção.
Gás hidrogênio	Hidrogênio {RoW}.
Gás nitrogênio	Dióxido de nitrogênio {GLO} produção.***

Fonte: Elaborado pela Autora.

*A produção de energia foi considerando a eletricidade de média voltagem.

**A base de dados *ecoinvent* não contém dados referentes à produção do carbonato de sódio (NaCO₃), deste modo, utilizou-se os dados do percarbonato de sódio, para modelar os impactos da produção.

*** A base de dados *ecoinvent* não contém dados referentes à produção do gás hidrogênio, deste modo, utilizou-se os dados do processo de produção do gás dióxido de nitrogênio.

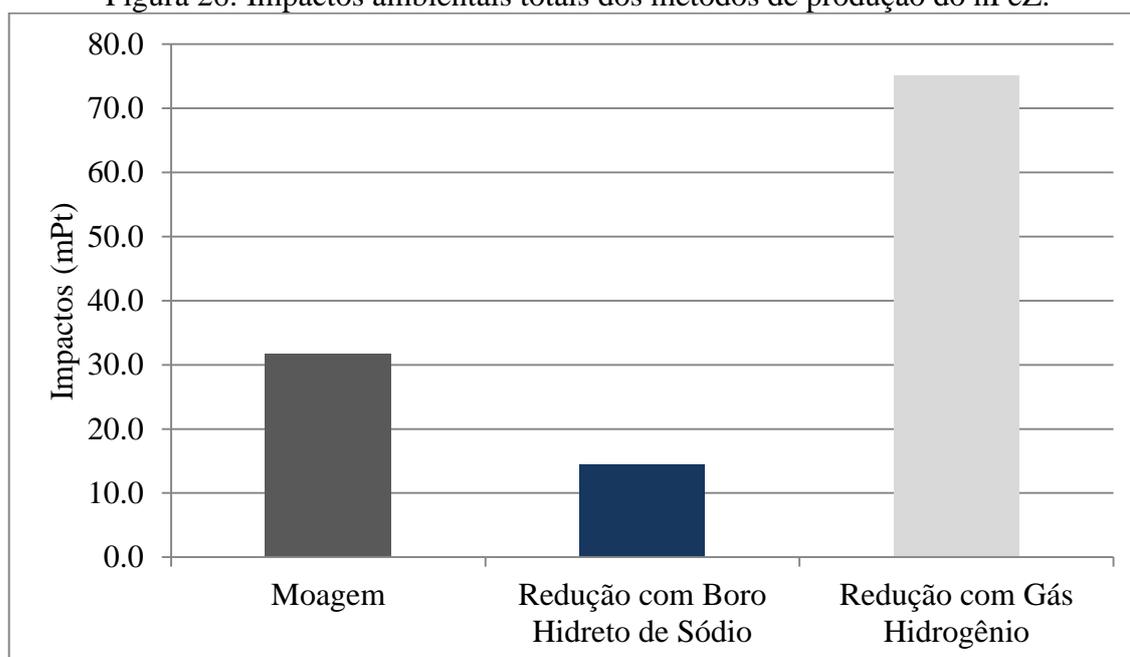
RoW – *Rest of World* – dados de inventário que consideram o resto do mundo.

4.3.2 Avaliação dos impactos ambientais

A Figura 26 apresenta o impacto ambiental global normalizado dos métodos para a síntese de 1,00 kg de nFeZ. As análises dos impactos são expressas em mPt (milionésimo de pontos). Um ponto corresponde ao impacto em uma pessoa por ano. Os resultados da sequência são normalizados, de forma a perceber a magnitude do impacto na globalidade do problema. A normalização dos impactos é realizada dividindo o impacto por unidade de emissão pelo impacto total de todas as substâncias da categoria específica para qual existem fatores de caracterização, por pessoa por ano (FIORI et al., 2014). No final, os valores são expressados em termos de pontuação única (fator de ponderação) em uma unidade chamada Ecopontos (Pt) ou em mPt, quando o resultado em Pt é dividido por 1000. A magnitude deste valor expressa a magnitude do impacto ambiental global. Quanto maior for o valor do indicador, maior será o impacto ambiental do produto, atividade ou exploração (FIORI et al., 2014).

Para o método da redução com borohidreto de sódio, foi considerado o cenário de incineração para o tratamento dos resíduos sólidos e tratamento de efluentes, e no método de redução com hidrogênio apenas o cenário de tratamento de efluentes, em virtude do método gerar apenas efluentes no processo.

Figura 26: Impactos ambientais totais dos métodos de produção do nFeZ.



Fonte: Elaborado pela Autora.

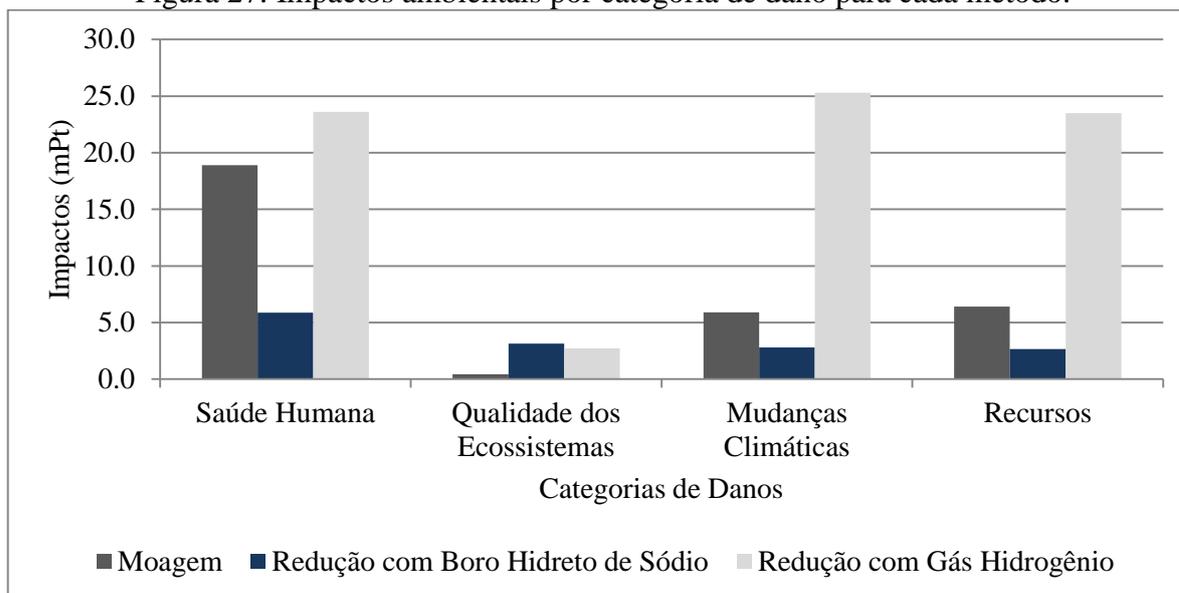
O método da redução com hidrogênio apresenta o maior impacto global potencial, e o método de redução com borohidreto de sódio o menor. Os maiores impactos são observados no método da redução com hidrogênio em virtude deste método compreender diversos processos, que iniciam na produção das partículas minerais de goethita e hematita, até a utilização destes minerais na síntese do nFeZ. Estes processos compreendem a utilização de inúmeros compostos químicos e o consumo de energia, que ocorre em todas as etapas do método, exceto na oxidação. A energia utilizada nesta avaliação foi considerando a eletricidade de média voltagem para o Japão, país de localização da empresa que emprega este método.

O método da moagem também resultou em altos impactos ambientais devido ao alto consumo de energia para a produção, com a operação de 8 h do equipamento de moagem. O principal fator que influencia nos impactos ambientais é a produção de eletricidade, sendo que esta, dependendo da origem, pode resultar em maiores ou menores impactos. Países que utilizam fontes de energia mais “limpas” como as hidrelétricas, os impactos são menores, do que países que utilizam energia com maior quantidade de energias não renováveis, como as termelétricas. A energia utilizada no método da moagem é a de média voltagem dos Estados Unidos.

O método da redução com borohidreto de sódio obteve os menores impactos ambientais, pelo fato deste método ser relativamente simples, em comparação com o método de redução com hidrogênio, e com poucas etapas para obtenção do nFeZ. Por este motivo, este método é o mais empregado nos estudos em escala laboratorial. Outro fator que contribui com os menores impactos do método, é o baixo consumo de energia, pela rapidez da síntese do nFeZ, em comparação com os outros métodos. O método da moagem, por exemplo, o nFeZ é obtido após 8 h de moagem, e no método da redução com hidrogênio, após aproximadamente 18 h, no método da redução com borohidreto de sódio após 35 minutos de operação de equipamentos, uma vez que na etapa de secagem não há o consumo de energia. Os impactos da produção de energia foram baseados na eletricidade de média voltagem para os Estados Unidos.

A Figura 27 apresenta o detalhamento dos impactos ambientais dos métodos por categoria de impacto, as quais incluem: saúde humana, qualidade dos ecossistemas, mudanças climáticas e recursos.

Figura 27: Impactos ambientais por categoria de dano para cada método.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Analisando as contribuições das categorias de dados, os maiores impactos do método da moagem são em relação à saúde humana, da mesma forma que observado para o método da redução com borohidreto de sódio. Em relação ao método de redução com hidrogênio, os impactos possuem valores semelhantes, sendo relativamente superiores na categoria de mudanças climáticas, seguido pelas categorias de recursos e saúde humana, enquanto que a qualidade dos ecossistemas possui menor valor no método. O método da redução com borohidreto de sódio possui os maiores valores de impactos na categoria de qualidade dos ecossistemas, a qual compreende à impactos como a ecotoxicidade e acidificação terrestre e aquática, ocupação do solo, dentre outros.

A principal contribuição dos impactos à saúde humana vem da emissão de poluentes inorgânicos respiratórios, com 58,4% no método da moagem, 33,6% na redução com borohidreto de sódio e 27,5% na redução com hidrogênio. Além disso, os impactos nessa categoria também têm contribuição da emissão de poluentes cancerígenos e não cancerígenos, sendo de 5,1% no método de redução com borohidreto de sódio e 4,9% no de redução com hidrogênio. Nesta categoria de nível, os valores dos impactos ambientais para o método da redução com hidrogênio são de 4,0 vezes o valor do método da redução com borohidreto de sódio, e 1,2 vezes o valor do método da moagem.

Em relação à qualidade dos ecossistemas, a principal contribuição dos impactos vem da ecotoxicidade terrestre no método da redução com borohidreto de sódio correspondendo a 14,5% dos impactos. Os métodos da moagem e da redução com hidrogênio não há contribuições significativas nesta categoria, somando apenas 1,5% e 0,8% dos impactos,

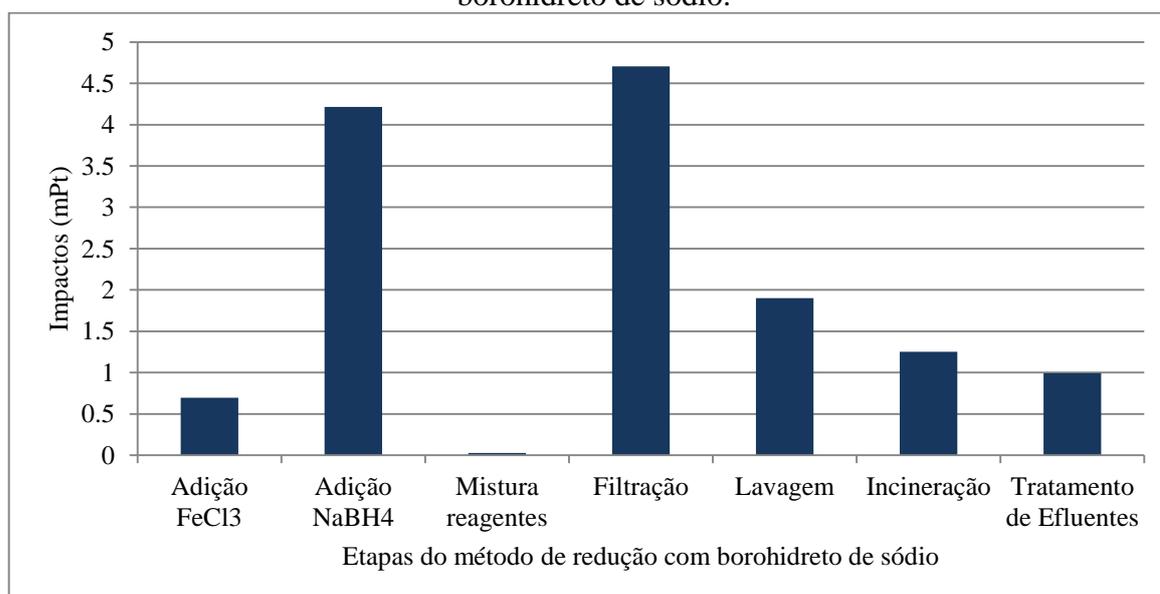
respectivamente. Nesta categoria de nível, os valores dos impactos ambientais para o método da redução com borohidreto de sódio são de 7,3 vezes o valor do método da moagem e 1,15 o valor do método da redução com hidrogênio.

Nas mudanças climáticas a principal contribuição do método de redução com borohidreto de sódio é o aquecimento global com 21,5%, no método da moagem é de 18,7%, e no método da redução com hidrogênio é de 34,7%. Nesta categoria de nível, os valores dos impactos ambientais para o método da redução com hidrogênio são de 4,2 vezes o valor do método da moagem e 8,0 vezes o valor do método da redução com borohidreto de sódio.

Em relação aos recursos, a principal contribuição dos métodos é o uso de energias não renováveis, sendo esta correspondente a 18,6% no método de redução com borohidreto de sódio, 20,2% no método da moagem e 32,1% no método de redução com hidrogênio. Nesta categoria de nível, os valores dos impactos ambientais para o método da redução com hidrogênio são de 3,6 vezes o valor do método da moagem e 8,8 vezes o valor do método da redução com borohidreto de sódio.

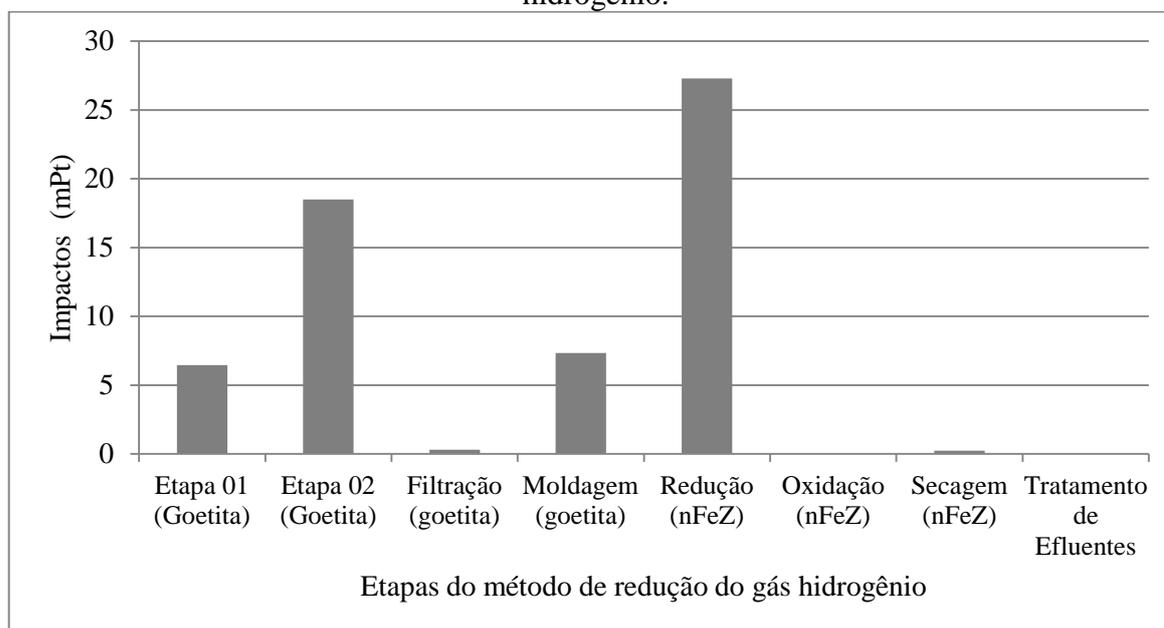
A Figura 28 apresenta os impactos ambientais das etapas e dos processos envolvidos no método de redução com borohidreto de sódio, enquanto que na Figura 29 têm-se os impactos das etapas de operação do método de redução com hidrogênio. O método da moagem, em virtude da sua simplicidade e poucas entradas no processo, não será detalhado os impactos, uma vez que, estes correspondem a mais de 90% a produção de eletricidade.

Figura 28: Impactos ambientais das etapas de operação do método de redução com borohidreto de sódio.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Figura 29: Impactos ambientais das etapas de operação do método de redução com gás hidrogênio.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Analisando os dados, é possível concluir que os estágios mais críticos no método da redução com borohidreto de sódio são a adição de NaBH_4 e a etapa de filtração, que representam 30,5 e 34% dos impactos ambientais dos processos de síntese, respectivamente. O alto valor dos impactos destas etapas são em virtude aos impactos da produção do NaBH_4 e a produção dos filtros de papel, além do consumo de eletricidade. O processo de lavagem corresponde a 13% dos impactos globais do processo, considerando a utilização de etanol para lavagem. O tratamento dos resíduos por incineração de resíduos perigosos e o tratamento dos efluentes também contribuem com os impactos do processo, com 9,1 e 7,2%, respectivamente.

A produção de NaBH_4 é um contribuinte importante em todas as categorias de danos, com porcentagem de 34,9% na saúde humana, 7,7% na qualidade do ecossistema, 32,2% nas mudanças climáticas e 42,2% nos recursos. A produção dos filtros de papel da mesma forma, com contribuição de 29,3% na saúde humana, 36,4% na qualidade do ecossistema, 37,3% nas mudanças climáticas e 31,7% nos recursos. Além destes processos, a produção de etanol contribui com 15,9% na saúde humana, 24,3% na qualidade dos ecossistemas, 20% nas mudanças climáticas e 13,7% nos recursos.

No método da redução com hidrogênio, o processo de produção das partículas de goethita corresponde a 54,2% dos impactos, enquanto que as etapas de produção do nFeZ a 45,8%. As etapas mais críticas do método são a etapa 02 da produção da goethita e a etapa de

redução da produção de nFeZ, com 30,8% e 45,4% dos impactos, respectivamente, além das etapas de moldagem na produção da goethita (12,2%), e a etapa 01 da produção da goethita com 10,1%, em virtude do alto consumo de energia destes processos, vinculado aos impactos de produção da eletricidade. Além disso, os impactos associados à produção dos reagentes utilizados nos processos também contribuem com os impactos em todas as etapas, correspondendo a 14,1% dos impactos do método. O processo de tratamento de efluentes corresponde a 0,1% dos impactos, em virtude das baixas quantidades de efluentes gerados no processo, considerando o inventário da produção de 1,00 kg de nFeZ.

No método da redução com hidrogênio a produção de eletricidade é o processo principal em todas as categorias de danos, considerando todo o processo de produção do método, a produção de eletricidade corresponde a 50,2% na saúde humana, 39% na qualidade dos ecossistemas, 72% nas mudanças climáticas e 67,8% nos recursos.

4.3.3 Interpretação do ciclo de vida

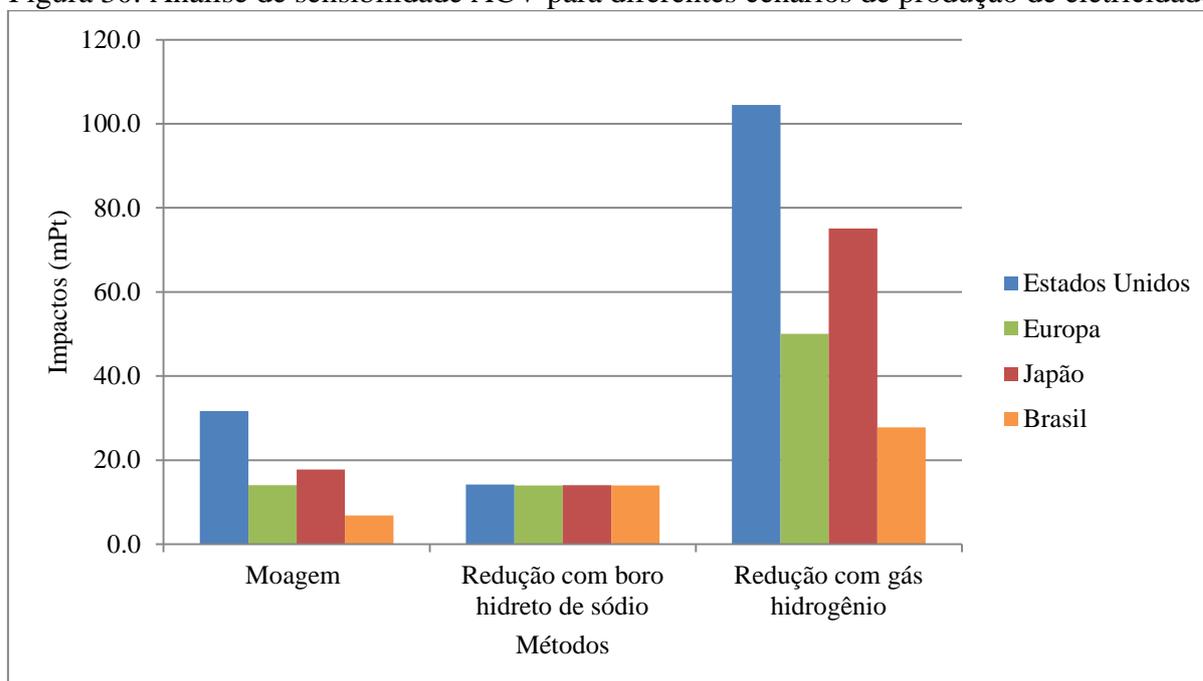
Após a aplicação da ACV nos métodos de moagem, redução com borohidreto de sódio e redução com gás hidrogênio, foi possível concluir que os impactos ambientais da redução com hidrogênio são 57,8% superiores ao método de moagem, e 80,8% superiores ao método da redução com borohidreto de sódio. Os impactos do método de redução com gás hidrogênio dependem principalmente da produção das partículas de goethita e da produção de eletricidade nas etapas do método. Os impactos ambientais deste método podem ser reduzidos pela mudança no processo produtivo, principalmente em relação à etapa de produção das partículas de goethita. Utilizando estas partículas já sintetizadas, o que pode resultar em uma diminuição de 45,2% nos impactos. Entretanto, a qualidade de purificação das partículas de goethita pode não ser garantida da mesma forma do que aquelas produzida pela empresa, podendo influenciar na qualidade do nFeZ produzido.

