

UNIVERSIDADE DE PASSO FUNDO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

Área de concentração: Infraestrutura e Meio Ambiente

Tese de Doutorado

MÉTODO DE APOIO A TOMADA DE DECISÃO NA  
REMEDIAÇÃO SUSTENTÁVEL DE ÁREAS  
CONTAMINADAS

Adeli Beatriz Braun

Passo Fundo

2021



CIP – Catalogação na Publicação

---

B825m Braun, Adeli Beatriz

Método de apoio a tomada de decisão na remediação sustentável de áreas contaminadas [recurso eletrônico] /

Adeli Beatriz Braun. – 2021.

8 MB ; PDF.

Orientador: Prof. Dr. Antônio Thomé.

Tese (Doutorado em Engenharia Civil e Ambiental) –  
Universidade de Passo Fundo, 2021.

1. Solos - Contaminação. 2. Sustentabilidade. 3. Solos -  
Remediação. 4. Impacto ambiental - Avaliação. I. Thomé,  
Antônio, orientador. II. Título.

CDU: 631.453

---

Catalogação: Bibliotecária Jucelei Rodrigues Domingues - CRB 10/1569

# Método de apoio a tomada de decisão na remediação sustentável de áreas contaminadas

Adeli Beatriz Braun

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Passo Fundo, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Engenharia.

Orientador: Prof. Dr. Antônio Thomé.

Comissão examinadora:

Prof. Dr. Pedro Domingos Marques Prietto  
Universidade de Passo Fundo – UPF

Prof. Dr<sup>a</sup>. Luciana Londero Brandli  
Universidade de Passo Fundo – UPF

Prof. Dr<sup>a</sup>. Marilda Mendonça Guazzelli Ramos Vianna  
INCT-EMA-Poli-USP

Prof. Dr<sup>a</sup>. Juliana Gardenalli de Freitas  
Universidade Federal de São Paulo - UNIFESP

Passo fundo, setembro de 2021

“É muito melhor lançar-se em busca de conquistas grandiosas, mesmo expondo-se ao fracasso, do que alinhar-se com os pobres de espírito, que nem gozam muito nem sofrem muito, porque vivem numa penumbra cinzenta, onde não conhecem nem vitória, nem derrota”  
(Theodore Roosevelt)

“A persistência é o menor caminho do êxito”  
(Charles Chaplin)

“Tudo parece impossível até estar pronto”  
(Nelson Mandela)

## AGRADECIMENTOS

À Deus dedico o meu agradecimento maior, pelo dom da vida, pela coragem e por todos os acontecimentos e experiências que Ele tem proporcionado durante esta jornada.

Aos meus pais Luiz Alfredo Braun e Maria Elaine Heck Braun, por tudo. Por sempre acreditarem em mim, pelo incentivo em continuar minha caminhada acadêmica, pelas orações e palavras de carinho e pelo apoio incondicional nessa importante fase da minha vida.

Qualquer conquista minha também é de vocês.

Ao meu noivo Augusto Cesar Junges que permaneceu sempre ao meu lado durante toda essa jornada, vivendo comigo as angústias e as pequenas conquistas. Agradeço pelo amor, companheirismo e compreensão.

A minha irmã Taisa Andreia Braun pelas palavras de incentivo e carinho. Somos o apoio uma da outra para que sigamos firmes nas nossas jornadas.

À minha companheirinha pet “a Nega”, meu alento nos momentos intensos da escrita diária.

Ao meu orientador, professor Antônio Thomé, pela disponibilidade, dedicação e amizade, e principalmente pela confiança depositada em mim para a realização deste trabalho.

Ao grupo de pesquisa em Geotecnia Ambiental da UPF, em especial aos colegas do grupo de remediação sustentável, agradeço a imensa colaboração para este trabalho.

À todos os professores do PPGEng pelas experiências e conhecimentos compartilhados.

Em especial aos professores Pedro Domingos Marques Prietto e Luciana Brandli que acompanharam de perto minha caminhada desde o início e sempre contribuírem para qualificar o desenvolvimento da pesquisa.

Aos demais amigos e colegas do PPGEng, pelas alegrias, angústias e conhecimentos compartilhados, e auxílio prestado durante todos estes anos de estudos.

À Universidade de Passo Fundo (UPF) e ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, seu corpo docente, direção e administração pela oportunidade da realização do doutorado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) pelo fomento da bolsa de estudo.

Fica aqui o meu sincero agradecimento a todos que de alguma forma fizeram parte desta conquista.

## RESUMO

A aplicação dos conceitos de sustentabilidade nos processos de remediação se apresenta como uma recente, mas significativa evolução na abordagem tradicional do gerenciamento de áreas contaminadas. Nos últimos anos, muitos avanços foram alcançados no âmbito da remediação sustentável, porém, ainda são grandes as dificuldades para a sua aplicação na prática, muito em função da falta de mandatos regulatórios, padronizações e metodologias mais holísticas que integrem um sistema orientativo transparente para elaborar e implementar um processo de remediação sustentável. Desta forma, objetivou-se delinear um método de suporte à tomada de decisão para a aplicação da remediação sustentável no gerenciamento de áreas contaminadas. Para alcançar o objetivo dividiu-se o escopo da pesquisa em três etapas principais: 1) foi desenvolvida uma lista de 63 indicadores divididos nas categorias ambientais (25), sociais (24) e econômicos (14), os quais podem ser utilizados para avaliar qualitativamente ou quantitativamente o desempenho sustentável de técnicas de remediação. Estes indicadores foram validados e ponderados por 57 stakeholders da área de onze países diferentes, confirmando a relevância e aplicabilidade dos resultados obtidos e permitindo compreender melhor as diferentes percepções sobre a remediação sustentável; 2) foram elaboradas e estruturadas matrizes para a triagem de técnicas de remediação com base em parâmetros da área contaminada. As matrizes foram compostas por 14 diferentes técnicas de remediação de solos contaminados, além da escavação/disposição, caracterizando-as em relação a 16 diferentes variáveis de entrada divididas em quatro grandes grupos: características do solo, da contaminação, de operação e de viabilidade. Como estratégia de validação destas matrizes, estas foram aplicadas em dois estudos de caso (I - internacional e II - nacional), resultando na extração das técnicas adequadas para aplicação nestas áreas e posterior avaliação da sustentabilidade (estudo de caso I - fitoremediação, eletrocinética e escavação/disposição; estudo de caso II - nanoremediação e lavagem do solo); 3) por fim foi elaborada a ferramenta central de avaliação da sustentabilidade de técnicas de remediação. A ferramenta foi projetada por meio da adequação das matrizes tradicionais de avaliação de impacto e de um modelo matemático de cálculo da sustentabilidade. Neste processo foram utilizados os indicadores desenvolvidos na primeira etapa. A validação ocorreu por meio da aplicação da ferramenta na avaliação da sustentabilidade das técnicas de remediação selecionadas na etapa anterior (fitoremediação > eletrocinética > escavação/disposição; nanoremediação > lavagem do solo). A ferramenta oferece avaliações amplas dos impactos positivos e negativos nos três pilares da sustentabilidade e o diagnóstico dos principais componentes de impacto que influenciam na obtenção dos resultados sustentáveis de cada técnica de remediação. De forma geral, é possível destacar que os resultados obtidos dão consistência ao estudo e indicam sua relevância, além de confirmar o potencial do método elaborado em apoiar os usuários na tomada de decisão para a aplicação da remediação sustentável. Concluiu-se que a estruturação do método em um processo com etapas e orientações sequenciais e complementares, sem a necessidade de uso de complexas ferramentas computacionais, proporciona benefícios significativos para futuros usuários, especialmente quando o foco é a otimização de tempo, incentivando assim a seleção e aplicação de técnicas de remediação baseada nos princípios da sustentabilidade.

**Palavras chave:** solos contaminados, técnicas de remediação, indicadores de sustentabilidade, características da área, ferramentas, avaliação de impacto.

## ABSTRACT

The application of sustainability concepts in remediation processes is a recent but significant evolution in the traditional approach to managing contaminated sites. In recent years, many advances have been made in the field of sustainable remediation, however, there are still great difficulties for its application in practice, largely due to the lack of regulatory mandates, standards and more holistic methodologies that integrate a transparent guidance system to prepare and implement a sustainable remediation process. Thus, the aim was to outline a method to support decision making for the application of sustainable remediation in the management of contaminated sites. To achieve the aim, the scope of the research was divided into three main stages: 1) a list of 63 indicators was developed, divided into environmental (25), social (24) and economic (14), which can be used to qualitatively or quantitatively assess the sustainable performance of remediation techniques. These indicators were validated and weighted by 57 stakeholders from the area and from eleven different countries, confirming the relevance and applicability of the results obtained and allowing to better understand the different perceptions about sustainable remediation; 2) matrices were elaborated and structured for the screening of remediation techniques based on parameters of the contaminated site. The matrices were composed of 14 different contaminated soil remediation techniques, in addition to excavation/disposal, characterizing them in relation to 16 different input variables divided into four large groups: characteristics of soil, contamination, operation and feasibility. As a validation strategy for these matrices, they were applied in two case studies (I - international and II - national), resulting in the extraction of appropriate techniques for application in these sites and subsequent sustainability assessment (case study I - phytoremediation, electrokinetics and excavation/disposition; case study II - nanoremediation and soil washing); 3) finally, the central tool for assessing the sustainability of remediation techniques was created. The tool was designed by adapting traditional impact assessment matrices and a mathematical model for sustainability calculating. In this process, the indicators developed in the first stage were used. Validation occurred through the application of the tool to assess the sustainability of the remediation techniques selected in the previous stage (phytoremediation > electrokinetics > excavation/disposition; nanoremediation > soil flushing). The tool offers comprehensive assessments of the positive and negative impacts on the three pillars of sustainability and a diagnosis of the main impact components that influence the achievement of sustainable results from each remediation technique. In general, it is possible to highlight that the results obtained give consistency to the study and indicate its relevance, in addition to confirming the potential of the method developed to support users in decision making for the sustainable remediation application. It was also concluded that the structuring of the method in a process with sequential and complementary steps and guidelines, without the need to use complex computational tools, provides significant benefits for future users, especially when the focus is on time optimization, thus encouraging the selection and application of remediation techniques based on the principles of sustainability.

**Key-words:** contaminated soils, remediation techniques, sustainability indicators, site characteristics, tools, impact assessment.

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>9</b>
1.1	Objetivos .....	16
1.2	Organização da tese.....	16
	<b>CAPÍTULO I (artigo de revisão da literatura - publicado): Sustainable Remediation: A New Way of Thinking the Contaminated Sites Management</b> .....	<b>18</b>
1	Introduction .....	18
2	Background and Contextualization of the Sustainability Insertion in the Management of Contaminated Sites.....	20
3	Characteristics and Concepts of SR .....	22
3.1	Stakeholders involvement in SR processes .....	29
4	Sustainability Evaluation in Remediation .....	31
5	Conclusions .....	33
	References .....	34
	<b>CAPÍTULO II (artigo de revisão da literatura - publicado): Relevance of sustainable remediation to contaminated sites manage in developed and developing countries: case of Brazil</b> .....	<b>40</b>
1	Introduction .....	40
2	Methodological procedures .....	41
3	Sustainable remediation .....	43
4	Barriers and challenges of sustainable remediation .....	45
5	Future perspectives and recommendations on sustainable remediation.....	48
6	Sustainable remediation in developed and developing countries.....	50
7	Case of Brazil.....	56
7.1	General features.....	56
7.2	Regulatory structure for sustainable remediation.....	57
8	Conclusions .....	60
	References .....	61
	<b>CAPÍTULO III (artigo de resultados - publicado): List of relevant sustainability indicators in remediation processes and their validation by stakeholders</b> .....	<b>69</b>
1	Introduction .....	69
2	Methodology .....	72
2.1	Selection of indicators .....	73
2.2	Validation of indicators .....	80
2.3	Preparation of the questionnaire.....	80
2.4	Selection of research participants.....	82
2.5	Analysis of the questionnaire responses.....	83
2.6	Calculation of weightings.....	84
3	Results and Discussion.....	85
3.1	Characterization of research participants and their contribution to the vision of sustainable remediation.....	85
3.2	Final categorization of the list of indicators.....	91
3.3	Importance and ranking of indicators.....	94
4	Conclusions .....	100



References .....	102
Appendix A. Results for Cronbach's Alpha .....	106
<b>CAPÍTULO IV (artigo de resultados – não submetido): Desenvolvimento do método de apoio a tomada de decisão para a remediação sustentável de solos contaminados. Parte I: Elaboração e validação das matrizes de triagem inicial das técnicas de remediação .....</b>	<b>112</b>
1 Introdução .....	112
2 Metodologia .....	114
2.1 Inventário de técnicas de remediação de solos contaminados.....	116
2.2 Definição das variáveis de entrada.....	118
3 Elaboração e estruturação das matrizes de triagem das técnicas de remediação.....	120
3.1 Características do solo.....	120
3.1.1 Tipo de solo.....	120
3.1.2 Permeabilidade do solo .....	127
3.1.3 Escala de heterogeneidade do solo .....	129
3.1.4 Teor de umidade do solo .....	130
3.1.5 pH do solo .....	131
3.1.6 Temperatura do solo.....	132
3.1.7 Teor de matéria orgânica no solo .....	132
3.2 Características da contaminação .....	133
3.2.1 Tipo de contaminantes remediados .....	137
3.2.2 Concentração dos contaminantes .....	139
3.2.3 Profundidade da contaminação .....	139
3.3 Características de operação .....	141
3.3.1 Metas de remediação .....	141
3.3.2 Tempo de remediação .....	145
3.3.3 Forma de tratamento dos contaminantes .....	145
3.3.4 Custo/investimento para aplicação das técnicas de remediação.....	146
3.5 Características gerais de viabilidade .....	147
3.5.1 Grau de reutilização do solo remediado .....	147
3.5.2 Nível de distúrbio nas propriedades do solo .....	149
4 Processo de tomada de decisão .....	151
5 Validação das matrizes elaboradas.....	153
5.1 Estudo de Caso I.....	154
5.2 Estudo de caso II .....	155
6 Resultados da aplicação das matrizes de triagem das técnicas de remediação nos estudos de caso selecionados .....	157
7 Conclusões .....	160
Referências.....	161
Apêndice A. Descrição das técnicas de remediação de solos contaminados selecionados para o inventário.....	167
Apêndice B. Lista de contaminantes com suas respectivas concentrações de intervenção e atendimento pelas técnicas de remediação.....	171
<b>CAPÍTULO V (artigo de resultados – não submetido): Desenvolvimento do método de apoio a tomada de decisão para a remediação sustentável de solos contaminados. Parte II: Elaboração e validação da ferramenta central de avaliação da sustentabilidade das técnicas de remediação</b>	<b>178</b>
1 Introdução .....	178
2 Metodologia .....	181
2.1 Contextualização das metodologias consideradas na elaboração da ferramenta.....	182
3 Desenvolvimento e estruturação da ferramenta .....	184

3.1	Elaboração da matriz de avaliação de impacto.....	184
3.1.1	Determinação dos componentes de impacto .....	184
3.1.2	Determinação dos critérios de avaliação e ponderação dos componentes de impacto .....	188
3.1.3	Avaliação e cálculo dos impactos .....	192
3.2	Adequação do modelo matemático para determinação da sustentabilidade das técnicas de remediação .....	193
4	Validação da ferramenta e análise de sensibilidade .....	197
4.1	Configuração das técnicas de remediação do Estudo de Caso I.....	198
4.2	Configuração das técnicas de remediação do Estudo de Caso II .....	199
5	Resultados da aplicação da ferramenta .....	201
5.1	Avaliação dos impactos – Estudo de Caso I.....	201
5.1.1	Impactos Ambientais.....	205
5.1.2	Impactos Sociais.....	207
5.1.3	Impactos Econômicos .....	209
5.2	Avaliação da sustentabilidade – Estudo de Caso I.....	210
5.3	Avaliação dos impactos – Estudo de Caso II .....	214
5.3.1	Impactos Ambientais.....	218
5.3.2	Impactos Sociais.....	219
5.3.3	Impactos Econômicos .....	222
5.4	Avaliação da sustentabilidade – Estudo de Caso II.....	223
6	Conclusões .....	227
	Referências.....	229
	Apêndice A. Orientações e cenários para a tomada de decisão .....	235
	Apêndice B. Inventário qualitativo e quantitativo da configuração das técnicas de remediação ....	247
	Apêndice C. Base de cálculo para a obtenção dos níveis de sustentabilidade .....	255
<b>7</b>	<b>CONCLUSÕES FINAIS.....</b>	<b>256</b>
<b>8</b>	<b>REFERÊNCIAS GERAIS.....</b>	<b>258</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

Questões ambientais por um longo tempo não receberam a devida atenção. As atividades antrópicas, executadas de forma inadequada e sem qualquer regulamentação, resultaram em diversas áreas contaminadas em todo o mundo (VAN LIEDEKERKE et al., 2014). No entanto, o mundo industrializado começou a perceber e tomar conhecimento dos problemas causados pelos locais contaminados no final dos anos 1970 e início dos anos 1980, após a ocorrência de alguns episódios específicos de contaminação nos Estados Unidos, na Holanda e no Canadá. Após esses eventos, inúmeros países, províncias e estados criaram políticas de identificação e legislações voltadas exclusivamente para os problemas ligados às áreas contaminadas (HOU; LI, 2018).

Em todo o mundo existem milhões de áreas contaminadas que precisam passar por processos de gerenciamento e remediação para que possam ser recuperadas e reutilizadas (HUYSEGOMS; CAPPUYNS, 2017). A remediação consiste em uma medida de intervenção por meio da aplicação de processos técnicos, a qual é conduzida para controlar os contaminantes presentes no meio para níveis seguros dentro do ecossistema, satisfazendo limites aceitáveis de acordo com os padrões legais em vigor e visando, principalmente, minimizar ou reduzir a exposição aos contaminantes e, conseqüentemente, os riscos que estes fornecem à saúde humana e ao meio ambiente (BARDOS et al., 2002; PETRUZZI, 2011; HOU et al., 2017; ANDERSON et al., 2018; O'CONNOR; HOU, 2018).

Embora que os benefícios da remediação estão bem reconhecidos, mais recentemente, tem havido um entendimento crescente de que as atividades de remediação mal selecionadas, projetadas ou implementadas podem de fato introduzir novos impactos - locais, regionais e globais - no meio (impactos secundários e terciários), ou até mesmo causar maior impacto do que os resultantes da própria contaminação da área (impactos primários) (SØNDERGAARD et al., 2017; AMPONSAH et al., 2018; Li et al., 2021). Portanto, ao mesmo tempo que há novas oportunidades de uso da área devido aos processos de remediação, as ações corretivas podem derivar conseqüências não intencionais e resultados pouco sustentáveis.

Nesse sentido, a abordagem, a tomada de decisão e a forma como o gerenciamento de áreas contaminadas é realizado foi marcado por algumas mudanças nos últimos anos. Recentemente, a partir de meados dos anos 2000, cresceu o interesse em incorporar a sustentabilidade nesse contexto, por meio da disseminação do termo “remediação sustentável”. A evolução deste termo tem sido espelhada pelo desenvolvimento de um conceito semelhante chamado remediação verde, o qual considera e incentiva soluções de remediação

ambientalmente corretas. No entanto, os elementos sociais e econômicos não estão incluídos neste conceito, resultando em uma abordagem mais estreita no escopo, do ponto de vista da remediação sustentável (SMITH, 2019). Desta forma, o termo e o conceito de remediação sustentável é o mais difundido (RIZZO et al., 2016), embora que, a escolha entre as abordagens ainda pode variar entre diferentes países (BARDOS et al., 2020), ou serem mescladas e usadas em um único termo denominado “remediação verde e sustentável” (HOU; O’CONNOR, 2020).

A remediação sustentável vem com o intuito maior de estabelecer um balanço eficaz entre os benefícios (otimizar) e os impactos (reduzir) da aplicação de um processo de remediação, a curto, médio e longo prazo (CUNDY et al., 2013; RIZZO et al., 2016; O’CONNOR; HOU, 2018). Além disto, busca incorporar os princípios do desenvolvimento sustentável em projetos de remediação, fornecendo valor significativo para os três pilares da sustentabilidade (ambiental, social e econômico); gerenciar os riscos inaceitáveis para a saúde humana e o meio ambiente da maneira mais sustentável; e implementar medidas e práticas sustentáveis durante o desenvolvimento de todo o processo de remediação (FORUM, 2009; SMITH, 2019).

De forma geral, a missão principal da remediação sustentável continua sendo a redução do risco da contaminação, porém, seu conceito trouxe uma maior atenção aos efeitos secundários e contraditórios frequentemente negligenciados no gerenciamento e remediação de áreas contaminadas (HOU; AL-TABBAA, 2014; ANDERSON et al., 2018). A remediação sustentável exige não apenas a identificação de uma solução técnica, mas um debate informado, discussão, negociação e tomada de decisão transparente e equilibrada (MOBBS et al., 2019).

A primeira iniciativa desenvolvida com o intuito de promover o conceito de remediação sustentável, foi o Fórum de Remediação Sustentável (*Sustainable Remediation Forum – SuRF*), criado em 2006 nos Estados Unidos, por profissionais inseridos em projetos de remediação, pesquisadores e indústrias (BARDOS et al., 2013; HADLEY; HARCLERODE, 2015). Atualmente outros grupos de trabalhos similares já foram estabelecidos em diversos outros países, com esforços voltados para a publicação de documentos orientadores com estruturas, métodos e ferramentas para apoiar a avaliação e a tomada de decisão, e o debate sobre a adoção da remediação sustentável na prática e a sua abordagem em contextos regulatórios (HOU; LI, 2018). Os conceitos de remediação sustentável têm evoluído ainda mais a partir da publicação das normas ASTM e ISO (*American Society for Testing and Materials* e *International Standards Organisation*), as quais descrevem diretrizes técnicas e normativas (ASTM, 2013; ISO, 2017), sendo a ISO 18504 a mais recente orientação (SMITH, 2019).

Com a crescente atenção à remediação sustentável em todo o mundo, o número de publicações nos últimos 20 anos tem mostrado uma forte tendência de alta, passando por um estágio inicial (2000-2008), um estágio de crescimento (2009-2018) e um estágio de adoção estourado ou mais amplo (2019 até o momento) (LI et al., 2021; SCOPUS, 2021). Portanto, a adoção e disseminação da remediação sustentável é recente, mas que vem crescendo gradualmente.

Contudo, apesar dos consideráveis avanços já alcançados, a área da remediação sustentável ainda se encontra em fase de desenvolvimento, repleta de desafios e lacunas de pesquisa (BRAUN et al., 2020a). O processo de tomada de decisão para selecionar a técnica de remediação adequada para a aplicação tem, tradicionalmente, focado no custo e na sua facilidade de implementação; na sua disponibilidade e viabilidade; no tempo necessário para a remediação; na eficiência para atingir as metas de descontaminação; e na conformidade com as leis existentes (VIK et al., 2001; POLLARD et al., 2004; FORUM, 2009; HARCLERODE et al., 2015a). Embora essas considerações sejam componentes importantes em uma avaliação convencional de remediação, existe uma variedade de outros fatores que desempenham um papel importante nestas tomadas de decisão (REINIKAINEN et al., 2016).

As tecnologias tradicionais de remediação disponíveis no cenário mundial, criadas a partir do melhor conhecimento e melhores práticas disponíveis para a época, não foram projetadas com a sustentabilidade em mente, sendo que, muitas abordagens tradicionais podem ser consideradas insustentáveis (FORUM, 2009; LI et al., 2021). Portanto, ainda são encontradas dificuldades para integrar essas práticas sustentáveis no processo de remediação e também de como melhorá-las e otimizá-las, visto que, o aspecto da avaliação da sustentabilidade é um dos maiores desafios da remediação sustentável (FAVARA; GAMLIN, 2017; HOU et al., 2018).

A tradução da sustentabilidade para a prática operacional na remediação tem sido um desafio persistente (RIDSDALE; NOBLE, 2016; HOU; O'CONNOR, 2020). Embora que algumas organizações tenham desenvolvido orientações corporativas para implementar a remediação sustentável, muitos profissionais de remediação e partes interessadas do setor têm percepções variadas e incorretas da prática (FAVARA et al., 2019). Há pouca padronização no que tange a remediação sustentável, seja da legislação, dos princípios e indicadores, ou dos métodos e ferramentas, prejudicando o conhecimento e seleção do método adequado (MOBBS et al., 2019). Atualmente, não há um único quadro melhor que possa atender plenamente a todos os critérios, e não há um método universalmente aceito que possa padronizar o processo de avaliação (LI et al., 2021).

Continua a haver uma falta de interesse dos profissionais de remediação em relação à remediação sustentável, pela falta de incentivos financeiros para a adoção de práticas sustentáveis; falta de consciência sobre sua importância; falta de treinamento, experiência ou conhecimento para sua adoção; porque poucas regulamentações exigem a remediação sustentável em seu escopo ou falta de padrões consistentes; a falta de demanda por parte dos clientes; e a falta de ferramentas simples de avaliação (REDDY; KUMAR, 2018; FAVARA et al., 2019; HOU; O'CONNOR, 2020)

Outro problema enfrentado é a preferência ainda dada para a abordagem dos aspectos ambientais e econômicos, deixando as considerações sociais sub-representadas na maioria das vezes (FAVARA et al., 2019). A inclusão dos aspectos sociais na avaliação ainda representa o maior desafio neste contexto, estando em grande parte ausente ou com breve abordagem, mesmo que a sua importância na avaliação geral da sustentabilidade de projetos de remediação seja altamente reconhecida (BARDOS et al., 2011; HUYSEGOMS; CAPPUYNS, 2017). Da mesma forma, as sugestões de indicadores relacionados à remediação sustentável, utilizados e publicados na literatura acadêmica, podem ser comparáveis, mas nem sempre fáceis de mensurar, variar ou unificar (BARDOS et al., 2020; LI et al., 2021).

Quanto ao desenvolvimento de novas estruturas, muitas abordagens foram elaboradas de cima para baixo, ou seja, não foram construídas a partir de sugestões dos stakeholders da área. Ainda há uma grande dificuldade em garantir o engajamento significativo das partes interessadas e de compreender as suas expectativas, interesses e preocupações (BARDOS et al., 2011; BARDOS et al., 2020). A maioria dos estudos existentes enfocou a avaliação da sustentabilidade em uma escala local, que oferece alta praticidade por um lado, mas torna a transferibilidade limitada, por outro lado (HOU; O'CONNOR, 2020). Além disso, a maioria dos métodos é desenvolvida por entidades de países desenvolvidos, não representando em muitos aspectos, a realidade dos países em desenvolvimento, os quais apresentam contextos tecnológicos e socioeconômicos específicos e que podem constituir-se de empecilhos para os profissionais incorporarem os princípios da remediação sustentável na prática (HUYSEGOMS; CAPPUYNS, 2017; SONG et al., 2018).

Neste sentido, nota-se também que o movimento da remediação sustentável está se dissipando recentemente para os países em desenvolvimento, porém, a consciência e a adoção em países desenvolvidos ainda permanecem muito mais alta, especialmente nos Estados Unidos e no Reino Unido (HOU; O'CONNOR, 2020). Há muitos obstáculos a serem superados na aplicação da remediação sustentável em países em desenvolvimento, incluindo a gestão e os aspectos tecnológicos (BRAUN et al., 2020a).

Além do mais, a revisão identificou algumas lacunas pontuais nas publicações que fornecem diretrizes e estruturas de avaliação da sustentabilidade na remediação de áreas contaminadas, as quais podem ser destacadas: enfocam em estudos de casos com listas de técnicas de remediação muito limitadas para a análise da sustentabilidade; concentram-se apenas em usar a sustentabilidade como um índice para análise comparativa entre diferentes opções de remediação; e carecem em fornecer metodologias e informações instrutivas de como implementar um processo completo e integrado de remediação sustentável.

A partir destas realidades, o principal problema que direciona a temática investigada está ancorado nas seguintes questões: Como um tomador de decisão pode avaliar diferentes opções de remediação e escolher um conjunto adequado de especificações para implementar efetivamente estratégias e objetivos de remediação sustentável? E como criar um processo que integre os elementos essenciais que ajudam o tomador de decisão a maximizar o tempo na busca pela alternativa de remediação mais adequada no que tange sua aplicabilidade e sustentabilidade?