Outro aspecto que poderia reduzir os impactos ambientais é o processo de produção de eletricidade, que de fato poderia beneficiar todos os métodos de produção. A produção de eletricidade contribui significativamente para os impactos ambientais globais dos métodos de redução com hidrogênio e o método da moagem, no qual a eletricidade é o principal contribuinte dos impactos. A matriz energética com alta participação de energias renováveis e menor participação de fontes fósseis provavelmente levará a uma diminuição dos impactos ambientais em ambos os processos e um resultado mais favorável à redução com hidrogênio e moagem, uma vez que é muito significativo para estes métodos.

4.3.3.1 Análise de sensibilidade da ACV

Uma das ferramentas que pode ser usada para quantificar a incerteza é a análise de cenários, que foi utilizada neste trabalho. Para a análise de sensibilidade, foram considerados diferentes cenários para a produção de eletricidade, uma vez que, os países possuem matrizes energéticas diferentes para a produção de eletricidade e isso afeta os potenciais impactos ambientais (MARTINS et al., 2017). Deste modo, os impactos ambientais dos métodos foram calculados considerando diferentes cenários de produção de eletricidade, sendo estes dos Estados Unidos, Europa, Japão e Brasil, conforme a localização das empresas produtoras, e também de forma a analisar os possíveis impactos desta produção no Brasil. Os resultados em impactos totais são apresentados na Figura 30. Os cenários iniciais dos métodos são Estados Unidos no método da moagem e redução com borohidreto de sódio, e Japão no método da redução com gás hidrogênio.

Figura 30: Análise de sensibilidade ACV para diferentes cenários de produção de eletricidade.



Fonte: Elaborado pela Autora.

No método da moagem, os maiores impactos ambientais são observados no cenário de produção nos Estados Unidos, seguido pelo cenário no Japão e Europa. Os menores impactos foram verificados no cenário do Brasil. Os impactos globais da produção nos EUA é 1,7 vezes

o valor do cenário do Japão, 2,25 o valor do cenário da Europa e 4,6 vezes o valor do cenário do Brasil.

Considerando que o estágio crítico do método da moagem consiste na produção de energia, a utilização de fontes de energia renováveis, como o caso da Europa e do Brasil, reduz os impactos ambientais do método. Em um cenário de produção de nFeZ com o método da moagem no Brasil, os impactos globais reduziriam em 79,3% (considerando o cenário inicial de produção nos Estados Unidos).

No método da redução com borohidreto de sódio, a diferença entre os diferentes cenários de produção de energia não é significativa, uma vez que o consumo de energia pelo método para a produção de 1,00 kg de nFeZ é baixo em comparação com os demais métodos. Entretanto, os impactos nos Estados Unidos são superiores aos impactos dos demais países.

Em relação ao método da redução com hidrogênio os maiores impactos foram observados nos Estados Unidos, seguidos pelo Japão e Europa, sendo que os menores impactos foram verificados no cenário do Brasil. Os impactos da produção nos EUA são 28,1% superior aos impactos do cenário do Japão, país no qual localiza-se a empresa; 52,5% ao cenário da Europa, e 73,6% o cenário do Brasil. Da mesma forma que no método da moagem, o estágio crítico do método da redução com hidrogênio consiste na produção de energia, deste modo, a utilização de fontes de energias mais “limpas” melhora os aspectos ambientais do método, tornando-o mais ambientalmente sustentável.

As diferenças registradas entre os cenários podem ser atribuídas às diferentes misturas de produção de eletricidade dos países. A mistura dos Estados Unidos é essencialmente com base em carvão e gás natural, no Japão a principal fonte de fonte de energia consiste principalmente no carvão. Entretanto, o país vem investindo em outras formas de energia, como o uso do carvão de forma mais sustentável, e também da utilização de energia solar. Deste modo, os impactos do cenário do Japão são elevados, porém menores que os impactos do cenário dos Estados Unidos.

Na Europa, a energia também se baseia em fontes de carvão, entretanto, muitos países possuem fontes de energias renováveis, como a eólica. O banco de dados da *ecoinvent* realiza uma análise da produção de energia de todos os países pertencentes à comunidade europeia para determinar os impactos da sua produção de energia, e nesta análise considera todas as fontes energéticas dos países europeus, que incluem fontes como o carvão, nucleares, eólica, dentre outras. Por este fato, os impactos dos cenários da Europa são menores que os impactos dos Estados Unidos e Japão.

A mistura energética do Brasil é composta essencialmente de fontes de energia renováveis e mais limpas, como as hidrelétricas, correspondendo a mais de 60% (GUERRA et al., 2015). Além disso, o país também possui fontes de energia em termelétricas, eólica, e nuclear. Com a crescente participação das energias renováveis nas misturas energéticas dos países, os resultados da análise de impacto resultou em um cenário mais favorável para os métodos dependentes de energia, como o caso da moagem e da redução com gás hidrogênio.

Considerando o cenário do Brasil de produção de energia, os menores impactos ambientais são observados no método da moagem de ferro, enquanto que o método de redução com borohidreto de sódio permanece com os mesmos valores de impacto, o método de redução como hidrogênio diminui os impactos, resultando em um cenário mais favorável a sua produção. Com isso, percebe-se a importância da produção de energia nos impactos dos métodos de produção, a qual influencia diretamente nos impactos ambientais.

4.4 Custo do ciclo de vida dos métodos de produção do nanoferro

A análise do custo do ciclo de vida foi realizada para os métodos de produção do nanoferro selecionados anteriormente. Esta análise foi executada utilizando o programa computacional SimaPro® 7, através do método criado para este estudo conforme metodologia de Banar e Özdemir (2015), detalhada no item 3.3.

Foram analisados os custos internos e externos dos métodos de produção. Deste modo, com base nestas informações, serão apresentados na sequência os resultados para cada método das etapas de inventário, análise dos custos, interpretação e análise de sensibilidade.

4.4.1 Inventário econômico do ciclo de vida

As Tabelas 6, 7 e 8 apresentam, respectivamente, o inventário dos métodos de moagem, redução com borohidreto de sódio e redução com gás hidrogênio. Todos os custos foram determinados de acordo com a unidade funcional 1,00 kg de nFeZ produzido. Os custos são apresentados em Dólar Americano (US\$) devido à menor variação em comparação com o Real (R\$). As quantidades dos componentes dos custos internos foram obtidas no inventário da ACV, enquanto que as quantidades dos custos externos na avaliação dos impactos da ACV resultantes do programa SimaPro®.

Tabela 6: Inventário dos custos internos e externos do método da moagem.

Itens de custo	Unidade	Quantidade	Custo Unitário	Custo
<i>Custos internos</i>				
Ferro	kg	1	\$87,50	\$87,50
Energia	kWh	90	\$6,58	\$592,20
Custos de Trabalho	\$	1	\$58,00	\$58,00
<i>Custos externos</i>				
Aquecimento Global (kg CO ₂ eq)		58,559	\$0,14	\$8,32
Eutrofização (kg PO ₄ P-lim)		0,022	\$4,56	\$0,10
Acidificação (kg SO ₂ eq)		0,689	\$9,60	\$6,62
Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)		3,92x10 ⁻⁶	\$387,86	\$0,00
Oxidação fotoquímica (kg C ₂ H ₄ eq)		0,006	\$2,47	\$0,02
Respiratórios inorgânicos (kg PM2.5 eq)		0,188	\$39,78	\$7,47

Fonte: Elaborado pela Autora.

Tabela 7: Inventário dos custos internos e externos do método da redução com borohidreto de sódio.

Itens de custo	Unidade	Quantidade	Custo Unitário	Custo
<i>Custos internos</i>				
FeCl ₃	kg	2,9	\$33,65	\$97,59
NaBH ₄	kg	2,71	\$404,25	\$1.095,52
Filtros de Papel	kg	2,49	\$27,45	\$68,34
Etanol	kg	3,76	\$0,12	\$0,45
Água	m ³	0,196	\$0,02	\$0,00
Energia	kWh	0,0855	\$6,58	\$0,56
Resíduos Sólidos	kg	2,49	\$1,00	\$2,49
Efluentes	m ³	0,917	\$0,11	\$0,10
Custos de trabalho	\$	1	\$7,25	\$7,25
<i>Custos externos</i>				
Aquecimento Global (kg CO ₂ eq)		30,232	\$0,14	\$4,30
Eutrofização (kg PO ₄ P-lim)		0,018	\$4,56	\$0,08
Acidificação (kg SO ₂ eq)		1,246	\$9,60	\$11,96
Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)		3,38x10 ⁻⁶	\$387,86	\$0,00
Oxidação fotoquímica (kg C ₂ H ₄ eq)		0,0070	\$2,47	\$0,02
Respiratórios inorgânicos (kg PM2.5 eq)		0,0482	\$39,78	\$1,92

Fonte: Elaborado pela Autora.

Tabela 8: Inventário dos custos internos e externos do método da redução com gás hidrogênio.

Itens de custo	Unidade	Quantidade	Custo Unitário	Custo
<i>Custos internos</i>				
NaCO ₃	kg	3,550	\$50,76	\$180,20
FeSO ₄	kg	2,490	\$178,20	\$443,72
FeCO ₃	kg	2,620	\$9,98	\$26,15
Al(OH ₃)	kg	0,084	\$8.406,00	\$707,79
N ₂	kg	2,660	\$0,92	\$2,46
H ₂	kg	0,058	\$2,98	\$0,17
Água	m ³	0,005	\$0,02	\$0,00
Energia	kWh	278,200	\$15,60	\$4.339,92
Efluentes	m ³	0,016	\$0,11	\$0,00
Custos de trabalho	\$	1,000	\$7,63	\$137,34
<i>Custos externos</i>				
Aquecimento Global (kg CO ₂ eq)		250,506	\$0,14	\$35,61
Eutrofização (kg PO ₄ P-lim)		0,039	\$4,56	\$0,18
Acidificação (kg SO ₂ eq)		3,689	\$9,60	\$35,42
Depleção da camada de ozônio (kg CFC-11 eq)		1,81x10 ⁻⁵	\$387,86	\$0,01
Oxidação fotoquímica (kg C ₂ H ₄ eq)		0,041	\$2,47	\$0,10
Respiratórios inorgânicos (kg PM2.5 eq)		0,203	\$39,78	\$8,06

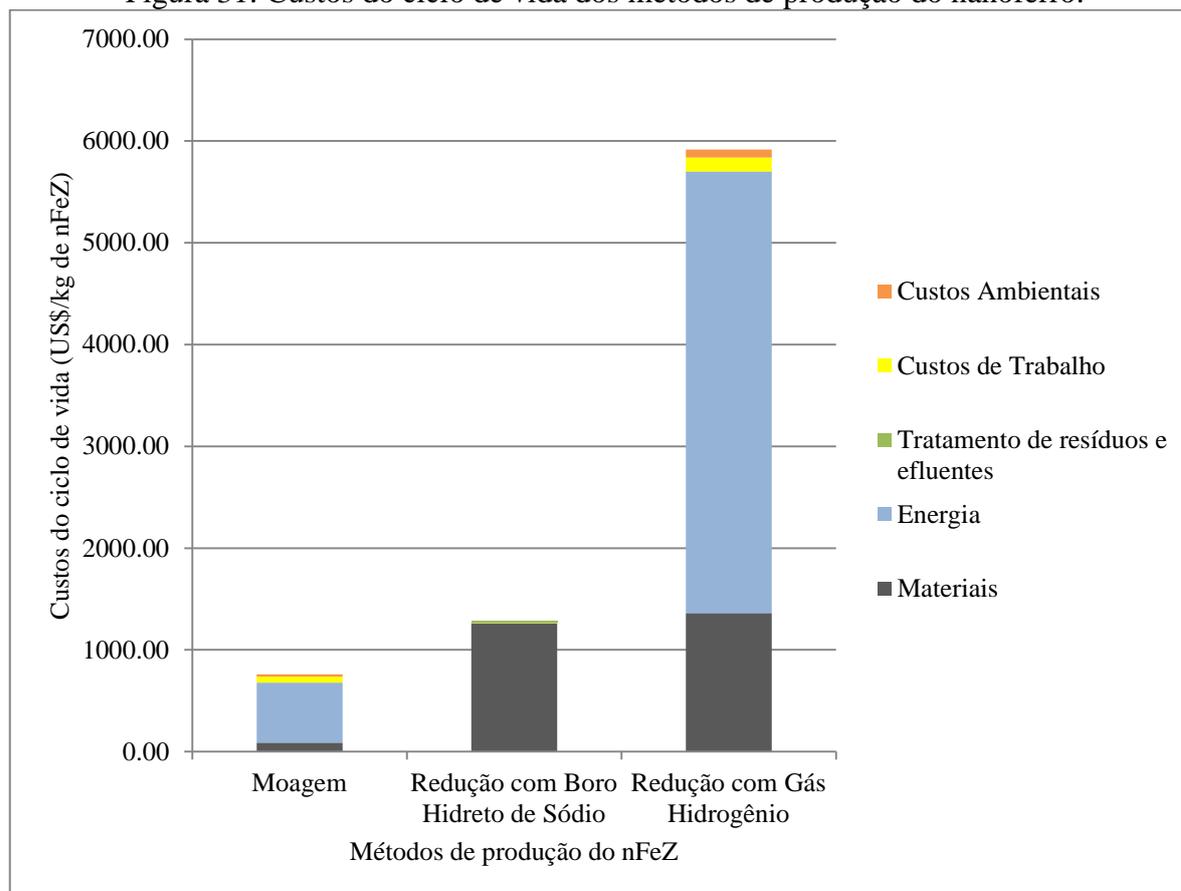
Fonte: Elaborado pela Autora.

4.4.2 Avaliação dos custos do ciclo de vida

A Figura 31 apresenta os custos totais, internos e externos do ciclo de vida dos métodos de produção do nanoferro analisados. Estes custos correspondem a análise da unidade funcional de 1,00 kg de nFeZ produzido, e são apresentados em dólar americano.

O método de redução com gás hidrogênio apresenta os maiores custos de produção e o método da moagem os menores. No detalhamento dos custos dos métodos, percebe-se que os maiores custos do método da redução com gás hidrogênio são referentes ao consumo de energia, correspondendo a 73% do total dos custos. Enquanto que os custos com materiais são de 23% dos custos do método. Os custos de trabalho correspondem a 2,3% dos custos do método, e os custos externos ambientais a 1,3%. Considerando o elevado consumo de eletricidade pelo método, conforme detalhado na ACV, esta etapa torna-se fundamental também nos custos.

Figura 31: Custos do ciclo de vida dos métodos de produção do nanoferro.



Fonte: Elaborado pela Autora.

No método da redução com borohidreto de sódio, 97,7% dos custos são associados aos materiais, principalmente considerando o elevado custo do NaBH_4 , o que corresponde a 86,8% dos custos dos materiais. Os custos do borohidreto de sódio estão associados a sua produção. O método empregado na produção do NaBH_4 foi desenvolvido por Brown e Schlesinger e é baseado em vias sintéticas (WU, KELLY e ORTEGA, 2004). Este método baseia-se na reação entre o hidreto de sódio (NaH) com o trimetilborato ($\text{B}(\text{OCH}_3)_3$) sendo composto por inúmeras etapas (WU, KELLY e ORTEGA, 2004). Muitos autores afirmam que o elevado custo do borohidreto de sódio faz com que a viabilidade de aplicação deste método em escala industrial seja dificultada (considerando que não se tem conhecimento de todos os métodos aplicados pelas empresas) (CRANE e SCOTT 2012; THOMÉ et al., 2015; MARTINS et al., 2017; BARRETO-RODRIGUES et al., 2017).

O consumo de energia pelo método de redução com borohidreto de sódio é baixo, e consequentemente os custos também, configurando apenas 0,04% dos custos totais. Os processos de tratamento de efluentes e incineração dos resíduos correspondem a 0,2% dos custos. Os custos de trabalho, em virtude da rapidez do método são menores do que os demais

métodos, sendo de 0,5% do total. Em relação aos custos externos ambientais os do método da redução com borohidreto correspondem a 1,4% dos custos totais do método.

O método da moagem resultou nos menores custos de produção. Os custos deste método correspondem aos materiais (11,5%), ao consumo de energia (77,9%), aos custos de trabalho (7,6%) e aos custos externos ambientais (2,9%). Em comparação com os demais métodos, a simplicidade do método da moagem, e a utilização de apenas um material no processo faz com que este método configure os menores custos. Porém, percebe-se mais uma vez a grande influência do consumo de eletricidade nos custos deste método.

4.4.3 Interpretação do custo do ciclo de vida

Com base nos resultados da CCV para os métodos de moagem, redução com borohidreto de sódio e redução com gás hidrogênio, é possível concluir que os custos do método da redução com gás hidrogênio são 87,2% superiores aos custos do método da moagem e 78,2% superior aos custos do método da redução com borohidreto de sódio. Os custos do método de redução com gás hidrogênio dependem principalmente do consumo de energia. Este consumo é dividido na etapa de produção das partículas de goethita (49,9%) e na produção do nanoferro (50%). Outro fator que contribui com os custos deste método é a aquisição das matérias-primas. Da mesma forma que analisado na ACV, uma mudança no processo produtivo do método através da utilização de partículas de goethita já sintetizadas poderia resultar em uma diminuição de 41% nos custos do método.

Outro fator que pode ser considerado na melhoria dos aspectos econômicos dos métodos é o preço da energia industrial. Considerando que diferentes países possuem diferentes misturas de energia e diferentes processos empregados. O custo da energia industrial pode influenciar nos custos dos métodos de produção, favorecendo os métodos de moagem e redução com gás hidrogênio, uma vez que os custos destes métodos são derivados principalmente dos custos de energia.

Outro fator de significativa importância na análise dos custos dos métodos é o borohidreto de sódio (NaBH_4) no método de redução com borohidreto de sódio. Os custos deste método são baseados quase que exclusivamente nos custos deste reagente (86,8%). Deste modo, considerando estes fatores, percebe-se que uma mudança favorável economicamente neste método seria a diminuição dos custos do borohidreto de sódio. Entretanto, para ocorrer a diminuição destes custos, o processo de síntese do NaBH_4 deveria

ser modificado, considerando processos e reagentes com menores custos. Ou ainda, empregar outro redutor químico que possa ser substituto para este reagente.

Ainda, os elevados custos dos métodos também podem estar associados a fonte de dados do inventário. Todos os custos foram determinados em dados secundários de empresas fornecedoras destes materiais e energia, deste modo, estes custos podem não significar a realidade econômica da empresa. Com isso, os custos finais do ciclo de vida podem ser maiores ou menores do que aqueles reais, em um cenário industrial, por exemplo. Deste modo, para melhorar este aspecto torna-se necessário o uso de dados primários, de forma a obter uma resposta real dos custos associados a produção por estes métodos.

4.4.3.1 Análise de sensibilidade da CCV

Da mesma forma que na ACV, a análise de sensibilidade na CCV foi realizada utilizando diferentes cenários para os custos de energia industrial. Os cenários analisados foram os custos dos Estados Unidos, Europa (sem Suíça), Japão e Brasil. Da mesma forma que os impactos ambientais, os custos da energia podem variar de acordo com o cenário considerado.

Os custos da energia industrial nos cenários analisados seguem o panorama de serem menores nos Estados Unidos (U\$6,58/kWh), seguido pela Europa (U\$9,01/kWh) e Brasil (U\$10,72/kWh), e os maiores custos no Japão (U\$15,60/kWh). Os menores custos são verificados nos EUA devido a energia utilizada pelo país ser proveniente do gás natural (32%), carvão (30%) e nuclear (20%) (EIA, 2018). Estas fontes de energia são fornecidas pelos diferentes estados do país, fazendo com que a necessidade de importação seja mínima. Desde modo, o valor da energia nos EUA configura como o menor valor nos cenários considerados.