Esta pesquisa justifica-se pelo fato de que nos últimos anos mais atenção tem se dado à questão das áreas contaminadas, e juntamente com esta preocupação, tem crescido no cenário mundial o reconhecimento da importância da incorporação dos elementos de sustentabilidade na tomada de decisão da remediação. Embora diversos progressos tenham sido alcançados, existem oportunidades para explorar novas fronteiras a fim de ajudar a melhorar a comunicação, a integração e os benefícios derivados da implementação da remediação sustentável em projetos futuros de remediação (FAVARA et al., 2019). Além do mais, já é constatada uma demanda maior das partes interessadas por soluções sustentáveis, e pressões institucionais por políticas públicas voltadas para este contexto (HOU; O'CONNOR, 2020).

É fortemente recomendado que as pesquisas no contexto do gerenciamento de áreas contaminadas vão além de simplesmente determinar o efeito da remediação sobre os contaminantes e se a remoção do contaminante foi alcançada (VIDONISH et al., 2016). É preciso avaliar todos os aspectos ambientais, sociais e econômicos envolvidos na aplicação de um processo de remediação, aplicando o pensamento de sustentabilidade à tecnologia de remediação e avaliando os seus atributos sustentáveis. Sendo que, esta avaliação da sustentabilidade vem contribuindo para a formulação de novas alternativas (NORRMAN et al., 2020).

Portanto, visto que a sustentabilidade não é medida por um sistema internacional de unidades, a sua avaliação depende muito da comparação do desempenho relativo de várias opções de remediação contra um conjunto de indicadores ou critérios relevantes de

sustentabilidade. Por isso, no final, é o processo de avaliação holística que é importante e não necessariamente uma medição quantitativa (SMITH, 2019). Uma avaliação completa da sustentabilidade oportuniza discussões e avaliações de todos os fatores relevantes e importantes para a decisão final de um projeto, equilibrando os conflitos entre as dimensões ambiental, social e econômica e considerando os impactos primários, secundários e terciários da aplicação das tecnologias de remediação (ANDERSON et al., 2018). Além disto, a avaliação da sustentabilidade não tem a intenção de causar um atraso nos processos de remediação, mas, contribuir para soluções amplamente aceitas, levando em consideração preocupações atuais e futuras (CAPPUYNS, 2016).

Outro aspecto que justifica esta pesquisa está relacionado com a necessidade do desenvolvimento e padronização de metodologias integradas e estruturadas que facilitam a avaliação da sustentabilidade e a tomada de decisão nas várias interfaces do processo de remediação. Embora que o desenvolvimento dos padrões ASTM e ISO fornecem um bom começo para a incorporação da remediação sustentável no gerenciamento de áreas contaminadas, são necessárias metodologias que promovam tomadas de decisão simples e orientativas, a fim de evitar inconsistências e propiciar resultados mais transparentes (HARCLERODE et al., 2015b; HUYSEGOMS; CAPPUYNS, 2017).

Estudos destacam a necessidade de um refinamento ou desenvolvimento de novos métodos e ferramentas mais tangíveis e que integrem os três componentes da sustentabilidade de forma padronizada, equilibrada e não tendenciosa a um pilar em particular (REDDY; KUMAR, 2018; SMITH, 2019). Mais estudos são necessários para fornecer um conhecimento mais genérico que pode ser acessível e usado por um amplo grupo de usuários profissionais que gerenciam vários locais com diferentes condições (HOU; O'CONNOR, 2020). Neste sentido, são propícios os esforços voltados para metodologias com abordagens mais amplas e de decisão aberta que possibilitem a flexibilização e o ajuste às particularidades de cada local, e que fornecem evidências científicas sólidas para todos os aspectos da tomada de decisões de sustentabilidade (HUYSEGOMS; CAPPUYNS, 2017; HOU; O'CONNOR, 2020).

Neste processo, visto que já é amplamente reconhecido que o engajamento das partes interessadas é uma prática da remediação sustentável (HARCLERODE et al., 2016), também é de fundamental importância a participação de diferentes stakeholders da área, catalisando assim as interações entre pesquisadores e atores dos vários níveis da indústria da remediação. (HOU; O'CONNOR, 2020).

A importância do assunto de pesquisa se justifica também porque os conceitos de remediação sustentável estão representados no escopo dos 17 Objetivos de Desenvolvimento



Sustentável (ODS) da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, adotada pela Organização das Nações Unidas (ONU). Mais especificamente, a abordagem de remediação sustentável pode ser especificada em vários indicadores de diferentes objetivos, de forma direta ou indireta, se enquadra mais precisamente em dois ODSs: ODS 9, pois engloba resiliência, desenvolvimento inclusivo e sustentável, além de fomentar a inovação neste contexto; e o ODS 15, o qual visa proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade (BRAUN et al., 2020b; ONU, 2021).

Este trabalho também está inserido no contexto da linha de pesquisa Infraestrutura Sustentável do Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental. O grupo em Geotecnia Ambiental vinculado à linha de pesquisa tem desenvolvido diversos trabalhos voltados para a remediação de áreas contaminadas. Contudo, a inserção da sustentabilidade neste meio, mais especificamente a remediação sustentável, consiste em uma nova linha de pesquisa, com início no ano de 2016, e que já conta com diversos estudos publicados. Esta pesquisa vem com o intuito de preencher as lacunas deixadas pelos trabalhos já realizados dentro do grupo de pesquisa, em especial por Braun et al. (2019) e Trentin et al. (2019), a fim de auxiliar ainda mais no direcionamento de futuros estudos em remediação sustentável, e obter cada vez mais aproximações de resultados adequados às condições de países em desenvolvimento, como o caso do Brasil, país no qual esta abordagem ainda se encontra bastante defasada.

Em relação a estes trabalhos já realizados, alguns diferenciais podem ser destacados: a lista de indicadores utilizados nas análises de sustentabilidade do método elaborado foi desenvolvida neste estudo também, a partir de um refinamento, nova categorização e validação junto a stakeholders da área; a elaboração de um processo específico para seleção de técnicas de remediação considerando as características de aplicabilidade, o que até então ainda não havia sido inserido diretamente nos estudos voltados para o contexto da remediação sustentável; o desenvolvimento de uma ferramenta de avaliação da sustentabilidade que engloba todas as análises em um única estrutura, sem necessariamente depender de ferramentas adicionais para a sua execução; e o foco voltado para os solos contaminados, área menos difundida se comparada às águas no que tange a gestão e remediação, mas que recentemente vem recebendo maior destaque e por isso necessita de mais estudos direcionados.

Diante do contexto estabelecido e para responder às questões de pesquisa, foram definidos os seguintes objetivos para este trabalho:

## 1.1 Objetivos

Geral: Delinear um método de suporte à tomada de decisão para a aplicação da remediação sustentável no gerenciamento de áreas contaminadas.

Específicos:

- a) Desenvolver e validar uma lista de indicadores relevantes em processos de remediação sustentável;
- b) Elaborar e validar um processo de triagem inicial de técnicas de remediação baseado em características da área;
- c) Propor e validar uma ferramenta de avaliação da sustentabilidade de diferentes técnicas de remediação.

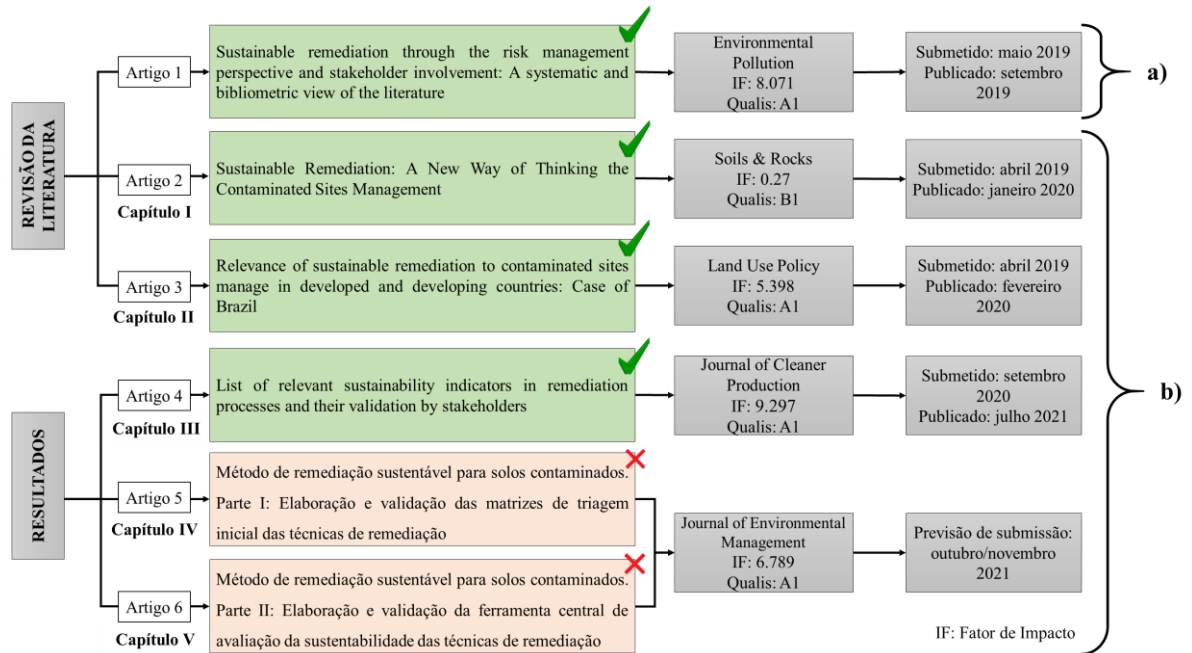
## 1.2 Organização da tese

Este trabalho está organizado de modo que nesta introdução geral apresentou-se a contextualização do tema, a problemática, a justificativa e os objetivos da pesquisa. As seções seguintes foram organizadas em capítulos. Cada capítulo foi organizado em formato de artigo completo, com início, meio e fim, contendo as subdivisões típicas (introdução, metodologia, resultados e discussões, conclusões e referências bibliográficas). Por fim, são apresentadas as considerações e conclusões gerais e finais do trabalho, além das referências bibliográficas utilizadas na introdução geral.

A partir de todo o trabalho realizado durante o doutorado foram gerados seis artigos, dos quais quatro já foram publicados em renomados periódicos científicos de alto fator de impacto (conforme Figura 1.1). O primeiro artigo publicado é de revisão bibliométrica e está relacionado com a temática da remediação sustentável, mas com um enfoque específico para o gerenciamento dos riscos e o engajamento dos stakeholders. Este artigo serviu para direcionar a pesquisa da tese, não correspondendo a um produto direto da pesquisa, e por isso não se viu a necessidade de inseri-lo neste relatório, porém, a respectiva referência está inserida junto a Figura 1.1 para que possa ser acessado e explorado. Desta forma, esta tese foi dividida em cinco capítulos. Os dois primeiros capítulos trouxeram os artigos derivados da extensa revisão sistemática da literatura realizada para alicerçar todo o desenvolvimento da pesquisa, os quais já foram publicados. Os outros três capítulos corresponderam aos resultados da pesquisa, os quais relacionam-se diretamente com os objetivos específicos estabelecidos e direcionados para

o alcance do objetivo geral. Até o momento, houve a publicação de um destes artigos, sendo que os outros dois já elaborados ainda não foram submetidos.

Figura 1.1. Fluxograma dos artigos derivados da tese, incluídos (b) e não incluídos (a) neste relatório.



a) BRAUN, Adeli Beatriz; TRENTIN, Adan William da Silva; VISENTIN, Caroline; THOMÉ, Antônio. Sustainable remediation through the risk management perspective and stakeholder involvement: a systematic and bibliometric view of the literature. *Environmental Pollution*, v. 255, p. 113221, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113221>.

## **CAPÍTULO I (artigo de revisão da literatura - publicado): Sustainable Remediation: A New Way of Thinking the Contaminated Sites Management <sup>1</sup>**

**Abstract.** Within the evolution in the remediation field, the traditional approach to contaminated sites management, based almost exclusively on the risk, time, cost, and decontamination efficiency, is gradually being replaced by the concepts of sustainability. The most recent focus is the incorporation of the term “sustainable remediation (SR)”, taking into account that application of a remediation technique can have its own impacts. Thus, this paper aims to present and analyze the characteristics and trends on the knowledge developed in the field of SR and its incorporation in the contaminated sites management context. Firstly, the background to the SR approach is presented. This discussion was carried out through a contextualization of the main changes that occurred in the contaminated sites management with insertion of SR. After that, the main characteristics and concepts of SR are presented and analyzed, and the different stakeholders involvement in this process is discussed. Finally, the main elements present in sustainability evaluation of remediation processes are discussed. It can be concluded that a consensus on the increasingly solid incorporation of a sustainable approach in remediation projects is emerging on the global scene with a view to reducing the process impacts and maximizing the long-term benefits of the contaminated site.

**Keywords:** environmental remediation, literature review, stakeholders involvement, sustainability evaluation, triple bottom line.

### **1 Introduction**

Environmental issues for a long time did not receive due attention. Anthropogenic activities, such as inadequate and unregulated industrial and waste discharges, have resulted in contaminated sites around the world. These actions have led to a rapid increase in pollutant loads in air, water and soil, limiting the environment ability to absorb such contamination without causing adverse effects on natural ecosystems and human health. Thus, for the many contaminated sites that emerged and could no longer be corrected by natural processes alone, and thus generated some kind of risk, they needed to be managed, generally undergoing some remediation and rehabilitation process (Van Liedekerke *et al.*, 2014; Reddy & Adams, 2015).

---

<sup>1</sup> BRAUN, Adeli Beatriz; TRENTIN, Adan William da Silva; VISENTIN, Caroline; THOMÉ, Antônio Sustainable Remediation: A New Way of Thinking the Contaminated Sites Management. *Soils & Rocks*, v.43, p.97 - 108, 2020. <http://dx.doi.org/10.28927/SR.43100X>.

The most important factor of a remediation process conduction is the fact that contaminated sites can bring serious consequences for human health and the environment (Bardos *et al.*, 2002; Hou *et al.*, 2017). The main goal of remediation is to reduce the harmful risks that contaminated sites may bring, in order to protect human health and the environment (Petruzzi, 2011; Anderson *et al.*, 2018; O'Connor & Hou, 2018). However, there is already a broad understanding that remediation is not inherently sustainable. The very implementation of remediation technology can result in other environmental, economic, and social secondary impacts both in the short and long term, and can even overcome the benefits of its application, producing a negative effect or reducing the overall net benefit of the remediation process (Forum, 2009; Petruzzi, 2011; Adams & Reddy, 2012; Hou *et al.*, 2014a; Bardos *et al.* 2016a; Vidonish *et al.*, 2016; Yasutaka *et al.*, 2016; Favara & Gamlin, 2017; Anderson *et al.*, 2018; O'Connor & Hou, 2018).

Therefore, while society can benefit from new land use opportunities such as residences and recreation by contaminated site remediation, corrective actions can result in unintended consequences. These include atmospheric emissions of harmful pollutants, waste generation, significant natural resources consumption including fossil fuels and energy, materials using, ecosystems disruption and risks to workers and the community, among other negative impacts (Petruzzi, 2011; Harclerode *et al.*, 2015a; Rosén *et al.*, 2015). So, a tension comes up between protecting people from the environmental pollution risk and potentially damaging side effects from remediation activities, which may be associated with global damage (O'Connor & Hou, 2018).

In this sense, the approach, decision-making and how the management of contaminated sites is carried out has been marked by some changes in recent years (Pollard *et al.*, 2004). Since the early 2000s, the interest in incorporating sustainability in this context of remediation has increased, through the dissemination of the term “sustainable remediation (SR)”. Its inclusion and dissemination are recent but gradually increasing, because it reflects the perception that remediation activities can bring positive and negative environmental, social and economic impacts, and that considering these aspects in isolation is no longer enough. It is necessary to establish effective balances between the benefits of remediation and the harmful emission of secondary pollutants (Rizzo *et al.*, 2016; O'Connor & Hou, 2018). Therefore, SR is intended to consider in a balanced way the three pillars of sustainability, and to implement sustainable measures and practices during the development of the entire remediation process (Forum, 2009).

However, although SR corresponds to a new paradigm shift within the management of contaminated sites, it is still an emerging approach in this context, and has evolved gradually over the past few years (Bardos *et al.*, 2011; Pollard *et al.*, 2004; Reddy & Adams, 2015; Hou *et al.*, 2016). This indicates there is scope for studies that review and deepen the knowledge of SR main characteristics, in order to assist researchers and professionals in the field of contaminated sites management and remediation to choose the best solutions available.

In view of the above considerations, this paper aims to present and analyze the characteristics and trends of the knowledge developed in the field of SR in contaminated sites management context. This discussion includes the background of the SR inclusion in the contaminated sites management field, as well as a contextualization of SR with the main concepts, the different stakeholders involvement approach and in what form the sustainability evaluation is carried out in the remediation.

## **2 Background and Contextualization of the Sustainability Insertion in the Management of Contaminated Sites**

Corrective action selection systems created over 30 years have represented the best knowledge and practices available (Forum, 2009). Historically, contaminated land management has relied heavily on preventing unacceptable risks to human health and environment to ensure that a site is suitable for reuse (Bardos *et al.*, 2011; Hou & Al-Tabbaa, 2014).

Likewise, the decision-making process to select the contaminated site remediation technique has traditionally focused on the cost and ease of implementation of the remediation process, on the availability and viability of the technologies, on the time needed for remediation and on the efficiency for remediation to achieve decontamination goals and compliance with existing laws (Vik *et al.*, 2001; Pollard *et al.*, 2004; Forum, 2009; Harclerode *et al.*, 2015a).

Although these considerations are critical components in a conventional remedial options assessment, over the years practitioners and researchers have become aware that in many cases the contamination was not being destroyed but only transferred to a different environment (Adams & Reddy, 2012). Moreover, this traditional remediation approach does not assess atmospheric emissions, natural resource consumption, energy use, and worker safety during the remediation process, in addition to not fully balancing the environmental, social, and economic impacts of a project, since they generally focus on “internalities” of a project (correction objectives, system performance, and local impacts) and devote minor attention to its “externalities” (impacts at local, regional, and global level) (Forum, 2009).

Therefore, research in this context needs to go beyond simply determining the effect of treatment on contaminants and whether contaminant removal has been achieved (SuRF-UK, 2010; Vidonish *et al.*, 2016). A variety of other environmental factors, as well as economic and social aspects, play an increasing role in decision-making in contaminated sites management (Reinikainen *et al.*, 2016). The increase in the recognition of secondary adverse effects associated with remediation operations was one of the main driving forces that helped to change the context of managing contaminated sites (Forum, 2009; Huysegoms & Cappuyns, 2017).

Thus, the remediation industry has shown interest in including sustainability as a criterion of decision-making during the application of a remediation process (Bardos *et al.*, 2011; Rizzo *et al.*, 2016). The first perspectives for the insertion of sustainability in the remediation contexts arose through the dissemination of the green remediation concepts. At the beginning, a great deal of concern was focused on the primary impacts due to the contaminated sites and the environmental impacts of the remediation processes (Søndergaard *et al.*, 2017).

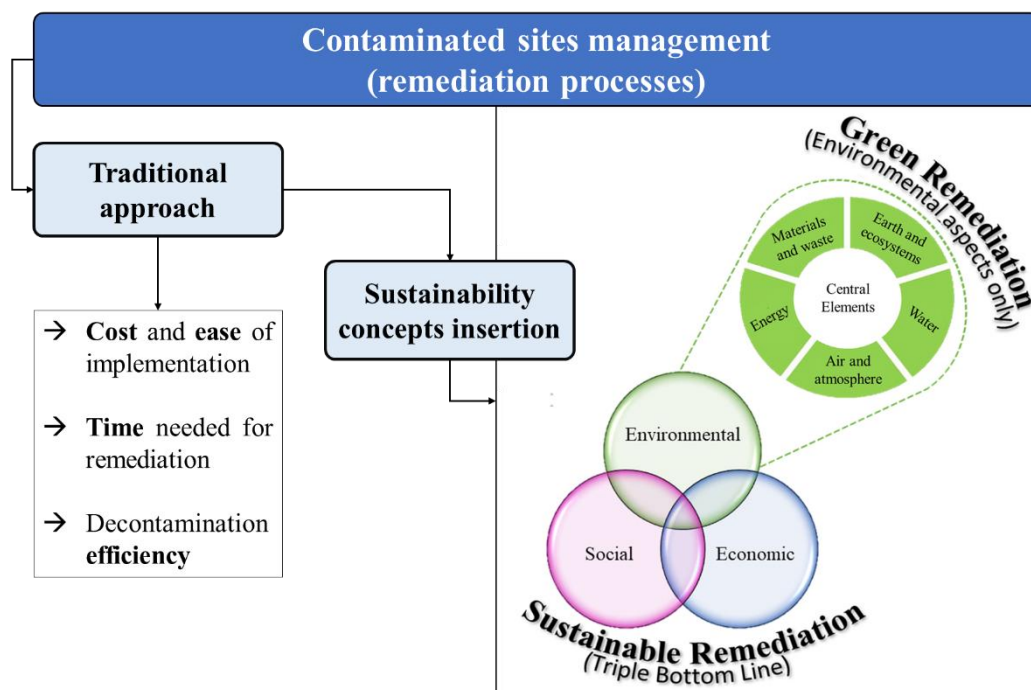
In this sense, green remediation is generally described as the practice that takes into account all the environmental effects and aspects of the remediation techniques application, seeking to use more ecological options and alternative/renewable sources of energy whenever possible, in order to maximize the environmental benefit (USEPA, 2008; Bardos *et al.*, 2013; Hadley & Harclerode, 2015). In addition to energy, green remediation relies on four other key elements to achieve its environmental objectives, such as: water; air and atmosphere; materials and waste; and land and ecosystems (USEPA, 2011). Therefore, green remediation is intended to improve environmental performance, reducing environmental impacts and conserving natural and ecological resources during remediation actions (Bardos *et al.*, 2013).

Green remediation was adopted by USEPA, in the United States, to regulate sustainability assessments in remediation projects. Some authors consider green remediation as a variant for SR (Hou *et al.*, 2014b). Others consider that SR can mean green remediation, when it is considered that reduced energy consumption minimizes greenhouse gas emissions; that lower environmental impacts are associated with cost reductions; and that green practices can lead to better and faster social acceptance, since stakeholders generally agree that the remediation process should be driven by the selection of green and environmentally friendly techniques (Baker *et al.*, 2009; Fortuna *et al.*, 2011).

However, most authors point out that the terms are not equivalent and there are differences in its approaches, since the application of green remediation may not achieve the sustainability goals, because alone it does not represent a complete and comprehensive

approach, whereas it considers only the environmental aspects (Bardos *et al.*, 2013; Hadley & Harclerode, 2015; Bardos *et al.*, 2016a). Thus, with a view to a broader and holistic approach to sustainability, the two concepts are sometimes considered together as Green and Sustainable Remediation (GSR), addressing a range of environmental, social and economic impacts during all stages of remediation (Reddy & Adams, 2015). Yet, more recently and broadly, the term “sustainable remediation” has been used to express the balanced incorporation of the “Triple Bottom Line” in the context of contaminated sites management and remediation, as shown in Fig. 1, looking beyond the focus solely on risk control, but considering the overall environmental, economic and social benefits and impacts of remediation (Hou & Al-Tabbaa, 2014).

**Figure 1** - Evolution of sustainability considerations in the context of contaminated sites remediation.



### 3 Characteristics and Concepts of SR

Sustainability and sustainable development represent complex, subjective and ambiguous concepts. The most commonly sustainability definition quoted internationally and widely accepted is that of the Report of the World Commission on Environment and Development - Brundtland Commission of 1987. Sustainable development is defined as



meeting the needs of present generations without compromising the capacity of future generations to meet their own needs (Brundtland, 1987).

Since then, many have promoted adaptations and derivations of this definition to the most different fields, organizations, and specific sectors. SR applies the principles of sustainable development, since the latter has in essence the objective of promoting the balance between considerations of social, environmental and economic aspects, as well as between local and global needs (Bardos *et al.*, 2011; Virkutyte & Varma, 2014; Nathanail *et al.*, 2017).

Sustainable Remediation is an emerging study field and the growing interest and development of its concepts represent the advancement and maturity of contaminated sites remediation industry (Hou *et al.*, 2014b; Hadley & Harclerode, 2015). The understanding of what SR means as a whole has evolved in recent years, largely driven by the work of agencies and organizations working in the context, as well as studies developed by the scientific community (Hou *et al.*, 2014b), and different definitions are linked to the term (Cundy *et al.*, 2013). Table 1 provides the most common definitions used to represent the concept behind SR.

**Table 1** - Examples of defining SR.

Reference	Definition
NICOLE (2010)	A SR project is one that stakeholders agree to represent the best solution considering environmental, social and economic factors, and where the benefits achieved outweigh the impacts.
SuRF-UK (2010)	SR is the practice of demonstrating, in terms of environmental, economic and social indicators, that the benefit of remediation is greater than its impact, and where the optimal solution is selected through a balanced decision.
ITRC (2011a,b)	SR refers to an integrated assessment of the environmental, economic and social impacts of corrective activities.
SuRF-US (Holland <i>et al.</i> , 2011)	SR can be defined as an alternative or combination of alternatives whose practice is to protect human health and the environment while maximizing the net environmental, social and economic benefits throughout the life cycle of the remediation project.
ISO (2017)	The practice of SR consists in eliminating and/or controlling the unacceptable risks of the remediation process in a safe and timely manner, optimizing the environmental, social and economic value of work.
Bardos (2014)	SR is a process of finding the ideal means to manage the risks associated with the remediation process. Therefore, in a generic

	sense it aims to achieve a global net benefit in the face of a series of environmental, economic and social concerns that are considered representative of sustainability.
Holland (2011); Hou <i>et al.</i> (2014c); Hadley & Harclerode (2015)	SR seeks to maximize benefits and reduce the overall environmental, economic and social impacts of remediation actions to ensure the protection of human health and the environment.
Bardos <i>et al.</i> (2016b)	SR is the process of effectively managing the risks to human health and the environment associated with the contaminated site and remediation processes, so as to minimize environmental footprint, maximize social benefits, and minimize the costs of such remediation activities. In addition, SR is the process that seeks to optimize the selection of remediation activities, promoting the use of more sustainable practices.

---

There is a high level of consensus among the definitions given in Table 1. It is clear the broad purpose of SR to reduce environmental, economic, and social impacts and to optimize and/or maximize long-term benefits of remediation projects, in a balanced decision-making process (Cundy *et al.*, 2013; Rizzo *et al.*, 2016). Therefore, the definitions tend to emphasize decision-making in a proportional and balanced way across all three elements/pillars of sustainability; the optimization of process benefits; the search for the ideal means to find sustainable solutions; the management of risks and protection of human health and environment in general; the long-term vision; the identification of the best option among those available; the use of indicators to assess sustainability; and stakeholder involvement in the process (Rizzo *et al.*, 2016).

The balance between the three elements of the sustainability tripod has been a key factor in the approach to SR. Environmental elements go beyond soil and groundwater quality, but also include the use of non-renewable resources and the production of waste and air pollutants, for example by adopting *in situ* options that prevent truck driving through a neighborhood, producing exhaust smoke, consuming fuel and energy (Slenders *et al.*, 2017). Social elements are related to the deeper assessment of how the local community and global society are affected in a beneficial way and adversely by remediation activities, such as the nuisance due to dust, odor and noise from remediation work and the overall risk to human health, as well as the risk resulting from physical accidents to workers (Harclerode *et al.*, 2015b; Slenders *et al.*, 2017). The economic elements are associated with the full cost of the short- and long-term life cycle of the remediation process execution, and these must be evaluated in terms of risk reduction,

increase in the site value and the resulting use, and improvement of ambience in general (Slenders *et al.*, 2017).

The net benefit has also been a central element of discussion in the conceptualization of SR. Reaching the net benefit is related to choosing alternatives, not only to reduce the risk to the health of site users but also to minimize costs, including both detrimental direct environmental, social and economic impacts during the remediation operation. Besides, this considers indirect harmful impacts during, for example, the acquisition of materials and energy and waste disposal associated with remediation (Forum, 2009; Hou *et al.*, 2017).

The SR approach also encourages the remediated sites reuse in order to achieve sustainable benefits from the entire system, including the brownfields redevelopment. SR in the context of site reuse involves finding the best balance between remediation and reuse options. SR increases value when associated with feasible reuse and increases long-term financial returns for investments. Locations can be reused in a conventional way (e.g., for commercial, industrial or residential use), or require innovative forms of reuse (e.g., for interim or ecological uses) (Bardos *et al.*, 2011; Holland, 2011; Holland *et al.*, 2013; Bardos, 2014; Mobbs *et al.*, 2019).

In general, the main mission of SR continues to be the reduction of the contamination risk, but its concept has brought greater attention to the side effects and contradictions often neglected in contaminated sites management and remediation (Hou & Al-Tabbaa, 2014; Anderson *et al.*, 2018). SR requires not only the identification of a technical solution, but an informed debate, discussion, negotiation and transparent decision-making (Mobbs *et al.*, 2019).

Sustainable Remediation provides a specific context to find the best solution by comparing different corrective alternatives, since there is no definitive sustainable solution (Hou *et al.*, 2018). In view of this, there is a variety of criteria which determine a SR process, and such criteria may include: that future benefits outweigh the cost of remediation; the environmental, social and economic impacts of implementing the remediation process are less than the impact of leaving the site untreated; the remediation process impacts are minimal and measurable; the time scale over which the consequences occur is part of the decision-making process; and the decision-making process includes an appropriate level of involvement of all stakeholders (Al-Tabbaa *et al.*, 2007).

As such, the adoption of SR presents specific benefits that make it an important approach and increasingly necessary in this environment, as well as clear drivers for its realization and fundamental objectives and characteristics (Forum, 2009; Bardos *et al.*, 2011;

Fortuna *et al.*, 2011; Kalomoiri & Braida, 2013; Martino *et al.*, 2016; Slenders *et al.*, 2017), as can be seen in Fig. 2.

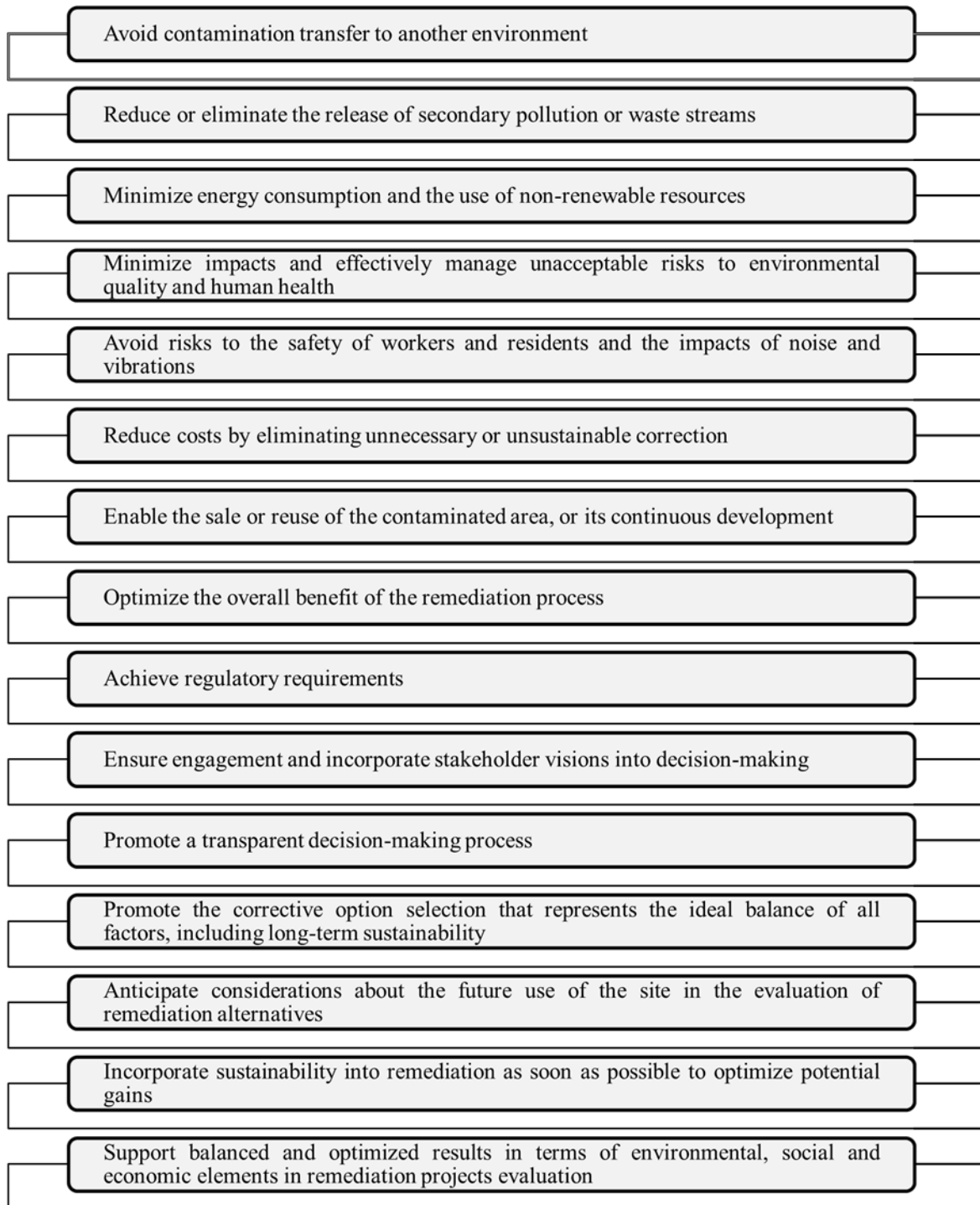
The importance of sustainability considerations in contaminated sites management is already prominent in political, organizational and business frameworks around the world. In recent years, a growing number of agencies and organizations from different countries have been debating SR and its approach in regulatory contexts (Hou & Li, 2018). These debates are followed by the adoption of SR procedures, publishing technical and normative guidelines, as well as guiding documents with structures, methods and tools to support evaluation and decision making (Holland, 2011; Sparrevik *et al.*, 2011; Huyssegoms & Cappuyns, 2017; Anderson *et al.*, 2018; Song *et al.*, 2018).

The Sustainable Remediation Forum (SuRF), which began in the United States and was created in 2006 by professionals involved in remediation projects, researchers and industries, is the first coalition dedicated specifically to the promotion and application of remediation concepts (Bardos *et al.*, 2013; Hadley & Harclerode, 2015). Currently SuRF has partner organizations and groups also in the United Kingdom (SuRF-UK), Brazil (SuRF-Brazil), the Netherlands (SuRF-NL), New Zealand and Australia (SuRF-ANZ), Canada (SuRF-Canada), Italy (SuRF-Italy), China (SuRF-Taiwan), Japan (SuRF-Japan), and Colombia (SuRF-Colombia). These SuRFs share the progress, learning and work each group is carrying out in their different countries towards SR.

In addition to the SuRFs, other organizations are dedicated to developing initiatives for SR, including the United States Environmental Protection Agency (USEPA), the American Society for Testing and Materials (ASTM), the Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC), the Network for Industrially Contaminated Land in Europe (NICOLE) and the United Kingdom Institution of Contaminated Land: Applications In Real Environments (CL:AIRE) (Bardos *et al.*, 2013; Hadley & Harclerode, 2015). The United Kingdom, where sustainability is widely recognized in regulation and used in practice, plays a leading role in promoting SR through the dynamic actions of CL:AIRE and SuRF-UK organizations (Hou *et al.*, 2014c; Rizzo *et al.*, 2016; Hou & Li, 2018).

These organizations produce several publications covering recommendations, guidelines, frameworks, standards and tools for evaluating SR, which fit in the context of different countries and regions and assist in its implementation in remediation activities (Hou *et al.*, 2016; Huang *et al.*, 2016).

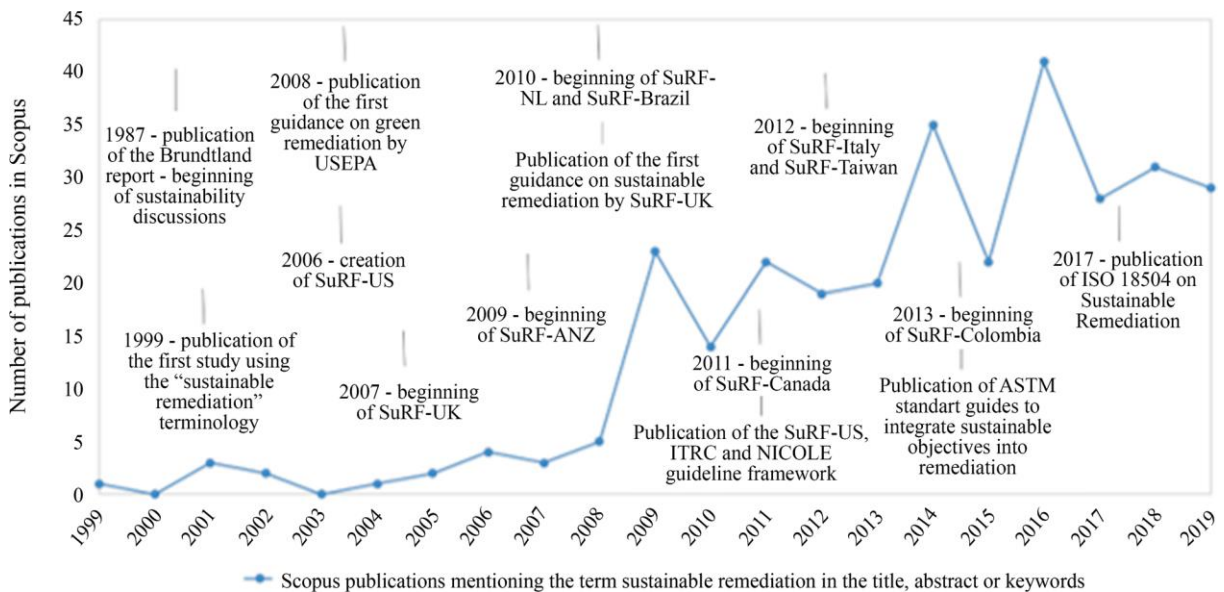
**Figure 2** - Main objectives and characteristics of SR.



In the last decade, several events have been highlighted with the objective of promoting SR, some of which are presented in Fig. 3. One of the highlights is the publication of ISO 18504 in 2017, which is the first document with global coverage in the field of SR, consolidating the international state of practices on the approach and evaluation of sustainability in the context

of remediation options (Rizzo *et al.*, 2016; ISO, 2017; Nathanail *et al.*, 2017; Bardos *et al.*, 2018).

**Figure 3** - Exponential growth of publications on SR and historical events. Source: Elaborated by the authors based on Bardos *et al.* (2013); Bardos (2014); Bardos *et al.* (2016b); Scopus (2018).



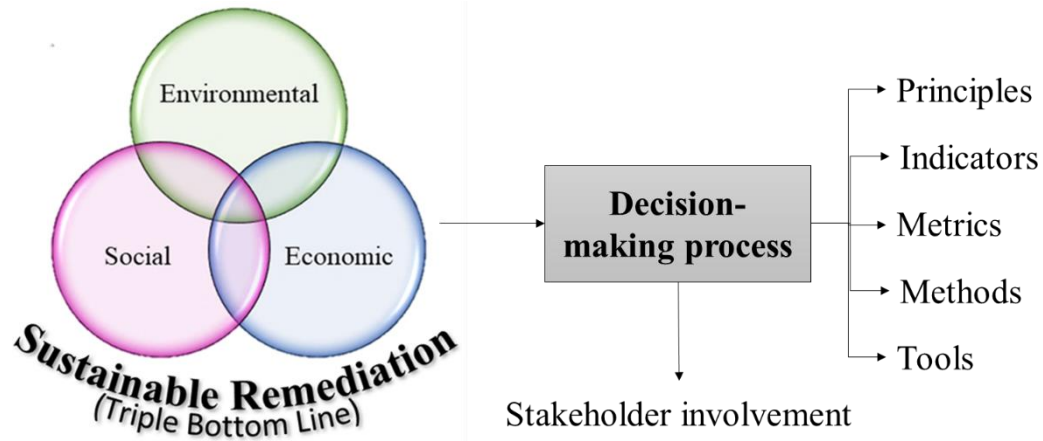
This evolution in the approaches, orientations, structures and case studies focused on the discourse of sustainability in the contaminated sites remediation can also be perceived in the scientific production scenario. A survey of the Institute for Scientific Information (ISI) Scopus database indicates that the number of publications pertaining to SR has grown exponentially over the last decade (Fig. 3). According to Fig. 3, the first publications began in 1999, and since 2008 the total number of articles published began to grow, reaching its peak in 2014 and 2016. Besides this, according to our latest survey of the Scopus database (March 18, 2019), in 2019 there are already 29 publications, surpassing the year 2017 and with only two publications less than 2018. This shows that the concerns in this context tend to grow increasingly, since sustainability is at the peak of global discussions.

In this context, Brazil has only seven publications related to the subject. A situation that is due in large part to the fact that Brazil still does not have a concise approach towards SR in its regulatory context on the management of contaminated sites.

Taking into account all these approaches to SR, their incorporation can occur at all stages of the remediation processes life cycle, involving project stakeholders, principles,

indicators, metrics, tools and methods to support the evaluation of potential sustainable correction alternatives (Petruzzi, 2011), as can be seen in Fig. 4.

**Figure 4** - Forms and stages of incorporation and evaluation of SR.



### 3.1 Stakeholders involvement in SR processes

Involvement of stakeholders is an important practice of SR. It is widely recognized that decision-making and successful management and remediation of contaminated sites depends to a large extent on the interaction of a variety of stakeholders, each with its unique demand (Hou *et al.*, 2014a; Hou & Al-Tabbaa, 2014; Hou, 2016).

Stakeholders correspond to an organization, group or person that may potentially be directly or indirectly affected by some of the remediation project stages, or those that have an interest in solving the problem (Cundy *et al.*, 2013). Among the stakeholders who have the strongest influence on the sustainable practices adoption are: the owner of the site; federal, state, and local regulatory agencies; primary planners or consultants; the workers; local residents and neighboring sites affected by remediation actions; and researchers (Forum, 2009; Cundy *et al.*, 2013; Kalomoiri & Braida, 2013; Hou *et al.*, 2014a; Hou & Al-Tabbaa, 2014).

Site owners manage the costs of remediation and long-term administration of the property's environmental issues. Regulators, however, balance regulatory requirements with SR and reuse approaches. And finally, the involvement of the resident community and society in general increases their awareness of the risks associated with contamination and related remediation activities, and thus seeks to protect the environment and economic and quality-of-life improvements (Holland *et al.*, 2013; Harclerode *et al.*, 2016).

For the involvement of these stakeholders in remediation projects, some basic principles should be considered, such as: identifying and involving all stakeholders at the outset of the

process; adopting a proactive approach; involve stakeholders at all stages of the process; planning long-term engagement; developing effective communication structures to enable reciprocal dialogue; ensuring that involvement is transparent and registered; recognizing that the criteria for assessing indicators may be subjective or objective; defining all assumptions clearly at the beginning of each step; and following a logical and gradual approach to avoid circular discussions and clearly address subjective issues (Cundy *et al.*, 2013). In addition, in order for this involvement to take place satisfactorily, stakeholders need to be aware of the limits of the remediation process and the objectives of SR (Kalomoiri & Braida, 2013).

Understanding the concepts of SR may not be the same for all these groups. O'Connor *et al.* (2019) observed that, on average, primary consultants gave higher scores for the environmental and social impacts analyzed than those given by regulators. However, across different perspectives, through transdisciplinary processes and communication or negotiation among stakeholders, consensus can be reached on a mutually beneficial and project-specific definition of sustainability and driving the adoption of sustainable practices (Forum, 2009; Hou, 2016). In addition, regulatory agencies play one of the most important roles among all stakeholders as they lead oversight of remediation activities and can act as mediators in disseminating sustainability concepts to other stakeholders in the process, as well as providing technical guidance to stakeholders. (Hou & Al-Tabbaa, 2014).

In general, stakeholder engagement is a vital SR practice to obtain useful feedback and identify the needs of all stakeholders and society at large (Harclerode *et al.*, 2016). In addition, it ensures that the uncertainties of sustainability assessment are minimized by allowing stakeholders to provide a balance of potential impacts and benefits (Cappuyns, 2016; NICOLE, 2010). Also, according to Harclerode *et al.* (2015b), stakeholder contributions already at the beginning of a remediation project can prevent conflicts, reduce unnecessary corrective measures, and help define the appropriate sustainability indicators acceptable to the context and acceptable to stakeholders.

However, since SR is still an emerging concept, stakeholders may not have enough knowledge to proactively stimulate and encourage sustainable practices, leading to divergent views and perceptions (Hou *et al.*, 2014a; Hou, 2016). In addition, dissemination and public engagement in remediation projects are still very limited, especially in developing countries, and greater incentives and improvements are needed to overcome these obstacles (O'Connor *et al.*, 2019). In this way, Hou *et al.* (2014a) have observed that although the involvement of different stakeholders affects behavior towards sustainability, their greatest influence is exerted



through institutional forces, that is, in most cases, the institutionalization of specific environmental practices still precedes the influence stakeholders.

#### **4 Sustainability Evaluation in Remediation**

The sustainability evaluation in remediation is a key component of integrating diverse information to support decision making on SR (Rosén *et al.*, 2015). According to Hou *et al.* (2014d), the main objective of sustainability assessment in remediation is to collect information so that decision makers and stakeholders can manage complex systems with a holistic view. For Gibson *et al.* (2005), assessing sustainability while pursuing a general approach to sustainability contributes to defining the specificities of sustainability in particular circumstances.

Alternatively, assessing the sustainability of remediation is quite complex and usually involves a great deal of information from different sources, such as concrete data from on-the-spot investigations, environmental footprint analyzes, economic and social analyzes, as well as information that reflects views and preferences between those involved (Rosén *et al.*, 2015). Thus, the sustainability evaluation in remediation is a process that requires a set of individual criteria to be agreed upon by those who carry out the evaluation, defining what is relevant to the project perspectives and stakeholders (Bardos *et al.*, 2018).

The sustainability evaluation seeks to identify the impacts and benefits of a remediation project (Song *et al.*, 2018); to address and balance both local and regional/global dimensions, and to cover both short-term and long-term prospects (Hou *et al.*, 2014d; Hou *et al.*, 2018); and to manage, inform, compare, select, verify performance, and optimize appropriate remedial solutions and processes (Bardos *et al.*, 2018).

In general, the sustainability evaluation in remediation is facilitated by the use of principles, indicators, metrics, methods, and tools that can be used to ensure the practicality of SR.

The principles usually address a number of common issues, such as ecological integrity, social equity, the sustainability tripod, immediate and long-term sufficiency, and democratic processes (Ridsdale & Noble, 2016). The six principles of SR listed by SuRF-UK are often cited and used in this context (SuRF-UK, 2011). However, a number of agencies and organizations already provide lists of SR principles, new and/or complementary to those listed by SuRF-UK, to guide decision-makers (Department of Defence, 2010; ITRC, 2011a; NICOLE, 2012; ISO, 2017).

An indicator is a unique feature or a specific observable measure that expresses an environmental, social or economic aspect and results in a sustainability effect. These indicators can be measured to monitor and compare the performance of different remediation options according to criteria in question and to a specific site (NICOLE, 2012; Beames *et al.*, 2014; Virkutyte & Varma, 2014). In general, the indicators can be objective or subjective, with qualitative or quantitative approaches (Reddy & Adams, 2015; Tilla & Blumberga, 2018). And in this context, although there is no set of indicators standardized, the list of indicators for SR presented by SuRF-UK is the most well-known and frequently used in studies (SuRF-UK, 2011).

Indicators may not be easily measurable, requiring metrics to be integrated, so that they can be evaluated objectively and accurately. Sustainability metrics are numerical values that can be used to assess or determine the degree of success, performance or progress that a particular project or alternative can achieve in relation to sustainability dimensions (Reddy & Adams, 2015). As for indicators, there is also no commonly accepted set of metrics. SuRF presents an extensive list of metrics for SR in its metrics toolbox, which tabulates metrics for each phase of the remediation process. However, for the purpose of evaluating SR, the ITRC set provides a compilation of reasonably complete SR metrics, built from reputable sources and which can therefore be used as a basis in this context (ITRC, 2011a).

The methods or frameworks are conceptual and systematic forms of decision making that assist in the sustainability evaluation of a remediation project regarding environmental, social and economic aspects. In addition, they help evaluate the indicators and sustainability metrics of a remediation project (Reddy & Adams, 2015). A standardized and universally accepted method has not yet been developed. However, agencies and organizations in many countries have been active in developing structures to facilitate the sustainability assessment in contaminated sites remediation. This is especially perceived in regions where discussions on SR are in a more advanced process, such as the United States and Europe (Reddy & Adams, 2015; Ridsdale & Noble, 2016; Rizzo *et al.*, 2016; Slenders *et al.*, 2017).

In the world scenario, the developed methods correspond to: USEPA (US Environmental Protection Agency) (USEPA, 2012); ASTM (American Society for Testing and Materials) (ASTM, 2013); ITRC (Interstate Technology and Regulatory Council) (ITRC, 2011b); NICOLE (Network for Industrially Contaminated Land in Europe) (NICOLE, 2010); and four groups associated with the SuRF (Sustainable Remediation Forum) - United States (Holland *et al.*, 2011), United Kingdom (SuRF-UK, 2010), Australia and New Zealand (Smith

& Nadebaum, 2016), and Taiwan (Huang *et al.*, 2016). At the Brazilian level, there are some initiatives aimed at SR, such as SuRF-Brazil and NICOLE Brazil, but the approach to sustainability issues and effective actions is still very limited. Therefore, no methods developed for the sustainability analysis in remediation are identified in the country.

The methods, as they are consisting in decision-making processes, often use tools during its stages to assist in the remediation project sustainability analysis. The Decision Support Tools (DSTs) comprise step-by-step approaches, which include qualitative, semi-quantitative or fully quantitative analyzes of remediation processes (Smith & Kerrison, 2013; Reddy & Adams, 2015; Anderson *et al.*, 2018).

In recent years a number of sustainability assessment tools have become available. These tools, of varying type and scope, may be in the public domain, sold as software for profit, or limited to use within a particular organization, which offer different levels of comprehensiveness, complexity and analysis (Holland *et al.*, 2011; Beames *et al.*, 2014; Reddy & Adams, 2015). In addition, tools can range from simple decision trees or spreadsheets, tables or graphs in Excel, to full life cycle assessments (Reddy & Adams, 2015; Huang *et al.*, 2016).

Many agencies, organizations, and studies categorize, list, and define the existing set of tools (Bardos *et al.*, 2002; Harclerode *et al.*, 2015b; Reddy & Adams, 2015; Cappuyns, 2016). Other studies aim to develop structures for sustainability evaluating of remediation projects, incorporating in decision-making the different tools already available (Halog & Manik, 2011; Kalomoiri & Braida, 2013; Yasutaka *et al.*, 2016; Hou *et al.*, 2017; Zheng *et al.*, 2019). In a more practical context, a considerable number of studies have already been carried out using different tools to analyze the impacts of remediation techniques, evaluating them and classifying for sustainability (Hou *et al.*, 2014b; Anderson *et al.* 2018).

Therefore, there are already several evaluation and decision support tools for choosing more SR alternatives. However, more and more flexible instruments are needed to address the full range of indicators and metrics in the three dimensions of sustainability and to be applicable from project design to project reuse (Huysegoms & Cappuyns, 2017).

## 5 Conclusions

It is recognized in the academic world that sustainable remediation (SR), unlike traditional remediation and green remediation, presents a broader vision, bringing the incorporation of sustainability concepts in the management and remediation projects of contaminated sites. It may be noted that the main objective of SR is to consider both

environmental, social and economic impacts and benefits that the application of a remediation technique can generate, always with a view to selecting the most sustainable option among those considered.

Great advances are observed in the SR field, especially with the creation of the Sustainable Remediation Forum (SuRF) in 2006 in the United States, in addition to the efforts of Agencies and Organizations in several countries to disseminate guidelines for the objective application of SR. In addition, the ISO 18504 publication, which comes to standardize the main outstanding issues regarding the orientation and implementation of SR concepts, represented a huge advance.

However, the practical application of SR in the remediation processes still needs to be improved. The concepts of SR are still very new in much of the world, as in the case of Brazil. The principles, indicators, metrics, methods and tools do not yet have standardization for worldwide use. In this way, the inclusion of sustainability in remediation should start from the dissemination of knowledge about SR, favoring the involvement of stakeholders in the decision-making processes.

Also, it is noted that, in order for the SR approach within the management of contaminated sites to continue to move forward, the SR should be seen as a new way of thinking about contaminated sites remediation, where the integration of economic, environmental, and social variables must be considered a fundamental factor in decision making.

## References

- Adams, J.A. & Reddy, K.R. (2012). State-of-the-Practice of Characterization and Remediation of Contaminated Sites. *Geotechnical Engineering State of the Art and Practice*, pp. 423-442.
- Al-Tabbaa, A.; Harbottle, M. & Evans, C. (2007). Robust Sustainable Technical Solutions. *Sustainable Brownfield Regeneration*, pp. 203-236.
- Anderson, R.; Norrman, J.; Voltar, P.E.; Söderqvist, T. & Rosen, L. (2018). What's the point? The contribution of a sustainability view in contaminated site remediation. *Science of The Total Environment*, 630:103-116.
- ASTM (2013). *Standard Guide for Integrating Sustainable Objectives into Cleanup - E2876-13*. ASTM International, West Conshohocken, Pennsylvania, USA.
- Baker, C.B.; Smith, L.M. & Woodward, D.S. (2009). The Sustainable Remediation Forum. *Remediation Journal*, 9(4):135-139.
- Bardos, P.; Lewis, A.; Nortcliff, S.; Matiotti, C.; Marot, F. & Sullivan, T. (2002). *Review of Decision Support Tools for Contaminated Land Management, and their Use in Europe*. Final report. Austria: Umweltbundesamt - Federal Environment Agency, on behalf of Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET), 192 p.

- Bardos, P.; Bone, B.; Boyle, R.; Ellis, D.; Evans, F.; Harries, N.D. & Smith, J.W.N. (2011). Applying sustainable development principles to contaminated land management using the SuRF-UK framework. *Remediation Journal*, 21(2):77-100.
- Bardos, P.; Bakker, L.; Darmendrail, D.; Harries, N.; Holland, K.; Mackay, S.; Pachon, C.; Slenders, H.; Smith, G.; Smith, J. & Wiltshire, L. (2013). Sustainable and green remediation - Global update. Proc. 12th AquaConSoil: ThS E3 Sustainable use of the subsurface, Barcelona.
- Bardos, P. (2014). Progress in sustainable remediation. *Remediation Journal*, 25(1):23-32.
- Bardos, R.P.; Cundy, A.B.; Smith, J.W.N. & Harries, N. (2016a). Sustainable remediation. *Journal of Environmental Management*, 184:1-3.
- Bardos, R.P.; Bone, B.D.; Boyle, R.; Evans, F.; Harries, N.D.; Howard, T. & Smith, J.W.N. (2016b). The rationale for simple approaches for sustainability assessment and management in contaminated land practice. *Science of the Total Environment*, 563-564:755-768.
- Bardos, R.P.; Thomas, H.F.; Smith, J.W.N.; Harries, N.D.; Evans, F.; Boyle, R.; Howard, T.; Lewis, R.; Thomas, A.O. & Haslam, A. (2018). The development and use of sustainability criteria in SuRF-UK's sustainable remediation framework. *Sustainability*, 10(6):1781-1803.
- Beames, A.; Broekx, S.; Lookman, R.; Touchant, K. & Seuntjens, P. (2014). Sustainability appraisal tools for soil and groundwater remediation: How is the choice of remediation alternative influenced by different sets of sustainability indicators and tool structures? *Science of The Total Environment*, 470-471:954-966.
- Brundtland, G.H. (1987). Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. Oslo, 300 p. Available at: <http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm> and downloaded on March 15th 2019.
- Cappuyns, V. (2016). Inclusion of social indicators in decision support tools for the selection of sustainable site remediation options. *Journal of Environmental Management*, 184:45-56.
- Cundy, A.B.; Bardos, R.P.; Church, A.; Puschenreiter, M.; Friesl-Hanl, W.; Müller, I.; Neu, S.; Mench, M.; Witters, N. & Vangronsveld, J. (2013). Developing principles of sustainability and stakeholder engagement for “gentle” remediation approaches: The European context. *Journal of Environmental Management*, 129:283-291.
- Department of Defence (2010). Guidelines for Consideration of Sustainability in Remediation of Contaminated Sites. Australian, 29 p. Available at: <http://www.defence.gov.au/estatemangement/Governance/Policy/Environment/Contamination/Docs/SustainabilityRemediationGuidelines.pdf> and downloaded on March 15th 2019.
- Favara, P. & Gamlin, J. (2017). Utilization of waste materials, non-refined materials, and renewable energy in *in situ* remediation and their sustainability benefits. *Journal of Environmental Management*, 204:730-737.
- Fortuna, M.E.; Simion, I.M. & Gavrilescu, M. (2011). Sustainability in environmental remediation. *Environmental Engineering and Management Journal*, 10(12):1987-1996.
- Forum, U.S. (2009). Sustainable remediation white paper - Integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects. *Remediation Journal*, 19(3):5-114.
- Gibson, B.; Hassan, S.; Holtz, S.; Tansey, J. & Whitelaw, G. (2005). *Sustainability Assessment: Criteria and Processes*. Earthscan, London, 268 p.
- Hadley, P.W. & Harclerode, M. (2015). Green remediation or sustainable remediation: moving from dialogue to common practice. *Remediation Journal*, 25(2):95-115.
- Halog, A. & Manik, Y. (2011). Advancing integrated systems modelling framework for life cycle sustainability assessment. *Sustainability*, 3(2):469-499.