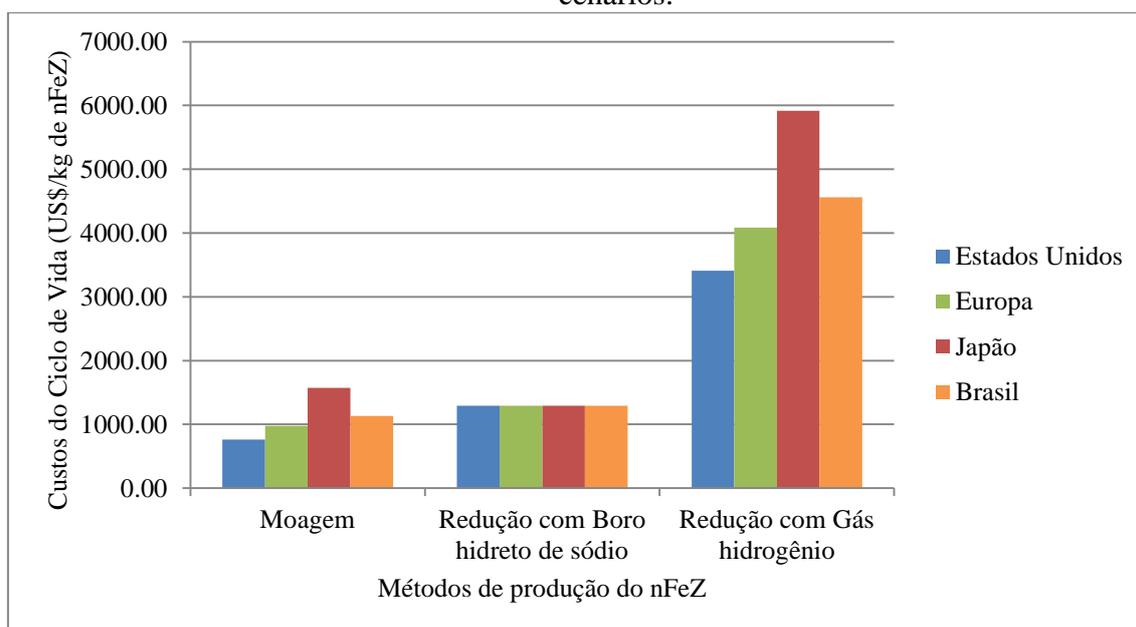
Os custos da energia industrial na Europa foram determinados de acordo com a média dos valores da energia industrial do ano de 2018 (EUROSTAT, 2018), não considerando os dados da Suíça, em virtude de que na análise ambiental do SimaPro® não foram considerados os dados deste país. Na Europa há grandes diferenças nos valores da energia aplicado por muitos países, variando de \$5,74/kWh a \$13,08/kWh, correspondendo, respectivamente a Finlândia e Alemanha. De acordo com Masindi et al. (2018), as tecnologias de energia renovável são mais caras que a tecnologia convencional em um custo nivelado de eletricidade, no entanto, esses custos dependem da tecnologia específica, da potência e de vários outros parâmetros.

O Brasil configura na terceira posição dos custos de energia, ficando atrás apenas do Japão. Os custos da energia no Brasil aumentaram nos últimos anos, devido principalmente a escassez hídrica em 2012 e também devido aos encargos aplicados neste valor. De acordo com especialistas, se outras variáveis não interferissem no preço, a tarifa estaria hoje em \$4,2kWh (MME, 2018).

Como apresentado anteriormente a geração de eletricidade no Japão sofreu algumas mudanças após o acidente de Fukushima passando da energia nuclear para o aumento do uso de carvão e gás natural (ENECHO, 2018). Desde modo, a energia é mais cara no Japão devido que o país importa grande parte do carvão empregado como fonte de energia. Neste sentido, os custos energéticos do país são maiores do que os demais países considerados nesta análise.

Na Figura 32 são apresentados os resultados da análise de sensibilidade de CCV considerando os cenários dos custos de energia.

Figura 32: Análise de sensibilidade CCV, variando os custos de energia em diferentes cenários.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Na análise econômica o cenário mais favorável aos métodos, é a produção nos Estados Unidos, considerando que neste local há os menores custos da energia industrial. Deste modo, não ocorrem mudanças no cenário do método da moagem, o qual originalmente é produzido nos Estados Unidos. Entretanto, no método da redução com gás hidrogênio o cenário dos Estados Unidos torna o método mais favorável economicamente, com uma diminuição de 42,4% nos custos do método.

O cenário da Europa também torna mais favorável o método da redução com gás hidrogênio, diminuindo os custos em 30,9% do método. No cenário brasileiro também ocorre diminuição dos custos em 22,9%.

No método da redução com borohidreto de sódio a mudança no cenário dos custos de energia não gera mudanças significativas (a maior diferença é de \$0,77), uma vez que o consumo de energia pelo método é muito pequeno em comparação com os demais métodos. Mesmo com este fato, os custos do método seguem o mesmo panorama dos demais métodos nesta análise de cenários. Os menores custos são verificados no cenário dos Estados Unidos, seguido pela Europa e Brasil, e os maiores custos no cenário do Japão.

O método da moagem apresenta um aumento nos custos nos cenários considerados, sendo este de 28,7% no cenário da Europa, 49% no cenário do Brasil e 106,8% no cenário do Japão.

4.5 Ciclo de vida social dos métodos de produção do nanoferro

A análise dos impactos sociais do ciclo de vida dos métodos de produção do nFeZ foi realizada considerando as categorias de *stakeholders* selecionadas (trabalhadores, comunidade local, sociedade e cadeia de valor) conforme a metodologia da UNEP/SETAC (2009). A ACVS foi realizada seguindo as etapas da norma ISO 14040 (2006). Na sequência são apresentados os resultados referentes à análise de inventário, análise dos impactos sociais, interpretação e análise de sensibilidade.

4.5.1 Inventário social dos métodos de produção do nanoferro

O Quadro 17 apresenta os dados do inventário social dos métodos de produção do nFeZ. Os dados apresentados abaixo são oriundos dos relatórios das organizações citadas na metodologia (Seção 3.4.2). Estes relatórios adotam diferentes escalas de dados, por exemplo, o WEF (2017a) utiliza uma escala de valores de 1 a 7, sendo 7 o resultado mais desejável, enquanto que a WEF (2017b) emprega uma escala de 0 a 1, sendo 1 o valor mais desejável (indicadores da subcategoria igualdade de oportunidades/ discriminação). Outras fontes de dados expressam em porcentagem os valores como OIT, UNICEF, OMS.

Quadro 17: Inventário social dos métodos de produção do nanoferro.

Categorias, subcategorias e indicadores sociais	Métodos de produção do nanoferro		
	Moagem de Ferro	Redução com borohidreto de sódio	Redução com gás hidrogênio
<i>Categoria 1: Trabalhadores</i>	Pontuação	Pontuação	Pontuação
<i>1.1 Subcategoria: Liberdade de negociação e associação coletiva</i>			
Cooperação nas relações trabalho-empregador	5,4	5,4	5,7
Práticas de contratação e demissão	5,4	5,4	3,2
Cobertura de negociação coletiva	12%	12%	16,70%
Sindicato	10,30%	10,30%	17,10%
<i>1.2 Subcategoria: Trabalho infantil</i>			
Trabalho infantil	0%	0%	0%
Número de crianças fora da escola	7%	7%	0%
<i>1.3 Subcategoria: Salário justo</i>			
Salário mínimo (U\$/ano)	15080	15080	16323
Flexibilidade de determinação de salários	5,8	5,8	5,8
Remuneração e produtividade	5,9	5,9	5,7
<i>1.4 Subcategoria: Horas de Trabalho</i>			
Média de horas de trabalho por semana	38,6	38,6	46
<i>1.5 Subcategoria: Igualdade de Oportunidades / Discriminação</i>			
Participação das mulheres na força de trabalho	0,855	0,855	0,781
Igualdade salarial para trabalho semelhante (pesquisa)	0,734	0,734	0,672
<i>1.6 Subcategoria: saúde e segurança</i>			
Ocorrência de acidentes letais ocupacionais por ano (por 100.000 pessoas)	3,4	3,4	0,6
Ocorrência de acidentes não letais ocupacionais por ano (por 100.000 pessoas)	3,17%	3,17%	3,87%
Exposição dos trabalhadores a produtos químicos*			
Riscos a saúde durante o processo produtivo*			
2. Categoria: Comunidade local			
<i>2.1 Subcategoria: Condições de vida segura e saudáveis</i>			
Intensidade de carbono (Kg PER \$ de GDP)	46,4	46,4	31,9

Continua

Conclusão

<i>2.2 Subcategoria: Acesso a recursos materiais</i>			
% da população com acesso a água potável melhorada	99%	99%	97%
% da população com acesso a saneamento melhorado	100%	100%	100%
Qualidade da oferta de eletricidade	6,2	6,2	6,7
3. Categoria: Sociedade			
<i>3.1 Subcategoria: Mercado e trabalho</i>			
Índice de desemprego do país	4,40%	4,40%	2,80%
Eficiência do mercado de trabalho	5,4	5,4	4,8
<i>3.2 Subcategoria: Contribuição para o desenvolvimento econômico</i>			
Extensão da comercialização	6	6	4,9
Sofisticação do processo de produção	5,6	5,6	5,7
Colaboração entre universidade e indústria	5,7	5,7	4,7
<i>3.3 Subcategoria: Governança</i>			
Eficiência das despesas do governo	5,9	5,9	4,1
Transparência na elaboração de políticas governamentais	5,6	5,6	5,6
Taxa total de impostos e % de lucros	44%	44%	48,9%
4. Categoria: Cadeia de valor			
<i>4.1 Subcategoria: Competição justa</i>			
Intensidade da competição local	6	6	5,2
Comportamento ético das empresas	5,4	5,4	5,7
Força dos padrões de auditoria e relatório	5,8	5,8	5,8

*Dados referentes aos métodos de produção.

Fonte: Elaborado pela Autora.

Da mesma forma que nas outras análises do ciclo de vida, os dados de inventário de cada método de produção foram obtidos conforme a localização das empresas produtoras, sendo no método da moagem e redução com borohidreto de sódio nos Estados Unidos e o método de redução com gás hidrogênio no Japão.

Os dados do inventário dos países considerados possuem poucas diferenças na maioria dos aspectos, demonstrando que os Estados Unidos e o Japão possuem muitas similaridades em questões sociais, como por exemplo, na sofisticação do processo de produção, flexibilidade na determinação de salários, práticas de contratação e demissão, entre outros. Entretanto, em alguns indicadores percebem-se diferenças que resultam em uma pontuação menor para o Japão, como no caso da subcategoria de igualdade de oportunidades e discriminação, horas de trabalho, trabalho infantil, dentre outras.

4.5.2 Análise dos impactos sociais dos métodos de produção do nanoferro

Os dados de inventário foram associados à pontuação normalizada (0,00 a 1,00) proposta pela metodologia de Hossain et al. (2018) através da aplicação da função de normalização mínimo-máximo.

Para o cálculo do índice social dos métodos de produção do nFeZ, a opinião de diferentes especialistas foi necessária de forma a avaliar a escala de importância das subcategorias de impacto e dos indicadores sociais. Participaram desta etapa da pesquisa 17 especialistas. A taxa de retorno de respostas ao questionário foi de 53%. Buscou-se ao longo da análise social a inclusão de diferentes grupos de especialistas de forma a proporcionar resultados mais precisos, uma vez que, os impactos sociais afetam diferentes agentes envolvidos.

Neste sentido, 35% dos respondentes são profissionais da área do direito, ligados direta ou indiretamente com áreas trabalhistas, enquanto que 35% dos profissionais são engenheiros ambientais e civis. Além disso, 12% dos profissionais são sociólogos. A área de atuação dos respondentes também é variada, grande parte dos profissionais são pesquisadores (77%). Entretanto, muitos destes especialistas não são pesquisadores, mas profissionais atuantes nas suas áreas de formação (23%). Todos os respondentes são brasileiros.

Os resultados do questionário foram avaliados inicialmente através do cálculo do coeficiente Alfa Cronbach que representa a consistência interna do questionário e é determinado através da análise da variância das respostas de cada pergunta e das respostas dos especialistas. A variabilidade das respostas de cada pergunta é algo aceitável neste caso, uma vez que, diferentes profissionais participaram, os quais, dependendo da sua formação ou atuação possuem visões diferentes em relação a cada um dos aspectos avaliados. O valor de alfa obtido foi de 0,93, o que é considerado como excelente (BLAND e ALTMAN, 1997; MATTHIENSEN, 2011).

Altos valores de alfa ilustram uma boa correlação entre as questões do questionário. Como neste caso, as questões buscavam avaliar a importância de aspectos sociais, e muitos destes aspectos são semelhantes, o que auxilia a obtenção de um valor excelente de alfa. Entretanto, um dos fatores que influenciam no valor de alfa é o número de questões do questionário. Questionários muito longos aumentam o valor de alfa, podendo não significar necessariamente um aumento da consistência interna. Neste sentido, percebe-se que o valor de alfa obtido no questionário é influenciado tanto pelo número de questões (43) quanto pela

correlação destas questões. Porém, mudanças no valor de alfa acabam por não influenciar na finalidade deste questionário.

Após a análise do coeficiente Alfa Cronbach foi possível calcular o valor do fator de ponderação de cada subcategoria e indicadores, empregando o ranking médio, sendo estes apresentados no Quadro 18.

Quadro 18: Fator de ponderação das subcategorias de impacto e indicadores sociais de acordo com a análise dos especialistas.

Categorias, subcategorias e indicadores sociais	Fator de ponderação
Categoria 1: Trabalhadores	
<i>1.1 Subcategoria: Liberdade de negociação e associação coletiva</i>	0,81
Cooperação nas relações trabalho-empregador	0,87
Práticas de contratação e demissão	0,79
Cobertura de negociação coletiva	0,75
Sindicato	0,71
<i>1.2 Subcategoria: Trabalho infantil</i>	0,78
Trabalho infantil	0,78
Número de crianças fora da escola	0,79
<i>1.3 Subcategoria: Salário justo</i>	0,97
Salário mínimo	0,79
Flexibilidade de determinação de salários	0,81
Remuneração e produtividade	0,88
<i>1.4 Subcategoria: Horas de Trabalho</i>	0,88
Média de horas de trabalho por semana	0,81
<i>1.5 Subcategoria: Igualdade de Oportunidade / Discriminação</i>	0,91
Participação das mulheres na força de trabalho	0,87
Igualdade salarial para trabalho semelhante	0,93
<i>1.6 Subcategoria: saúde e segurança</i>	0,99
Ocorrência de acidentes letais ocupacionais por ano	0,90
Ocorrência de acidentes não letais ocupacionais por ano	0,90
Exposição dos trabalhadores a produtos químicos	0,93
Riscos a saúde durante o processo produtivo	0,96
2. Categoria: Comunidade local	
<i>2.1 Subcategoria: Condições de vida segura e saudáveis</i>	0,99
Intensidade de carbono	0,90
<i>2.2 Subcategoria: Acesso a recursos materiais</i>	0,99
População com acesso a água potável melhorada	0,97

Continua

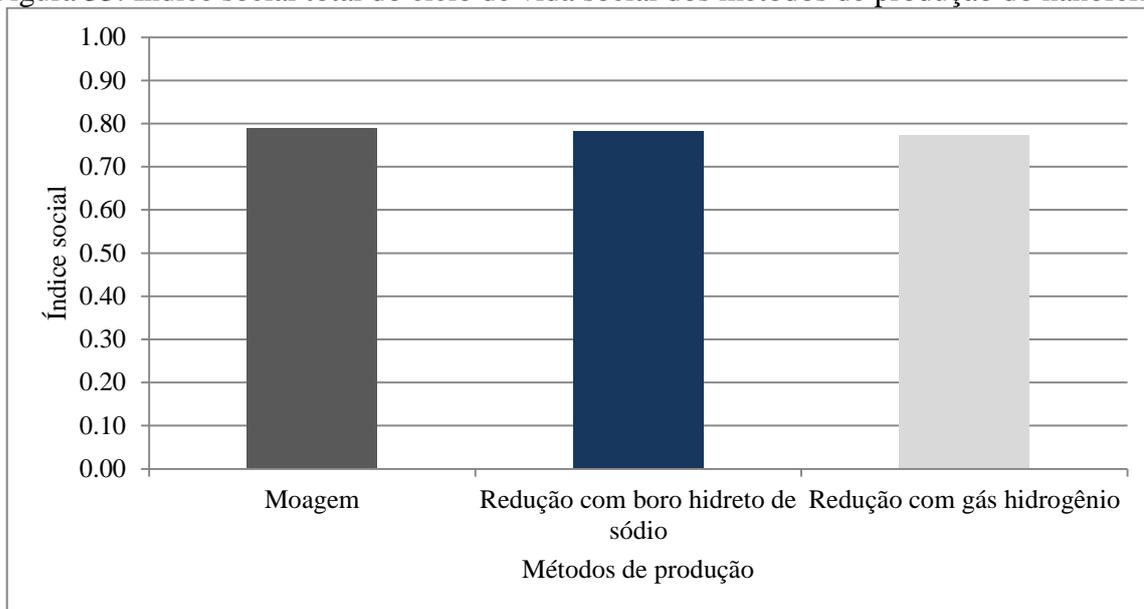
	Conclusão
População com acesso a saneamento melhorado	0,95
Qualidade da oferta de eletricidade	0,96
3. Categoria: Sociedade	
<i>3.1 Subcategoria: Mercado e trabalho</i>	0,87
Índice de desemprego do país	0,90
Eficiência do mercado de trabalho	0,91
<i>3.2 Subcategoria: Contribuição para o desenvolvimento econômico</i>	0,72
Extensão da comercialização	0,87
Sofisticação do processo de produção	0,76
Colaboração entre universidade e indústria	0,94
<i>3.3 Subcategoria: Governança</i>	0,78
Eficiência das despesas do governo	0,94
Transparência na elaboração de políticas governamentais	0,93
Taxa total de impostos e % de lucros	0,84
4. Categoria: Cadeia de valor	
<i>4.1 Subcategoria: Competição justa</i>	0,82
Intensidade da competição local	0,82
Comportamento ético das empresas	0,84
Força dos padrões de auditoria e relatório	0,82

Fonte: Elaborado pela Autora.

O fator de ponderação foi utilizado nos cálculos da pontuação nas categorias de impacto (*midpoint*), da pontuação das categorias de impacto (*endpoint*) e do índice social dos métodos. A Figura 33 apresenta os resultados totais do ciclo de vida social dos métodos de produção do nanoferro, em dados unidimensionais. Os impactos sociais são expressos em pontuações de 0,00 a 1,00, sendo que quanto mais próximo de 1,00 melhor é o índice social.

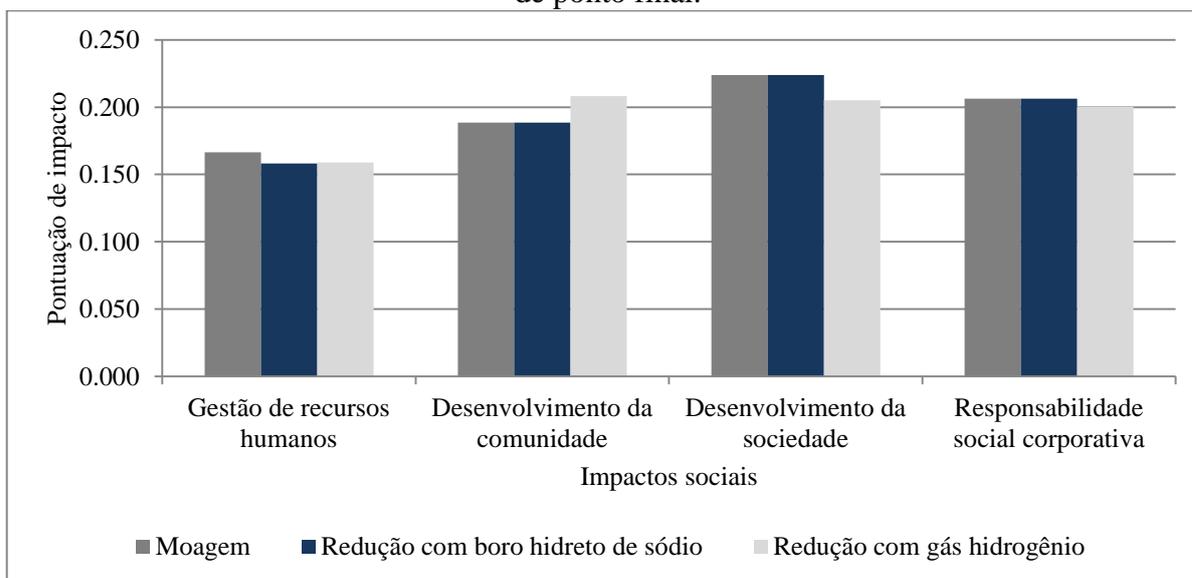
A pouca diferença entre os dados de inventário dos países de localização dos métodos (Estados Unidos e Japão) resultou em mínimas diferenças no índice social dos métodos (0,016). O método de produção de redução com gás hidrogênio resultou nos menores índices sociais, seguido pelo método de redução com borohidreto de sódio. O método de moagem possui os melhores índices sociais. Todos os métodos são classificados como sustentáveis de acordo com a classificação de Hossain et al. (2018), esta classificação enquadra os valores de 0,61 a 0,80 (ver Quadro 12 do item 3.4.3.3). Percebe-se que, em relação aos aspectos sociais, o método de redução com gás hidrogênio resulta nos menores índices, sendo o método com os impactos “mais negativos” dentre os três. O detalhamento dos impactos sociais nas categorias de impacto de ponto final de cada método é apresentado na Figura 34.