- Harclerode, M.A.; Lal, P. & Miller, M.E. (2015a). Quantifying global impacts to society from the consumption of natural resources during environmental remediation activities. *Journal of Industrial Ecology*, 20(3):410-422.
- Harclerode, M.; Ridsdale, D.R.; Darmendrail, D.; Bardos, P.; Alexandrescu, F.; Nathanail, P.; Pizzol, L. & Rizzo, E. (2015b). Integrating the social dimension in remediation decision-making: State of the practice and way forward. *Remediation Journal*, 26(1):11-42.
- Harclerode, M.A.; Lal, P.; Vedwan, N.; Wolde, B. & Miller, M.E. (2016). Evaluation of the role of risk perception in stakeholder engagement to prevent lead exposure in an urban setting. *Journal of Environmental Management*, 184:132-142.
- Holland, K.S.A. (2011). Framework for sustainable remediation. *Environmental Science & Technology*, 45(17):7116-7117.
- Holland, K.S.; Lewis, R.E.; Tipton, K.; Karnis, S.; Dona, C.; Petrovskis, E.; Bull, L. P.; Taege, D. & Hook, C. (2011). Framework for integrating sustainability into remediation projects. *Remediation Journal*, 21(3):7-38.
- Holland, K.; Karnis, S.; Kasner, D.A.; Brandt, P.B.; Hadley, P.W.; Nathanail, P.; Ryan, J.; Smith, L.M. & Wice, R. (2013). Integrating remediation and reuse to achieve whole-system sustainability benefits. *Remediation Journal*, 23(2):5-17.
- Hou, D. & Al-Tabbaa, A. (2014). Sustainability: A new imperative in contaminated land remediation. *Environmental Science & Policy*, 39:25-34.
- Hou, D.; Al-Tabbaa, A.; Chen, H. & Mamic, I. (2014a). Factor analysis and structural equation modelling of sustainable behavior in contaminated land remediation. *Journal of Cleaner Production*, 84:439-449.
- Hou, D.; Al-Tabbaa, A. & Luo, J. (2014b). Assessing effects of site characteristics on remediation secondary life cycle impact with a generalized framework. *Journal of Environmental Planning and Management*, 57(7):1083-1100.
- Hou, D.; Al-Tabbaa, A. & Guthrie, P. (2014c). The adoption of sustainable remediation behaviour in the US and UK: A cross country comparison and determinant analysis. *Science of The Total Environment*, 490:905-913.
- Hou, D.; Al-Tabbaa, A.; Guthrie, P.; Hellings, J. & Gu, Q. (2014d). Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. *Journal of Cleaner Production*, 83:87-95.
- Hou, D. (2016). Divergence in stakeholder perception of sustainable remediation. *Sustainability Science*, 11(2):215-230.
- Hou, D.; Guthrie, P. & Rigby, M. (2016). Assessing the trend in sustainable remediation: A questionnaire survey of remediation professionals in various countries. *Journal of Environmental Management*, 184:18-26.
- Hou, D.; Qi, S.; Zhao, B.; Rigby, M. & O'Connor, D. (2017). Incorporating life cycle assessment with health risk assessment to select the 'greenest' cleanup level for Pb contaminated soil. *Journal of Cleaner Production*, 162:1157-1168.
- Hou, D.; Ding, Z.; Li, G.; Wu, L.; Hu, P.; Guo, G.; Wang, X.; Ma, Y.; O'Connor, D. & Wang, X. (2018). A sustainability assessment framework for agricultural land remediation in China. *Land Degradation & Development*, 29(4):1005-1018.
- Hou, D. & Li, G. (2018). Green and sustainable remediation movement in the new millennium and its relevance to China. Luo, Y. & Tu, C. (eds), *Twenty Years of Research and Development on Soil Pollution and Remediation in China*. Science Press and Springer, China, pp. 39-53.
- Huang, W.-Y.; Hung, W.; Vu, C.T.; Chen, W.-T.; Lai, J.-W. & Lin, C. (2016). Green and sustainable remediation (GSR) evaluation: framework, standards, and tool. A case study in Taiwan. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(21):21712-21725.
- Huysegoms, L. & Cappuyns, V. (2017). Critical review of decision support tools for

- sustainability assessment of site remediation options. *Journal of Environmental Management*, 196:278-296.
- ISO (2017). *Soil Quality e Guidance on Sustainable Remediation - ISO/DIS 18504*. International Standards Organization, Geneva, Switzerland, 23 p.
- ITRC (2011a). *Green and Sustainable Remediation: State of the Science and Practice*. Interstate Technology & Regulatory Council, Washington, D.C., EUA, 84 p.
- ITRC (2011b). *Green and Sustainable Remediation: a Practical Framework*. Interstate Technology & Regulatory Council, Washington, D.C., EUA, 135 p.
- Kalomoiri, A. & Braida, W. (2013). Promoting decision making through a Sustainable Remediation Assessment Matrix (SRAM). *International Journal Innovation and Sustainable Development*, 7(3):252-270.
- Martino, L.E.; Dona, C.L.; Dicerbo, J.; Hawkins, A.; Moore, B. & Horner, R. (2016). Green and sustainable remediation practices in Federal Agency cleanup programs. *Environmental Earth Sciences*, 75(21):3-13.
- Mobbs, S.; Orr, P. & Weber, I. (2019). Strategic considerations for the sustainable remediation of nuclear installations. *Journal of Environmental Radioactivity*, 196:153-163.
- Nathanail, C.P.; Bakker, L.M.M.; Bardos, P.; Furukawa, Y.; Nardella, A.; Smith, G.; Smith, J.W.N. & Goetsche, G. (2017). Towards an international standard: The ISO/DIS 18504 standard on sustainable remediation. *Remediation Journal*, 28(1):9-15.
- NICOLE (2010). *NICOLE Road Map for Sustainable Remediation*. Network for Industrially Contaminated Land in Europe, Rotterdam, Netherlands, 4 p.
- NICOLE (2012). *How to Implement Sustainable Remediation in a Contaminated Land Management Project? NICOLE Sustainable Remediation Work Group 2012 Report*. Network for Industrially Contaminated Land in Europe, Rotterdam, Netherlands, 61 p.
- O'Connor, D. & Hou, D. (2018). Targeting cleanups towards a more sustainable future. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 20(2):266-269.
- O'Connor, D.; Müller-Grabherr, D. & Hou, D. (2019). Strengthening social-environmental management at contaminated sites to bolster green and sustainable remediation via a survey. *Chemosphere*, 225:295-303.
- Petruzzi, N.M. (2011). A case study on the evaluation and implementation of green and sustainable remediation principles and practices during a RCRA corrective action cleanup. *Ground Water Monitoring & Remediation*, 31(2):63-71.
- Pollard, S.J.T.; Brookes, A.; Earl, N.; Lowe, J.; Kearney, T. & Nathanail, C.P. (2004). Integrating decision tools for the sustainable management of land contamination. *Science of the Total Environment*, 325(1-3):15-28.
- Reddy, K.R. & Adams, J.A. (2015). *Sustainable Remediation of Contaminated Sites*. Momentum Press, New York, 268 p.
- Reinikainen, J.; Sorvari, J. & Tikkanen, S. (2016). Finnish policy approach and measures for the promotion of sustainability in contaminated land management. *Journal of Environmental Management*, 184:108-119.
- Ridsdale, D.R. & Noble, B.F. (2016). Assessing sustainable remediation frameworks using sustainability principles. *Journal of Environmental Management*, 184:36-44.
- Rizzo, E.; Bardos, P.; Pizzol, L.; Critto, A.; Giubilato, E.; Marcomini, A.; Albano, C.; Darmendrail, D.; Döberl, G.; Harclerode, M.; Harries, N.; Nathanail, P.; Pachon, C.; Rodriguez, A.; Slenders, H. & Smith, G. (2016). Comparison of international approaches to sustainable remediation. *Journal of Environmental Management*, 184:4-17.
- Rosén, L.; Back, P.E.; Söderqvist, T.; Norrman, J.; Brinkhoff, P.; Norberg, T.; Volchko, Y.; Norin, M.; Bergknut, M. & Döberl, G. (2015). SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation.

- Science of The Total Environment, 511:621-638.
- Scopus (2018). Document Search. Available at: <https://www.scopus.com/home.uri> and downloaded on March 18th 2019.
- Slenders, H.L.A.; Bakker, L.; Bardos, P.; Verburg, R.; Alphenaar, A.; Darmendrail, D. & Nadebaum, P. (2017). There are more than three reasons to consider sustainable remediation, a Dutch perspective. *Remediation Journal*, 27(2):77-97.
- Smith, J.W.N. & Kerrison, G. (2013). Benchmarking of decision-support tools used for tiered sustainable remediation appraisal. *Water, Air & Soil Pollution*, 224(1706):1-11.
- Smith, G. & Nadebaum, P. (2016). The evolution of sustainable remediation in Australia and New Zealand: A storyline. *Journal of Environmental Management*, 184:27-35.
- Søndergaard, G.L.; Binning, P.J.; Bondgaard, M. & Bjerg, P.L. (2017). Multi-criteria assessment tool for sustainability appraisal of remediation alternatives for a contaminated site. *Journal of Soils and Sediments*, 18(11):3334-3348.
- Song, Y.; Hou, D.; Zhang, J.; O'Connor, D.; Li, G.; Gu, G.; Li, S. & Liu, P. (2018). 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*, 610-611:391-401.
- Sparrevik, M.; Saloranta, T.; Cornelissen, G.; Eek, E.; Fet, A.M.; Breedveld, G.D. & Linkov, I. (2011). Use of life cycle assessments to evaluate the environmental footprint of contaminated sediment remediation. *Environmental Science and Technology*, 45(10):4235-4241.
- SuRF-UK (2010). A Framework for Assessing the Sustainability of Soil and Groundwater Remediation. Sustainable Remediation Forum UK and Contaminated Land: Applications in Real Environments (CL:AIRE), London, United Kingdom, 63 p.
- SuRF-UK (2011). Annex 1: The SuRF-UK Indicator Set for Sustainable Remediation Assessment. Sustainable Remediation Forum UK and Contaminated Land: Applications in Real Environments (CL:AIRE), London, United Kingdom, 18 p.
- Tilla, I. & Blumberga, D. (2018). Qualitative indicator analysis of a sustainable remediation. *Energy Procedia*, 147:588-593.
- USEPA (2008). Green Remediation: Incorporating Sustainable Environmental Practices into Remediation of Contaminated Sites. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EUA, 56 p.
- USEPA (2011). Introduction to Green Remediation. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EUA, 2 p.
- USEPA (2012). Methodology for Understanding and Reducing a Project's Environmental Footprint. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EUA, 135 p.
- Van Liedekerke, M.; Prokop, G.; Rabl-Berger, S.; Kibblewhite, M. & Louwagie, G. (2014). Progress in Management of Contaminated Sites in Europe. European Union, Luxembourg, 72 p.
- Vidonish, J.E.; Zygourakis, K.; Masiello, C.A.; Sabadell, G. & Alvarez, P.J.J. (2016). Thermal treatment of hydrocarbon-impacted soils: A review of technology innovation for sustainable remediation. *Engineering*, 2(4):426-437.
- Vik, E.A.; Bardos, P.; Brogan, J.; Edwards, D.; Gondi, F.; Henrysson, T.; Jensen, B.K.; Jorge, C.; Mariotti, C.; Nathanail, P. & Papssiopi, N. (2001). Towards a framework for selecting remediation technologies for contaminated sites. *Land Contamination and Reclamation*, 9(1):119-127.
- Virkutyte, J. & Varma, R.S. (2014). Greener and Sustainable Remediation Using Iron Nanomaterials. ACS Symposium Series, pp. 1-21.
- Yasutaka, T.; Zhang, H.; Murayama, K.; Hama, Y.; Tsukada, T. & Furukawa, Y. (2016). Development of a green remediation tool in Japan. *Science of The Total Environment*,



563-564:813-821.

Zheng, Z.J.; Lin, M.Y.; Chiueh, P.T. & Lo, S.L. (2019). Framework for determining optimal strategy for sustainable remediation of contaminated sediment: A case study in Northern Taiwan. *Science of The Total Environment*, 654:822-831.

**CAPÍTULO II (artigo de revisão da literatura - publicado):** Relevance of sustainable remediation to contaminated sites manage in developed and developing countries: case of Brazil

2

**Abstract.** The sustainable remediation emerged as a paradigm shift within contaminated sites management. However, this approach still has difficulties and therefore its application is quite limited. Thus, this paper aims to present and analyze the characteristics and trends of sustainable remediation approach in developed and developing countries, with an emphasis on Brazil case. Firstly, the background to sustainable remediation approach is presented. The discussion is carried out through a contextualization of the main barriers and challenges in sustainable remediation consideration and application in worldwide. The main perspectives and recommendations about the sustainable remediation were contextualized. Finally, approaches of sustainable remediation in developed and developing countries context was presented and analyzed, with emphasis on Brazilian situation. It is concluded that sustainable remediation is of great importance and that many advances have been made; however, the use of the term is still in adaptation process, especially in developing countries. In Brazil, at the same time as it is verified that has the regulatory structure focused on the management of contaminated sites is fairly recent, the sustainability considerations in this context are almost nonexistent.

**Keywords:** Triple bottom line; Barriers; Changes; Perspectives; Structure regulatory; Critical review.

## 1 Introduction

Consideration of sustainability in contaminated sites management have drawn attention recently, and the incorporation of sustainability in remediation of these sites has gradually gaining importance, being its recent and increasing dissemination (Pollard et al. 2004). Sustainable remediation has the broad purpose of reducing environmental, economic and, social impacts, as well as maximizes the benefits in these three dimensions in a long-term approach to the treatment of a remediation technique (Cundy et al. 2013; Holland et al. 2011).

Sustainable remediation corresponds to a new paradigm shift within the management of contaminated sites. In recent years has been widely recognized as an important component of planning and implementation of remediation processes around the world, attracting considerable attention from government organizations, industry, regulators, professionals in the field, researchers, and academia in general. However, sustainable remediation is still an emerging approach to contaminated sites management, and has evolved gradually over the past

---

<sup>2</sup> BRAUN, Adeli Beatriz; TRENTIN, Adan William da Silva; VISENTIN, Caroline; THOMÉ, Antônio Relevance of sustainable remediation to contaminated sites manage in developed and developing countries: Case of Brazil. *Land Use Policy*, v.94, p.104533 - 104544, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104533>.

few years (Pollard et al., 2004; Bardos et al., 2011; Harclerode et al., 2015a; Reddy and Adams 2015; Hou et al., 2016; Hou et al., 2017; Bardos et al., 2018; Hou et al., 2018; Song et al., 2018).

In developing countries, compared to developed countries, sustainable remediation has not received much attention, both in the academic setting, in relation to publications in the field, and in the practical context, as can be detected later in this paper. According to Diaz-Sarachaga et al. (2017), sustainable development in developing countries requires effective guidelines and structures to ensure a balanced analysis of the social, economic, and environmental dimensions, and in this case, social and economic issues must prevail over environmental concerns to ensure the achievement of the sustainability goals.

Some reviews involving the concepts of sustainable remediation have already been published (Huyssegoms and Cappuyns, 2017; Bardos et al., 2018; O'Connor and Hou, 2018) with projections mainly for developed countries, as described in Hou et al. (2014b). However, although there are some related works (Espana et al., 2018; Gu et al., 2015), studies specifically focused on discussing and analyzing more clearly the context of sustainable remediation in developing countries are still quite deficient.

This suggests that it is possible and necessary to improve and deepen studies on the approach to sustainable remediation in the context of developing countries. In this situation, the case of Brazil is included, because, although in recent years (2015 to 2019) the efforts of Brazilian researchers to disseminate the theme are increasing and, consequently, publications are growing, in practice and in the regulatory structure, sustainable remediation is not widespread. In addition, among these published works there are no studies that specifically review and discuss the context of sustainable remediation in Brazil.

In view of the above considerations this paper aims to present and analyze the characteristics and trends of sustainable remediation approach in developed and developing countries, with an emphasis on Brazil case. This discussion includes mainly the characteristics, highlights, trends and perspectives on the issues surrounding sustainable remediation and its approach in developed and developing countries, bringing the Brazil specific context as case study.

## **2 Methodological procedures**

This study is characterized by a systematic bibliographic review and bibliometric study of an exploratory and descriptive nature, with qualitative and quantitative approaches. A comprehensive search of all existing publications related to the topic sustainable remediation

was carried out. A systematic review improves the methodological transparency adopted and consequently allows future replications, because it adopts pre-defined sequential search strategies (Denyer and Tranfield, 2009). In this sense, the bibliometric research allows the selection and subsequent analysis of the most relevant studies (Marcelo and Hayashi, 2013).

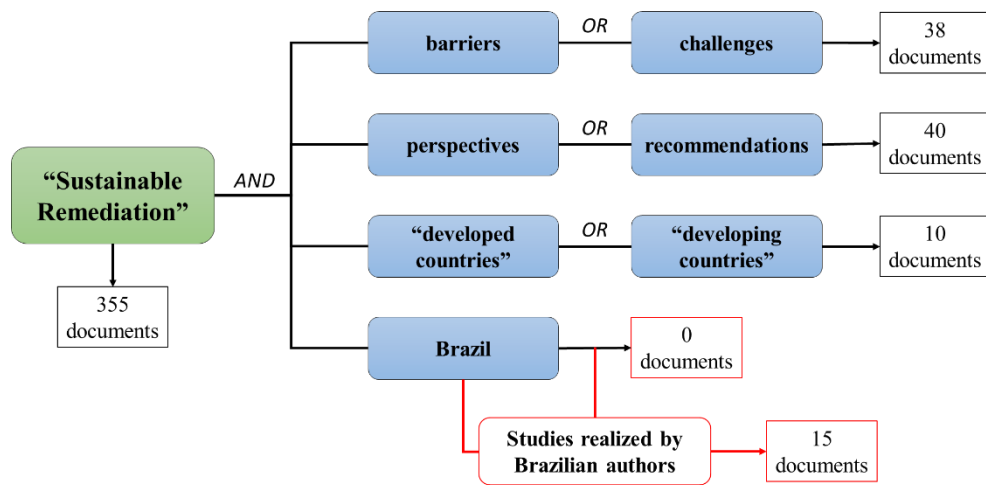
The database used for the research was Scopus (scopus.com) of the Institute for Scientific Information (ISI). The choice to use it was due to the fact that it corresponds to one of the most comprehensive scientific databases. Scopus is the largest database of abstracts and citations of the literature, including scientific journals and scholarly peer-reviewed works (Scopus, 2018).

The research carried out in the Scopus database requires delimitation in relation to some criteria. The combinations of keywords selected in the “title, summary and keywords” of the publications were used. The limit period considered for data analysis was 2019, and the last survey was conducted on January 21st, 2020. There were no delimitations in relation to the types of documents and the type of access (free or not). Thus, scientific papers, reviews, books and/or chapters of books, conference papers, contributions to edited volumes, and working papers were included in the study. Also included in the research were all areas of knowledge that publish on the subject.

Considering these criteria and using the expression "sustainable remediation" as a single word in the database, through the use of quotation marks, the study brought 355 documents related to the thematic. These works were carefully analyzed in order to fit them to the topics chosen to be discussed in this study and thus increase knowledge on specific issues related to the theme of sustainable remediation.

Figure 1 shows the relationship between the main theme and the specific research topics. Was used the boolean operators “AND” and “OR” to perform the combinations of words. The use of the AND operator represents that all the terms used should appear in the publications, whereas the OR operator indicates that the publications can bring any of the terms used.

**Figure 1.** Methodological structure of research

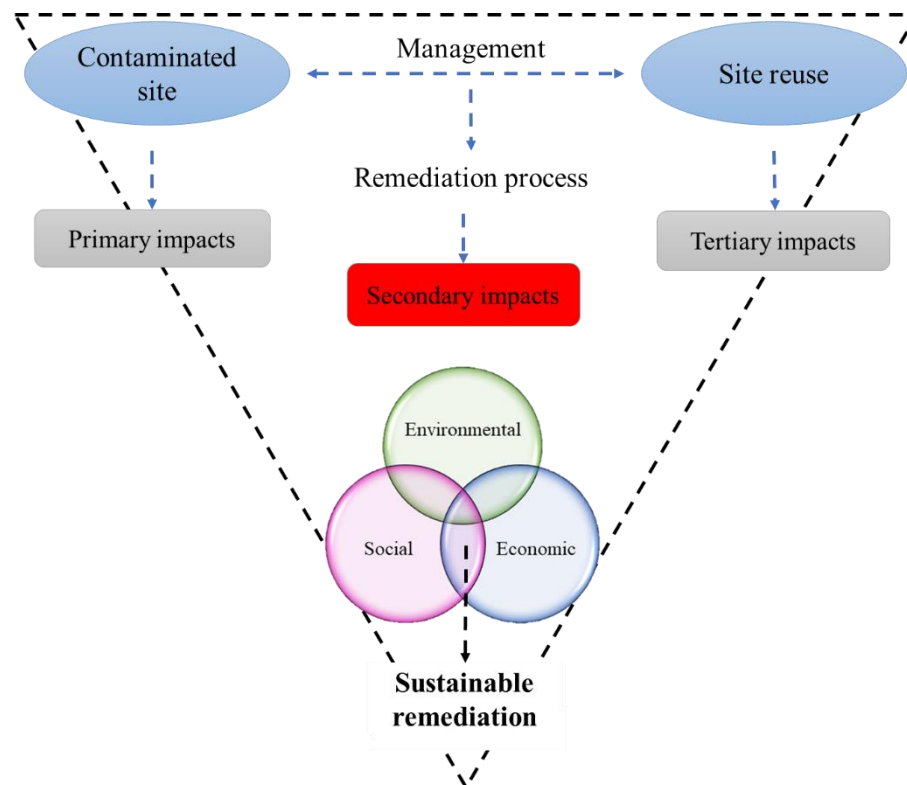


### 3 Sustainable remediation

It is widely recognized that the management of contaminated sites and the consequent application of remediation techniques are necessary and beneficial because they eliminate or reduce the impacts and risks associated with contamination and can restore the ecological functions of the area (Bardos et al., 2002). However, the remediation process itself can introduce new local, regional and global impacts on the environment, society and economy due, for example, to the high consumption of energy and materials as well as emissions of pollutants throughout its life (Søndergaard et al., 2017; Amponsah et al., 2018). In addition, some impacts may also occur after the application of the remediation process, at the site closure stage, associated with the future use of the area, including residual risk for future users of the site (Lesage et al., 2007; Hou et al. 2014a). These impacts (environmental, social and economic) are often referred to as primary, secondary and tertiary impacts, respectively, as can be seen in Figure 2.

In view of this, it was necessary to insert the concepts of sustainability throughout the process of management of contaminated sites, including remediation. Sustainable remediation seeks to maximize benefits and reduce the overall environmental, economic and social impacts of remediation actions aiming to achieve a global net benefit to ensure the protection of human health and the environment. Therefore, it seeks to optimize the selection of remediation techniques, promoting the use of more sustainable practices (Holland, 2011; Bardos, 2014; Hou et al., 2014b; Hadley and Harclerode, 2015; Bardos et al., 2016).

**Figure 2.** Exemplification of the sustainable remediation process within the management of contaminated sites



Sustainable remediation is a relatively new concept, but it is becoming a term commonly used among regulatory and governmental entities in the remediation sector (Petruzzi, 2011; Smith and Kerrison, 2013; Hou and Al-Tabbaa, 2014; Hou et al., 2014a; Hou et al., 2014b; Hou, 2016). The first initiative, developed to promote the concept of sustainable remediation, was the Sustainable Remediation Forum (SuRF), created in 2006 in the United States, the SuRF-US. Currently SuRF already has groups spread around the world, such as the United Kingdom (SuRF-UK), Brazil (SuRF-Brazil), the Netherlands (SuRF-NL), New Zealand and Australia (SuRF- Canada), Italy (SuRF-Italy), China (SuRF-Taiwan), Japan (SuRF-Japan) and Colombia (SuRF-Colombia).

Other similar working groups have also been established, which include the United States Environmental Protection Agency (USEPA); the American Society for Testing and Materials (ASTM); the Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC); the Network for Industrially Contaminated Land in Europe - Network for Industrially Contaminated Land in Europe (NICOLE); the United Kingdom Institution on Contaminated Land: Applications in Real Environments (CL:AIRE) and the International Organization for Standardization (ISO) These agencies and organizations are focused on developing guidelines, tools and standards on

sustainable remediation (Bardos et al., 2013; Hadley and Harclerode, 2015; Hou et al., 2016; Rizzo et al., 2016; Bardos et al., 2018; Song et al., 2018).

Sustainable remediation principles and practices can help reduce the impact of a specific project as well as increase its overall net benefit (Forum, 2009). In addition, sustainability considerations are increasingly important in managing of contaminated sites so that the overall environmental and socioeconomic aspects associated with contaminated sites and the application of remediation processes are considered, including the effects on people living in and around localities (Smith and Kerrison, 2013; Yasutaka et al., 2016). Therefore, consider the total risk in a wider geographic and temporal context of remediation processes; ensure that the impacts do not outweigh the benefits of applying remediation techniques; and to find the right balance between environmental, social and economic aspects and to incorporate them in contaminated sites management approach, are some of the aspects that defines the general sustainability of a specific remediation project (Diamond et al., 1999; Bardos et al., 2002; Reinikainen et al., 2016).

#### **4 Barriers and challenges of sustainable remediation**

Sustainability is admittedly an empty and polymorphous concept that allows flexibility to accommodate a variety of needs. However, even if these vague definitions allow wide acceptance in the most diverse fields, they have also led to the current lack of consensus in the application of sustainability measures, including in remediation context (Hou and Al-Tabbaa, 2014).

Although significant advances have been achieved in recent years in promotion of sustainable remediation and their concepts and principles are already widely accepted, these forces are still very low, its adoption in practice by remediation professionals continues to be very slow, as well as its incorporation in regulatory procedures has not yet been achieved (Reinikainen et al., 2016; Smith and Nadebaum, 2016; Song et al., 2018). There is a demand for sustainable remediation practices, but the lack of standard processes and definitive sources of information make it difficult to explain the complex technical issues of sustainable remediation for all stakeholders (Forum, 2009).

Regarding guidance documents on sustainable remediation, significant advances have already been achieved, such as those developed by international technical organizations ASTM and ISO, as well as SURFs, however, many specific technological and socioeconomic contexts are taken into account, which may not suit to any country, region or place (Song et al., 2018).

Therefore, the exact approach to sustainability assessment used in one country may not always be directly transferable to another (Bardos, 2014; Hou et al., 2014c). Moreover, none of these established structures are required or enforced by regulatory agencies worldwide, making it clear that implementation of comprehensive sustainable remediation assessments is still quite limited (Harclerode et al., 2016b).

Likewise, the various tools, criteria, indicators, and metrics developed can be difficult to validate and thus make it difficult to evaluate and select the appropriate solution. Therefore, there are clear social, technical, economic, regulatory, and legal impediments to the acceptance and implementation of sustainable remediation (Forum, 2009). In this way, fourteen situations are outlined below that represent the main barriers and challenges that still persist and hinder the full conception of sustainable remediation:

i. Lack of regulatory requirements and specific, clear and consensual guidelines on how to integrate sustainable remediation metrics within the current regulatory framework (Booth and Gaskin, 2011; Hou et al., 2014b);

ii. The difficulty in managing conflicts and choices between the three dimensions of the sustainability tripod and to evaluate these environmental, social, and economic terms consistently and in a balanced way (Bardos et al., 2011; Harclerode et al., 2015b; Marinovich et al., 2016);

iii. Lack of well-established, structured, standardized, comprehensive, and transparent processes that represent the confluence of environmental, social, and economic factors in decision-making to assess the sustainability of a project and select sustainable solutions. Beyond the lack of well-defined indicators that describe the sustainability in its three dimensions (Forum, 2009; Adams and Reddy, 2012; Held and Noé, 2012; Marinovich et al., 2016);

iv. Lack of methodologies to assess the socioeconomic and tertiary impacts of remediation and their inability to quantify social and economic sustainability (Hou et al., 2016; Marinovich et al., 2016);

v. Existing tools and methods for selecting sustainable alternatives for contaminated sites remediation still present several imbalances in the way sustainability is addressed. There is an imbalance between the assessment of environmental, economic, and social aspects, favoring the environmental aspect. Moreover, within each aspect, some categories of indicators receive much more attention, while others are almost never considered (Cappuyns, 2016; Huysegoms and Cappuyns, 2017);



- vi. Lack of technical guidance or manuals with a consensus of agreed and unified knowledge on how to incorporate sustainable remediation into practice, and be easily accessible to serve as guidance for stakeholder training (Forum, 2009; Adams and Reddy, 2012);
- vii. Limited performance information for many existing and innovative technologies (Hadley and Harclerode, 2015);
- viii. Deficient knowledge of the sustainable remediation principles by professionals, as well as of society in general, hindering their effective incorporation in remediation process (Forum, 2009; Mulligan et al., 2013; Marinovich et al., 2016; Song et al., 2018);
- ix. Little demand, appreciation, acceptance or agreement, as there is still some hesitation on the regulators part and the public to adopt sustainable technologies. Much due to the lack of full understanding of the cost-benefit and social objectives that these solutions can bring. In addition, there are stakeholder concerns about cost, performance, and the uncertainty of achieving truly sustainable cleanup goals, balancing the protection of human health and the environment with other risks and social and economic goals (Forum, 2009; Bardos et al., 2011; Booth and Gaskin, 2011; Hou et al., 2014b; Hadley and Harclerode, 2015). Therefore, there is a lack of consensus on what sustainable practices consist, especially in social and economic spectra, as well as the nature of sustainability concepts is often not easily translated into viable activities (Mulligan et al., 2013; Hou and Al-Tabbaa, 2014);
- x. The resulting value of site remedied for the new use may not be compatible with the cost of remediation process (Holland et al., 2013);
- xi. Lack of financial incentives to encourage research, innovation and the development of sustainable remediation practices (Booth and Gaskin, 2011; Adams and Reddy, 2012);
- xii. Lack of processes or systems for standardization, validation and certification of methods, tools, indicators and sustainability assessment metrics, as well as more sustainable remediation technologies (Forum, 2009; Adams and Reddy, 2012);
- xiii. Difficulty in ensuring significant stakeholder engagement and understanding of their expectations and the behavior of practitioners towards sustainable remediation (Bardos et al., 2011; Booth and Gassin, 2011; Harclerode et al., 2015b; Hou et al 2014c; Hou et al., 2016; Marinovich et al., 2016);
- xiv. Most methods are developed by entities in developed countries, and do not represent in many respects the reality of developing countries. It is also noted that prospects for sustainable remediation are further elucidated in countries with the most developed economies (Hou et al.,

2016). However, in general, there are still large gaps between awareness and the practice of sustainable remediation in most countries (Hou et al., 2014b).

## **5 Future perspectives and recommendations on sustainable remediation**

Although there are still several barriers and it is difficult to make positive changes of any kind in this field, Booth and Gaskin (2011) already pointed out that it is possible to apply sustainability in environmental remediation. To do so, it is requiring a more solid understanding of what sustainability really means. It is needed greater attention and understanding of how sustainable norms, rules and values are incorporated into remediation and more research to improve its practicality (Hou et al., 2014c; Hou, 2016; Prior, 2016).

In order to promote sustainable remediation, it is imperative to improve the behavioral states of remediation professionals through ongoing efforts and going beyond awareness-raising campaigns. Policy makers should develop tools to provide more knowledge, training and resources to remediation practitioners and stakeholders in order to improve understanding of sustainable remediation and improve public self-interest for its adoption (Hou, 2016; Hou et al., 2016).

In general, remediation industry professionals need more support from the scientific community to implement sustainability principles and practices in remediation, and also to make sure that their action is sustainable or how to make it sustainable (Hou, 2016). Sustainable remediation should be considered as a new way of thinking about remediation. It is a means of improving environmental, social and economic performance, reducing negative impacts, highlighting important conflicts and choices, and promoting transparent and collaborative communications among stakeholders, leading to a wider acceptance of stakeholders in corrective action (Hou and Al-Tabbaa, 2014; McNally, 2018). Therefore, a greater understanding of the entire sustainable remediation process benefits is needed, so that more sustainable techniques are not immediately discarded because they are more expensive and/or slower (Hou, 2016).

Sustainable remediation has the capacity to achieve regulatory barriers and promote technological innovation, but more investment is needed in development of new sustainable technologies (Hou, 2016; Hou and Li, 2018). Hou and Al-Tabbaa (2014) already emphasized in their study that the rise of sustainable remediation concept represents a critical point of intervention in remediation field, with the reformulation of laws, as well as the establishment of new norms and standards for professionals.

Thus, one of the effective frameworks for sustainability successful incorporation into remediation practice still depends on joint action between academia, government, and industry. For example, through social consensus, greater institutional learning on remediation and the adoption of clear political and legal measures at the national level by public authorities and governments (Held and Noé, 2012; Hou and Al-Tabbaa, 2014; Reinikainen et al., 2016).

In this perspective, as an example is brought the government Finnish initiative, that by recognizing this need, adopted a national strategy to promote the sustainable management of contaminated sites. Therefore, it includes a new national program for research and remediation of these sites, regulatory guidelines and economic policy instruments to promote the adoption of innovative technologies of remediation (Reinikainen et al., 2016). In addition to this example, to date, several lessons have already been learned that have led to recommendations and perspectives in sustainable remediation context.

Sustainability assessment methodologies should be flexible and allow the selection of metrics appropriate to site conditions and stakeholder values (Forum, 2009). This is because the optimal strategies and decisions needed to achieve sustainable remediation can vary according to the social, geographic and economic conditions of stakeholders in remediation project (Hou and Al-Tabbaa, 2014). Therefore, sustainability, while comprehensive, is also highly site specific and depends on the opinions of different stakeholders (Bardos, 2014). However, Hou et al. (2016) emphasize that general guidelines are also needed for remediation technologies choice without going through the life cycle assessment of each project and site.

Sustainability assessments should be conducted as part of the selection and optimization of remediation techniques, and can be used effectively to inform about these actions (Forum, 2009). However, considering sustainability throughout the life cycle of contaminated sites management and remediation, including prior to remediation options selection, improves existing systems, reduces and avoids the process overall impacts (Harclerode et al., 2015a).

The standardization of criteria and guidelines for sustainability assessment, as well as the validation or certification of methods, metrics, indicators used to sustainability assess or measure of a remediation process are essential for the sustainable remediation practical acceptance. Validated results confer confidence the specific process used and the data obtained (Forum, 2009; Held and Noé, 2012). The importance of a standardized framework to guide the development of sustainable remediation policies and simple practical guidance methodologies for sustainable remediation is recognized (Hou, 2016; Smith and Nadebaum, 2016).

For Held and Noé (2012) the debate on sustainable remediation focuses on balancing sustainability assessment, risk management and future use of the site. In this sense, tools are already strongly recommended that couple the sustainability evaluation of the remediation process according to the future alternatives of site use, allowing the evaluation of sustainability of different scenarios, from the remediation process to the site reoccupation (Beames et al., 2014).

Another perspective that arises in sustainable remediation field is the concept of resilience, since sustainability aims to address the present and the future. In this way, the approach to the remediation project and the planning of sustainable solutions must be long-term in order to respond to the effects of climate change. In addition to having the ability to adapt to changing conditions, such as addressing environmental standards and evolving human health and the variety of future development choices (Hou and Al-Tabbaa, 2014; O'Connell and Hou, 2015).

## **6 Sustainable remediation in developed and developing countries**

In developed countries in Europe and North America, for example, United Kingdom, Netherlands, United States and Canada already have well-established approaches and policies to assess, manage and remediate contaminated sites and even implement such policies. Similarly, these countries already have high rates of awareness and adoption of sustainable remediation, and the gap between personal awareness and national consciousness is relatively narrow (Hou et al., 2014b; Hou et al., 2016; Espana et al., 2018).

The United Kingdom, country where sustainability is widely recognized in regulation and used in practice, plays a leading role in promoting sustainable remediation through the active actions of CL: AIRE and SuRF-UK organizations (Hou et al., 2014b; Rizzo et al., 2016; Hou and Li, 2018). Therefore, the ease of adopting sustainable remediation practices in these countries is largely due to the operation of a relatively effective management system, developed from long-standing practices, and striking a balance between the need to ensure human health and ecological systems, which also facilitates the adoption of sustainable remediation practices (Luo et al., 2009).

In contrast, developing countries still need further thought and initiative to respond to its sites contamination, especially with regard to meeting international standards in this context and the availability of appropriate legislation for effective management and remediation. In the same way, besides being less conscious, they also present low rates of sustainability adoption in contaminated sites remediation (Hou et al., 2014b, Hou et al., 2016, Espana et al., 2018).

According to Hou et al. (2016), stakeholders personal views on sustainable remediation; awareness and adoption of sustainable remediation at organizational level; awareness on sustainable remediation at country level; the driving force for sustainable remediation; and global adoption of sustainable remediation are greater in countries like United States, United Kingdom and other developed countries compared to developing countries. A more detailed discussion of the main differences between developed and developing countries is highlighted in Table 1, which was elaborated by the authors based on Luo et al. (2009), Rodrigues et al. (2009), Zabbey et al. (2009), Hou et al. (2014b), Hou et al. (2016) and Espana et al. (2018).

To arrive at the themes divisions in Table 1, first all aspects related to developed and developing countries were listed. Next, similar approaches were grouped. Then, considering the specific subject of each group, was assigned a corresponding theme. The themes correspond to contexts of contaminated sites management, however, their approach may differ between countries.

The topics covered are: the way in which the management of contaminated sites is applied and considered in each country; the regulatory structure; the level of managers qualification and those involved in the process; the sectors responsible for the management of contaminated sites; financing means; incorporation of sustainability concepts; public consultations for decision-making; involvement of different stakeholders in the management process; and knowledge about historical contamination and the existence of remediation programs.

As in practice, in the scientific setting these differences are also quite evident. Considering the methodological procedure presented in Section 2 of this study and the Scopus database, a relationship was obtained between the countries and publications related to the theme of sustainable remediation, as can be seen in Figure 3.

In relation to the total number of publications, researchers from 30 developed countries or in transition and 24 developing countries are part of the documents. Regarding the number of publications, this difference is significantly greater. Developed countries have about 62% more publications than developing countries. Also, the United States has the largest number of publications in the field of sustainable remediation, around 33% of the total. In the ranking of the 10 top countries in the sustainable remediation field, only China and Brazil correspond to developing country. Although China presents a clear economic growth in recent years, social development still has major shortcomings.

**Table 1.** Major differences between developed and developing countries in some contexts of site management.

Themes	Developed countries	Developing countries
Management	<p>Efficiency to identify contaminated sites.            Conduct risk assessments before commencing remediation activities.            In most countries remediation of contaminated sites is considered a part of the normal development process.            The principle of "suitable for future use" is adopted as the standard for the evaluation and remediation of contaminated sites.</p>	<p>There is a major deficiency in the identification of contaminated sites.            Risk analysis is employed in few remediation processes.            The contaminated sites remediation occurs mainly due to the need imposed by the public power.            Lack of database of these sites, which affects since the remediation process, as well as the quality and validity of the conclusions reached both at the end of a restoration project and in the impact assessment.            The traditional concern for the restoration of "soil quality" for the remediation of contaminated sites is still used.</p>
Regulation	<p>Clear definition for contaminated land.            Clear regulations on the issue of contaminated sites.            Clear and applicable policy framework.            Soil quality standards defined according to scientific analysis.            Presence of professionals with knowledge and experience in public positions, improving regulations, as well as the inspection of contaminated sites.</p>	<p>No clear definition for contaminated land.            Lack of a clear political framework and applicable to the reality of developing countries.            Soil quality standards are often defined on the basis of international guidelines, which may be inappropriate for developing countries.            Lack of professionals with knowledge and experience in public positions.</p>
Qualification	<p>Managers of contaminated sites are often trained.            Encourage sharing knowledge and information. In developed regions such as the UK and the US, regular training platforms are established for contaminated land management professionals to encourage sharing of knowledge and information.</p>	<p>Lack of periodic training and technical training for professionals.            Lack of knowledge and technical capacity to implement a successful remediation technology considering the level of contamination.</p>

	Public bodies are equipped with specialized technical personnel.	Lack of specialized professionals responsible for contaminated sites in public agencies, at all levels of government.
Responsibility	<p>In some countries local authorities have a responsibility to deal with the effects of soil contamination on public health and the development of contaminated sites.</p> <p>Well-coordinated and qualified local authorities with a clear and well-defined role. They develop quality standards considering local characteristics. In addition to local authorities being the main regulators.</p> <p>Contaminated sites are regulated by the interconnection of various legislative regimes.</p> <p>The remediation liability is placed on the original polluter and/or the current owner/occupier.</p>	<p>Lack of clarity in the structure of the authorities responsible for the contaminated sites.</p> <p>Shared responsibility among agencies and levels of government (national, regional and local), generating conflicts of governance in remediation.</p> <p>Weak regulatory framework. Responsibility for contaminated sites is scattered across various government departments.</p> <p>Lack of an integrated legislative regime on contaminated sites at national level. Thus, different and conflicting interventions and target values are used to regulate the remediation of contaminated land.</p>
Financing	<p>Government incentive through funding for the remediation of contaminated sites. As for example the Superfund in the United States, being a fund for the remediation of contaminated sites</p> <p>Political incentive in voluntary remediation by private site owners.</p> <p>A sustainable financing mechanism is developed to ensure immediate attention to sites that pose threats to human health and the environment.</p>	<p>Little governmental incentive in financing for the remediation of contaminated sites.</p> <p>Remediation of contaminated sites depends on voluntary actions of site owners, or through public pressure. Resources for remediation are limited, hampering the provision of incentives for the remediation of contaminated sites.</p> <p>The responsibility for remediation of the contaminated sites is not very clear. Thus, in many places the polluter ends up being blamed, however the public places end up being for the government to remedy.</p>
Sustainability	They incorporate social benefits, at the same time, that seek to reduce environmental costs and damages in the management and decision making of contaminated sites.	There is little consideration in terms of cost-benefit analysis of remediation processes. Being that the concern with the social benefits are little considered.

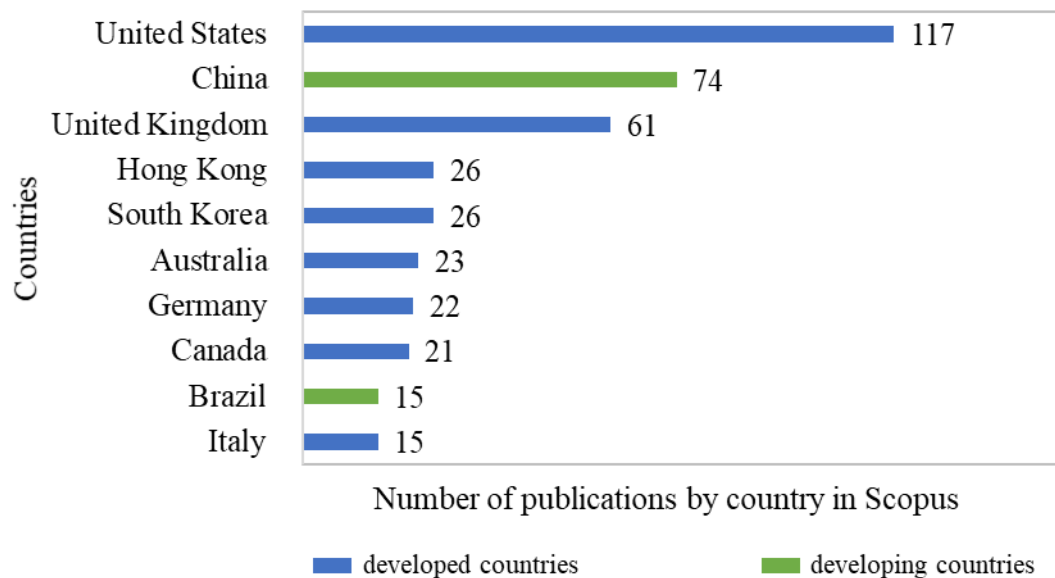
Public consultations	Conscientization of the population in the participation of the decision-making processes of the remediation projects.	There is a lack of public awareness and participation in the management of contaminated land.
Stakeholders	<p>Greater involvement of stakeholders in the decision-making process on the management of contaminated sites. In the United Kingdom, for example, stakeholder engagement has already become a mandatory component of the policy development process (Cundy et al., 2013)</p> <p>Integrated and robust approaches that ensure stakeholder participation.</p>	Lack of involvement of different stakeholder groups in discussing mechanisms to ensure the remediation of contaminated soil
Remediation Programs/Historical Contamination	<p>Numerous countries already have programs that seek to integrate national inventories of contaminated sites with remediation strategies.</p> <p>Greater knowledge of contaminated sites of countries.</p> <p>Consolidated databases on remediable contaminated sites.</p>	<p>Lack of national remediation programs.</p> <p>Difficulty in dealing with historical contamination due to inapplicable policies or lack of available information about the contaminated site, difficulty in the remediation process.</p>

---



Currently China is actively involved in the development and implementation of regulatory decisions for the management of contaminated sites. Also stands out in the sustainable remediation approach, with a recently published study on a framework to determine the optimal strategy for the sustainable remediation of contaminated sediments in Taiwan (Zheng et al., 2019). One of the factors contributing to this fact is the greater knowledge of the contaminated sites in the country. In addition, according to Song et al. (2018), China presents itself with one of the largest remediation markets in world, and based on advances of sustainable remediation, is seeking to adopt these principles in country's remediation projects.

**Figure 3.** Top ten countries with the highest number of publications aimed at sustainable remediation.



Some studies also bring in their approach the growing concern about the adoption of both sustainable remediation and sustainable behavior in different countries, as described in Table 2. Brazil is among the ten countries that most publish studies on the theme of sustainable remediation, with fifteen publications related to the subject (Tripathi et al., 2015; Alves et al., 2017; Bueno et al., 2017; Cecchin et al., 2017; Bueno et al., 2018; Braun et al., 2019a,b,c; Kirmizakis et al., 2019; Thomé et al., 2019; Trentin et al., 2019; Visentin et al., 2019a,b; Visentin and Thomé, 2019; Wu et al., 2019). However, none of these works deals specifically with the situation of sustainable remediation in the country. A situation that is due in large part to the fact that Brazil still does not have a concise approach towards sustainable remediation in its regulatory context on the management of contaminated sites, as evidenced in item seven of this article.

**Table 2.** Studies from different countries that address the issue of sustainable remediation.

<b>Countries</b>	<b>Related studies</b>
United States and the United Kingdom	(Hou et al., 2014b; Hou et al., 2016)
China	(Gu et al., 2015; Huang et al., 2016; Hou et al., 2018; Song et al., 2018)
Latvia	(Tilla and Blumberga, 2018)
Netherlands	(Slenders et al., 2017)
Australia and New Zealand	(Smith and Nadebaum, 2016)
Finland	(Reinikainen et al., 2016)
Japan	(Yasutaka et al., 2016)
South Korea	(Lim et al., 2016)
Germany	(Held and Noé, 2012)
Norway	(Sparrevik and Breedveldy, 2010)

## 7 Case of Brazil

### 7.1 General features

Brazil is the largest country in South America with a territorial extension of 8,515,767,049 km<sup>2</sup> and a population that exceeds 200 billion inhabitants, in addition to being composed of 27 states federative, according to the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE). Brazil is marked by the territorial and cultural diversity, the natural patrimony that they hold, but also by the great socio-economic inequalities that exist. Brazil corresponds to a newly industrialized country, but has not yet shown full signs of development, and is therefore classified as a developing economy, mainly due to its Human Development Index (HDI) and Gross Domestic Product (GDP).

Comparing the GDP of Brazil with the United States, which corresponds in one of the most developed economies of the world, there is a great discrepancy between the values. While in the United States, in the year 2016, the GDP corresponded to 18.6 trillion USD (United States Dollar), in Brazil this value was only 1.8 trillion USD. Likewise, in making a relationship between the HDI of Brazil and the United States, it is verified that while in Brazil the HDI value remains in the range of 0.7, in the United States this value is at 0.9, very close to 1 which is the ideal value (UN, 2019a,b).

These deficiencies and discrepancies are reflected in several sectors, placing the developed countries always a step ahead, whether in the incentive to research, legislation effectiveness, financing and training, including in the management of contaminated sites.

## 7.2 Regulatory structure for sustainable remediation

In Brazil, as in other developing countries, the problem of the contaminated sites began to be recognized after emblematic cases were evidenced. The Brazilian example is the case of Reunidas Matarazzo Industries, located in the city of São Caetano do Sul in the São Paulo state, in 1975, where it was found that there was serious contamination caused by the inadequate management of the company's chemical waste. This fact triggered in Decree-Law number 1,413 of 1975, which provides for the control of environment pollution caused by industrial activities and defines some responsibilities of public power and guidelines for the risk sites management (Brazil, 1975).

Since then, Brazil has set up a number of public policies that deal with the contaminated sites laterally, such as the Federal Constitution of 1988, which innovated with the creation of a single chapter on environment, in addition to establishing the pillars to discipline actions interest in Brazil (Brazil, 1988); Federal Law number 6,938 of 1981, which provides for the National Policy on the Environment, its purposes and mechanisms for formulation and application (Brazil, 1981); Federal Law number 10,165 of 2000, which amended Law 6,938 of 1981 (Brazil, 2000); and Federal Law number 12,305 of 2010, which establishes the National Policy on Solid Waste (Brazil, 2010).

The first standard dealing specifically with soil contamination was published in 2000 through Resolution number 273 of the National Environmental Council (CONAMA), which provides for the environmental licensing of fuel service stations. This law was issued in light of the leaks possibility of petroleum derivatives and other fuels causing some contamination type (Brazil, 2001).

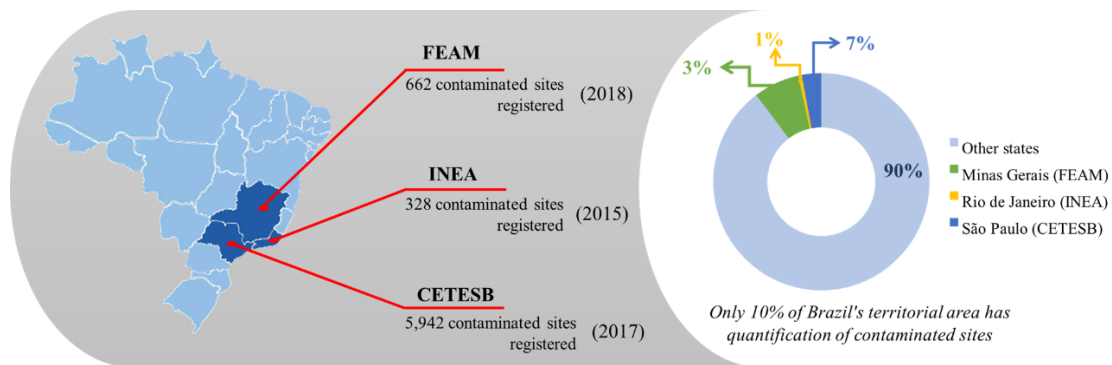
However, in 2009 alone, Brazil published its main legislation on the subject with CONAMA Resolution number 420. This law consists so far of reference legislation regarding concern for soil quality, as well as the establishment of guidelines for contaminated sites prevention and management. In addition, this resolution standardizes the procedures to be adopted by the competent environmental agencies in all states and municipalities (Brazil, 2009).

In addition to efforts at the national level, Brazil has some strong state-level initiatives aimed at managing contaminated sites. The pioneer in this context is the Environmental Company of the São Paulo State (CETESB). In 1993, CETESB signed a technical cooperation partnership with the German Government through the German Agency for Technical Cooperation (GTZ) to train human resources and develop management tools for contaminated

sites, resulting in several actions including the preparation of the Contaminated Sites Management Manual (CETESB, 2001).

In Brazil, the total number of contaminated sites throughout the country is currently still unknown. Some state environmental agencies, only three out of twenty-seven federative states, have made efforts to obtain this data, such as the Environmental Foundation of Minas Gerais State (FEAM), the Environmental Institute of Rio de Janeiro State (INEA) and mainly the CETESB, as can be seen in Figure 4.

**Figure 4.** Context of contaminated sites registration in Brazil



Since 2002, with 255 sites, CETESB has registered and disseminated the list of rehabilitated, monitored and contaminated sites in the São Paulo State, being the last update carried out in 2017 with the registration of 5,942 sites (CETESB, 2017). This State, with Law number 13,777 of 2009, was the first one to approve a specific law for contaminated sites in Brazil. This law establishes guidelines and procedures for the protection of soil quality and the contaminated sites management and is currently regulated by Decree number 59,263 (São Paulo, 2013). In addition, CETESB is often considered in South America as a reference in terms of environmental regulation.

The Minas Gerais State and the State Foundation for the Environment (FEAM) have also been making progress in the contaminated sites management. Since 2007 it has maintained a database with information on sites suspected of contamination and contaminated in the State. In the first year were registered 56 sites, being the last update carried out in 2018 with the registration of 662 sites (FEAM, 2018). In addition, the Rio de Janeiro State also started to act more effectively in relation to the issue of contaminated sites, when the State Environmental Institute (INEA) in 2013 began to register contaminated sites of the State, counting on 160 sites. The last update was made in 2015, with the registration of 328 sites (INEA, 2015).

In the face of Brazil's regulatory framework regarding the contaminated sites management, there is currently no legal framework or official protocol applicable to the evaluation, measurement, or conditions conducive to the promotion and implementation of sustainable remediation practices. The Law number 13,777 of 2009 and the Resolution number 420 of 2009 only mention sustainable land use. The first document with reference to sustainable remediation and guidance on its approach is found in the Guide for the Preparation of Intervention plans for the Contaminated Sites Management developed by the Technological Research Institute of the São Paulo State (IPT) and the National Bank for Economic and Social Development (BNDES) (Moraes et al., 2014).

Some other initiatives have arisen in Brazil. SuRF- Brazil, founded in 2010 and started in 2011, was created with the purpose of promoting and discussing sustainable remediation in the country contaminated sites management context. The Forum cooperates closely with CETESB through technical discussion groups and legislative forums to persuade regional and state policies to include sustainability considerations. However, it is still very much based on social networks, organized around discussion groups, with no formal organizational structure and little interaction with industries.

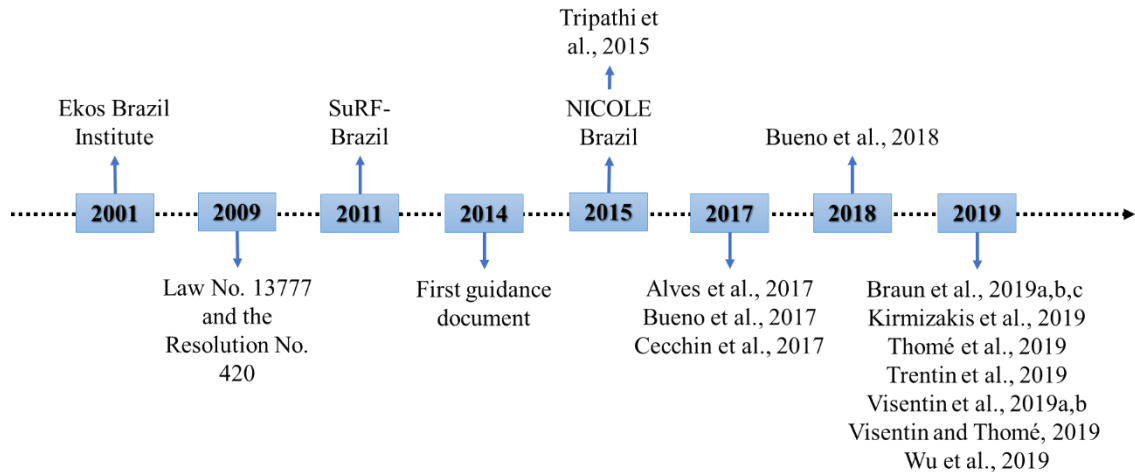
NICOLE has established since 2015 a representation in Brazil, the Latin America Network for Soil and Water Management. NICOLE-Brazil maintains its efforts focused on the soil remediation market development. Recently, in 2016, NICOLE-Brazil published an official dissertation on basic concepts, evaluation and management of contaminated sites in Brazil (NICOLE Brazil, 2016). In addition, a document is being prepared that will address the sustainable remediation applied to the Brazilian reality.