Figura 33: Índice social total do ciclo de vida social dos métodos de produção do nanoferro.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Figura 34: Aspectos sociais dos métodos de produção do nanoferro nas categorias de impacto de ponto final.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Em todos os métodos, as categorias de impacto que contribuem com os menores índices são a gestão de recursos humanos e desenvolvimento da comunidade. Nestas categorias as pontuações dos indicadores, em muitos aspectos, são menores, enquanto que os fatores de ponderação possuem maior importância.

O método da moagem e da redução com borohidreto de sódio apresentam valores similares em todas as categorias de impacto, exceto na gestão de recursos humanos. Os índices de ambos os métodos foram determinados a partir de dados de inventário dos Estados

Unidos, deste modo, a igualdade dos dados é esperada. A diferença entre os métodos se dá na categoria de gestão de recursos humanos devido aos dados específicos dos métodos em relação à exposição dos trabalhadores a produtos químicos, que no método da redução com borohidreto de sódio ocorre de forma mais significativa que no método da moagem.

No método da redução com gás hidrogênio os menores índices foram verificados na categoria de gestão de recursos humanos. Neste método os dados são do Japão, e em muitos dos indicadores desta categoria, as pontuações são menores que nos demais métodos. Além disso, os indicadores específicos do método (exposição dos trabalhadores a produtos químicos e riscos à saúde durante o processo produtivo) também contribuem com a menor pontuação da categoria.

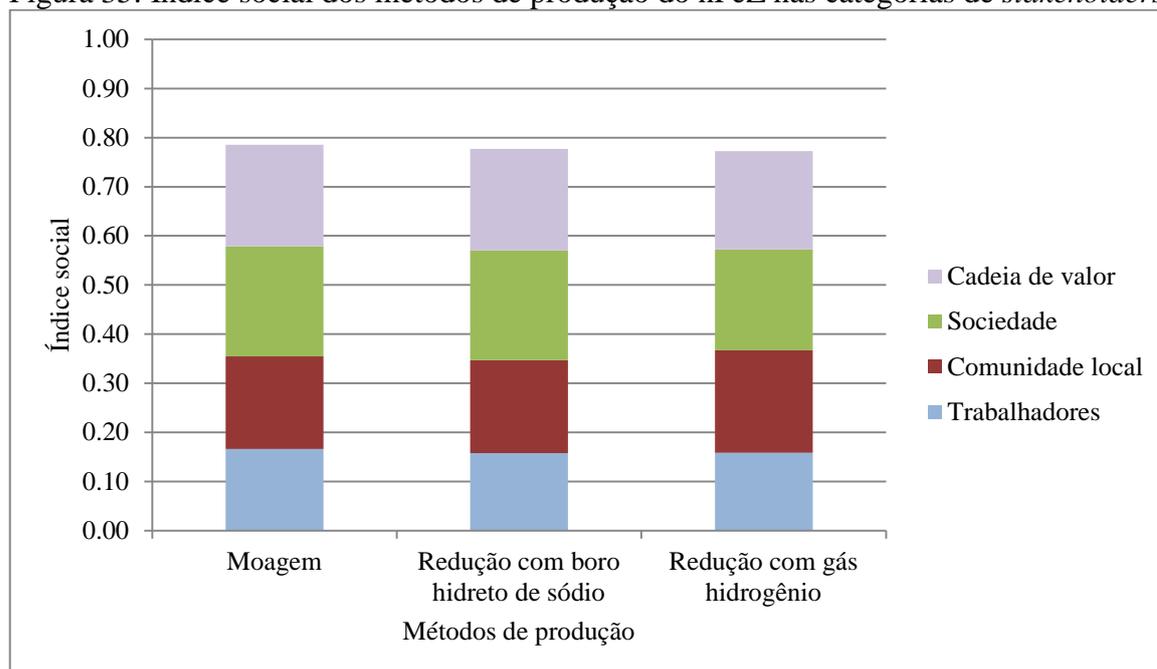
A categoria de desenvolvimento da comunidade contribui de forma positiva com a pontuação do método de redução com gás hidrogênio, sendo a maior pontuação dos três métodos. Nesta categoria o indicador intensidade de carbono é o contribuinte principal na pontuação. Este indicador representa a taxa de emissão de carbono em relação à intensidade de uma atividade específica ou a um processo de produção industrial; por exemplo, gramas de dióxido de carbono liberados por megajoule de energia produzida, ou a razão entre as emissões de gases de efeito estufa produzidas e o produto interno bruto (PIB) (BRIZGA, FENG e HUBACEK, 2017). As intensidades de emissão são usadas para obter estimativas de poluentes atmosféricos ou emissões de gases de efeito estufa com base na quantidade de combustível queimado (BRIZGA, FENG e HUBACEK, 2017). Os valores deste indicador demonstram diferenças entre os Estados Unidos e o Japão, respectivamente 46,4 e 31,9 kg por PPP \$ do PIB.

Na categoria de desenvolvimento da sociedade, o método de redução com gás hidrogênio resultou na menor pontuação. Os indicadores que contribuem com a menor pontuação são a eficiência do mercado de trabalho, extensão da comercialização, colaboração entre universidade e indústria e eficiência das despesas do governo. Nestes indicadores, a pontuação do Japão é menor que a dos Estados Unidos, resultando deste modo, em menores pontuação de impacto.

Na categoria de responsabilidade social e corporativa há mínimas diferenças entre os métodos, devido à similaridade das pontuações dos indicadores de cada país. A diferença ocorre no indicador da intensidade da competição local, resultando na menor pontuação do método da redução com gás hidrogênio.

Na Figura 35 são detalhadas as pontuações do índice social dos métodos em relação as categorias de *stakeholders* avaliadas.

Figura 35: Índice social dos métodos de produção do nFeZ nas categorias de *stakeholders*.



Fonte: Elaborado pela Autora.

No método da moagem, a categoria dos trabalhadores corresponde a 21,1% dos impactos, resultando nas menores pontuações. A categoria da comunidade local também possui baixos valores de impactos, correspondendo a 23,9% do total. A categoria da cadeia de valor corresponde a 26,2% da pontuação social do método, e a categoria da sociedade é a com maior contribuição na pontuação, com 28,4%. Este panorama é observado de forma similar no método da redução com borohidreto. Os trabalhadores correspondem a 20,3% da pontuação, sendo a menor pontuação de todos os métodos. Na comunidade local 24,2% dos impactos são nesta categoria.

No método da redução com gás hidrogênio as menores pontuações são verificadas na categoria dos trabalhadores, correspondendo a 20,6%, seguida pela categoria da cadeia de valor com 25,9% e a categoria da sociedade com 26,5%. A categoria da comunidade local corresponde a 27% nos impactos. A maior contribuição desta categoria no método da redução com gás hidrogênio resulta em uma maior pontuação na categoria de impacto da comunidade local.

4.5.3 Interpretação do ciclo de vida social

Com base nos resultados da ACVS pode-se concluir que o método da moagem possui o maior índice social, e o método da redução com gás hidrogênio o menor. Entretanto a

diferença no índice social dos métodos é muito pequena (0,015). As menores pontuações de impactos foram verificadas na categoria dos trabalhadores em todos os métodos.

Os dados de inventário empregados na ACVS foram derivados de relatórios mundiais, como por exemplo, o Fórum Econômico Mundial, sendo estes em nível nacional. Neste sentido, as pontuações dos métodos acabam sendo muito similares, em virtude da similaridade das pontuações dos países analisados por exemplo. Ainda, dados a nível nacional acabam não retratando de forma significativa a realidade da empresa, deste modo, uma forma de melhorar a precisão dos resultados da ACVS é através da utilização de dados de nível setorial, por exemplo.

Percebe-se a influência do local de localização da empresa nos dados do índice social. Neste sentido, outro aspecto que poderia melhorar o índice social dos métodos é o país de localização da empresa, e fonte de dados nacional. As disparidades sociais entre os países afetam de forma direta os índices sociais dos métodos. Dados nacionais de países com melhores índices dos indicadores sociais, provavelmente levará a um aumento no índice social dos métodos resultado em um cenário mais favorável socialmente.

4.5.3.1 Análise de sensibilidade da ACVS

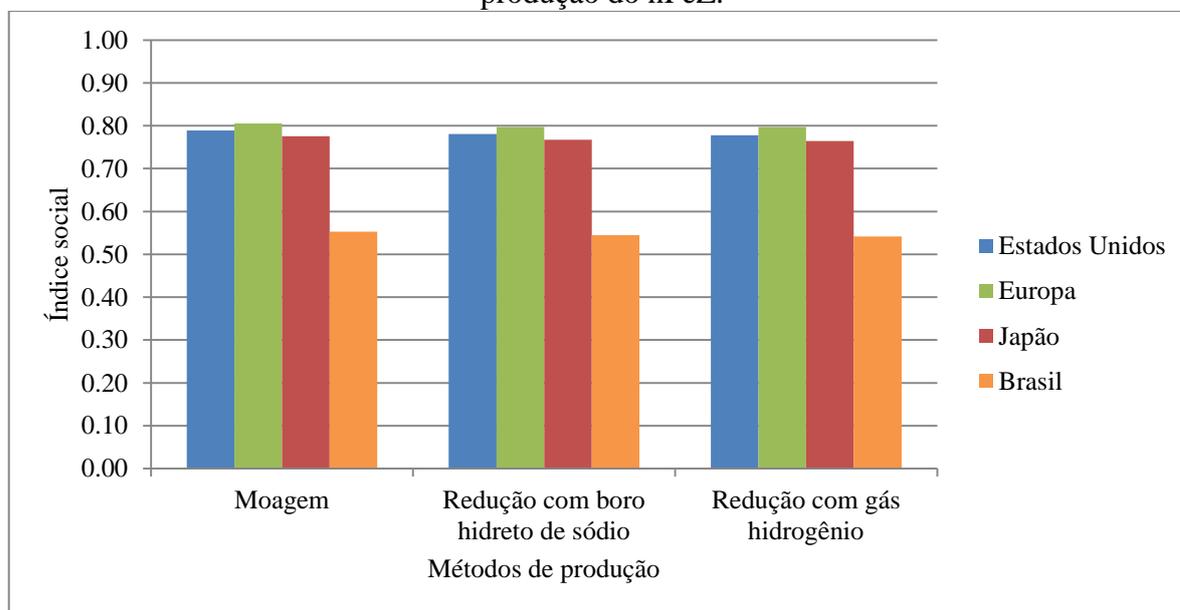
A análise de sensibilidade da ACVS foi realizada de duas formas, a primeira com análise de cenários e a segunda alternando os fatores de ponderação. A Figura 36 apresenta os resultados da análise de sensibilidade considerando diferentes cenários dos dados sociais.

Na análise de cenários, o índice social dos métodos tem o seu maior valor no cenário da Europa, seguido pelo cenário dos Estados Unidos e Japão. O cenário do Brasil resulta nos menores índices sociais em todos os métodos. A classificação do índice social dos métodos não varia em relação aos cenários dos Estados Unidos, Europa e Japão, entretanto, considerando o cenário brasileiro os métodos alteram a sua classificação, passando de sustentável para neutro. O panorama das pontuações segue o mesmo em todos os cenários, com os maiores índices no método da moagem, seguido pelo método da redução com borohidreto e os menores índices são no método da redução com hidrogênio. As diferenças entre as pontuações dos métodos seguem sendo mínimas.

Muitos dos dados do inventário social não sofrem alteração em relação ao cenário considerado, como por exemplo, os Estados Unidos e o Japão. Os dados da Europa são os que possuem maiores valores, resultando em índices sociais maiores, porém a diferença é

pequena. Os dados do Brasil são os que mais variam em relação aos cenários, devido à situação econômica e política do país.

Figura 36: Análise de sensibilidade da ACVS nos diferentes cenários dos métodos de produção do nFeZ.

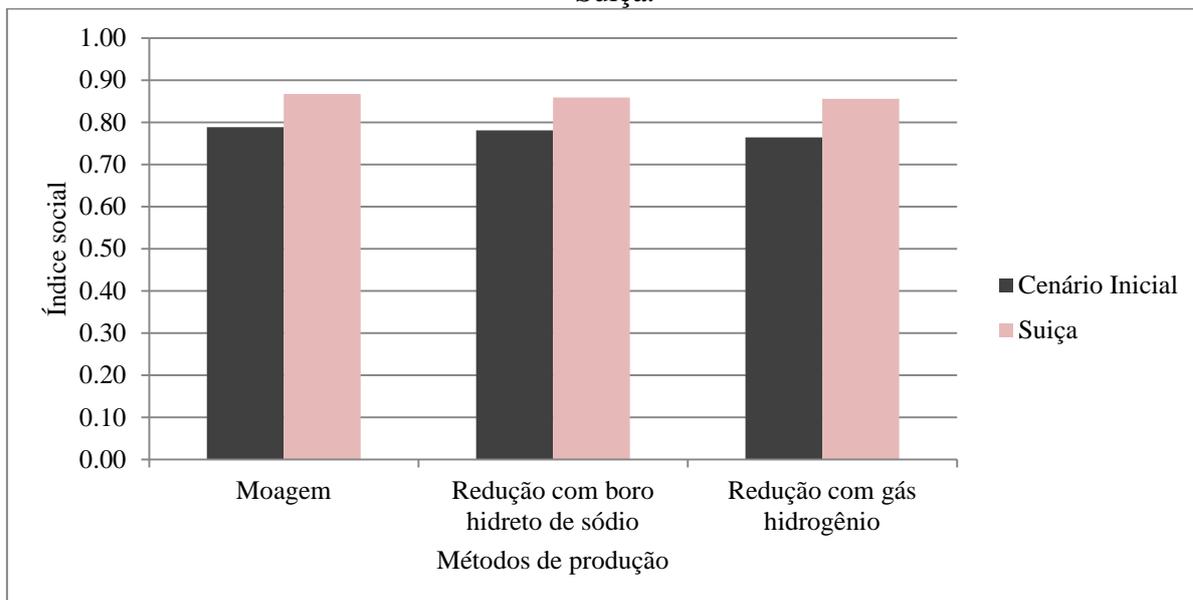


Fonte: Elaborado pela Autora.

De forma a visualizar a influência dos dados a nível nacional nos índices sociais, uma segunda análise de cenário foi realizada, comparando os dados do cenário inicial (Estados Unidos e Japão) com dados do cenário da Suíça, que corresponde ao país com os melhores indicadores sociais de acordo com o relatório WEF (2017a). A Figura 37 ilustra os resultados desta análise.

A comparação do cenário inicial com dados dos Estados Unidos e do Japão com o cenário da Suíça demonstrou significativas variações no índice social. A Suíça possui, na maioria dos indicadores, pontuações maiores e mais próximas dos valores desejáveis do que os demais países analisados. Neste sentido, o cenário da Suíça resulta em maior índice social dos métodos. A classificação dos métodos de acordo com o índice social sofre mudanças no cenário da Suíça. Neste cenário, os métodos são classificados como altamente sustentáveis. Deste modo, percebe-se a influência direta do índice social com o panorama social dos países considerados, sendo que o índice social dos métodos aumenta na medida em que melhores indicadores sociais são observados.

Figura 37: Análise de sensibilidade da ACVS comparando o cenário inicial com o cenário da Suíça.

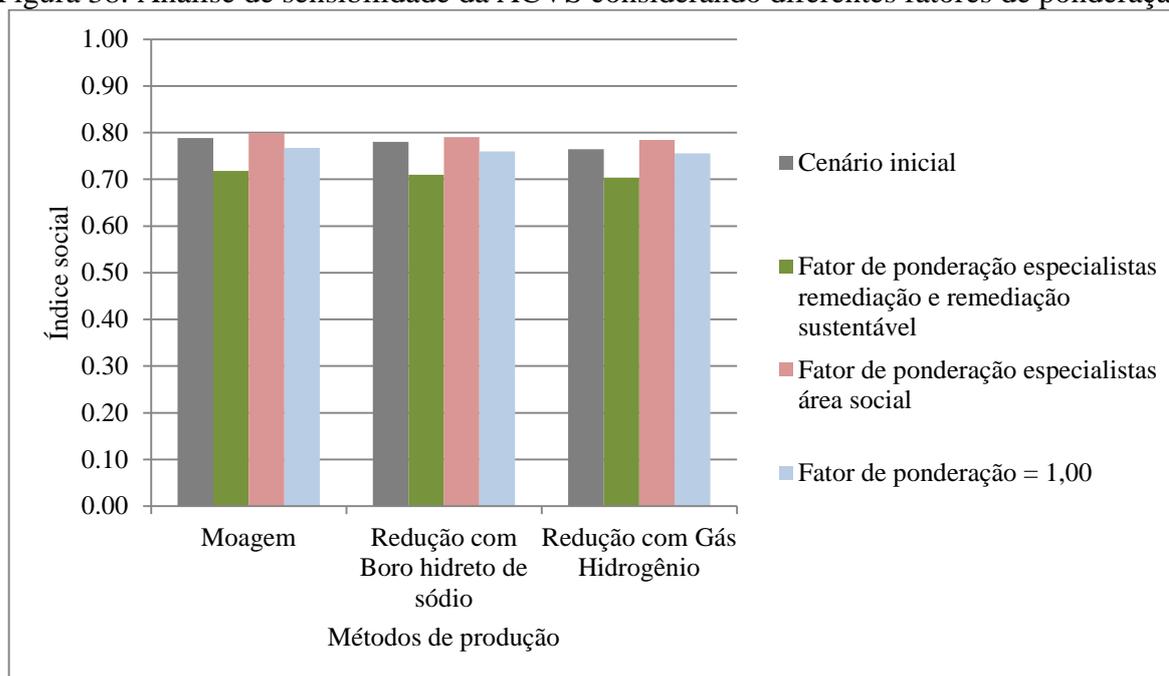


Fonte: Elaborado pela Autora.

Na segunda análise de sensibilidade foram considerados diferentes fatores de ponderação em três análises. A primeira análise considerou apenas os fatores de ponderação do grupo de pesquisa de remediação sustentável e remediação da Universidade de Passo Fundo. A segunda análise considerando apenas os especialistas de áreas sociais como direito, administração, recursos humanos e sociologia. E a terceira análise considerou um fator de ponderação igual a 1,00 para todos os indicadores e subcategorias de impactos. Os resultados destas análises comparando com o cenário inicial são apresentados na Figura 38.

Na análise da modificação dos fatores de ponderação percebem-se algumas diferenças em comparação com o cenário inicial. Considerando apenas a avaliação dos especialistas das áreas de remediação e remediação sustentável, o índice social de todos os métodos é menor em relação ao cenário inicial. Por outro lado, considerando apenas a avaliação dos profissionais da área social, o índice social dos métodos é maior em relação ao cenário inicial. Estas diferenças entre os grupos de especialistas considerados demonstra a diferença na formação sociais destes profissionais. A maioria dos profissionais das áreas de remediação e remediação sustentável são engenheiros, que tem por formação tradicional uma abordagem menor de questões sociais em comparação com os profissionais das outras áreas consideradas. Além disso, em virtude de um maior conhecimento na área social estes profissionais avaliam de forma mais importante muitos dos indicadores considerados.

Figura 38: Análise de sensibilidade da ACVS considerando diferentes fatores de ponderação.



Fonte: Elaborado pela Autora.

A consideração de um fator de ponderação igual a 1,00 para todos os indicadores e categorias de impacto resulta em menores pontuações do índice social em relação ao cenário inicial. Deste modo, percebe-se a influência de forma conjunta dos profissionais de diferentes áreas na análise dos impactos sociais, retratando de maneira mais significativa os resultados.

A análise na variação dos fatores de ponderação mostrou que no geral os resultados são pouco sensíveis a mudanças neste sentido, com pequenas variações, as quais não alteram o resultado inicial desta etapa e nem a classificação do índice social dos métodos. Em todas as análises o método de redução com gás hidrogênio resulta em maiores impactos sociais (menor pontuação do índice social).

4.6 Análise da sustentabilidade do ciclo de vida dos métodos de produção do nFeZ

A sustentabilidade dos métodos de produção do nanoferro foi avaliada através da aplicação de uma análise multicritérios, utilizando os resultados das três análises do ciclo de vida detalhados anteriormente. Neste item são apresentados os resultados desta etapa, especificando os dados dos fatores de ponderação e a pontuação de sustentabilidade, bem como a análise de sensibilidade dos resultados.

4.6.1 Fator de ponderação

A análise multicritério foi aplicada de forma a obter os fatores de ponderação das categorias de impacto (*endpoint*) de cada análise do ciclo de vida para o cálculo da sustentabilidade dos métodos de produção. Estes fatores de ponderação foram determinados de acordo com a análise de diferentes especialistas. Participaram desta etapa da pesquisa 32 especialistas. A taxa de retorno de respostas ao questionário foi de 56%.

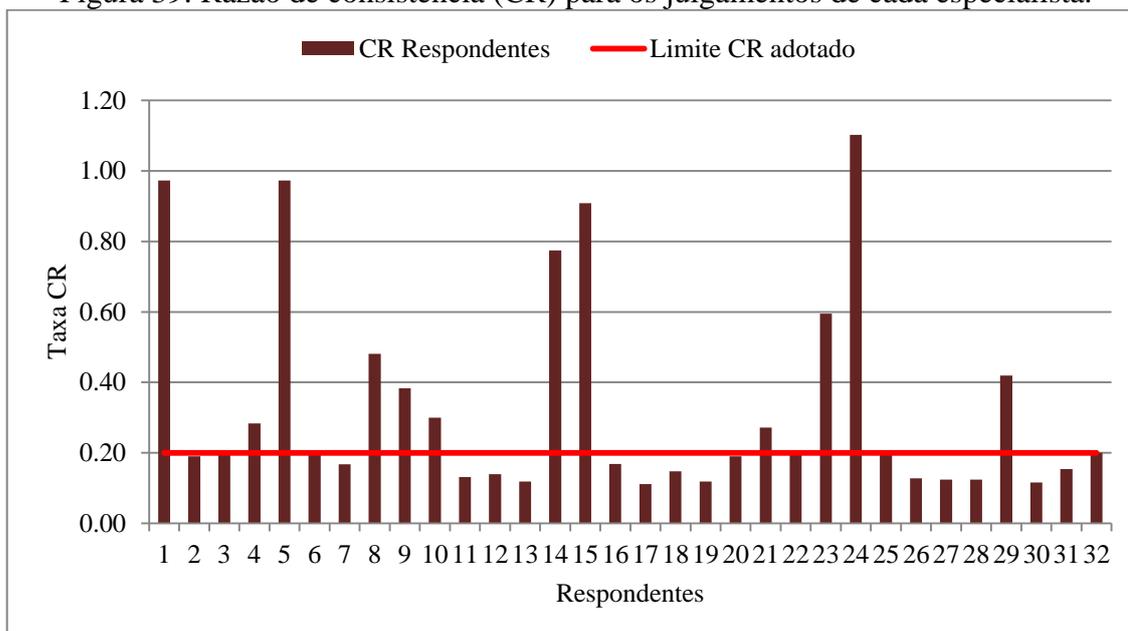
Buscou-se a inclusão de diferentes grupos de especialistas de forma a proporcionar resultados mais precisos e abrangentes. Entretanto, percebe-se a carência de profissionais exclusivos da área social. Todos os profissionais foram convidados a participar do questionário por e-mail em duas datas, com diferença de uma semana entre cada convite, porém mesmo assim, obtiveram-se poucos profissionais da área social.

Neste sentido, 31% dos respondentes são engenheiros ambientais, enquanto que 22% são engenheiros civis. Os profissionais da área econômica correspondem a 14%, e químicos a 10%. A área de atuação dos respondentes também é variada, todos os especialistas participantes são pesquisadores de áreas da sustentabilidade e remediação. A maioria dos profissionais são pesquisadores da área de remediação sustentável (25%), enquanto que 19% são da área de remediação e 13% pesquisadores da área de sustentabilidade. Estes profissionais possuem uma visão mais global dos aspectos da sustentabilidade, diferentemente dos profissionais da área econômica ou remediação, por exemplo. Os pesquisadores da área econômica correspondem a 16% dos respondentes.

Ainda, quatro respondentes são alunos de mestrado e doutorado e professores da Universidade de Illinois em Chicago. Os demais são pesquisadores de diferentes instituições do Brasil, como a Universidade de Passo Fundo, a Faculdade Meridional – IMED, a Pontifícia Universidade Católica (PUC-RS), Universidade Federal de São Paulo, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, dentre outras. Em virtude do questionário ser totalmente anônimo tornou-se difícil localizar as instituições de todos os respondentes. Estas instituições listadas são daqueles profissionais que responderam o e-mail de convite de participação, e conseqüentemente o questionário.

Após recebimento das respostas dos questionários, os dados foram inseridos em planilhas no software Excel. Inicialmente foi verificada a razão de consistência dos resultados de cada especialista conforme Figura 39.

Figura 39: Razão de consistência (CR) para os julgamentos de cada especialista.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Observa-se que grande parte dos especialistas (62,5%) ficou dentro do limite máximo da taxa de consistência adotado (0,20). Enquanto que 37,5% dos especialistas possuem razão de consistência global acima do limite (1, 4, 5, 8, 9, 10, 14, 15, 21, 23, 24 e 29). Optou-se então por desconsiderar tais julgamentos para ter um resultado final mais confiável. Deste modo, foram considerados 20 julgamentos dos especialistas nas análises subsequentes.

Com os julgamentos de cada especialista, foi possível verificar a preferência de cada categoria de impacto, e conseqüentemente o fator de ponderação. A Tabela 9 apresenta os resultados, antes e depois da retirada dos julgamentos inconsistentes.

Tabela 9: Preferência de cada categoria de impacto antes e depois do descarte de julgamentos inconsistentes.

Categorias de impacto (<i>endpoint</i>)	Antes	Depois
Saúde humana	22,15%	28,32%
Qualidade dos ecossistemas	16,00%	14,32%
Desenvolvimento da comunidade local	9,02%	10,24%
Desenvolvimento da sociedade	9,34%	10,21%
Mudanças climáticas	10,10%	8,54%
Custos externos ambientais	7,30%	6,53%
Recursos	7,88%	6,36%
Gestão de recursos humanos de uma empresa	6,58%	5,84%
Responsabilidade social corporativa da empresa	6,77%	5,75%
Custos internos	6%	3,87%
Razão de consistência	0,060	0,051

Fonte: Elaborado pela Autora.

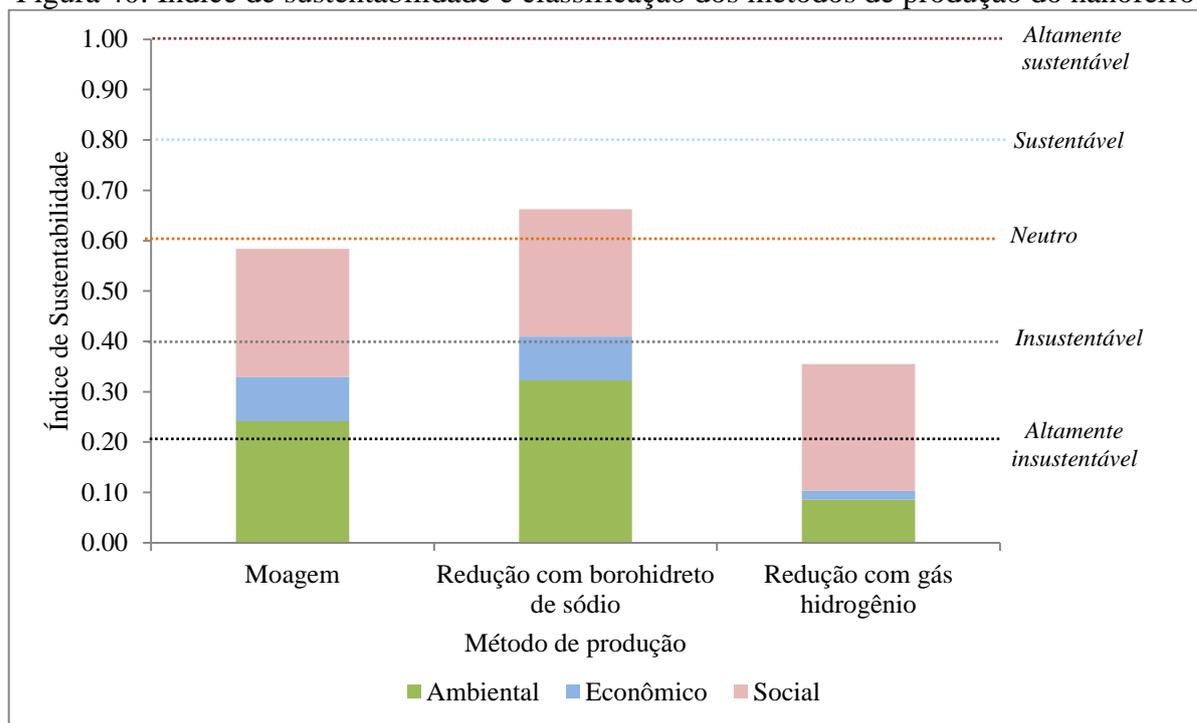
Nos dois cenários analisado, antes e depois do descarte dos julgamentos inconsistentes, a razão de consistência passou de 0,060 para 0,051. Nas categorias de impacto a saúde humana resultou na maior preferência dos especialistas, com 28,32% do total, seguida pela categoria da qualidade dos ecossistemas com 14,32%, enquanto que a categoria dos custos internos foi a com menor preferência com 3,87%. As demais categorias variaram na comparação antes e depois do descarte dos julgamentos (dados em vermelho na Tabela). Antes da retirada dos julgamentos, a categoria das mudanças climáticas, por exemplo, apresentava a terceira maior preferência, e após a retirada ela passou para a quinta posição. A categoria de recursos que antes ocupava a sexta posição, após passou para a sétima. A categoria do desenvolvimento da comunidade local possuía menor importância que a categoria do desenvolvimento da comunidade antes e após a preferência foi maior.

4.6.2 Índice de sustentabilidade dos métodos de produção do nFeZ

O índice de sustentabilidade dos métodos de produção do nanoferro é apresentado na Figura 40, detalhando os resultados para cada um dos aspectos da sustentabilidade. O índice de sustentabilidade varia de 0,00 a 1,00, sendo que quanto mais próximo de 1,00 maior a sustentabilidade do método. Os resultados são expressos em dados unidimensionais, calculados com base nos resultados das análises do ciclo de vida (normalizados empregando a função mínimo-máximo) e o fator de ponderação da análise dos especialistas (item anterior).

O método da redução com borohidreto de sódio é o mais sustentável em relação aos métodos analisados, com uma pontuação de sustentabilidade de 0,67. O método da moagem é o segundo mais sustentável, com uma pontuação de 0,58, enquanto que o método da redução com gás hidrogênio é o menos sustentável, com uma pontuação de 0,35. A sustentabilidade dos métodos é classificada através da pontuação de sustentabilidade conforme metodologia de Hossain et al. (2018) (ver Quadro 12 do item 3.4.3.3). O método da redução com borohidreto de sódio é classificado como sustentável, sendo altamente positivo. O método da moagem é classificado como neutro, sendo moderadamente positivo. E o método da redução com gás hidrogênio é classificado como insustentável, negativo.

Figura 40: Índice de sustentabilidade e classificação dos métodos de produção do nanoferro.



Fonte: Elaborado pela Autora.

A pontuação de sustentabilidade dos métodos é influenciada pelos resultados das análises do ciclo de vida, e principalmente em relação aos fatores de ponderação atribuídos na análise multicritério com os especialistas. O Quadro 19 ilustra de forma mais detalhada as pontuações normalizadas dos impactos, os fatores de ponderação e a pontuação de cada método nos aspectos ambientais, econômicos e sociais.

O método da redução com borohidreto de sódio resultou nos menores impactos ambientais totais da ACV, e em três das quatro categorias de impacto também apresentou os menores valores. Os fatores de ponderação dos impactos ambientais como saúde humana e qualidade dos ecossistemas apresentaram altos fatores de ponderação (0,2832 e 0,1432, respectivamente). Neste sentido, a pontuação ambiental do método é maior em relação aos demais métodos.

O método da moagem resultou em maiores impactos ambientais que o método da redução com borohidreto de sódio, na categoria da qualidade dos ecossistemas os impactos do método da moagem foram os menores dos métodos analisados. Porém, os impactos na categoria da saúde humana são maiores neste método, bem como esta categoria resultou no maior fator de ponderação. Na categoria das mudanças climáticas o método apresentou os menores valores. Deste modo, estes fatores influenciaram de forma positiva e negativa na pontuação ambiental do método. Na categoria dos recursos o método da moagem possui

baixos valores de impacto (alta pontuação normalizada), porém estes também contribuem negativamente com a pontuação ambiental do método.

Quadro 19: Detalhamento das pontuações de sustentabilidade e fatores de ponderação.

Impactos (<i>endpoint</i>)	Valor de impacto normalizado			Ponderação	Pontuações		
	Moagem	Borohidreto de sódio	Gás hidrogênio		Moagem	Borohidreto de sódio	Gás hidrogênio
Saúde Humana	0,24	0,77	0,06	0,2832	0,241	0,323	0,085
Qualidade dos Ecosistemas	0,87	0,02	0,16	0,1432			
Mudanças Climáticas	0,02	0,54	0,54	0,0854			
Recursos	0,73	0,89	0,02	0,0636			
Custos internos	0,96	0,87	0,11	0,0387	0,0878	0,0871	0,0177
Custos externos ambientais	0,77	0,82	0,21	0,0653			
Gestão de Recursos Humanos	0,67	0,63	0,64	0,0584	0,2550	0,2531	0,2522
Desenvolvimento da Comunidade	0,75	0,75	0,83	0,1024			
Desenvolvimento da Sociedade	0,90	0,90	0,82	0,1021			
Responsabilidade Social Corporativa	0,83	0,83	0,80	0,0575			

Fonte: Elaborado pela Autora.

O método da redução com gás hidrogênio resultou nos maiores impactos ambientais da ACV, resultando também nas menores pontuações normalizadas, neste sentido, a pontuação ambiental do método é a menor. Apenas na categoria das mudanças climáticas a pontuação do método foi mais positiva, sendo igual à pontuação do método de redução com borohidreto de sódio.

Em relação aos aspectos econômicos, os resultados da CCV resultaram no método da redução com gás hidrogênio com os maiores custos, seguido pelo método da redução com borohidreto de sódio, e o método da moagem com os menores. Por outro lado, os fatores de ponderação das categorias econômicas não possuíram preferências tão relevantes quanto as dos impactos ambientais. Por exemplo, a ponderação da categoria de impacto custos internos foi a com menor relevância na avaliação com especialistas, com baixo fator de ponderação. Neste sentido, o método da moagem, que possui os menores custos internos não resultou em uma maior pontuação econômica que o método da redução com borohidreto de sódio. Este fato ocorre devido que a ponderação da categoria dos custos externos ter apresentado uma

maior relevância, o que contribuiu com positivamente na pontuação econômica do método da redução com borohidreto de sódio e negativamente no método da moagem que apresentava maiores custos externos. A pontuação econômica dos métodos da moagem e da redução com borohidreto de sódio foram praticamente iguais, com uma diferença de 0,007.

O método da redução com gás hidrogênio resultou nos maiores custos internos e externos da CCV, e considerando as pontuações de ponderação, resultou na menor pontuação econômica dos três métodos analisados.

As pontuações sociais dos métodos não apresentaram significativas diferenças, devido ao fato de que os dados empregados na ACVS terem sido obtido em relatórios nacionais, conforme detalhado anteriormente. E também, estes dados não apresentaram muitas diferenças em relação aos países analisados, Estados Unidos e Japão. Neste sentido, percebe-se que os aspectos sociais foram aqueles que mais contribuíram com a pontuação de sustentabilidade do método da redução com gás hidrogênio.

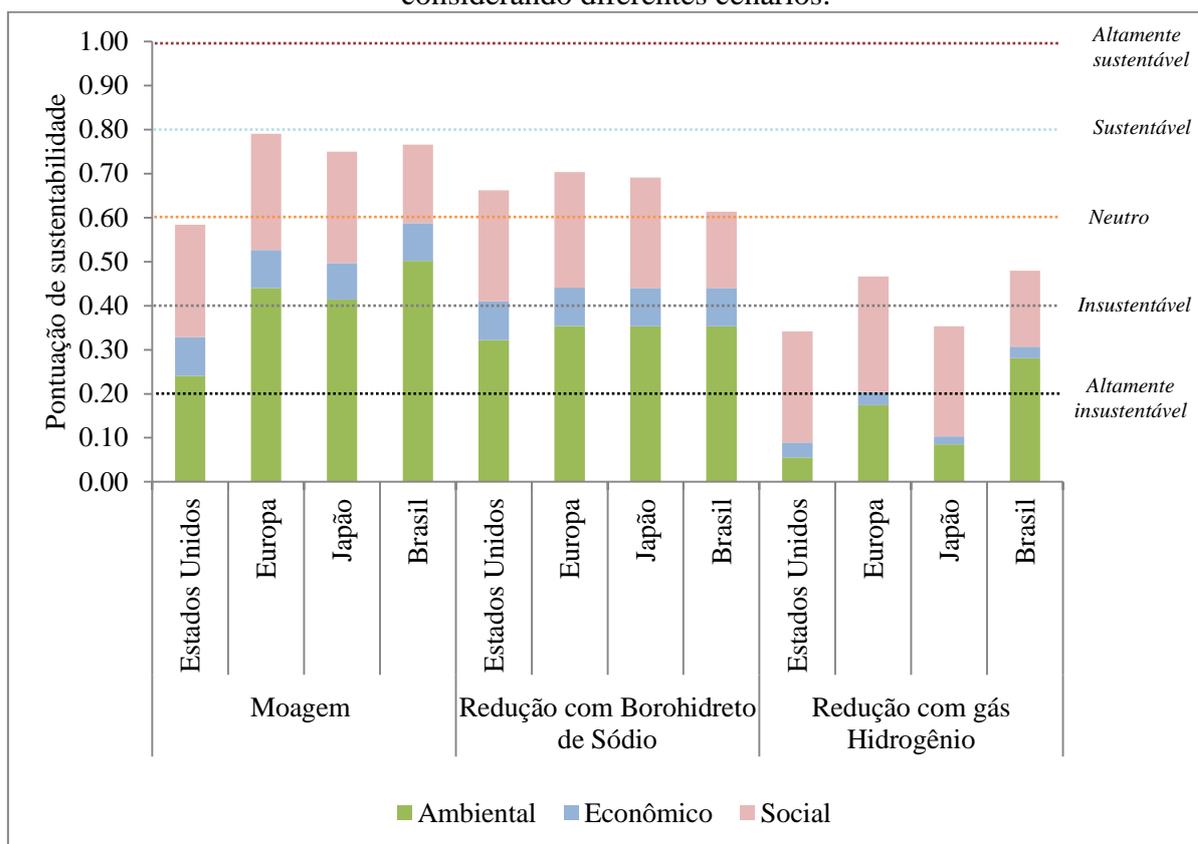
Com base nos resultados, percebe-se a influência da pontuação de ponderação no índice de sustentabilidade dos métodos de produção. A consideração de diferentes especialistas contribuiu de forma significativa na pontuação dos métodos, verificado pela preferência das categorias de impactos como saúde humana e qualidade dos ecossistemas. A consideração de um fator de ponderação igual para todas as categorias de impacto poderá afetar na sustentabilidade dos métodos.

Além disso, conforme detalhado ao longo das análises do ciclo de vida realizadas anteriormente, mudanças no processo produtivo do método de redução com gás hidrogênio pode melhorar tanto nos aspectos ambientais, diminuindo os impactos do método, como também nos custos da produção. Ainda, em relação ao método do borohidreto de sódio, a análise de uma alternativa produtiva ao borohidreto de sódio, pode resultar em menores custos deste reagente, melhorando os aspectos econômicos e ambientais do método. No método da moagem e também no método da redução com gás hidrogênio a utilização de fontes de energias com maior quantidade de energias renováveis pode melhorar na sustentabilidade do método, uma vez que, os impactos ambientais da ACV diminuíram em cenários com maiores fontes de energias renováveis.

4.6.2.1 Análise de sensibilidade da sustentabilidade dos métodos de produção

A análise de sensibilidade da sustentabilidade dos métodos de produção foi realizada de duas formas, a primeira com análise de cenários e a segunda alternando os fatores de ponderação. A Figura 41 apresenta os resultados da análise de sensibilidade de cenários.

Figura 41: Análise de sensibilidade da sustentabilidade dos métodos de produção considerando diferentes cenários.



Fonte: Elaborado pela Autora.

No método da moagem, o cenário mais sustentável é o da Europa, seguido pelo cenário do Brasil e Japão, enquanto que o cenário inicial dos Estados Unidos é o menos sustentável. O índice de sustentabilidade do cenário da Europa no método da moagem é 1,39 vezes maior que o cenário inicial dos Estados Unidos.

A classificação de sustentabilidade do método da moagem nos cenários muda, passando de neutro no cenário inicial dos Estados Unidos, a sustentável e altamente positivo nos demais cenários. A mudança na pontuação de sustentabilidade nos diferentes cenários ocorre devido que os impactos ambientais, por exemplo, são menores nos cenários do Brasil e Europa, sendo os maiores nos Estados Unidos. Por outro lado, no cenário econômico, os

menores custos da energia industrial são verificados no cenário dos Estados Unidos, porém, conforme detalhado anteriormente, o fator de ponderação dos custos internos é o menor, sendo pequena a sua influência na pontuação da sustentabilidade. A pontuação social sofre pequenas alterações nos cenários dos Estados Unidos, Europa e Japão. A diferença mais significativa na parte social é no Brasil, que possui a menor pontuação. Mas mesmo assim, os menores impactos ambientais deste cenário, fazem com o que o método tenha uma alta pontuação ambiental.