The Ekos Brazil Institute, created in 2001, also promotes activities related to sustainability, and in the year 2018 held the 11th International Conference on Sustainable Remediation (SustRem) in the São Paulo State, the first in Latin America. This meeting mainly addressed actions to change the current social, environmental and economic conditions associated with the contaminated sites. The Figure 5 exemplifies the major regulatory milestones listed above and scientific advances in the sustainable remediation field in Brazil context.

Another advancement towards sustainability is Brazil's inclusion in the reports of the seventeen sustainable development goals (SDG). Brazil is in 56th position of the 156 countries with indicators being evaluated, presenting an index of 69.7, with Sweden, which ranks first, with an index of 85.0 points. In Brazil, among the objectives, the seven, which corresponds to

"Clean and affordable energy", has already been fully achieved, and objective one, which corresponds to "Eradication of poverty", is on track to be achieved by 2030 (Sachs et al., 2018).

**Figure 5.** Timeline of the sustainable remediation progress in Brazil.



However, the fifteen objective that corresponds to "Earth Life" and in which the subject of sustainable remediation is inserted is stagnant or increasing less than 50% of the required rate (Sachs et al., 2018). This justifies and reflects on the low importance and visibility that the sustainable remediation process has in the country, demonstrating that there are still many advances that need to be made so that their incorporation into the management of contaminated sites can take place.

The application of sustainable remediation in Brazil, initially starts from the knowledge of the contaminated areas of the country, and, currently, this registry is only carried out by three states. In addition, public authorities and the remediation industry need to demonstrate greater interest and take initiatives towards a more efficient management of the contaminated areas in Brazil and to seek knowledge of the concept of sustainable remediation and then apply the most sustainable remediation solutions.

## 8 Conclusions

It is recognized that although great advance has been achieved in sustainable remediation field, it is still possible to highlight different challenges related to the adoption and the acceptability of the concepts of sustainable remediation. In this context, developed countries stand out in relation to developing countries with regard to the approach and development of sustainable

remediation. This deficiency contributes to the level of contamination continuing to increase with the associated socio-economic and environmental impacts in developing countries.

The concept of sustainable remediation is relatively new but widely accepted in developed countries. However, in developing countries as well as in Brazil, the concern to apply sustainable remediation is not yet among the priorities, since other issues still require a lot of attention, which has already been surpassed by the developed countries. In this way, because it is a new concept, the knowledge and application in practice of sustainable remediation is still limited, making the involvement of stakeholders end up being harmed.

One of the factors that contribute to the low adoption of sustainable measures by developing countries is initially the lack of awareness of these countries to investing in research to check their contaminated sites. An example of this is Brazil, in which the total number of contaminated sites throughout the national territory is unknown, having initiative and records in only three of its twenty-seven federative states.

In Brazil, concern about contaminated sites is relatively recent and many of the legal mechanisms in place have not been sufficient to solve historical problems of contamination. Addressing these shortcomings, sustainable remediation is still a concept without a clear approach in the country's regulatory structure, aside from the lack of understanding and importance given to the issue in the scientific scenario.

Thus, it is noteworthy that, in order for sustainable remediation approach within the contaminated sites management to continue to move forward and that even greater challenges for developing countries are overcome, the sustainable remediation should be seen as a new way of thinking. The integration of economic, environmental, and social variables must be considered a fundamental factor in decision making.

Finally, it can be said that the sustainable remediation is a strong overall trend, since it represents an objective within the seventeen major objectives of the new agenda for sustainable development. In this way, the sustainable remediation plays an important role in the management of contaminated sites in the world, both for developed countries such as those in development, taking into account the main objectives of global sustainable development.

## References

- Adams, J.A., Reddy, K.R., 2012. State-of-the-Practice of Characterization and Remediation of Contaminated Sites. *Geotech. Spec. Public. ASCE*. 226, 423-442. <http://dx.doi.org/10.1061/9780784412138.0017>.
- Alves, W.S., Manoel, E.A., Santos, N.S., Nunes, R.O., Domicianoa, G.C., Soares, M.R., 2017. Detection of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in *Medicago sativa* L. by

- fluorescence microscopy. *Micron*. 95, 23-30.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.micron.2017.01.004>.
- Amponsah, N.Y., Wang, J., Zhao, L., 2018. A review of life cycle greenhouse gas (GHG) emissions of commonly used ex-situ soil treatment technologies. *J. Clean. Product.* 186, 514–525. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.164>.
- Bardos, P., Lewis, A., Nortcliff, S., Matiotti, C., Marot, F., Sullivan, T., 2002. Review of Decision Support Tools for Contaminated Land Management, and their Use in Europe. Final report. Austria: Umweltbundesamt - Federal Environment Agency, on behalf of Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET), 192 p.
- Bardos, P., Bone, B., Boyle, R., Ellis, D., Evans, F., Harries, N.D., Smith, J.W.N., 2011. Applying Sustainable Development Principles to Contaminated Land Management Using the SuRF-UK Framework. *Rem. J.* 21 (2), 77-100. <https://doi.org/10.1002/rem.20283>.
- Bardos, P., Bakker, L., Darmendrail, D., Harries, N., Holland, K., Mackay, S., Pachon, C., Slenders, H., Smith, G., Smith, J., Wiltshire, L., 2013. Sustainable and green remediation-Global update. Proceedings 12th AquaConSoil: ThS E3 Sustainable use of the subsurface, Barcelona.
- Bardos, P., 2014. Progress in Sustainable Remediation. *Rem. J.* 25 (1), 23-32. <https://doi.org/10.1002/rem.21412>.
- Bardos, R.P., Bone, B.D., Boyle, R., Evans, F., Harries, N.D., Howard, T., Smith, J.W.N., 2016. The rationale for simple approaches for sustainability assessment and management in contaminated land practice. *Sci. Total Environ.* 563-564, 755-768. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.001>.
- Bardos, R.P., Thomas, H.F., Smith, J.W.N., Harries, N.D., Evans, F., Boyle, R., Howard, T., Lewis, R., Thomas, A.O., Haslam, A., 2018. The Development and Use of Sustainability Criteria in SuRF-UK's Sustainable Remediation Framework. *Sustain.* 10 (6), 1781-1803. <https://doi.org/10.3390/su10061781>.
- Beames, A., Broekx, S., Lookman, R., Touchant, K., Seuntjens, P., 2014. Sustainability appraisal tools for soil and groundwater remediation: How is the choice of remediation alternative influenced by different sets of sustainability indicators and tool structures? *Sci. Total Environ.* 470-471, 954-966. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.044>.
- Booth, P., Gaskin, V., 2011. Can Sustainability Be Applied to Our Remediation Challenges? Asme 2011 14th International Conference on Environmental Remediation and Radioactive Waste Management, Parts A and B, França, p. 33-37.
- Braun, A.B., Trentin, A.W.S., Visentin, C., Thomé, A., 2019a. Sustainable remediation through the risk management perspective and stakeholder involvement: A systematic and bibliometric view of the literature. *Environ. Pollut.* 255, 113221-113233. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113221>.
- Braun, A.B., Trentin, A.W.S., Visentin, C., Thomé, A., 2019b. Proposal for an optimized method for sustainable remediation evaluation and application: implementation of a multi-criteria process. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26(35), 35996-36006, <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-06706-6>.
- Braun, A.B., Trentin, A.W. da S., Thomé, A., 2019c. Qualitative Evaluation of Methods Applied to Sustainable Remediation. Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Geotechnics. 3, 446-452. [http://dx.doi.org/10.1007/978-981-13-2227-3\\_55](http://dx.doi.org/10.1007/978-981-13-2227-3_55).
- Brazil. Decree-Law number 1,413, of July 31, 1975. Provides for the control of pollution of the environment caused by industrial activities. Official Journal of the Union, Brasília, DF, Aug. 1975. (in portuguese)



- Brazil. Law number 6,938, dated August 31, 1981. Provides for the National Environmental Policy, its purposes and mechanisms of formulation and application, and other measures. Official Journal of the Union, Brasília, DF, Aug. 1981. (in portuguese)
- Brazil. Constitution of the Federative Republic of Brazil. Brasília, DF: Federal Senate: Centro Gráfico, 1988, 292 p. (in portuguese)
- Brazil. Law number 10,165, dated December 27, 2000. Changes Law No. 6,938, dated August 31, 1981, which provides for the National Policy on the Environment, its purposes and mechanisms for formulation and application, and other measures. Official Journal of the Union, Brasília, DF, Dec. 2000. (in portuguese)
- Brazil. CONAMA Resolution number 273, of November 29, 2000. Establishes guidelines for the environmental licensing of gas stations and services and provides for the prevention and control of pollution. Official Journal of the Union, Brasília, DF, Jan. 2001. (in portuguese)
- Brazil. National Council for the Environment. Resolution number 420, of December 28, 2009. Provides criteria and guiding values of soil quality for the presence of chemical substances and establishes guidelines for the environmental management of sites contaminated by these substances as a result of anthropic activities. Official Journal of the Union, Brasília, DF, number 249, pp.81-84, Dec. 2009. (in portuguese)
- Brazil. Law number 12,305, of August 2, 2010. Institutes the National Solid Waste Policy; amends Law number 9,605 of February 12, 1998; and makes other arrangements. Official Journal of the Union, Brasília, DF, Aug. 2010. (in portuguese)
- Bueno, F.B., Günther, W.M.R., Philippi, A., 2017. Sustainable Management for a Contaminated Area on Campus. In: Leal Filho, W., Azeiteiro, U., Alves, F., Molthan-Hill, P. (eds). Handbook of Theory and Practice of Sustainable Development in Higher Education, 261-273. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-47877-7\\_18](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-47877-7_18).
- Bueno, F.B., Günther, W.M.R., Philippi, A., 2018. Sustainable Management Analysis of a Contaminated Area on USP Capital Campus. In: Leal Filho, W., Frankenberger, F., Iglecias, P., Mülfarth, R. (eds), Towards Green Campus Operations, 885-901. [https://doi-org.ez1.periodicos.capes.gov.br/10.1007/978-3-319-76885-4\\_58](https://doi-org.ez1.periodicos.capes.gov.br/10.1007/978-3-319-76885-4_58).
- Cappuyns, V., 2016. Inclusion of social indicators in decision support tools for the selection of sustainable site remediation options. *J. Environ. Manage.* 184, 45-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.035>.
- Cecchin, I., Reddy, K.R., Thome, A., Tessaro, E.F., Schnaid, F., 2017. Nanobioremediation: Integration of nanoparticles and bioremediation for sustainable remediation of chlorinated organic contaminants in soils. *Int. Biodet. Biodeg.* 119, 419-428. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.09.027>.
- Environmental company of São Paulo state (CETESB), 2001. Contaminated Sites Management Manual. Project CETESB - GTZ Technical Cooperation Brazil - Germany. 2. ed. São Paulo: CETESB. (in portuguese)
- Environmental company of São Paulo state (CETESB), 2017. List of contaminated sites. 2017. Available in: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/relacao-de-areas-contaminadas/> (accessed 29 Mar 2019). (in portuguese)
- Cundy, A.B., Bardos, R.P., Church, A., Puschenreiter, M., Friesl-Hanl, W., Müller, I., Neu, S., Mench, M., Witters, N., Vangronsveld, J., 2013. Developing principles of sustainability and stakeholder engagement for “gentle” remediation approaches: The European context. *J. Environ. Manage.* 129, 283-291. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.032>.
- Denyer, D., Tranfield, D., 2009. Producing a systematic review, in: Buchanan, D.A., Bryman, A. (Eds.), *The SAGE Handbook of Organizational Research Methods*. SAGE Publications Ltd., London, pp. 671–689.

- Diamond, M.L., Page, C.A., Campbell, M., Mckenna, S., Lall, R., 1999. Life-cycle framework for assessment of site remediation options: method and generic survey. *Environ. Toxic. Chemistry*. 18 (4), 788–800. <https://doi.org/10.1002/etc.5620180427>.
- Diaz-Sarachaga, J.M., Jato-Espino, D., Castro-Fresno, D., 2017. Application of the sustainable infrastructure rating system for developing countries (SIRSDEC) to a case study. *Environ. Sci. Policy*. 69, 73–80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2016.12.011>.
- Espana, V.A.A., Pinilla, A.R.R., Bardos, P., Naidu, R., 2018. Contaminated land in Colombia: A critical review of current status and future approach for the management of contaminated sites. *Sci. Total Environ*. 618, 199-209. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.245>.
- Environment state foundation of the Minas Gerais (FEAM), 2018. Inventory of contaminated areas of the state of Minas Gerais. Belo Horizonte-MG: FEAM. (in portuguese)
- Forum US, 2009. Sustainable remediation white paper: Integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects. *Rem. J.* 19 (3), 5–114. <https://doi.org/10.1002/rem.20210>.
- Gu, Q., Hou, D., Wu, B., Chiang, D., Li, F., 2015. Conception and project practice of green and sustainable site remediation and its implications for China. *Chin. J. Environ. Eng.* 9 (8), 4061-406.
- Hadley, P.W., Harclerode, M., (2015). Green Remediation or Sustainable Remediation: Moving from Dialogue to Common Practice. *Rem. J.* 25 (2), 95-115. <https://doi.org/10.1002/rem.21427>.
- Harclerode, M.A., Lal, P., Miller, M.E., 2015a. Quantifying global impacts to society from the consumption of natural resources during environmental remediation activities. *J. Ind. Ecol.* 20 (3), 410–422. <https://doi.org/10.1111/jieec.12380>.
- Harclerode, M., Ridsdale, D.R., Darmendrail, D., Bardos, P., Alexandrescu, F., Nathanail, P., Pizzol, L., Rizzo, E., 2015b. Integrating the Social Dimension in Remediation Decision-Making: State of the Practice and Way Forward. *Rem. J.* 26 (1), 11-42. <https://doi.org/10.1002/rem.21447>.
- Harclerode, M.A., Lal, P., Vedwan, N., Wolde, B., Miller, M.E., 2016. Evaluation of the role of risk perception in stakeholder engagement to prevent lead exposure in an urban setting. *J. Environ. Manage.* 184, 132-142. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.045>.
- Held, T., Noé, K., 2012. Green and Sustainable Remediation - eine Perspektive bei der Altlastenbearbeitung? *Chem. Ing. Tech.* 84 (7), 1062-1069. <https://doi.org/10.1002/cite.201100241>.
- Holland, K.S., 2011. A Framework for Sustainable Remediation. *Environ. Sci. Technol.* 45 (17), 7116-7117. <https://doi.org/10.1021/es202595w>.
- Holland, K.S., Lewis, R.E., Tipton, K., Karnis, S., Dona, C., Petrovski, E., Bull, L.P., Taege, D., Hook, C., 2011. Framework for integrating sustainability into remediation projects. *Rem. J.* 21 (3), 7–38. <http://dx.doi.org/10.1002/rem.20288>.
- Holland, K., Karnis, S., Kasner, D.A., Brandt, P.B., Hadley, P.W., Nathanail, P., Ryan, J., Smith, L.M., Wice, R., 2013. Integrating Remediation and Reuse to Achieve Whole-System Sustainability Benefits. *Rem. J.* 23 (2), 5-17. <https://doi.org/10.1002/rem.21345>.
- Hou, D., Al-Tabbaa, A., 2014. A. Sustainability: A new imperative in contaminated land remediation. *Environ. Sci. Policy*. 39, 25-34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.02.003>.
- Hou, D., Al-Tabbaa, A., Guthrie, P., Hellings, J., Gu, Q., 2014a. Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. *J. Clean. Product.* 83, 87-95. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.062>.
- Hou, D., Al-Tabbaa, A., Guthrie, P., 2014b. The adoption of sustainable remediation behaviour in the US and UK: A cross country comparison and determinant analysis. *Sci. Total Environ.* 490, 905-913. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.059.

- Hou, D., Al-Tabbaa, A., Luo, J., 2014c. Assessing effects of site characteristics on remediation secondary life cycle impact with a generalized framework. *J. Environ. Plann. Manage.* 57 (7), 1083-1100. <https://doi.org/10.1080/09640568.2013.863754>.
- Hou, D. (2016). Divergence in stakeholder perception of sustainable remediation. *Sustain. Sci.* 11 (2), 215-230. <https://doi.org/10.1007/s11625-015-0346-0>.
- Hou, D., Guthrie, P., Rigby, M., 2016. Assessing the trend in sustainable remediation: A questionnaire survey of remediation professionals in various countries. *J. Environ. Manage.* 15 (184), 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.045>.
- Hou, D., Qi, S., Zhao, B., Rigby, M., O'Connor, D., 2017. Incorporating life cycle assessment with health risk assessment to select the 'greenest' cleanup level for Pb contaminated soil. *J. Clean. Product.* 162, 1157-1168. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.135>.
- Hou, D., Ding, Z., Li, G., Wu, L., Hu, P., Guo, G., Wang, X., Ma, Y., O'Connor, D., Wang, X., 2018. A Sustainability Assessment Framework for Agricultural Land Remediation in China. *Land Degrad. Dev.* 29 (4), 1005-1018. <https://doi.org/10.1002/ldr.2748>.
- Hou, D., Li, G., 2018. Green and Sustainable Remediation Movement in the New Millennium and Its Relevance to China. Luo, Y. & Tu, C. (eds), *Twenty Years of Research and Development on Soil Pollution and Remediation in China*, Science Press e Springer, China, pp. 39-53. [https://doi.org/10.1007/978-981-10-6029-8\\_3](https://doi.org/10.1007/978-981-10-6029-8_3).
- Huang, W.Y., Hung, W., Vu, C.T., Chen, W.T., Lai, J.W., Lin, C., 2016. Green and sustainable remediation (GSR) evaluation: Framework, standards, and tools. A case study in Taiwan. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (21), 21712–21725. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7305-x>.
- Huysegoms, L., Cappuyns, V., 2017. Critical review of decision support tools for sustainability assessment of site remediation options. *J. Environ. Manage.* 196, 278–296. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.002>.
- Environment state institute of Rio de Janeiro (INEA), 2015. Evaluation of Contaminated Sites. Available in: <http://www.inea.rj.gov.br/Portal/Agendas/LicenciamentoAmbiental/Licenciamento-saiba-mais/GestaodeRiscoAmbientaTec/AvaliacaodeAreasContaminadas/index.htm&lang=PT-BR> (accessed 29 Mar 2019). (in portuguese)
- Kirmizakis, P., Doherty, R., Mendonça, C. A., Costeira, R., Allen, C.C.R., Ofterdinger, U.S., Kulakov, L., 2019. Enhancement of gasworks groundwater remediation by coupling a bio-electrochemical and activated carbon system. *Environ. Sci. Poll. Res.* 26 (10), 9981-9991. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-04297-w>.
- Lesage, P., Deschênes, L., Samson, R., 2007. Evaluating holistic environmental consequences of brownfield management options using consequential life cycle assessment for different perspectives. *Environ. Manage.* 40, 323–337. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-005-0328-6>.
- Lim, H., Kwon, I.S., Lee, H., Park, J.W., 2016. Environmental impact assessment using a GSR tool for a landfarming case in South Korea. *Environ. Monit. Assess.* 188 (4), 1-9. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5243-1>.
- Luo, Q., Catney, P., Lerner, D., 2009. Risk-based management of contaminated land in the UK: Lessons for China? *J. Environ. Manage.* 90 (2), 1123-1134. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.05.001>.
- Marcelo, J.F., Hayashi, M.C.P.I., 2013. Bibliometric study on scientific production in the field of sociology of science. *Rev. Inf. e Inf.* 18, 138–153. <http://dx.doi.org/10.5433/1981-8920.2013v18n3p138> (In Portuguese).
- Marinovich, M.J., Funk, W.A., Kelly, S., Elliott, C., Hansen, V.G., 2016. Sustainable Remediation and Decision Analysis Practices at an Onshore Gas Well Site. *Rem. J.* 26 (4), 95-115. <https://doi.org/10.1002/rem.21484>.

- McNally, A.D., 2018. A Tiered Approach for Evaluating the Sustainability of Remediation Activities at Rail Sites. Joint Rail Conference, pp. 1-7. <https://doi.org/10.1115/JRC2018-6163>.
- Moraes, S.L., Teixeira, C.E., Maximiano, A.M.S. (Org), 2014. Guide for the intervention plans elaboration for the management of contaminated sites. 1. ed. São Paulo: Technological Research Institute (IPT), State government of São Paulo and National Bank for Economic and Social Development (BNDES). (in portuguese)
- Mulligan, C.N. Dumais, S., Noel-De-Tilly, R., 2013. Sustainable remediation of contaminated sites. In: Coupled Phenomena in Environmental Geotechnics: From Theoretical and Experimental Research to Practical Applications. Torino, Italy: CRC Press, pp. 663-670.
- Latin America network for soil and water management (NICOLE-Brazil), 2016. Intrusion of vapors in closed environments: basic concepts, evaluation and management of contaminated sites in Brazil. NICOLE Brazil: São Paulo, 88 p. (in portuguese)
- O'Connell, S., Hou, D., 2015. Resilience: A New Consideration for Environmental Remediation in an Era of Climate Change. *Rem. J.* 26 (1), 57-67. <https://doi.org/10.1002/rem.21449>.
- O'Connor, D., Hou, D., 2018. Targeting cleanups towards a more sustainable future. *Environ. Sci. Processes Impact.* 20 (2), 266-269. <https://doi.org/10.1039/C7EM00518K>.
- Petruzzi, N.M., 2011. A Case Study on the Evaluation and Implementation of Green and Sustainable Remediation Principles and Practices During a RCRA Corrective Action Cleanup. *Ground. Water Monit. Rem.* 31 (2), 63-71. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2011.01331.x>.
- Pollard, S.J.T., Brookes, A., Earl, N., Lowe, J., Kearney, T., Nathanail, C.P., 2004. Integrating decision tools for the sustainable management of land contamination. *Sci. Total Environ.* 325 (1-3), 15-28. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.11.017>.
- Prior, J., 2016. The norms, rules and motivational values driving sustainable remediation of contaminated environments: A study of implementation. *Sci. Total Environ.* 544, 824-836. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.045>.
- Reddy, K.R., Adams, J.A., 2015. Sustainable Remediation of Contaminated Sites. Momentum Press, New York, 268 p.
- Reinikainen, J., Sorvari, J., Tikkanen, S., 2016. Finnish policy approach and measures for the promotion of sustainability in contaminated land management. *J. Environ. Manage.* 184, 108-119. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.046>.
- Rizzo, E., Bardos, P., Pizzol, L., Critto, A., Giubilato, E., Marcomini, A., Albano, C., Darmendrail, D., Döberl, G., Harclerode, M., Harries, N., Nathanail, P., Pachon, C., Rodriguez, A., Slenders, H., Smith, G., 2016. Comparison of international approaches to sustainable remediation. *J. Environ. Manage.* 184, 4-17. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.062>.
- Rodrigues, S.M., Pereira, M.E., Silva, E.F., Hursthouse, A.S., Duarte, A.C., 2009. A review of regulatory decisions for environmental protection: Part I — Challenges in the implementation of national soil policies. *Environ. Int.* 35 (1), 202-213. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2008.08.007>.
- Sachs, J., Schmidt-Traub, G., Kroll, C., Lafortune, G., Fuller, G., 2018. SDG Index and Dashboards Report 2018. New York: Bertelsmann Stiftung and Sustainable Development Solutions Network (SDSN).
- São Paulo. Decree number 59,263, dated June 5, 2013. Regulates Law 13,577, of July 8, 2009, which provides guidelines and procedures for the protection of soil quality and management of contaminated sites, and provides a correlative measure. Legislative Assembly of the State of São Paulo, São Paulo, 2013. (in Portuguese)
- Scopus, 2018. All Solutions-Scopus. <https://www.elsevier.com> (accessed 21 Jan 2019).

- Slenders, H.L., Bakker, L., Bardos, P., Verburg, R., Alphenaar, A., Darmendrail, D., Nadebaum, P., 2017. There are more than three reasons to consider sustainable remediation: A Dutch Perspective. *Rem. J.* 27 (2), 77–97. <https://doi.org/10.1002/rem.21509>.
- Smith, J.W.N., Kerrison, G., 2013. Benchmarking of Decision-Support Tools Used for Tiered Sustainable Remediation Appraisal. *Water Air Soil Pollut.* 224 (1706), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1706-y>.
- Smith, G., Nadebaum, P., 2016. The evolution of sustainable remediation in Australia and New Zealand: A storyline. *J. Environ. Manage.* 184, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.010>.
- Søndergaard, G.L., Binning, P.J., Bondgaard, M., Bjerg, P.L., 2017. Multi-criteria assessment tool for sustainability appraisal of remediation alternatives for a contaminated site. *J. Soils Sedim.* pp. 1–15. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1805-2>.
- Song, Y., Hou, D., Zhang, J., O'Connor, D., Li, G., Gu, G., Li, S., Liu, P., 2018. Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. *Sci. Total Environ.* 610-611, 391-401. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.016>.
- Sparrevik, M., Breedveldy, G.D., 2010. From ecological risk assessments to risk governance: Evaluation of the Norwegian management system for contaminated sediments. *Integr. Environ. Assess. Manage.* 6 (2), 240-248. [10.1897/IEAM\\_2009-049.1](https://doi.org/10.1897/IEAM_2009-049.1).
- Thomé, A., Reginatto, C., Vanzetto, G., Braun, A.B., 2019. Remediation Technologies Applied in Polluted Soils: New Perspectives in This Field. *Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Geotechnics.* 1, 186-203. <http://dx.doi.org/10.1007/978-981-13-2221-111>.
- Tilla, I., Blumberga, D., 2018. Qualitative indicator analysis of a sustainable remediation. *Energy Procedia.* 147, 588-593. <http://dx.doi.org/10.1016/j.egypro.2018.07.075>.
- Trentin, A.W.S., Reddy, K.R., Kumar, G., Chetri, J.K., Thomé, A., 2019. Quantitative Assessment of Life Cycle Sustainability (QUALICS): Framework and its application to assess electrokinetic remediation. *Chemosphere,* 230, 92-106. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.200>.
- Tripathi, V., Fraceto, L.F., Abhilash, P.C., 2015. Sustainable clean-up technologies for soils contaminated with multiple pollutants: Plant-microbe-pollutant and climate nexus. *Ecol. Eng.* 82, 330-335. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.05.027>.
- United Nations (UN), 2019a. National Accounts Main Aggregates Database. Available in: <https://unstats.un.org/unsd/snaama/introduction.asp> (accessed 25 Mar 2019).
- United Nations (UN), 2019b. Available in: <http://hdr.undp.org/en/data> (accessed 25 Mar 2019).
- Visentin, C., Trentin, A.W.S., Braun, A.B, Thomé, A., 2019a. Application of life cycle assessment as a tool for evaluating the sustainability of contaminated sites remediation: A systematic and bibliographic analysis. *Sci. Total Environ.* 672, 893-905. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.034>.
- Visentin, C., Trentin, A.W.S., Braun, A.B, Thomé, A., 2019b. Lifecycle assessment of environmental and economic impacts of nano-iron synthesis process for application in contaminated site remediation. *J. Clean. Product.* 231, 307-319. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.05.236>.
- Visentin, C., Thomé, A., 2019. Sustainability in Life Cycle Analysis of Nanomaterials Applied in Soil Remediation. *Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Geotechnics.* 3, 537-543. [http://dx.doi.org/10.1007/978-981-13-2227-3\\_66](http://dx.doi.org/10.1007/978-981-13-2227-3_66).
- Wu, P., Cui, P., Alves, M.E., Peijnenburg, W.J.G.M., Liu, C., Zhou, D., Wang, H., Ok, Y.S., Wang, J., 2019. Interactive effects of rice straw biochar and  $\gamma$ -Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> on immobilization of Zn. *J. Hazard. Mater.* 373, 250-257. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.03.076>.

- Yasutaka, T., Zhang, H., Murayama, K., Hama, Y., Tsukada, T., Furukawa, Y., 2016. Development of a green remediation tool in Japan. *Sci. Total Environ.* 563-564, 813-821. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.018>.
- Zabbey, N., Sam, K., Onyebuchi, A. T., 2017. Remediation of contaminated lands in the Niger Delta, Nigeria: Prospects and challenges. *Sci. Total Environ.* 586, 952-965. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.075>.
- Zheng, Z.J., Lin, M.Y., Chiueh, P.T., Lo, S.L., 2019. Framework for determining optimal strategy for sustainable remediation of contaminated sediment: A case study in Northern Taiwan. *Sci. Total Environ.* 654, 822-831. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.152>.

**CAPÍTULO III (artigo de resultados - publicado):** List of relevant sustainability indicators in remediation processes and their validation by stakeholders <sup>3</sup>

**Abstract.** Sustainable remediation designed to assess the environmental, social, and economic impacts and benefits of remediation processes is increasingly being recognized in the traditional management of contaminated sites. However, there are difficulties with some aspects of its design in terms of practical implementation. Therefore, this study aimed to develop a complete list of indicators for sustainable remediation and to validate these indicators with different stakeholders. We selected and categorized 63 sustainable remediation indicators based on a systematic literature review and surveyed experts around the world via email to validate them. The participating experts were characterized according to their country of origin to analyze the relationships in the obtained validations. Based on the perceptions of these experts, the list of indicators was rearranged, considering in addition to the traditional sustainability tripod, also the categories of integration. In addition, the weighting for all indicators was determined using the Likert scoring scale and average ranking. The results indicated the comprehensive knowledge of the research participants about the concepts of sustainable remediation. There was also a greater importance given to environmental and social indicators than economic ones, but the difference was not significant, indicating that we are closer to achieving a balance between the dimensions of sustainability. However, it can be said that there is a big concern with respect to social issues, as when the hypothetical scenarios of contaminated sites to be remedied were analyzed, Scenario 1, which involves a site located in an urban center surrounded by a large population, obtained the highest number of indicators with the highest scores. It can therefore be concluded that this study provides an extensive list of validated indicators, categorized and weighted, that is ready to be used in the context of sustainable remediation, thus reinforcing the discussion about a future standardization of a list of indicators focused on this theme.

**Keywords:** contaminated sites management; triple bottom line assessment; sustainable remediation; indicators weighting; experts survey

## 1 Introduction

In the evolving field of remediation, the traditional approach to managing contaminated sites based almost exclusively on the risk, time, cost and efficiency of decontamination - often resulting in exhaustive remediation - has been replaced by sustainable management concepts. The most recent focus in this context, specifically starting in the 2000s, has been the growing use and incorporation of the term “sustainable remediation”. Sustainable remediation reflects the perception that although remediation seeks to eliminate contamination, the application of the process can have its own negative environmental, social, and economic impacts (Rizzo et al., 2016; O’Connor and Hou, 2018). Some of the aspects that define sustainable remediation

---

<sup>3</sup> BRAUN, Adeli Beatriz; VISENTIN, Caroline; TRENTIN, Adan William da Silva; THOMÉ, Antônio. List of relevant sustainability indicators in remediation processes and their validation by stakeholders. *Journal Of Cleaner Production*, v. 317, p. 128440, 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128440>.

projects are emphasizing decision making in a proportional and balanced way for all three pillars of sustainability (economy, society, and the environment); optimizing the benefits of the process; seeking the ideal means to find sustainable solutions; managing risks and protecting human health and the environment in general; having a long-term view; identifying the best options among those available; using indicators to assess sustainability; and involving stakeholders and experts in the process (Rizzo et al., 2016). It is widely recognized that stakeholder engagement is part of sustainable remediation (Harclerode et al., 2016) and ideally consists of broader representation than in traditional projects (Norrman et al., 2020). In this process, the identification and engagement of stakeholders and experts in decision-making are essential in selecting and applying remediation techniques in addition to being important in terms of providing guidance on sustainable policies and practices (Hou, 2016; O'Connor et al., 2019).

The stakeholders with the greatest influence on adopting sustainable remediation practices are professionals and researchers in the area; regulatory agencies; site owners; planners or consultants; the workers; and local residents (Braun et al., 2019). Obviously, all these stakeholders cannot be expected to have homogeneous interests (Norrman et al., 2020). Furthermore, they may not have the same understanding of sustainable remediation concepts (O'Connor et al., 2019), which is somewhat challenging when investigating opinions and preferences. However, it is possible to reach stakeholder consensus on a mutually beneficial and specific definition of sustainability that drives the adoption of sustainable practices by examining different perspectives and undertaking transdisciplinary communication processes, such as questionnaires and interviews (Forum, 2009; Hou, 2016).

Decision making that understands the views of different stakeholders is vital to obtain useful feedback to identify the needs of all involved in the remediation process and of society in general (Harclerode et al., 2016) and to better assess and understand social aspects that are often neglected (Norrman et al., 2020). In addition, it ensures that the uncertainties of sustainability assessment are minimized, as it allows interested parties to balance possible impacts and benefits (Cappuyns, 2016). Furthermore, stakeholder contributions and assessments can help in defining a list of appropriate and acceptable sustainability indicators for the context considered, such as sustainable remediation indicators (Harclerode et al., 2015; Sarkkinen et al., 2019).

The indicators correspond the basis to support the assessment of the sustainability of remediation projects and must be developed together with experts and all stakeholders involved



in the sustainable remediation process (Cappuyns, 2016; Anderson et al., 2018). An indicator is a characteristic that expresses an environmental, social, or economic aspect and results in a sustainability effect. Indicators can be measured or valued to monitor and compare the performance of different remediation options according to the criteria in question and in relation to a specific location (Beames et al., 2014; Virkutyte and Varma, 2014).

Considering the three basic dimensions of the sustainability tripod in relation to sustainable remediation, environmental elements go beyond the quality of soil and groundwater to include the use of non-renewable resources and the production of waste and air pollutants. The social elements are related to the deeper assessment of how the local community and global society are affected in beneficial and harmful ways by remediation activities. The economic elements are associated with the full short- and long-term life cycle cost of implementing a remediation process (Slenders et al., 2017).

Although the indicators facilitate the process of assessing sustainability in remediation and can be used to ensure the practicality of sustainable remediation, this requires transparent and collaborative communication between stakeholders, thus attracting a more diverse group of interested in corrective action (Hou and Al-Tabbaa, 2014; McNally, 2018). In practice, many difficulties remain.

According to Braun et al. (2019), few studies on sustainable remediation have focused on stakeholder involvement. Only recently has the importance of involving stakeholders as a decision-making criterion emerged in the context of sustainable remediation (Bardos, 2014). Finding appropriate ways to involve stakeholders in decision-making processes is still a major challenge (Sarkkinen et al., 2019; Norrman et al., 2020). Integrated and robust approaches that guarantee stakeholder participation in discussing mechanisms to ensure the remediation of contaminated sites are clearly more common in developed countries such as the United States and the United Kingdom compared to developing countries (Braun et al., 2020). In the United Kingdom, for example, stakeholder involvement has already become a mandatory component of the policy development process (Cundy et al., 2013).

Regarding indicators, there is no well-defined list that describes the three dimensions of sustainability. Similarly, there are difficulties in validating indicators in a consistent and balanced way, making it challenging to evaluate and select an appropriate solution (Held and Noé, 2012; Harclerode et al., 2015; Marinovich et al., 2016; Braun et al., 2020). There is a notable imbalance between the assessment of environmental, economic and social aspects, with more emphasis being placed on environmental aspects. In addition, for each aspect some

categories of indicators receive much more attention, while others are almost never considered (Cappuyns, 2016; Huysegoms and Cappuyns, 2017).

Therefore, greater effort is needed to obtain a list of validated and standardized indicators to be used in sustainable remediation processes, as validated results inspire confidence in the specific process used and the data obtained (Held and Noé, 2012). It is essential that different experts participate in this validation process and that this practice becomes increasingly common in the context of sustainable remediation, as there is a lack of studies that jointly address indicators, stakeholders, questionnaires and sustainable remediation. Studies that include all four of these keywords represent only 4% of all publications in the Scopus database of scientific journals that focus on sustainable remediation (a search was performed using the terms sustainable remediation AND stakeholders OR specialists OR experts OR questionnaire OR survey OR interview AND indicators OR criteria).

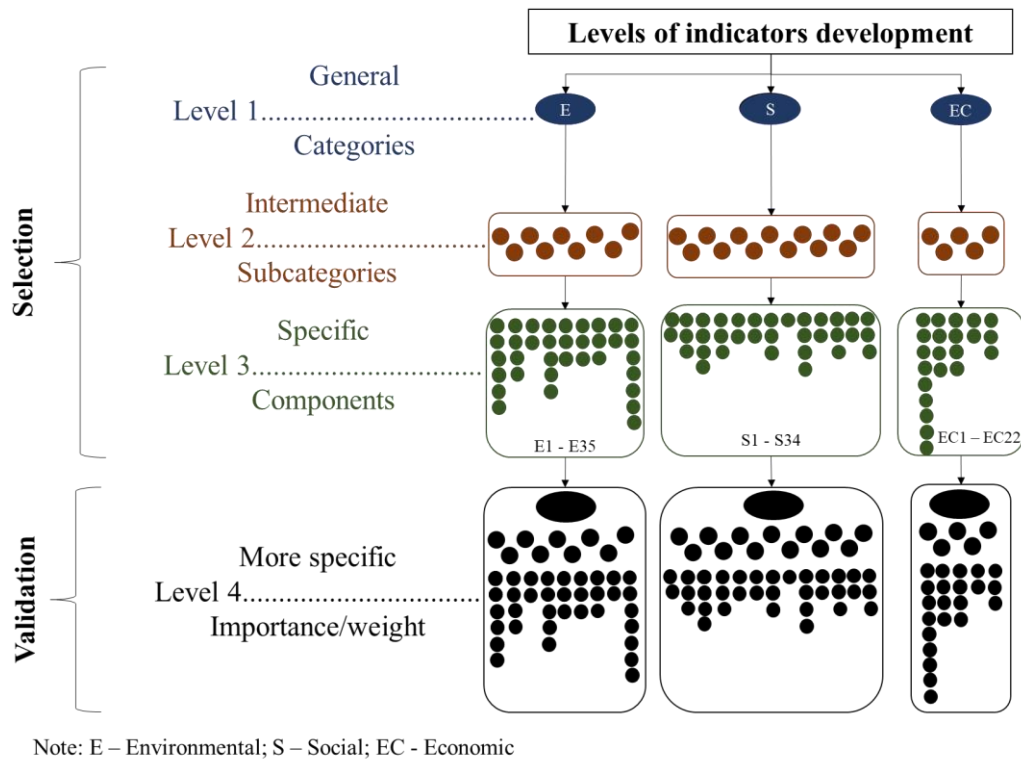
This study helps fill the gap by developing a complete list of indicators for sustainable remediation and by validating that list with different stakeholders. To achieve this goal, the work was structured as follows: 1) the methodology, which aimed to bring, at first, the criteria for indicators selecting, as well as the complete final categorized list; and in the second moment, to validate the list of indicators, the preparation of the questionnaire sent to stakeholders, the selection of research participants, the analysis of the responses received, and the way of calculating the weightings were presented. 2) the results, at first, brought a careful characterization of the stakeholders participating in the research, in order to analyze their contribution in the views on the topic of sustainable remediation and to verify the existing relationships in the obtained validation; in the second moment, some indicators were recategorized, in order to meet some suggestions given by the stakeholders; and in the third and last moment, in order to obtain the final importance of the indicators list, the scores of the indicators were presented in relation to the scenarios elaborated, the categories, subcategories and the dimensions of integration.

## **2 Methodology**

The development of all indicators occurred at four levels, as can be seen in Figure 1. The first three levels correspond to the selection of indicators, which were organized into categories, subcategories, and components based on the Battelle framework for

environmental assessment (Dee et al., 1973). The fourth level corresponds to the stage of validating the indicators.

Figure 1. Hierarchical structure for developing indicators



## 2.1 Selection of indicators

This stage began with a systematic bibliographic review of databases of scientific journals or directly in agencies or organizations that have efforts focused on the context of sustainable remediation, such as the Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC), American Society for Testing and Materials (ASTM), United States Environmental Protection Agency (USEPA) and Sustainable Remediation Forum from United Kingdom (SuRF-UK). The research was directed to studies that published indicators or criteria aimed directly at assessing the sustainability of different environmental remediation processes.

The selection and classification of the indicators, which was based on the study and documents consulted in addition to the knowledge and decision of the authors of this article, was carried out considering four fundamental criteria: (i) the selected indicators should represent at least one environmental, social or economic aspect; (ii) be able to assess the impact

of the application/management of the remediation technique (the so-called secondary impact), or describe components that can be affected by applying a remediation process; (iii) to be relevant to the study objectives; and (iv) and to be easy to understand for everyone involved in the remediation process, especially the users and decision makers.

First, all the indicators diagnosed in the studies and documents consulted were listed. Since, in order to comply with the established criteria, the form of presentation of the indicators was adjusted as follows: the indicators with similar approaches were aggregated and rewritten; the first classification of these indicators was made in the three major categories: environmental, social and economic; and finally, within these categories, the indicators were grouped into subcategories according to similarity in the approach.

We compiled, with the respective references, a set of 63 indicators (Table 1) selected to characterize the main effects that many remediation systems have or are likely to have on sustainability. The list of indicators was structured according to three fundamental categories - environmental, social, and economic - representing the three fundamental pillars of sustainability. These categories were divided into 20 subcategories, with 9 subcategories for the environmental category, 9 of the social category, and 2 for the economic category. These subcategories reflect the main areas of concern around the remediation processes. Finally, each subcategory was broken down into components that represent the indicators, with 25 indicators in the environmental category, 24 in the social category, and 14 in the economic category. These indicators represent the key factors that are influenced by remediation processes and that consequently influence the scope of sustainability.

Table 1 brings the consulted sources and clarifies how each indicator is classified or the type of analysis that characterizes it (quantitative and/or qualitative), in addition to providing how they can be measured (based on measure unit or subjectively). For all this categorization, some main data sources that present different metrics focused on the context under study were used as a basis (ITRC, 2011; SuRF, 2011; USEPA, 2012a; Kalomoiri and Braida, 2013; Reddy and Adams, 2015). Metrics are the specific aspects that represent the indicators. A quantifiable metric represents a numerical value that can be calculated using an acceptable methodology. Qualitative metrics are subjective, conditional or categorized, but not calculated (Butler et al., 2011).

Table 1. List of selected indicators

Reference code	Category/subcategory/componentes *		Type of classification/analysis****	Measure
	Environmental (E)	Sources**		
	<b>Air</b>			
E1	Quality (clean and clear air, free from smoke and dust)		Qual	Subjective
E2	Emission of greenhouse gases and global warming (CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , O <sub>3</sub> , CO)	[1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 11, 13, 16, 17, 18, 19, 20 and 21]	Quan	Equivalent mass issued
E3	Emission of other air pollutants (NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , PM)			
E4	Emission of pollutants that deplete the ozone layer (CFCs)			
	<b>Water</b>			
E5	Surface water protection	[1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 10, 11, 13, 16, 18, 20 and 21]	Quan	Volume
E6	Groundwater protection			
E7	Drinking water consumption			
E8	Reuse of recovered, treated and/or rainwater			
	<b>Soil</b>			
E9	Quality (biodiversity, nutrient capacity and organic matter content)	[2, 3, 4, 6, 11, 13, 16, 17 and 20]	Qual	Disturbance level
E10	Basic conditions and functions (structure and compaction, which influence filtration, erosion and productivity)		Quan	Moved mass or traffic frequency
	<b>Ecosystem and biodiversity</b>			
E11	Fauna protection	[1, 2, 3, 4, 6, 7, 8, 9, 11, 16, 17, 20 and 21]	Quan	Species count
E12	Flora protection			
E13	Disturbance of natural habitats		Quan	Impacted area
E14	Interference in landscape		Qual	Subjective
	<b>Energy and fuel</b>			
E15	Use of renewable and sustainable energy and/or fuels or generated from by-products	[1, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 15, 17, 18, 19 and 21]	Quan	Volume or potency or percentage
E16	Use of non-renewable energies and/or fuels			
	<b>Waste and effluents</b>			

E17	Hazardous waste generation and management	[1, 3, 4, 6, 7, 8,	Quan Qual	Mass or volume or type of final destination
E18	Non-hazardous waste generation and management	10, 13, 17, 18		
E19	Effluents generation and management	and 21]		
<b>Raw materials</b>				
E20	Use of natural resources	[1, 3, 4, 6, 7, 8,	Quan Qual	Volume or mass or percentage or type
E21	Use of recyclable products and/or reuse of materials	13, 17 and 18]		
E22	Use of non-recycled products and/or non-reuse of materials			
<b>Toxicity</b>				
E23	Toxic effects on the environment (ecotoxicity)		Quan	Comparative Toxicity Unit (CTUe)
<b>External adversities</b>				
E24	Ability of the remediation process to affect other means (eg water, soil, air)	[6 and 10]	Qual	Subjective
E25	Disasters occur due to the remediation process (eg landslides, erosion, explosion or leakage of hazardous waste)	[21]		
<b>Social (S)</b>				
<b>Public health and community safety</b>				
S1	Respiratory effects (particulate matter) and health toxicity (carcinogenic and non-carcinogenic) due to atmospheric emissions	[1, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19 and 20]	Quan	Equivalent mass of PM2.5 emitted or Comparative Toxicity Unit (CTUh) Fatality potential based on distance traveled by off-site transport or intensity or subjective
S2	Other health risks and community safety due to traffic and machine operation (noise, vibration, odor and fatality potential)		Quan Qual	
<b>Worker health and safety</b>				
S3	Occupational hazards of workers due to exposure during remediation processes	[1, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 12, 14, 15, 16, 17, 18 and 19]	Qual	Type of exposed risks (physical, chemical, biological or ergonomic) Incident or fatality potential based on hours worked and type of tasks performed, eg transport
S4	Risks of accidents and injuries of local workers		Quan	

S5	Degree of protection offered to workers during remediation processes		Qual	Types of protection/security measures offered (eg PPEs, CPEs, etc.)
<b>Employment and income</b>				
S6	Employment and income opportunities		Quan	Number or percentage of jobs created
S7	Equal opportunities	[5, 6, 7, 8, 10, 12, 13, 15, 18 and 20]	Quan	Potential for women's participation in different work compartments
S8	Learning/training opportunity, skills development and education		Qual	Subjective
<b>Local business and economy</b>				
S9	Opportunity and strengthening of the local economy and business	[1, 10 and 12]	Quan	Potential for using local sources
S10	Interruption, migration or closure of local businesses		Qual	Subjective
<b>Quality of life and social well-being</b>				
S11	Community improvements and benefits (sanitation, access roads, environmental conditions, technological advances, infrastructure and residence works)	[3, 4, 5, 6, 10, 12, 13, 14, 15 and 17]	Qual	Subjective
S12	Creation or recovery of green, recreational and leisure spaces or infrastructures		Quan Qual	Potential or subjective
<b>Culture and tourism</b>				
S13	Compromise of local tourism and cultural heritage (level of interference and visibility of remediation work)			
S14	Cultural and tourism promotion (visits, research, recovery of the environment)	[1, 3, 6, 10 and 20]	Qual	Subjective
S15	Improvements in the aesthetics of the local environment (maintenance, restoration, landscape and visual impacts)			
<b>Use of the site</b>				
S16	Restoration and suitability of the site for future reuse	[1, 6, 10 and 12]	Quan	Area or type of reuse
S17	Effects on properties neighboring the site		Qual	Altered area or type of interference

<b>Participation of stakeholders</b>				
S18	Stakeholder satisfaction and acceptance	[1, 3, 4, 5, 7, 8, 10, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18 and 19]	Qual	Acceptability level Potential for participation and form of engagement of different stakeholder groups
S19	Trust and transparent communication			
<b>Social responsibility</b>				
S20	Ethic of the companies and selection of remediation techniques			
S21	Transferring impacts to future generations			
S22	Robustness, quality and precision of investigations and evaluations (decision-making based in evidence)	[3, 10, 12, 14, 16, 17 and 19]	Qual	Subjective
S23	Reliability and resilience in the face of changes			
S24	Compliance with local policies			
<b>Economic (EC)</b>				
<b>Direct costs</b>				
EC1	Administrative and project			
EC2	Labour			
EC3	Transport	[1, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 13, 15, 16, 17, 18, 19 and 20]	Quan	Monetary value (cost in relation to the quantity associated with each indicator)
EC4	Materials and equipment			
EC5	Resources and raw material			
EC6	Energy and/or fuel			
EC7	Water			
EC8	Management of waste and/or effluents			
<b>Indirect costs</b>				
EC9	Security and protection/prevention actions		Qual	Subjective
EC10	Depreciation or appreciation of the site and neighboring properties	[1, 3, 6, 7, 8, 9, 10, 13, 16, 17, 18, 19 and 21]	Quan Qual	Depreciation/appreciation value or subjective
EC11	Site stagnation until its future use		Quan	Remediation duration time
EC12	Monitoring and maintenance actions		Qual	Subjective
EC13	Infrastructure and development (education, innovation, training)		Quan Qual	Investment value or subjective



EC14	Commercial and business development (revenue generation, subsidies obtaining and interruptions)	[1, 4, 5, 10, 12, 13, 15, 17 and 20]
------	---	--------------------------------------

---

Notes:

\* Informations inside parentheses are complementary to the corresponding indicator

\*\* Note: <sup>1</sup> (ITRC, 2011); <sup>2</sup> (Mcbride, 2011); <sup>3</sup> (SURF-UK, 2011); <sup>4</sup> (ASTM, 2013); <sup>5</sup> (Dale et al., 2013); <sup>6</sup> (Mulligan et al., 2013); <sup>7</sup> (Hou and Al-Tabbaa, 2014); <sup>8</sup> (Hou et al., 2014a); <sup>9</sup> (Hou et al., 2014b); <sup>10</sup> (Reddy et al., 2014); <sup>11</sup> (Efroymsom and Dale, 2015); <sup>12</sup> (Harclerode et al., 2015); <sup>13</sup> (Reddy and Adams, 2015); <sup>14</sup> (Cappuyns, 2016); <sup>15</sup> (Efroysom et al., 2016); <sup>16</sup> (Huysegoms and Cappuyns, 2017); <sup>17</sup> (Hou et al., 2018); <sup>18</sup> (Hou and Li, 2018); <sup>19</sup> (Song et al., 2018); <sup>20</sup> (Tilla and Blumberga, 2018); <sup>21</sup> (O'Connor et al., 2019).

\*\*\* Quan (Quantitative); Qual (Qualitative)

CO<sub>2</sub> (Carbon dioxide); CH<sub>4</sub> (Methane); O<sub>3</sub> (Ozone); CO (Carbon monoxide); Nox (Nitrogen oxides); Sox (Sulfur oxides); PM (Particulate matter); CFCs (Chlorofluorocarbons); PPE (Personal protective equipment); CPE (Collective protection equipment)

Among the selected indicators, there is a slight prevalence of those that allow a quantitative analysis (56%) which allows for more objective uses for analyzing the sustainability of projects. However, the large amount of qualitative indicators as well (44%) allows for great flexibility in the use of the list of indicators. The environmental and economic categories provide the largest number of quantitative indicators (74% and 82%, respectively), while the social category provides the largest number of qualitative indicators (75%).

## **2.2 Validation of indicators**

Validation of the indicators was conducted using an online survey using a questionnaire that was built using Google Forms and that was based on general survey guidelines for questionnaires (Brace, 2004; Dillman, 2007) and the studies by Hou et al. (2014a), Hou and Al-Tabbaa (2014) and Hou (2016). According to these studies, questionnaires are widely recognized as a practical and economical method for collecting information on behaviors, attitudes, opinions, and preferences in various research areas.

## **2.3 Preparation of the questionnaire**

The questionnaire was used as a research strategy for collecting quantitative data in relation to the weighting of the indicators and qualitative data to obtain more in-depth information on the understanding of the subject in question. To this end, approaches to different types of research questionnaires were included. The questionnaire elaborated involved multiple-choice questions, where the choice was restricted to an alternative, and, in the case that the suggestions provided do not match the information that the participant would like to provide, a blank gap was left for eventual fill. There were also yes / no questions, in addition to open questions, with no predefined answers, leaving the interviewee free to provide their own explanations. As for the weighting of the indicators, the evaluation scale model (Likert) was used, where instead of a question a affirmation is used.

The prepared questionnaire was divided into 12 sections. Section I included a subsection explaining the purpose of the research, guaranteeing confidentiality, and explaining the option to participate in the study. Section II requested some general information from the interviewees,

such as country of origin; training and area of expertise; function, participation, or level of engagement in remediation projects; experience in projects involving sustainability; knowledge and involvement in specific sustainable remediation projects; opinion on the importance of sustainability in remediation; and opinion on the main barriers to adopting sustainable remediation.

Section III of the questionnaire presented the scoring scale for the weighting of the indicators and information on two hypothetical contaminated sites to be remediated. A 5-point Likert scale was used to assess the importance of the indicators. The scores range from 1 (not important / not suitable / irrelevant), to 2 (not important), 3 (neutral), 4 (important), and 5 (very important), with 3 being the average value for accepting an indicator. Scale questionnaires are easier to understand and answer, and respondents more specifically indicate each factor's degree of importance. The Likert scale corresponds to a common measurement method in academic contexts. Furthermore, considering the multidisciplinary nature of the respondents and the large number of indicators to be assessed, the Likert scale is ideal for the purpose of this analysis (Harpe, 2015).

A test of the pilot questionnaire was carried out with approximately 10 researchers in the field of remediation. Based on their comments, the questionnaire was revised, and was identified the need to include scenarios that exemplify characteristics of contaminated sites to be remedied. The scenarios were presented so that the interviewee had the necessary information on which to base the assessment and weighting of the environmental, social and economic indicators, because it is important to take into account some factors such as size and use of the site; contaminant type; location of the site in relation to the city, community and movement of people; and remediation technique to be applied, whether involving biological, physical, chemical or thermal processes. In view of this, two hypothetical scenarios were elaborated. The scenarios correspond to two contaminated sites to be remedied, of considerably large size (about 150,000 square meters) contaminated with metals and other inorganic substances, aromatic and halogenated solvents, and petroleum hydrocarbons. This contamination comes from industries in the metallurgical and slaughterhouse segment. In addition to the same information in both scenarios, in Scenario 1 the site is located in the urban center of a city with commercial and residential facilities surrounding the site and with the intention of transforming it into a park for public use. In Scenario 2 the site is industrial located distant about 10 kilometers from urban and residential centers.

In Sections IV, V, and VI, the respondents considered one of the scenarios and the assessment and attribution of weight to environmental, social, and economic indicators. In Section VII, the interviewees were asked if they were still willing to participate in the research and then to respond to the same indicators for the other scenario. Thus, the respondents were given the choice to continue evaluating the indicators or to stop participating in the research; in the latter case, the respondents were directed to skip to Section XI. If the respondents agreed to continue, they completed Sections VIII, IX, and X regarding the environmental, social, and economic indicators to be weighted.

In Section XI, the participants were requested to give some brief feedback on the scenarios. In Section XII, the respondents were asked to make suggestions regarding the adequacy of the indicators and whether any should be excluded or added. For each suggestion, the respondents were asked to provide justification, and in the case of adding an indicator they were asked to classify it by category (environmental, social, or economic) and assign it a score. There were no suggestions to add indicators, however, as the question allowed a long answer, as discussed in Section 3.2 of the results.

## **2.4 Selection of research participants**

The target population included experts - both researchers and professionals - in the field of sustainability and environmental geotechnics, with an emphasis on the management of contaminated sites and sustainable remediation, including remediation industries and environmental agencies around the world. The size of the selected sample was due to the availability of members belonging to this target population to respond voluntarily to the research provided.

The survey was sent directly to 444 potential participants via email, with addresses collected from personal contacts, research groups and online sustainable remediation publications. The 444 contacts were listed, shuffled, and divided randomly and systematically between scenarios 1 and 2; that is, 222 participants received a questionnaire in which the first scenario to be analyzed was scenario 1, and the other 222 received a questionnaire in which the first scenario to be analyzed was scenario 2. This was done in order to arrive at the closest number of answers for scenarios 1 and 2, as the answer for the second scenario presented was not mandatory in the questionnaire. Additional participants were sought via snowball sampling. Repeated reminder emails were sent to encourage participation.

We received 58 responses, 57 of which were effective (considering that a questionnaire was started but not finalized), resulting in a response rate of 13%. During the search, it was noticed that many email addresses were probably not active and many recipients on the list may not be reading the emails. Therefore, the response rate obtained can be considered satisfactory based on the specificity of the theme and the length of the questionnaire and is within the range normally obtained for this type of research, as observed in Hou et al. (2014a), for example. Were obtained 36 responses for scenario 1 and 37 responses for scenario 2; 16 participants answered both questionnaire scenarios.

## 2.5 Analysis of the questionnaire responses

Questionnaire results were evaluated in spreadsheets. Blank responses were replaced by a zero value. This value was assigned as the questionnaire was divided into two parts, one with a mandatory answer and one with a non-mandatory answer for one of the two scenarios. Equal responses were excluded from the sample because when the respondent evaluates all items as being of equal importance it indicates the respondent's lack of interest in answering the questionnaire properly, which makes their assessment non-significant (Hora et al., 2010). Of the responses obtained, four respondents assigned equal value to all indicators; two of these respondents responded to scenario 1 only and two to both scenarios 1 and 2. Thus, for the analyses, the responses of 53 participants were considered - 32 responses for scenario 1 and 35 for scenario 2.