No método da redução com borohidreto de sódio os cenários mais sustentáveis são o da Europa e Japão, seguido pelo cenário dos Estados Unidos e o menos sustentável é o cenário do Brasil. Neste método há poucas diferenças nas pontuações de sustentabilidade, devido ao baixo consumo de energia pelo método, o que influencia nos cenários dos impactos ambientais e econômicos. A pontuação ambiental é menor nos Estados Unidos, enquanto que a pontuação social é maior neste cenário, e menor no cenário do Brasil. A classificação de sustentabilidade do método do borohidreto de sódio não sofre alterações nos cenários considerados, sendo esta sustentável.

No método da redução com gás hidrogênio o cenário mais sustentável é o do Brasil, seguido pelo da Europa, enquanto que os cenários menos sustentáveis são do Japão (cenário inicial) e dos Estados Unidos. O índice de sustentabilidade no cenário do Brasil é 1,35 vezes maior que o cenário inicial do Japão. A classificação da sustentabilidade dos métodos sofre alteração nos cenários do Brasil e da Europa, saindo de insustentável e passando para neutro.

A pontuação ambiental do método da redução com gás hidrogênio é 3,3 vezes maior no cenário do Brasil do que no cenário do Japão. Conforme verificado na análise de sensibilidade da ACV, o cenário do Brasil é favorável aos métodos dependentes de energia, como o caso do método da redução com gás hidrogênio. Neste cenário, devido ao uso de fontes de energia mais renováveis, os impactos do método são menores, comparando com os cenários do Japão e Estados Unidos em que há um maior consumo de energias não renováveis.

Em relação à pontuação econômica, esta é menor no cenário do Japão e maior no cenário dos Estados Unidos e Europa, devido principalmente aos menores custos da energia associados com estes cenários. Porém, uma maior pontuação econômica não contribuiu com o aumento da pontuação de sustentabilidade do método neste cenário, devido aos baixos fatores de ponderação das categorias econômicas. A pontuação social não sofre alterações nos cenários dos Estados Unidos, Europa e Japão. O cenário do Brasil resulta na menor pontuação

social do método da redução com gás hidrogênio, entretanto, mesmo com a menor pontuação social o método é mais sustentável neste cenário.

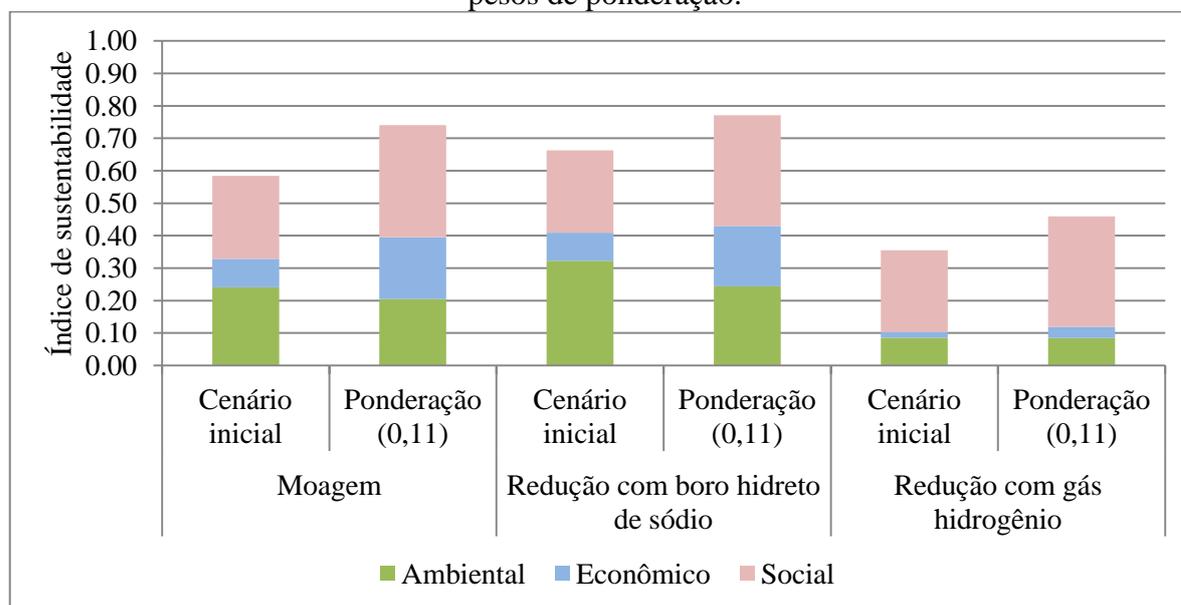
Com isso, percebe-se que o cenário do Brasil é favorável para os métodos com maiores impactos ambientais, como moagem e redução com borohidreto de sódio, aumentando significativamente o índice de sustentabilidade destes métodos. Porém, o cenário do Brasil apresenta as menores pontuações sociais, o que afeta negativamente os métodos. Um cenário com melhores índices sociais no Brasil resultaria em um cenário mais favorável, com maiores índices de sustentabilidade dos métodos.

O fator de ponderação empregado no cálculo do índice de sustentabilidade dos métodos foi determinado através da análise da preferência de diferentes especialistas. Com isso algumas categorias de impacto apresentaram maior preferência em comparação com outras, como por exemplo, a saúde humana com 28,32% e os custos externos com 6,53%. Estas variações contribuíram com o índice de sustentabilidade final.

Neste sentido, a segunda análise de sensibilidade realizada envolveu a variação dos fatores de ponderação. Foram realizadas duas variações: (i) pesos de ponderação igual a 0,11 para todas as categorias de impacto; e (ii) variação de $\pm 20\%$ nos pesos de ponderação.

A Figura 42 apresenta os resultados da análise de sensibilidade considerando pesos de ponderação igual a 0,11 para todas as categorias de impacto, comparando com o cenário inicial. Os resultados estão detalhados de acordo com as pontuações ambientais, econômicas e sociais.

Figura 42: Análise de sensibilidade da sustentabilidade dos métodos de produção variando os pesos de ponderação.



Fonte: Elaborado pela Autora.

Em todos os cenários, a utilização do fator de ponderação igual a 0,11 para todas as categorias de impacto resultou em maiores índices de sustentabilidade em todos os métodos. As diferenças mais significativas neste cenário são no método da moagem e no método da redução com gás hidrogênio, nesses métodos a classificação de sustentabilidade mudaria, passando para sustentável no método da moagem e neutro na redução com gás hidrogênio. No método da redução com borohidreto de sódio não há alteração na classificação.

A utilização de ponderação igual para todas as categorias de impacto de 0,11 resultou em benefícios nas pontuações positivas dos métodos. Por exemplo, no método da moagem, que possui os menores custos, a pontuação econômica resultante foi maior que no cenário inicial, fato este também verificada na pontuação social. Porém, como o método possui altos impactos ambientais, esta pontuação foi menor neste cenário. No método da redução com borohidreto de sódio e na redução com gás hidrogênio também se observa o mesmo panorama do método da moagem, com maiores pontuações econômicas e sociais.

Em relação à pontuação ambiental, esta foi menor no cenário de ponderação de 0,11 para os métodos da moagem e de redução com borohidreto de sódio. Este fato é verificado devido que os fatores de ponderação dos especialistas apresentam maiores preferências para as categorias como saúde humana e qualidade dos ecossistemas. Nestas categorias, o método da moagem, por exemplo, apresenta valores mais negativos na saúde humana, e positivos na qualidade dos ecossistemas. Por outro lado, no método da redução com borohidreto de sódio estas pontuações são inversas. Deste modo, a ponderação igual para todas as categorias não beneficiou a pontuação ambiental destes métodos.

A pontuação ambiental do método da redução com gás hidrogênio foi a única que aumentou considerando o fator de ponderação de 0,11, pois em muitas das categorias de impacto o método apresenta baixas pontuações, as quais, apresentavam alta preferência na ponderação dos especialistas, contribuindo com menores pontuações. A preferência igual para todas as categorias de impacto beneficiou positivamente a pontuação ambiental do método.

Assim, percebe-se a influência da avaliação de especialistas no contexto da análise de sustentabilidade, resultando em dados mais precisos e abrangentes de situações de tomada de decisão dos processos de remediação que envolvem diferentes agentes. A utilização de fatores de ponderação iguais a todas as categorias de impacto não resultou em mudanças no panorama da sustentabilidade dos métodos no quesito de que o método da redução com borohidreto de sódio é o mais sustentável. Porém, este tipo de ponderação pode mascarar dados que possuem maior importância em uma análise de sustentabilidade, como por

exemplo, a saúde humana, e neste sentido, podem aumentar uma pontuação final dos métodos, mesmos com altos impactos em categorias significativas.

O Quadro 20 apresenta os resultados da análise de sensibilidade da segunda variação dos pesos de ponderação. Nesta análise foi realizada através da variação de $\pm 20\%$ nos pesos de ponderação de cada uma das categorias de impacto, uma por vez. Os pesos das demais categorias foram ajustados em $\pm 2,5\%$ de forma que a soma dos pesos ser igual a 1,00.

Quadro 20: Análise de sensibilidade variação da pontuação de ponderação em $\pm 20\%$.

Categorias de impactos	Variação da ponderação	Índice de sustentabilidade		
		Moagem	Redução com Borohidreto de sódio	Redução com gás hidrogênio
Cenário Inicial		0,584	0,663	0,355
Saúde Humana	-20%	0,601	0,646	0,372
	20%	0,577	0,688	0,345
Qualidade dos Ecossistemas	-20%	0,573	0,682	0,361
	20%	0,596	0,644	0,350
Mudanças Climáticas	-20%	0,579	0,672	0,339
	20%	0,573	0,667	0,357
Recursos	-20%	0,582	0,666	0,363
	20%	0,584	0,671	0,348
Custos internos	20%	0,584	0,671	0,348
	20%	0,584	0,667	0,349
Custos externos ambientais	-20%	0,579	0,659	0,353
	20%	0,587	0,672	0,351
Gestão de Recursos Humanos	-20%	0,583	0,668	0,352
	20%	0,583	0,666	0,356
Desenvolvimento da Comunidade	-20%	0,579	0,659	0,343
	20%	0,593	0,670	0,372
Desenvolvimento da Sociedade	-20%	0,576	0,656	0,343
	20%	0,596	0,672	0,371
Responsabilidade Social Corporativa	-20%	0,588	0,669	0,354
	20%	0,590	0,669	0,369
Variância		$5,81 \times 10^{-5}$	$9,89 \times 10^{-5}$	$9,86 \times 10^{-5}$
Desvio Padrão		0,008	0,010	0,010

Fonte: Elaborado pela Autora.

Com base nesta análise, percebe-se que o resultado final é pouco sensível às mudanças nos pesos das categorias de impacto consideradas, com mínima variância. Além disso, a classificação da sustentabilidade dos métodos não sofreu alteração nesta análise, configurando como sustentável para o método da moagem e redução com borohidreto de sódio, e insustentável para o método da redução com gás hidrogênio.

5 CONCLUSÕES

Existem inúmeros métodos que podem ser empregados na produção do nFeZ. Os métodos diferem-se principalmente de acordo com a tecnologia empregada (de cima para baixo ou de baixo para cima) e o mecanismo de produção (físico ou químico), além de características específicas do método e do nFeZ produzido.

Foram listados nove métodos de produção, de acordo com uma pesquisa na rede mundial de computadores e em bases de dados científicos. A maioria dos métodos (67%) são aplicados em estudos em escala laboratorial, sendo que 33% compreendem a métodos utilizados pelas indústrias (moagem de ferro, redução gasosa e deposição de vapor). Porém, muitas das empresas que comercializam o nFeZ não divulgam o método empregado na produção.

Em relação aos métodos de produção, apenas um compreende uma tecnologia de cima para baixo (moagem de ferro), e os demais de baixo para cima. O método mais popular nos artigos científicos é a redução química empregando borohidreto de sódio como agente redutor, e também a redução termal. O método da redução gasosa é aplicado em escala industrial pela empresa Toda Kogyo Ltd, a qual possui a patente do processo produtivo. A síntese verde é um método que vem crescendo em estudos e aplicações em laboratório, principalmente em virtude de ser conhecido como um método eco amigável. Os métodos das ondas ultrassônicas, eletroquímico e redução termal são os mais recentes, e sua aplicação ocorre em escala laboratorial, entretanto, pode ser facilmente aplicado em produções industriais. O método da micro-emulsão pode ser empregado tanto na produção do nFeZ como também no melhoramento das suas características. O método de deposição de vapor é um dos métodos com menores estudos publicados nas bases de dados, em virtude principalmente dos altos custos para produção.

Todos os métodos geram ao longo de sua produção, resíduos sólidos, efluentes e emissões atmosféricas. Estes subprodutos gerados devem ser tratados de forma adequada, uma vez que, muitos podem conter produtos químicos nocivos ao ambiente e a população. Além disso, muitos dos métodos resultam em alto consumo de energia e recursos, e conseqüentemente em altos custos de produção.

As análises do ciclo de vida e de sustentabilidade foram realizadas para três métodos de produção selecionados: moagem, redução química com borohidreto de sódio e redução com gás hidrogênio. Estes métodos abrangem diferentes tecnologias de produção (de cima

para baixo, e de baixo para cima) e também apresentam métodos aplicados tanto em escala laboratorial quanto industrial.

Na ACV, o método da redução com borohidreto de sódio resulta nos menores impactos ambientais, seguido pelo método da moagem, enquanto o método da redução com hidrogênio apresenta os maiores impactos. Os principais fatores que contribuem com os impactos nos métodos é a produção de NaBH_4 no método da redução com borohidreto de sódio, e a produção de eletricidade nos métodos da moagem e da redução com hidrogênio. A utilização de fontes de energias renováveis, em um cenário de produção no Brasil, por exemplo, contribui com a melhoria dos aspectos ambientais dos métodos, diminuindo os impactos ambientais.

Quanto aos custos do ciclo de vida dos métodos de produção no nFeZ selecionados, o método de redução com gás hidrogênio resultou nos maiores custos de produção, seguido pelo método da redução com borohidreto de sódio, e o método da moagem resultou nos menores custos. Os principais fatores que contribuem com os custos dos métodos são o consumo de energia (moagem e redução com gás hidrogênio), materiais e reagentes utilizados (redução com borohidreto de sódio). Na análise de sensibilidade percebe-se a influência dos custos da energia industrial aplicados nos diferentes cenários no custo total dos métodos dependentes de energia.

Em relação à análise do ciclo de vida social, o método da redução com gás hidrogênio resultou no menor índice social, seguido pelo método da redução com borohidreto de sódio. O método da moagem possui o maior índice social. Quanto maior o índice social, mais positivo são os impactos sociais do método. Todos os métodos são classificados como sustentáveis de acordo com a metodologia utilizada. As menores pontuações sociais foram observadas na categoria de impacto de gestão de recursos humanos e na categoria de *stakeholders* dos trabalhadores. A análise de sensibilidade demonstrou que os dados do índice social são sensíveis a mudança de cenário, sendo diretamente afetados pela situação social do país. Países com melhores situações sociais como Suíça, Estados Unidos, Japão e Europa resultam em maiores índices do que o Brasil, por exemplo. O Brasil apresentou os piores cenários sociais para todos os métodos. Outra análise de sensibilidade realizada evidenciou que a análise de diferentes grupos de especialistas separados resulta em pequenas diferenças nos resultados, porém demonstra a importância da consideração de diferentes especialistas na análise social do ciclo de vida.

Inúmeras dificuldades foram encontradas no desenvolvimento da análise social do ciclo de vida, como por exemplo, a seleção e adequação de uma metodologia para a avaliação

dos impactos sociais, considerando o delineamento e a abordagem deste estudo. Além disso, outra limitação da ACVS é em relação aos dados empregados, os quais foram oriundos de relatórios governamentais em nível nacional dos países das empresas produtoras. Deste modo, para melhorar a precisão de estudos futuros seria necessário empregar dados a nível setorial.

Para a análise da sustentabilidade dos métodos de produção do nFeZ o uso de uma análise multicritério por meio do método AHP mostrou-se favorável. Os resultados demonstraram que os aspectos ambientais e sociais resultaram em maior importância, enquanto que as categorias de impacto com maior relevância foram saúde humana (28,32%) e qualidade dos ecossistemas (14,32%).

A análise de sustentabilidade dos métodos de produção demonstrou que o método da redução com borohidreto de sódio é o mais sustentável em comparação com os demais métodos, sendo classificado como sustentável. Seguido pelo método da moagem, classificado como neutro. O método da redução com gás hidrogênio é o método menos sustentável, classificado como insustentável. Com isso, percebe-se que a análise multicritério envolvendo especialistas da área é uma forma eficaz de tomada de decisão quanto à avaliação da sustentabilidade dos métodos de produção.

Outro fator importante a ser destacado é que a sustentabilidade é variada, sendo dependente do cenário de localização considerado. A análise de sensibilidade evidenciou que a sustentabilidade dos métodos de produção é influenciada o cenário de localização das empresas produtoras. Os cenários mais sustentáveis são Europa e Brasil para o método da moagem e redução com gás hidrogênio, e Europa e Japão para o método da redução com boro hidreto de sódio.

A análise de sensibilidade avaliada variando as pontuações dos fatores de ponderação demonstrou que os resultados são sensíveis à utilização de fatores de ponderação igual para todas as categorias de impacto. Com isso, destaca-se também, que análises da sustentabilidade devem ser realizadas considerando diferentes especialistas da área da sustentabilidade. Em virtude de que, os aspectos da sustentabilidade, e no caso deste estudo, as categorias de impacto, possuem importâncias diferentes na prática.

Para trabalhos futuros, sugere-se a elaboração de uma metodologia para analisar de forma conjunta a sustentabilidade do ciclo de vida, considerando em uma única análise os ciclos de vida ambiental, econômico e social. Além disso, uma avaliação da sustentabilidade de todos os métodos de produção do nFeZ e também do ciclo de vida completo (do berço ao túmulo) da aplicação do nFeZ na remediação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGENCY FOR NATURAL RESOURCES AND ENERGY (ENECHO). **Japan's Energy** 2017. Ministry of Economy, Trade and Industry, Tokyo, 2017. Disponível em: <<http://www.enecho.meti.go.jp/>> Acesso em julho de 2018.

ARAÚJO, R.; CASTRO, A. C. M.; FIĐZA, A. The Use of Nanoparticles in Soil and Water Remediation Processes. **Materials Today: Proceedings**, [s.l.], v. 2, n. 1, p.315-320, 2015.

ATILGAN, B.; AZAPAGIC, A. An integrated life cycle sustainability assessment of electricity generation in Turkey. **Energy Policy**, [s.l.], v. 93, p.168-186, 2016.

BANAR, M.; ÖZDEMİR, A. An evaluation of railway passenger transport in Turkey using life cycle assessment and life cycle cost methods. **Transportation Research Part D: Transport and Environment**, [s.l.], v. 41, p.88-105, 2015.

BARDOS, P.; BONE, B.; ČERNÍK, M.; ELLIOTT, D. W.; JONES, S.; MERLY, C. Nanoremediation and International Environmental Restoration Markets. **Remediation Journal**, [s.l.], v. 25, n. 2, p.83-94, 2015.

BARRETO-RODRIGUES, M.; SILVEIRA, J.; ZAZO, J. A.; RODRIGUE, J. J. Synthesis, characterization and application of nanoscale zero-valent iron in the degradation of the azo dye Disperse Red 1. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. [s.l.], v. 5, p. 628-634, 2017.

BEAVER, E. R.; TANZIL, D. Application of sustainability tools to nanotechnology In: **2004 AIChE Spring National Meeting, Conference Proceedings**, pp.3006 – 3033, 2004.

BENOÎT, C.; NORRIS, G.; VALDIVIA, S.; CIROTH, A.; MOBERG, A.; BOS, U.; PRAKASH, S.; UGAYA, C.; BECK, T. The guidelines for social life cycle assessment of products: Just in time! **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 15, p. 156-163, 2010.

BEYGI, H.; BABAKHANI, A. Microemulsion synthesis and magnetic properties of Fe_xNi_(1-x) alloy nanoparticles. **Journal of Magnetism and Magnetic Materials**, [s.l.], v. 421, p. 177-183, 2017.

BHUSHAN, N.; RAI, K. **Strategic decision making: Applying the analytical hierarchical process**. Berlin: Springer Science & Business Media, 2004, 172p.

BLAND, J. M.; ALTMAN, D. G. Statistics notes: Cronbach's alpha. **British Medical Journal**, [s.l.], v.314, n.7080, p. 572, 1997

BOHRER, T. R. J.; FARIAS, M. E. **As Teorias Implícitas de Aprendizagem dos estudantes/bolsistas do curso de Ciências Biológicas do Programa Institucional de Bolsa de Iniciação à Docência-PIBID**. IX ENPEC, 2013.

BRANS, J. P.; MARESCHAL, B. **Multiple criteria decision analyses – Stat of the art**.

BRAUN, A. B. **Proposta de método de avaliação da sustentabilidade para a remediação de áreas contaminadas**. 2018. 175 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2018.

BRECHEISEN, T.; THEIS, T. Life cycle assessment as a comparative analysis tool for sustainable brownfield redevelopment projects. **Assessing And Measuring Environmental Impact And Sustainability**, [s.l.], p.323-365, 2015.

BRERETON, P.; KITCHENHAM, B. A.; BUDGEN, D.; TURNER, M.; KHALIL, M. Lessons from Applying the Systematic Literature Review Process within the Software Engineering Domain. **The Journal of System and Software**, [s.l.], v. 80, p. 571-583, 2007.

BRIZGA, J.; FENG, K.; HUBACEK, K. Household carbon footprints in the Baltic States: A global multi-regional input–output analysis from 1995 to 2011. **Applied energy**, [s.l.], v. 189, p. 780-788, 2017.

BRUNDTLAND, G. H. **Our Common Future: from one earth to one world**. Nova York: Oxford University Press, 1987.

CAPEK, I. Preparation of metal nanoparticles in water-in-oil (w/o) microemulsions. **Advances in colloid and interface science**, [s.l.], v. 110, n. 1-2, p. 49-74, 2004.

CAPPUYNS, V. Environmental impacts of soil remediation activities: quantitative and qualitative tools applied on three case studies. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 52, p.145-154, 2013.

_____. Inclusion of social indicators in decision support tools for the selection of sustainable site remediation options. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 184, p.45-56, 2016.

CECCHIN, I.; REDDY, K. R.; THOMÉ, A.; TESSARO, E. F.; SCHNAID, F. Nanobioremediation: Integration of nanoparticles and bioremediation for sustainable remediation of chlorinated organic contaminants in soils. **International Biodeterioration & Biodegradation**, [s.l.], v. 119, p.419-428, 2017.

CHEN, S. S; HSU, H. D.; LI, C. W. A new method to produce nanoscale iron for nitrate removal. **Journal of Nanoparticle Research**, [s.l.], v. 6, n. 6, p.639-647, 2004.

CHEN, W.; HOLDEN, N. M. Social life cycle assessment of average Irish dairy farm. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 22, n. 9, p.1459-1472, 2016.

CHEN, Y.; YU, J.; KHAN, S. Spatial sensitivity analysis of multi-criteria weights in GIS-based land suitability evaluation. **Environmental Modelling & Software**, [s.l.], v. 25, n. 12, p.1582-1591, 2010.

CINELLI, M.; COLES, S. R.; KIRWAN, K. Analysis of the potentials of multi criteria decision analysis methods to conduct sustainability assessment. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 46, p.138-148, 2014.

CIROTH, A.; FRANZE, J. **LCA of An Ecolabeled Notebook**—Consideration of Social and Environmental Impacts Along the Entire Life Cycle; GreenDeltaTC: Berlin, Germany, 2011.

CL:AIRE, LEADING SUSTAINABLE LAND REUSE. 2010. **A framework for assessing the sustainability of soil and groundwater remediation**. Disponível em: www.claire.co.uk/surfuk. Acesso em 01 nov. 2017.

CORTINA, J. M. What is coefficient alpha? An examination of theory and applications. **Journal of Applied Psychology**, [s.l.], v. 78, p. 98-104. 1993.

CRANE, R.A.; SCOTT, T.B. Nanoscale zero-valent iron: Future prospects for an emerging water treatment technology. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 211-212, p.112-125, 2012.

CRONBACH, L. J. My current thoughts on coefficient alpha and successor procedures. **Educational and Psychological Measurement**, [s.l.], v. 64, n. 3, p. 391-418, 2004.

CUNDY, A. B.; HOPKINSON, L.; WHITBY, R. L.D. Use of iron-based technologies in contaminated land and groundwater remediation: A review. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 400, n. 1-3, p.42-51, 2008.

DAI, Y.; HU, Y.; JIANG, B.; ZOU, J.; TIAN, G.; FU, H. Carbothermal synthesis of ordered mesoporous carbon-supported nano zero-valent iron with enhanced stability and activity for hexavalent chromium reduction. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 309, p.249-258, 2016.

DE CARVALHO MONTEIRO, I. P. Desenvolvimento Sustentável: a evolução teórica, o abismo com a prática e o princípio de responsabilidade. **Revista do CEDS. Periódico do Centro de Estudos em Desenvolvimento Sustentável da UNDB**, [s.l.], v.2, n. 1, p. 1-33, 2015.

DE LUCA, A. I.; FALCONE, G.; STILLITANO, T.; IOFRIDA, N.; STRANO, A.; GULISANO, G. Evaluation of sustainable innovations in olive growing systems: A Life Cycle Sustainability Assessment case study in southern Italy. **Journal of cleaner production**, [s.l.], v. 171, p. 1187-1202, 2018.

DE LUCA, A.I.; IOFRIDA, N.; STRANO, A.; FALCONE, G.; GULISANO, G. Social life cycle assessment and participatory approaches: a methodological proposal applied to citrus farming in Southern Italy. **Integrated Environmental Assessment and Management**, [s.l.], v. 11, n. 3, p. 383-396, 2015.

DREYER, L.; HAUSCHILD, M.; SCHIERBECK, J. A framework for social life cycle impact assessment (10 pp). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 11, p. 88-97, 2006.

EIZENBERG, E.; JABAREEN, Y. Social Sustainability: A New Conceptual Framework. **Sustainability**, [s.l.], v. 9, n. 1, p.68-84, 2017.

ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION (U.S. EIA). **Electric Power Monthly with data for April 2018**. U.S. Department of Energy, Washington, DC, 2018. Disponível em:< https://www.eia.gov/electricity/monthly/current_month/epm.pdf >. Acesso em julho de 2018.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – EPA. **Green Remediation: Incorporating Sustainable Environmental Practices into Remediation of Contaminated Sites**. 2008. Disponível em: <https://clu-in.org/greenremediation/>. Acesso em: fev.2018.

_____. **Nanotechnology database fact sheet**. 2010. Disponível em:> https://clu-in.org/download/misc/NanoTechnology_FactSheet.pdf<. Acesso em out. 2017.

EUROPEAN STATISTICS (EUROSTAT). **Electricity price statistics**, 2018. Disponível em:< <https://www.statista.com/statistics/267068/industrial-electricity-prices-in-europe/> >. Acesso em julho de 2018.

FESCHET, P.; MACOMBE, C.; GARRABÉ, M.; LOEILLET, D.; SAEZ, A.; BENHMAD, F. Social impact assessment in LCA using the Preston pathway. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 18, p. 490-503, 2013.

FINKBEINER, M.; SCHAU, E. M.; LEHMANN, A.; TRAVERSO, M. Towards Life Cycle Sustainability Assessment. **Sustainability**, [s.l.], v. 2, n. 10, p.3309-3322, 2010.

FIORI, S.; CYBIS, L. F. A.; FERNANDES, V. M. C. Metodologia ACV para caracterizar impactos ambientais relacionados a diferentes cenários de uso de água em edificações. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.19, n.4, p. 186-194, 2014.

FORUM, U. S. Sustainable remediation white paper-Integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects. **Remediation Journal**, [s.l.], v. 19, n. 3, p.5-114, 2009.

FRANCY, N.; SHANTHAKUMAR, S. Application of nanoscale zero-valent iron (nFeZ) for contaminated soil remediation – a review. In: 50th Indian Geotechnical Conference, 2015, India. **Anais do 50th Indian Geotechnical Conference**, Índia, 2015.

FUNDO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A INFÂNCIA (UNICEF). **Child labour**. Global database. 2017. Disponível em:< data.unicef.org >. Acesso em setembro de 2018.

GHORMADE, V.; DESHPANDE, M. V.; PAKNIKAR, K. M.. Perspectives for nano-biotechnology enabled protection and nutrition of plants. **Biotechnology Advances**, [s.l.], v. 29, n. 6, p.792-803, 2011.

GIL-DÍAZ, M.; DIEZ-PASCUAL, S.; GONZÁLEZ, A.; ALONSO, J.; RODRÍGUEZ-VALDÉS, E.; GALLEGO, J. R.; LOBO, M. C. A nanoremediation strategy for the recovery of an As-polluted soil. **Chemosphere**, [s.l.], v. 149, p.137-145, 2016.

GOLDENBERG, M.; REDDY, K. R. Sustainability Assessment of Excavation and Disposal versus In Situ Stabilization of Heavy Metal-Contaminated Soil at a Superfund Site in Illinois. **In: Geo-Congress 2014: Geo-characterization and Modeling for Sustainability**. 2014. p. 2245-2254.

- GUERRA, J. B. S. O. D.A.; DUTRA, L.; SCHWINDEN, N. B. C.; DE ANDRADE, S. F. Future scenarios and trends in energy generation in brazil: supply and demand and mitigation forecasts. **Journal Of Cleaner Production**, [s.l.], v. 103, p.197-210, 2015.
- HALOG, A.; MANIK, Y.. Advancing Integrated Systems Modelling Framework for Life Cycle Sustainability Assessment. **Sustainability**, [s.l.], v. 3, n. 2, p.469-499, 2011.
- HAN, J.; KAMBER, M.; PEI, J. **Data mining: Concepts and techniques**. 3rd ed. Waltham (MA): Morgan Kaufmann. 708 p, 2011.
- HARBOTTLE, M.J.; AL-TABBAA, A.; EVANS, C.W. A comparison of the technical sustainability of in situ stabilisation/solidification with disposal to landfill. **Journal Of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 141, n. 2, p.430-440, 2007.
- HARCLERODE, M. A.; LAL, P.; MILLER, M. E. Estimating Social Impacts of a Remediation Project Life Cycle With Environmental Footprint Evaluation Tools. **Remediation Journal**, [s.l.], v. 24, n. 1, p.5-20, 2013.
- HARCLERODE, M. A.; LAL, P.; MILLER, M. E. Quantifying Global Impacts to Society from the Consumption of Natural Resources during Environmental Remediation Activities. **Journal Of Industrial Ecology**, [s.l.], v. 20, n. 3, p.410-422, 2015.
- HARPE, S. E. How to analyze Likert and other rating scale data. **Currents in Pharmacy Teaching and Learning**, [s.l.], v. 7, n. 6, p. 836-850, 2015.
- HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; GUINÉE, J. B. Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. **Polymer Degradation And Stability**, [s.l.], v. 95, n. 3, p.422-428, 2010.
- HEIJUNGS, R.; WILOSO, E. I. **Life cycle assessment of bioenergy systems**. In L. Wang (Ed.), Sustainable bioenergy production Boca Raton, Florida: CRC Press, 2014
- HELLWEG, S.; CANALS, L. Mila I. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. **Science**, [s.l.], v. 344, n. 6188, p.1109-1113, 2014.
- HISCHIER, R.; WALSER, T. Life cycle assessment of engineered nanomaterials: State of the art and strategies to overcome existing gaps. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 425, p.271-282, 2012.
- HOCH, L. B.; MACK, E. J.; HYDUTSKY, B. W.; HERSHMAN, J. M.; SKLUZACEK, J. M.; MALLOUK, T. E. Carbothermal Synthesis of Carbon-supported Nanoscale Zero-valent Iron Particles for the Remediation of Hexavalent Chromium. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 42, n. 7, p.2600-2605, 2008.
- HOSSAIN, MD. U. POON, C. S.; DONG, Y. H.; LO, I. M. C.; CHENG, J. C. P. Development of social sustainability assessment method and a comparative case study on assessing recycled construction materials. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 23, n. 8, p.1654-1674, 2018.

HOTZE, M.; LOWRY, G. Nanotechnology for Sustainable Water Treatment. **Issues In Environmental Science And Technology**, [s.l.], p.138-164, 2010.

HOU, D.; AL-TABBAA, A.; GUTHRIE, P.; HELLINGS, J.; GU, Q. Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 83, p.87-95, 2014a.

HOU, D.; DING, Z.; LI, G.; WU, L.; HU, P.; GUO, G.; WANG, X.; MA, Y.; O'CONNOR, D.; WANG, X. A Sustainability Assessment Framework for Agricultural Land Remediation in China. **Land Degradation & Development**, [s.l.], p.1-14, 2017.

HOU, D.; GU Q.; MA F.; O'CONNELL, S. Life cycle assessment comparison of thermal desorption and stabilization/solidification of mercury contaminated soil on agricultural land. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 139, p.949-956, 2016.

HUANG, L.; WENG, X.; CHEN, Z.; MEGHARAJ, M. M.; NAIDU, R. Green synthesis of iron nanoparticles by various tea extracts: Comparative study of the reactivity. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, [s.l.], v. 130, p.295-301, 2014.

HUNKELER, D.; LICHTENVORT, K.; REBITZER, G.; PROX, M.; CIROTH, A.; GENSCHE, C.O.; GUNTHER, E.; HEILMANN, A.; HOPPE, H.; HUPPES, G.; KLÖPPFER, W.; LUDVIG, K.; NAKAMURA, S.; NOTARNICOLA, B.; PELZETER, A.; RÜDENAUER, I.; SCHMIDT, W.P.; SEURING, S.; SPINDLER, E.J.; STEEN, B.; SWARR, T.; TRESCHER, C.; VERGHESE, K. **Environmental Life Cycle Costing**. Boca Raton: CRC Press. 2008.

INTERNACIONAL ELETRONIC COMISSION. IEC 60300-3-3:2004. **Dependability Management - Part 3-3: Application Guide - Life Cycle Costing**. 2004. Disponível em:> <https://webstore.iec.ch/publication/1302> <. Acesso em nov. 2017.

INTERNATIONAL STANDARDS ORGANISATION. ISO 14040. **Environmental management: life cycle assessment, principles and framework**. Geneva, p. 10; 2006.

_____. ISO 14.042. **Environmental management: Life cycle assessment - Life cycle impact assessment**. Geneva; 2000.

_____. ISO 14.043. **Environmental management: Life cycle assessment - Life cycle impact interpretation**. Geneva; 2000.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Fourth Assessment Report: Climate Change 2007**. Cambridge University Press, Cambridge, U.K., 2007. Kluwer Academic Publishers. 2005.

IOANNOU, M.; HATZIKRANIOTIS, E.; LIOUTAS, C. H.; HASSAPIS, E. H.; ALTANTZIS, T. H.; PARASKEVOPOULOS, K. M.; KYRATSI, T. H. A Fabrication of nanocrystalline Mg₂Si via ball milling process: Structural studies. **Powder Technology**, [s.l.], v. 217, p.523-532, 2012.

JAMEI, M. R.; KHOSRAVI, M. R.; ANVARIPOUR, B. A novel ultrasound assisted method in synthesis of NFEZ particles. **Ultrasonics Sonochemistry**, [s.l.], v. 21, n. 1, p.226-233, 2014.

JAMEI, M. R.; KHOSRAVI, M. R.; ANVARIPOUR, B. Investigation of ultrasonic effect on synthesis of nano zero valent iron particles and comparison with conventional method. *Asia-pacific Journal of Chemical Engineering*, [s.l.], v. 8, n. 5, p.767-774, 2013.

JANG, M.H.; LIM, M.; HWANG, Y. S. Potential environmental implications of nanoscale zero-valent iron particles for environmental remediation. **Environmental Health and Toxicology**, [s.l.], v. 29, p.1-9, 2014.

JI, M.; CHEN, X.; WAI, C. M.; FULTON, J. L. Synthesizing and Dispersing Silver Nanoparticles in a Water-in-Supercritical Carbon Dioxide Microemulsion. **Journal of the American Chemical Society**, [s.l.], v. 121, n. 11, p.2631-2632, 1999.

JOLLIET, O.; MARGNI, M.; CHARLES, R.; HUMBERTJ, S.; PAYET, J.; REBITZER, G.; ROSENBAUM, R. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 8, n. 6, p.324-330, 2003.

JONES A.C.; HITCHMAN, M.L. **Chemical Vapour Deposition: Precursors, Process and Applications**, p 1-36, 2009, Royal Society of chemistry.

JØRGENSEN, A.; FINKBEINER, M.; JØRGENSEN, M.; HAUSCHILD, M. Defining the baseline in social life cycle assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 15, p. 376-384, 2010.

JOSHI, A., KALE, S., CHANDEL, S., PAL, D. K. Likert scale: Explored and explained. **British Journal of Applied Science & Technology**, [s.l.], v. 7, n. 4, p. 396, 2015.

JOSHI, N.; FILIP, J.; COKER, V.; SADHUKHAN, J.; SAFARIK, I.; BAGSHAW, H.; LLOYD, J. R. Microbial Reduction of Natural Fe(III) Minerals; Toward the Sustainable Production of Functional Magnetic Nanoparticles. *Frontiers In Environmental Science*, [s.l.], v. 6, p.1-11, 2018.

JUNG, H. J.; SOHN, Y.; SUNG, H. C.; HYUN, H. S.; SHIN, W. G. Physicochemical properties of ball milled boron particles: Dry vs. wet ball milling process. **Powder Technology**, [s.l.], v. 269, p.548-553, 2015.

KANEL, S. R.; MANNING, B.; CHARLET, L.; CHOI, H. Removal of Arsenic(III) from Groundwater by Nanoscale Zero-Valent Iron. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 39, n. 5, p.1291-1298, 2005.

KAVITHA, K. S.; RAKSHITH, D.; KAVITHA, H.U.; YASHWANATHA, R.H.C.; HARINI B.P.; SATISH S. Plants as Green Source towards Synthesis of Nanoparticles. **International Research Journal of Biological Science**, [s.l.], v., n.6, p. 66-76. 2013.

KLAINE, S. J.; ALVAREZ, P. J.; BATLEY, G. E.; FERNANDES, T. F.; HANDY, R.D.; LYON, D.Y.; MAHENDRA, S.; MCLAUGHLIN, M.J.; LEAD, J.R. Nanomaterials in the

environment: behavior, fate, bioavailability, and effects. **Environmental toxicology and chemistry**, [s.l.], v. 27, n. 9, p. 1825-1851, 2008.

KLOEPFFER, W. Life cycle sustainability assessment of products. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 13, n. 2, p. 89, 2008.

KUANG, Y.; WANG, Q.; CHENA, Z.; MEGHARAJ, M.; NAIDU, R. Heterogeneous Fenton-like oxidation of monochlorobenzene using green synthesis of iron nanoparticles. **Journal of Colloid and Interface Science**, [s.l.], v. 410, p.67-73, 2013.

KUILA, S. K.; CHATTERJEE, R.; GHOSH, D. Kinetics of hydrogen reduction of magnetite ore fines. **International Journal of Hydrogen Energy**, [s.l.], v. 41, n. 22, p.9256-9266, 2016.

LASSIO, J. G. G.. **Aplicação do programa SimaPro na avaliação dos ciclos de vida dos materiais da construção civil, estudo de caso para um conjunto habitacional**. 2013. 96 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola Politécnica, Rio de Janeiro, 2013.

LEDOUX, M. J.; VIEIRA, R.; PHAM-HUU, C.; KELLER, N. New catalytic phenomena on nanostructured (fibers and tubes) catalysts. **Journal of Catalysis**, [s.l.], v. 216, n. 1-2, p.333-342, 2003.

LI, C.; NIE, Z.; CUI, S.; GONG, X.; WANG, Z.; MENG, X. The life cycle inventory study of cement manufacture in China. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 72, p.204-211, 2014.

LI, F.; VIPULANANDAN, C.; MOHANTY, K. K. Microemulsion and solution approaches to nanoparticle iron production for degradation of trichloroethylene. **Colloids And Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, [s.l.], v. 223, n. 1-3, p.103-112, 2003.

LI, S.; YAN, W.; ZHANG, W.. Solvent-free production of nanoscale zero-valent iron (nFeZ) with precision milling. **Green Chemistry**, [s.l.], v. 11, n. 10, p.1618-1626, 2009.

LU, H. R.; HANANDEH, A. E.; GILBERT, B. P. A comparative life cycle study of alternative materials for Australian multi-storey apartment building frame constructions: Environmental and economic perspective. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 166, p.458-473, 2017

MACHADO, S.; PINTO, L.; GROSSO, J. P.; NOUWS, H. P. A.; ALBERGARIA, J. T.; CELERUE-MATOS, C. Green production of zero-valent iron nanoparticles using tree leaf extracts. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 445-446, p.1-8, 2013.

MALIK, M. A.; WANI, M. Y.; HASHIM, M. A.. Microemulsion method: a novel route to synthesize organic and inorganic nanomaterials: 1st nano update. **Arabian journal of Chemistry**, [s.l.], v. 5, n. 4, p. 397-417, 2012.

MANIK, Y.; LEAHY, J.; HALOG, A. Social life cycle assessment of palm oil biodiesel: a case study in Jambi Province of Indonesia. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 18, n. 7, p.1386-1392, 2013.

MARCELO, J. F.; HAYASHI, M. C. P. I. Estudo bibliométrico sobre a produção científica no campo da sociologia da ciência. **Revista Informação e Informação**, Londrina, v. 18, n. 3, p. 138 – 153, 2013.

MARTINS, F.; MACHADO S.; ALBERGARIA T.; DELERUE-MATOS C. LCA applied to nano scale zero valent iron synthesis. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 22, n. 5, p.707-714, 2017.

MASINDI, V.; CHATZISYMEON, E.; KORTIDIS, I.; FOTEINIS, S. Assessing the sustainability of acid mine drainage (AMD) treatment in South Africa. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 635, p. 793 – 802, 2018.

MATSUMOTO, S. M. **Proposta de método para a gestão de riscos em projetos de inovação tecnológica**. 2010. 142 f. Tese (Mestrado em Ciências) - Instituto Tecnológico de Aeronáutica, São José dos Campos/SP, 2010.

MATTHIENSEN, A. Uso do Coeficiente Alfa de Cronbach em Avaliações por Questionários. Embrapa Roraima-Documents (**INFOTECA-E**), 2011.

MINISTÉRIO DA SAÚDE; CONSELHO NACIONAL DE SAÚDE. **Resolução nº 466, de 12 de dezembro de 2012. Diretrizes e normas regulamentadoras de pesquisas envolvendo seres humanos**. Diário Oficial da União [da] República Federativa do Brasil, v. 150, n. 112, 2013.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA (MME). **Informativo tarifário – ano 2018**. Ministério de Minas e Energia, Secretaria de Energia Elétrica, Departamento de Gestão do Setor Elétrico, Brasília, DF, 2018. Disponível em: <
<http://www.mme.gov.br/documents/10584/3210408/Informativo+Tarif%C3%A1rio+-+1%C2%BA+Quadrimestre+de+2018/15516098-c177-4e7b-ab5d-ea897ca4c398?version=1.0>
>. Acesso em julho de 2018.

MISELJIC, M.; OLSEN, S.I. Life-cycle assessment of engineered nanomaterials: a literature review of assessment status. **Journal of Nanoparticle Research**, [s.l.], v. 16, n. 6, p.1-33, 2014.

MUKHERJEE, R.; KUMAR, R.; SINHA, A.; LAMA, Y.; SAHA, A. K. A review on synthesis, characterization, and applications of nano zero valent iron (nFeZ) for environmental remediation. **Critical Reviews In Environmental Science And Technology**, [s.l.], v. 46, n. 5, p.443-466, 2015.

NIEMEYER, C. M. Nanoparticles, Proteins, and Nucleic Acids: Biotechnology Meets Materials Science. **Angewandte Chemie International Edition**, [s.l.], v. 40, n. 22, p.4128-4158, 2001.

NIU, L.; COLEMAN, J. N.; ZHANG, H.; SHIN, H.; CHHOWALLA, M.; ZHENG, Z. Production of Two-Dimensional Nanomaterials via Liquid-Based Direct Exfoliation. **Small**, [s.l.], v. 12, n. 3, p.272-293, 2015.

NURMI, J. T.; TRATNYEK, P. G.; SARATHY, V.; BAER, D. R.; AMONETTE, J. E.; PECHER, K.; WANG, C.; LINEHAN, J. C.; MATSON, D. W.; PENN, R. L.; DRIESSEN,

M. D. Characterization and Properties of Metallic Iron Nanoparticles: Spectroscopy, Electrochemistry, and Kinetics. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 39, n. 5, p.1221-1230, 2005.

O'CARROLL, D.; SLEEP, B.; KROL, M.; BOPARAI, H.; KOCUR, C. Nanoscale zero valent iron and bimetallic particles for contaminated site remediation. **Advances in Water Resources**, [s.l.], v. 51, p.104-122, 2013.

OHDE, H.; HUNT, F.; WAI, C. M. Synthesis of Silver and Copper Nanoparticles in a Water-in-Supercritical-Carbon Dioxide Microemulsion. **Chemistry of Materials**, [s.l.], v. 13, n. 11, p.4130-4135, 2001.

OPHER, T.; FRIEDLER, E.; SHAPIRA, A. Comparative life cycle sustainability assessment of urban water reuse at various centralization scales. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 22, n. 9, p.1-14, 2018.

OPHER, T.; SHAPIRA, A.; FRIEDLER, E. A comparative social life cycle assessment of urban domestic water reuse alternatives. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 23, n. 6, p.1315-1330, 2017.

ORGANIZAÇÃO INTERNACIONAL DO TRABALHO (OIT). **OIT Anual report 2016-2017**, 2017. Disponível em :< <https://vpit.rice.edu/sites/g/files/bxs1381/f/2016-2017%20OIT%20Annual%20Report.pdf> >. Acesso em setembro de 2018.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE (OMS). **Sanitation and hygiene**. 2017. Disponível em:< <http://apps.who.int/gho/data/node.home> >. Acesso em setembro de 2018.

ORGANIZAÇÃO PARA A COOPERAÇÃO E DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO (OECD). **Unit labour costs (indicator)**, 2018. doi: 10.1787/37d9d925. Acesso em agosto 2018.

_____. **Employment Outlook 2017**, OECD Publishing, Paris, 2017. Disponível em: < https://doi.org/10.1787/empl_outlook-2018-en >. Acesso em setembro de 2018.

ORLANDI, M. O.; SUMAN, P., H.; SILVA, R. A.; ARLINDO, E. P. S. Carbothermal Reduction Synthesis: An Alternative Approach to Obtain Single-Crystalline Metal Oxide Nanostructures. **Recent Advances in Complex Functional Materials**, [s.l.], p.43-67, 2017.

ÖZKAN, A.; GÜNKAYA, Z.; TOK, G.; KARACASULU, L.; METESYOY, M.; BANAR, M.; KARA, A. Life Cycle Assessment and Life Cycle Cost Analysis of Magnesia Spinel Brick Production. **Sustainability**, [s.l.], v. 8, n. 7, p.662-675, 2016.

PAPPAS, E. A new systems approach to sustainability: University responsibility for teaching sustainability in contexts. **Journal of Sustainability Education**, [s.l.], v. 3, n. 1, p. 3-18, 2012.

PARK, J.; SUDARSHAN, T. S. (Ed.). **Chemical vapor deposition**. ASM international, 2001.

PENNINGTON, D.W.; POTTING, J.; FINNVEDEN G.; LINDEIJER, E.; JOLLIET, O.; RYDBERG, T.; REBITZER, G. Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. **Environment International**, [s.l.], v. 30, n. 5, p.721-739, 2004.

PERALTA-VIDEA, J. R.; ZHAO, L.; LOPEZ-MORENO, M. L.; DE LA ROSA, G.; HONG, J. GARDEA-TORRESDEY, J. L.. Nanomaterials and the environment: A review for the biennium 2008–2010. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 186, n. 1, p.1-15, 2011.

PETRUZZELLI, G.; PEDRON, P.; GRIFONI, .M.; BARBAFIERI, M.; ROSELLINI, I.; PEZZAROSSA, B. Soil Remediation Technologies towards Green Remediation Strategies. **World Academy of Science, Engineering and Technology, International Journal of Environmental, Chemical, Ecological, Geological and Geophysical Engineering**, [s.l.], v. 10, n. 6, p. 654-658, 2016.

POLLARD, S. J. T.; BROOKES, A.; EARL, N.; LOWE, J.; KEARNEY, T.; NATHANAIL, C. P. Integrating decision tools for the sustainable management of land contamination. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 325, n. 1-3, p. 15-28, 2004.

QUINA, F. H. Nanotecnologia e o meio ambiente: perspectivas e riscos. **Química Nova**, [s.l.], v. 27, n. 6, p. 1028-1029, 2004.

REDDY, K. R.; ADAMS, J. A.. **Sustainable Remediation of Contaminated Sites**. New York: Momentum Press, LLC, 2015, 268 p.

REDDY, K. R.; KHODADOUST, A. P.; DARKO-KAGYA, K.. Transport and Reactivity of Lactate-Modified Nanoscale Iron Particles in PCP-Contaminated Soils. **Journal of Hazardous, Toxic, And Radioactive Waste**, [s.l.], v. 16, n. 1, p.68-74, 2012.

REDDY, K. R.; SADASIVAM, B. Y.; ADAMS, J. A.. Social Sustainability Evaluation Matrix (SSEM) to Quantify Social Aspects of Sustainable Remediation. **Icsi 2014 - Creating Infrastructure for a Sustainable World**, [s.l.], p.831-841, 2014.

REN, J. REN, X.; LIANG, H.; DONG, L.; ZHANG, L.; LUO, X.; GAO, Z. Multi-actor multi-criteria sustainability assessment framework for energy and industrial systems in life cycle perspective under uncertainties. Part 1: weighting method. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 22, n. 9, p.1397-1405, 2016.

REN, J.; MANZARDO, A.; FILIPPO, A. M.; SCIPIONI, Z. A. Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 20, n. 6, p.842-853, 2015.

REN, J.; TONIOLO, S. Life cycle sustainability decision-support framework for ranking of hydrogen production pathways under uncertainties: An interval multi-criteria decision making approach. **Journal Of Cleaner Production**, [s.l.], v. 175, p.222-236, 2018.

RIDSDALE, D. R.; NOBLE, B. F. Assessing sustainable remediation frameworks using sustainability principles. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 184, p.36-44, 2016.

RIZWAN, Md.; SINGH, M.; MITRA, C. K.; MORVE, R. K. Ecofriendly Application of Nanomaterials: Nanobioremediation. **Journal of Nanoparticles**, [s.l.], v. 2014, p.1-7, 2014.

RIZZO, E.; BARDOS, P.; PIZZOL, L.; CRITTO, A.; GIUBILATO, E.; MARCOMINI, A.; ALBANO, D.; DARMENDRAIL, D.; DÖBERL, G.; HARCLERODE, M.; HARRIES, N.; NATHANAIL, P.; PACHON, C.; RODRIGUEZ, A.; SLENDERSO, H.; SMITH, G. Comparison of international approaches to sustainable remediation. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 184, p.4-17, 2016.

SAATY, T.L. **The Analytic Hierarchy Process**, McGraw-Hill, New York, NY, USA, 1980.

SALVIA, A. L. **Eficiência energética em iluminação pública na gestão sustentável de cidades: estudo de multicaseos**. 2016. 161 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Passo Fundo, Passo Fundo, 2016.

SANCHEZ-DOMINGUEZ, M.; PEMARTIN, K.; BOUTONNET, M. Preparation of inorganic nanoparticles in oil-in-water microemulsions: A soft and versatile approach. **Current Opinion in Colloid & Interface Science**, [s.l.], v. 17, n. 5, p.297-305, 2012.

SCALA, N. M.; NEEDY, K. L.; RAJGOPAL, J. Using the Analytic Hierarchy Process in group decision making for nuclear spare parts. In: 31st ASEM National Conference. **Anais...** American Society for Engineering Management, 2010.

SCOTT, R. P.; CULLEN, A. C.; LENT, C. F.; LINKOV, I. Can Carbon Nanomaterials Improve CZTS Photovoltaic Devices? Evaluation of Performance and Impacts Using Integrated Life-Cycle Assessment and Decision Analysis. **Risk Analysis**, [s.l.], v. 36, n. 10, p.1916-1935, 2016.

SEEBACH, D.; ADELL, A.; TEPPER, P. ENG_SMART_SPP_LCC_CO2_tool_v2. 2011. Disponível em:> <http://www.smart-spp.eu/index.php?id=6988><. Acesso em nov 2017.

SHAN, G.; YAN, S.; TYAGI, R. D.; SURAMPALLI, R. Y.; ZHANG, T. C. Applications of nanomaterials in environmental science and engineering: review, Pract.

SHI, Z.; FAN, D.; JOHNSON, R. L.; TRATNYEK, P. G.; NURMI, J. T.; WU, Y.; WILLIAMS, K. H. Methods for characterizing the fate and effects of nano zerovalent iron during groundwater remediation. **Journal of Contaminant Hydrology**, [s.l.], v. 181, p.17-35, 2015.

SHUKRULLAH, S.; MOHAMED, N. N.; SHAHARUN, M. S.; NAZ, M. Y. Parametric study on vapor-solid-solid growth mechanism of multiwalled carbon nanotubes. **Materials Chemistry and Physics**, [s.l.], v. 176, p.32-43, 2016.

SINGH, A. K.; LOU H. H., PIKE R. W., AGBOOLA A., LI X., HOPPER J. R., YAWS C. L. Environmental impact assessment for potential continuous process for the production of carbon nanotubes. **American Journal of Environmental Sciences**, [s.l.], v. 4, n. 5, p. 522-534, 2008.

- SLENDERS, H. L. A.; BAKKER, L.; BARDOS, P.; VERBURG, R.; ALPHENAAR, A.; DARMENDRAIL, D.; NADEBAUM, P. There are more than three reasons to consider sustainable remediation, a dutch perspective. **Remediation Journal**, [s.l.], v. 27, n. 2, p.77-97, 2017
- SOARES, J. M.; SOARES, J. M.; QUEIROZ, A. G. V.; DE QUEIROZ, V. K. P.; FALBO, A. R.; SILVA, M. N.; DE MENEZES COUCEIRO, T. C.; LIMA, L. C. Conhecimento dos anesthesiologistas sobre transfusão de concentrado de hemácias em pacientes cirúrgicos. **Brazilian Journal of Anesthesiology**, [s.l.], v. 67, n. 6, p. 584-591, 2017.
- SOM, C.; BERGES, M.; CHAUDHRY, Q.; DUSINSKA, M.; FERNANDES, T. F.; OLSEN, S. I.; NOWACK, B. The importance of life cycle concepts for the development of safe nanoproducts. **Toxicology**, [s.l.], v. 269, n. 2-3, p.160-169, 2010.
- SØNDERGAARD, G. L.; BINNING, P. J.; BONDGAARD, M., BJERG, P. L. Multi-criteria assessment tool for sustainability appraisal of remediation alternatives for a contaminated site. **Journal of Soils and Sediments**, [s.l.], p.1-15, 2017
- SONG, Y.; HOU, D.; ZHANG, J.; O'CONNOR, D.; LI, G.; GU, Q.; LI, S.; LIU, P. Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. **Science of the Total Environment**, [s.l.], v. 610-611, p.391-401, 2018.
- SRIVASTAVA, S. Green Nanotechnology. **Journal of Nanotechnology and Materials Science**, [s.l.], v. 3, n. 1, p.1-7, 2016.
- STEEN, B., CARLSON, R., LYRSTEDT, F., SKANTZE, G. **Sustainability Management of Businesses through Eco-efficiency** – An Example. CPM – Center for Environmental Assessment of Product and Material Systems, Goteborg, Sweden. 2009. Disponível em: <[http://www.cpm.chalmers.se/document/reports/09/2009_3%20SD%](http://www.cpm.chalmers.se/document/reports/09/2009_3%20SD%20) >. Acesso em agosto de 2018.
- STEFANIUK, M.; OLESZCZUK, P.; OK, Y. S. Review on nano zerovalent iron (nFeZ): From synthesis to environmental applications. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 287, p.618-632, 2016.
- SUN, Y. P.; LI, X. Q.; CAO, J.; ZHANG, W. X.; WANG, H. P. Characterization of zero-valent iron nanoparticles. **Advances in Colloid and Interface Science**, [s.l.], v. 120, n. 1-3, p.47-56, 2006
- TAVAKOLI, A.; SOHRABI, M.; KARGARI, A. A review of methods for synthesis of nanostructured metals with emphasis on iron compounds. **Chemical Papers**, [s.l.], v. 61, n. 3, p. 151-170, 2007.
- THE CONTAMINATED SITE CLEAN-UP INFORMATION (CLU-IN). **Nanotechnology: Applications for Environmental Remediation**, CLU-IN Technology Focus Area Fact Sheet. Estados Unidos, 2013.
- THOMÉ, A.; REDDY, K. R.; REGINATTO, C.; CECCHIN, I., Review of Nanotechnology for Soil and Groundwater Remediation: Brazilian Perspectives. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s.l.], v. 226, n. 4, p.1-20, 2015.

TOSCO, T.; PAPINI, M. P.; VIGGI, C. C.; SETHI, R. Nanoscale zerovalent iron particles for groundwater remediation: a review. **Journal of Cleaner Production**, [s.l.], v. 77, p.10-21, 2014

TRENTIN, A. W. S.; BRAUN, A. B.; THOMÉ, A. Características das Publicações Sobre Remediação Sustentável no Período de 1980-2016. In: IX Seminário de Engenharia Geotécnica do Rio Grande do Sul, 2017, Caxias do Sul - RS. **Anais: IX Seminário de Engenharia Geotécnica do Rio Grande do Sul**, 2017.

TSALIS, T.; AVRAMIDOU, A.; NIKOLAOU, I. E. A social LCA framework to assess the corporate social profile of companies: Insights from a case study. **Journal Of Cleaner Production**, [s.l.], v. 164, p.1665-1676, 2017.

UDDIN, M. D. J.; SAGAR, G. A., JAGDEESHWAR, J. Soil Pollution and Soil Remediation Techniques. **International Journal of Advance Research, Ideas and Innovations in Technology**. [s.l.], v. 3, p. 582-593, 2017.

UEGAMI, M.; KAWANO, J.; OKITA, T.; FUJII, Y.; OKINAKA, K.; KAKUYUA, K.; OKITA, T.; OKINAKA, K. **Iron particles for purifying contaminated soil or ground water. Process for producing the iron particles, purifying agent comprising the iron particles, process for producing the purifying agent and method of purifying contaminated soil or ground water.** Toda Kogyo Corp., US Patent Application 2003/0217974 A1, 2009.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME/SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (UNEP/SETAC) **Towards a life cycle sustainability assessment.** UNEP/SETAC, 65 p, 2011.

_____. **Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products.** UNEP/SETAC. 104 p, 2009.

VALDIVIA, S.; UGAYA C. M. L.; HILDENBRAND J.; TRAVERSO M.; MAZIJN B.; SONNEMANN G. A UNEP/SETAC approach towards a life cycle sustainability assessment—our contribution to Rio+20. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 18, n. 9, p.1673-1685, 2012

VAN HARMELLEN, T.; BEUKEN, E. K. Z.V.D; BROUWER, D. H.; KUIJPERS, E.; FRANSMAN, W.; BUIST, H. B.; LIGTHART, T. N.; HINCAPIÉ, H.; HISCHIER, R.; LINKOV, I.; NOWACK, B.; STUDER, J.; HILTY, L.; SOM, C. LICARA nanoSCAN - A tool for the self-assessment of benefits and risks of nanoproducts. **Environment International**, [s.l.], v. 91, p.150-160, 2016.

VANCE, M. KUIKEN, T.; VEJERANO, E. P.; MCGINNIS, S. P.; HOHELLA, M. F. JR.; REJESKI, D.; HULL, M. S. Nanotechnology in the real world: Redeveloping the nanomaterial consumer products inventory. Beilstein **Journal of Nanotechnology**, [s.l.], v. 6, p.1769-1780, 2015.

VOCCIANTE, M.; CARETTA, A.; BUA, L.; BAGATIN, R.; FERRO, S. Enhancements in ElectroKinetic Remediation Technology: Environmental assessment in comparison with other

configurations and consolidated solutions. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 289, p.123-134, 2016.

VOGTLÄNDER, J. **The Concept of the Eco-costs**. 2009. Disponível em: <<http://www.ecocostsvalue.com/EVR/model/theory/subject/2-eco-costs.html>> Acesso em agosto de 2018.

WANG, C. B.; ZHANG, W.X. Synthesizing Nanoscale Iron Particles for Rapid and Complete Dechlorination of TCE and PCBs. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 31, n. 7, p.2154-2156, 1997.

WANG, S. HSU, C.; HU, A. H. An analytic framework for social life cycle impact assessment—part 1: methodology. **The International Journal Of Life Cycle Assessment**, [s.l.], v. 21, n. 10, p.1514-1528, 2016.

WORLD ECONOMIC FORUM (WEF). **The Global Competitiveness Report 2016–2017**. Geneva, 2017a. Disponível em:< www.weforum.org/gcr >. Acesso em setembro de 2018.

_____. **The Global Gender Gap Report 2017**. Geneva, 2017b. Disponível em:< www.weforum.org/gcr >. Acesso em setembro de 2018.

WU, R.; YANG, D.; CHEN, J. Social Life Cycle Assessment Revisited. **Sustainability**, [s.l.], v. 6, n. 7, p.4200-4226, 2014.

WU, Y.; KELLY, M T.; ORTEGA, J. V. **Review of chemical processes for the synthesis of sodium borohydride**. Report for DOE Cooperative Agreement DE-FC36-04GO14008, 2004.

YADAV, K. K.; SINGH, J. K.; GUPTA, N.; KUMAR, V. A Review of Nanobioremediation Technologies for Environmental Cleanup: A Novel Biological Approach. **Journal of Materials and Environmental Sciences**, [s.l.], v.8, n. 2, p. 740-757, 2016.

YAN, W.; LIEN, H. L.; KOEL, B. E.; ZHANG, W. X. Iron nanoparticles for environmental clean-up: recent developments and future outlook. **Environmental Science: Processes Impacts**, [s.l.], v. 15, n. 1, p.63-77, 2013.

ZHANG, Q.; HUANG, J. Q.; QIAN, W. Z.; ZHANG, Y. Y.; WEI, F. The Road for Nanomaterials Industry: A Review of Carbon Nanotube Production, Post-Treatment, and Bulk Applications for Composites and Energy Storage. **Small**, [s.l.], v. 9, n. 8, p.1237-1265, 2013.

ZHANG, Y.; LI, T.; JIN, Z.; WANG, W.; WANG, S. Synthesis of nanoiron by microemulsion with Span/Tween as mixed surfactants for reduction of nitrate in water. **Frontiers of Environmental Science & Engineering in China**, [s.l.], v. 1, n. 4, p. 466-470, 2007.

ZHAO, X.; LIUA, W.; CAI, Z.; HAN, B.; QIAN, T.; ZHAO, D. An overview of preparation and applications of stabilized zero-valent iron nanoparticles for soil and groundwater remediation. **Water Research**, [s.l.], v. 100, p.245-266, 2016.