Next, we analyzed the internal consistency of the questionnaire responses using the Cronbach's alpha coefficient ( $\alpha$ ). This coefficient is a way of estimating the reliability of a questionnaire applied in a survey. It measures the average correlation between the responses to the questionnaire by analyzing the profile of the responses given by the respondents.

All responses were put in a spreadsheet, where the rows correspond to " $n$ " respondents and the columns to the " $k$ " items in the questionnaire (indicators). When transferring the weights of the indicators, the Likert nominal scale was transformed into a numerical scale, as proposed by Matthiensen (2011). This is necessary because the alpha values vary from 0.00 to 1.00 ( $\alpha \in [0,1]$ ). Thus, the Likert scores correspond to the nominal values as follows: 1 (0); 2 (0.25); 3 (0.5); 4 (0.75); and 5 (1). Given that all questionnaire items use the same measurement scale, the  $\alpha$  coefficient is calculated from the variance of the individual items and the variance of the sum of the items of each evaluator (Cronbach, 2004), according to Equation 1.

$$\alpha = \left[ \frac{k}{k-1} \right] \times \left[ 1 - \frac{\sum_{i=1}^k S_i^2}{S_t^2} \right], \quad (\text{Eq. 1})$$

where:

k = the number of items (questions) in the questionnaire;

$S_i^2$  = the variance of each item; and

$S_t^2$  = the total variance of the questionnaire (sum of the respondents' variances).

There is no consensus in the scientific community regarding the limit value of Cronbach's alpha. This value often depends on the type of research and in what area it is being carried out (Matthiensen, 2011). However, according to Cortina (1993), the research instrument that obtains  $\alpha$  equal to 0.70 is generally considered satisfactory; therefore, this limit value is considered in this work.

To obtain the Cronbach's alpha, the entire questionnaire was considered (answers for both scenarios - 126 indicators); a zero value was assigned to the blank answers of the second scenario presented in the questionnaire when it was not answered. A Cronbach's alpha value of 0.97 was obtained. This number is above the maximum limit considered (0.70) and quite satisfactory, justified by the large number of questions in the questionnaire and the number of respondents. A table with the alpha calculation values and results can be found in Appendix A of this article.

## 2.6 Calculation of weightings

To obtain the weighting factors that explain the importance of each indicator in the context considered and the final classification, the average ranking (AR) calculation was performed according to the method indicated for the Likert scale analysis (Soares et al., 2017), as a simple arithmetic mean can mask the real data of the responses. AR is a way of analyzing the questionnaire responses using the Likert scale, considering the weighted average of the responses and the number of respondents, according to Equation 2. The weighted average considers the observed frequency of each response for each item and the average value of each answer.

The AR of each item corresponds to the weighting factor of each indicator. The closer the AR is to 1 (which corresponds to the Likert value 5), the better the indicator was evaluated

and the greater its importance and influence in the analyses in which it will be used. The closer the AR is to 0 (which corresponds to the Likert value 1), the lower is the importance of the indicator.

$$AR = \frac{WA}{n} = \frac{\sum(f_i x V_i)}{n}, \quad (\text{Eq. 2})$$

where:

AR = the average ranking of each item;

WA = the weighted average;

$f_i$  = the observed frequency of each answer for each item “i”;

$V_i$  = the value of each answer; and

n = the number of respondents.

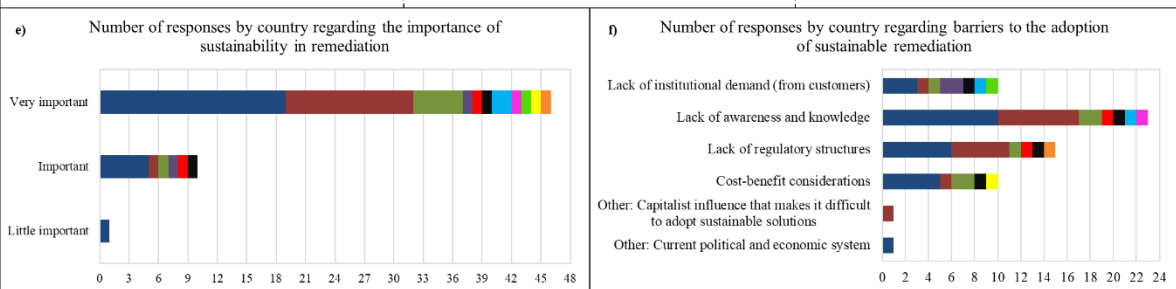
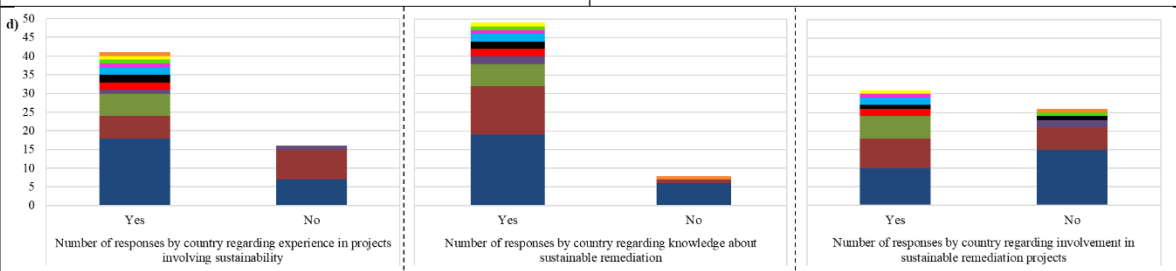
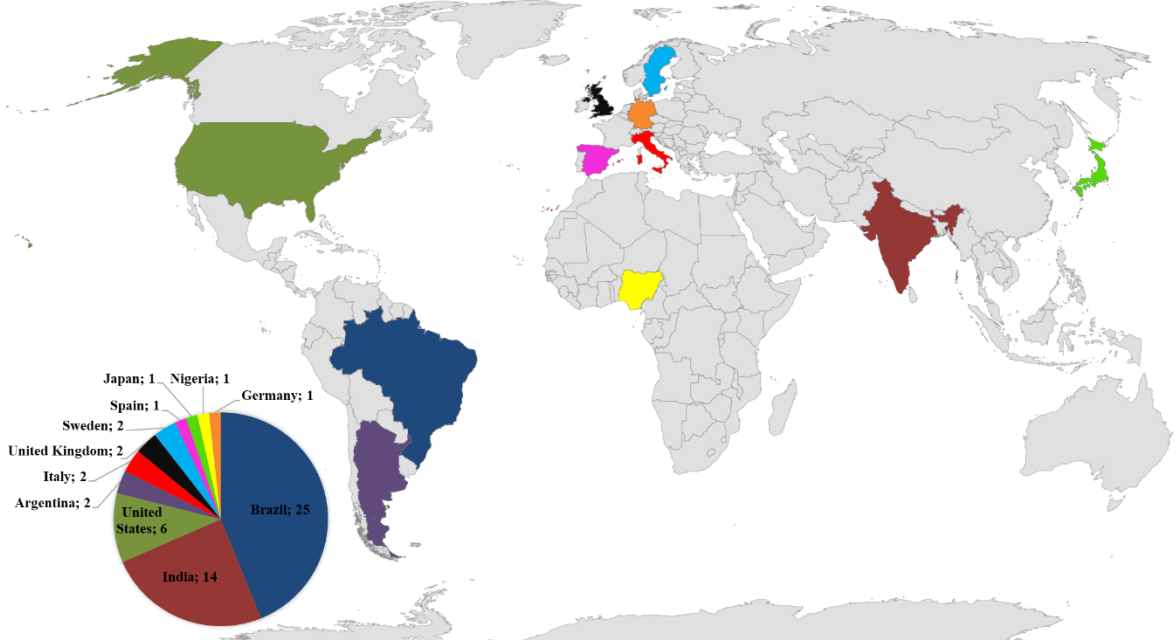
### 3 Results and Discussion

#### 3.1 Characterization of research participants and their contribution to the vision of sustainable remediation

The description of the general information that characterizes the participants is presented following the order of the questionnaire questions. The respondents were spread across the country in which they currently reside. As can be seen in Figure 2a, each continent was awarded at least one answer, except Oceania: North America (United States); South America (Brazil and Argentina); Europe (Italy, United Kingdom, Sweden, Spain, and Germany); Asia (India and Japan); and Africa (Nigeria). Thus, the objective of covering the largest number of regions in the world and of different cultural contexts was achieved, although there is no representative sample of each one. This diversity favors a more flexible application of the indicators, which can be used for different realities. Of the 11 countries linked to the participants, three were highlighted in terms of the number of respondents (Brazil, India, and the United States), corresponding altogether to 45 of the 57 responses, with almost half of the total responses being from Brazil. In terms of training, 15 different fields were represented, and more than one type of training can be linked to the same respondent (Figure 2b).

Figure 2. Representation of general information and characterization of participants in relation to their geographical location

a) Geographic location and number of participants by country in the survey





In some countries, certain formation fields were more commonly represented. In Brazil, among the 11 subject areas listed by the participants environmental engineering was the most common. In India, geotechnical engineering training was the most commonly listed; in the United States, civil engineering was the most commonly listed; in Italy, environmental sciences were the most commonly listed; and in Sweden, geological engineering was the most commonly listed. In general, all the subject areas listed have some connection with the theme; however, engineering is the most relevant in the context of sustainable remediation. Engineering is the most represented among the participants at almost 80% of the total number of training courses: environmental engineering (20%); geotechnical and civil engineering (both 17%); and geology/geological engineering and geo-environmental engineering (both 12%).

Regarding the level of training, the vast majority of participants had a high level of education, with PhD completed or in progress (more than half of those who added this information). This gives the research greater credibility. The main areas of activity of the participants were also collected (Table 2). It was found that the subjects of interest were varied but that there was a clear relationship between these subjects and various environmental issues. Thus, the indicators were evaluated from the most diverse points of view, which enriches their relevance and scope. Among the reported areas, work in the management of contaminated sites was highlighted among the respondents, which is extremely important for the application of sustainable remediation.

Regarding the role, participation or level of engagement in participants' remediation projects (Figure 2c), nine response options were provided, of which only one - technology provider - the respondents did not identify with. This result is extremely important, because having participants from different segments that involve a remediation process provides a broader and more comprehensive perspective to the analyzed indicators. Therefore, there were participants who have "no" participation in remediation projects (seven), those who are "researchers" (thirty) and "technical specialists (consultants)" (eleven), and those who are "project managers" (six), "directors and decision makers" (one), "regulators" (one), "field workers" (two), or "owners of contaminated sites" (one). Among these, Brazil had at least one participant in each of the functions. Several respondents reported more than one function, but researcher in the field of remediation was most prevalent followed by the technical specialty, as many acts as consultants in this area.

Table 2. Main areas of respondents' professional activity

<b>Areas of activity</b>
Contaminated site management
Environmental consulting
Environmental licensing
Environmental management
Environmental policies
Environmental remediation
Innovation
Investigation and remediation of contaminated sites
Life cycle analysis
Reuse of recycled materials
Sustainability
Sustainable entrepreneurship
Sustainable development
Sustainable remediation
Study of soil behavior
Urban planning
Water treatment
Waste characterization

Researchers account for more than 50% of the total survey participants. The largest number of researchers in the field are from countries such as Brazil, followed by India and the United States (44%, 71% and 50% of the total number of participants from the respective countries). There is no researcher from the United Kingdom and Germany. The rest of the countries bring a maximum of one researcher each. The technical specialists come from seven different countries, with five from the eleven diagnosed specialists coming from Brazil. The rest of the countries correspond to only one specialist each. Among these two roles that prevailed are all participants from countries such as Argentina, Italy, Sweden, Spain, Japan and Nigeria, which only had one to two participants in total. Following is India, the United States and Brazil, which, respectively, have 79%, 67% and 64% of the total number of participants included in these two prevalent roles. Only participants from Germany and the United Kingdom did not fit into these two roles. Due to the profile of the sample of specialists to whom the questionnaire was sent, it was already expected the prevalence of researchers and technical specialists involved with the theme, and that functions such as, for example, owners of contaminated areas, might not be able to obtain participants.

When asked about their experience in projects involving sustainability (Figure 2d), experts from Brazil, India, and Argentina shared their opinions. In the case of Brazil, more than half of the respondents have experience. In the case of Indian respondents, there were more

negatives than positives regarding experience in sustainability. In the rest of the countries, all the participants had experience in sustainability. When asked about their knowledge of sustainable remediation (Figure 2d), Brazil, India and Germany had 6 (out of 25), 1 (out of 14), and 1 (of 1) participants, respectively, without this knowledge. In the rest of the countries, all participants had knowledge of sustainable remediation, corresponding to 86% of all respondents, which makes the analyses and results obtained for each indicator more reliable.

However, this situation changes when the question relates to the direct involvement of participants in sustainable remediation projects (Figure 2d). In Brazil, there were more negative than positive responses, meaning the vast majority of Brazilian participants had some knowledge about sustainable remediation but do not work directly in the area. For the participants from India, the responses were more positive than negative, indicating these experts, in addition to knowing the sustainable remediation approach, also have some type of involvement in remediation projects. From the United Kingdom, of the two who know the approach, only one works in remediation. None of the participants from Argentina, Japan, and are involved in sustainable remediation projects, and the participant from Germany has no knowledge. All the other participants work in the area of remediation. Of all the participants, more have some involvement in sustainable remediation projects than not. However, this difference is much less significant when compared to the answers to the two previous questions. It is noticeable that knowledge about sustainable remediation and its effectiveness in practical applications is not directly related, as the number of participants who have knowledge does not correspond to the number who have experience in specific projects, which is considerably lower. This observation corroborates the real situation in the field of remediation, where the number of those with expertise in remediation concepts and in applying sustainable remediation in the context of managing contaminated sites is relatively small.

Still referring to the three questions in Figure 2d, it was found that all six participants from the United States answered positively, indicating they have experience in the area of sustainability and both knowledge and experience in sustainable remediation projects. This is in line with what can be observed when searching the databases of scientific journals using the term “sustainable remediation”, where the largest number of studies related to the topic is associated with researchers and experts from the United States. Therefore, the United States (and other developed countries) already has a more consolidated awareness of sustainability issues and has had major advances in the approach to and application of sustainable remediation (Braun et al., 2020). Of the participants involved in sustainable remediation projects, the lines

of study reported are the most diverse (listed in Table 3). This shows that the incorporation of sustainability concepts in remediation can occur under different approaches and work contexts.

Table 3. Different contexts in which the participants work in sustainable remediation

<b>Work contexts</b>
Evaluation of the materials sustainability used in remediation processes, such as the nanoferro used in nanoremediation
Use of alternative techniques for remediation and improvement of the environment, such as biocimentation, phytoremediation and composting
Development of tools for assessing the sustainability of remediation alternatives
Development of decision support and strategic management systems for remediation techniques and corporate areas
Processes for managing contaminated sites in general
Remediation, correction and regeneration of contaminated soils
Green and sustainable groundwater remediation
Industrial effluent treatment
Remediation of residues and contaminants (mainly metals) from the environment in general
Environmental impact assessment
Reduction in the use of natural resources
Reducing the use of landfill for waste,
Reuse and recycling of materials and waste
Evaluation of the toxic potential of soil stabilizing agents
Evaluation of the behavior of contaminated soil consolidation

Regarding the experts' views about the importance of considering sustainability in remediation (Figure 2e), the answers ranged from "very important", to "important" to "not important". The majority suggested maximum importance; approximately 81% of all respondents from all countries at least considered the integration of sustainability in remediation be very important. Participants from six countries consider this relationship to be important, and only one participant from Brazil considers it not important. Therefore, it is clear there is already a consensus among experts on the need for and importance of sustainable remediation.

Regarding the main barriers to adopting sustainable remediation (Figure 2f), all four barriers listed were noted at least once by the participants, with some choosing the "other" option. This suggests that all are important and should be considered. "Lack of awareness and knowledge" scored as having the most relevant among Brazilian and Indian participants and was pointed out by respondents from five other countries, making it the most cited barrier among all the experts. This observation, together with the "lack of regulatory structures", is in agreement with the literature and the current situation regarding sustainable remediation. The lack of awareness and knowledge of the vast majority of professionals who work in remediation

about the importance of incorporating sustainability in various contexts and the lack of guidance and regulations that govern the application of sustainable remediation are the main obstacles that delay the broader and more consolidated approach in the management of contaminated sites.

Participants were also invited to provide feedback on the two scenarios presented and considered for the weighting of the indicators - Scenario 1, which covered a contaminated site located in the urban area of a city, and Scenario 2, which covered a contaminated site located about 10 kilometers from the city center. Participants were asked which of the two scenarios they felt most comfortable in considering the indicators and to justify the choice. Of the participants, approximately 81% chose Scenario 1 (Figure 3). Only three participants from Brazil and India, two from the United States, and one from each of Germany, Nigeria, and Sweden opted for Scenario 2. The justifications for the choices were varied, and for Scenario 1 the main reason was that the site was urban, with a greater population being potentially exposed to the impacts and risks. This was opposite to the reasons of those who opted for Scenario 2; they felt it would be easier to remediate the site because it is far from the urban center.

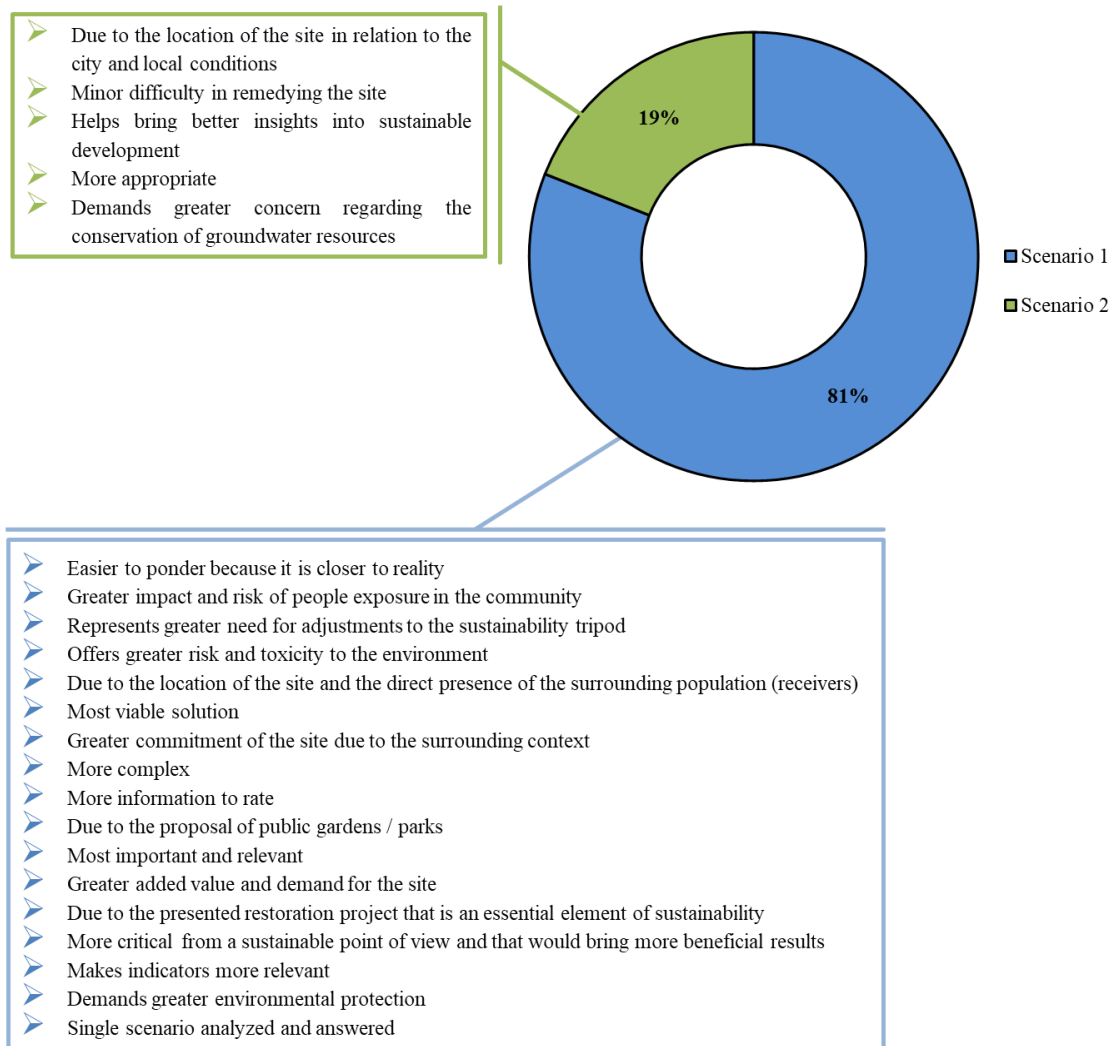
### **3.2 Final categorization of the list of indicators**

Some participants gave suggestions on how to organize and present the indicators, in particular with regard to the categorization of integration pillars of the sustainability tripod. These suggestions were analyzed and some options for change were studied.

In terms of sustainability, it is of fundamental importance that in addition to a synergy between the three basic dimensions of sustainability (environmental, social, and economic) integrated dimensions are also used (social-environmental, social-economic, and environmental-economic) (Rodriguez et al., 2002; USEPA, 2012b). This helps to reduce the duplication of indicators between domains and to refine the indicators.

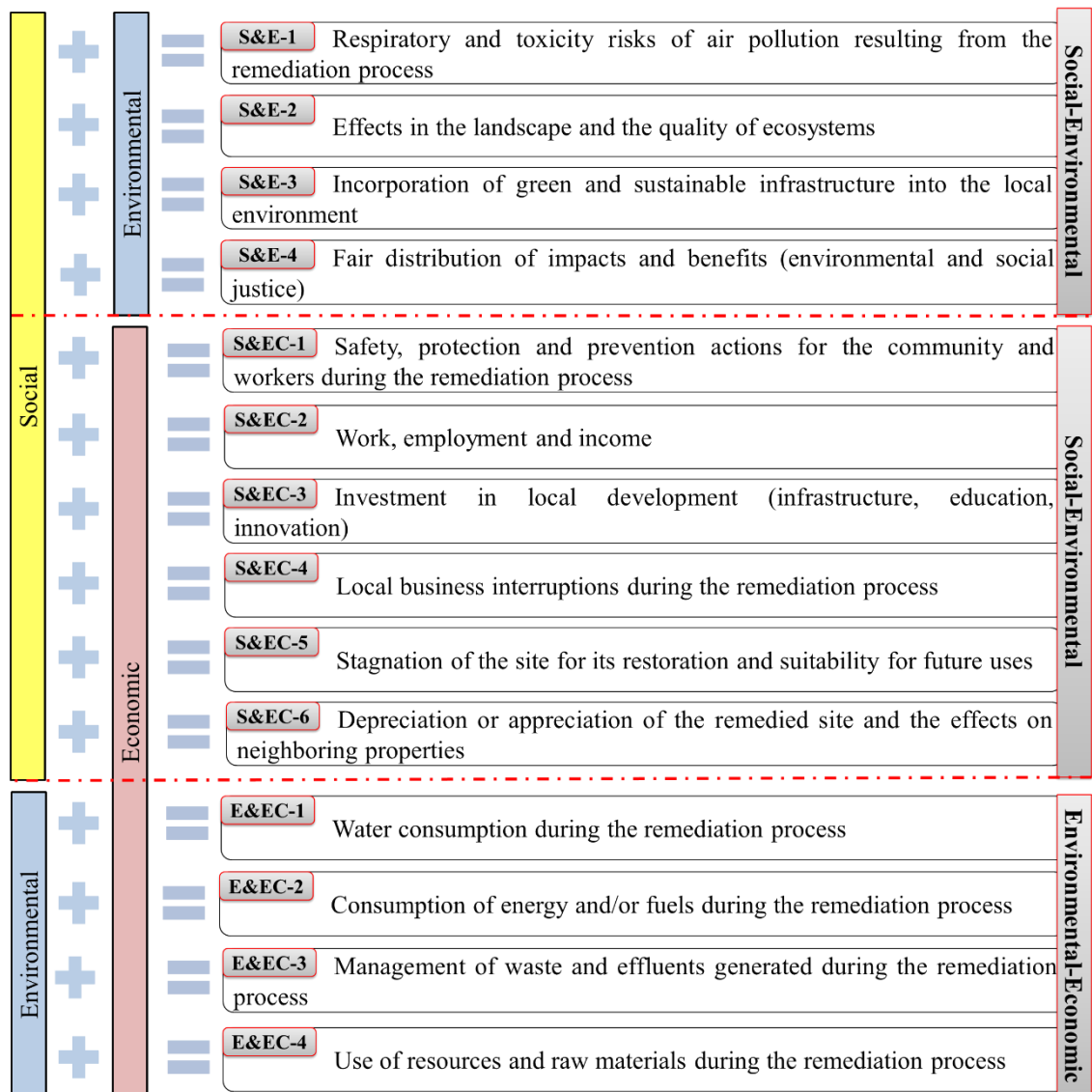
According to Rosén et al. (2015) there are critical aspects in each domain of sustainability that cannot be replaced by others, being that environmental changes can have economic and social effects. This means that some indicators can be inserted in more than one dimension of sustainability, causing their duplicity in the final sustainability assessment.

Figure 3. Participants' feedback on the scenarios



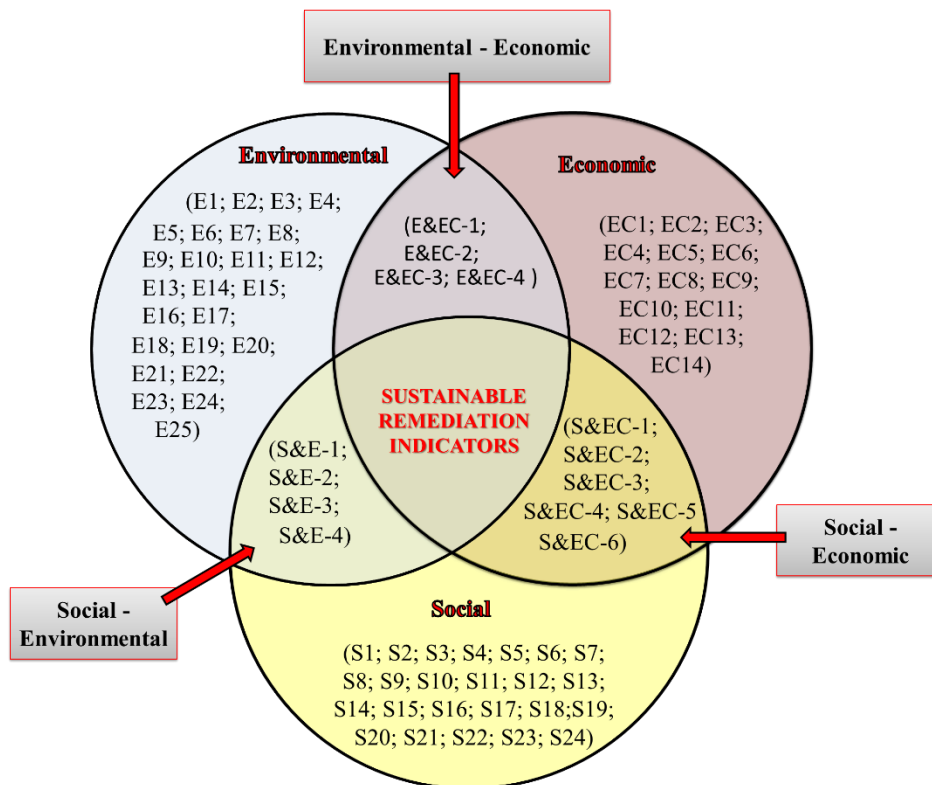
In view of this, indicators from the list selected in Table 1 were investigated and related in order to identify indicators that may integrate more than one dimension, as can be seen in Figure 4. The Figure 5 shows the representation of the new classification of sustainable remediation indicators within the specific dimensions of the sustainability context, with the respective codification of the indicators in each base dimension and the new indicators of the integrated dimensions.

Figure 4. Integration indicators of sustainable remediation resulting from the combination of dimensions



Were listed 14 integration indicators, in addition to 63 indicators from the base dimensions. There are four indicators in the social-environmental, six in the social-economic and four in the environmental-economic. The indicators of the integration dimensions were also weighted using the related baseline indicators as a reference.

Figure 5. Final list of sustainable remediation indicators for each basic and each integrated dimension



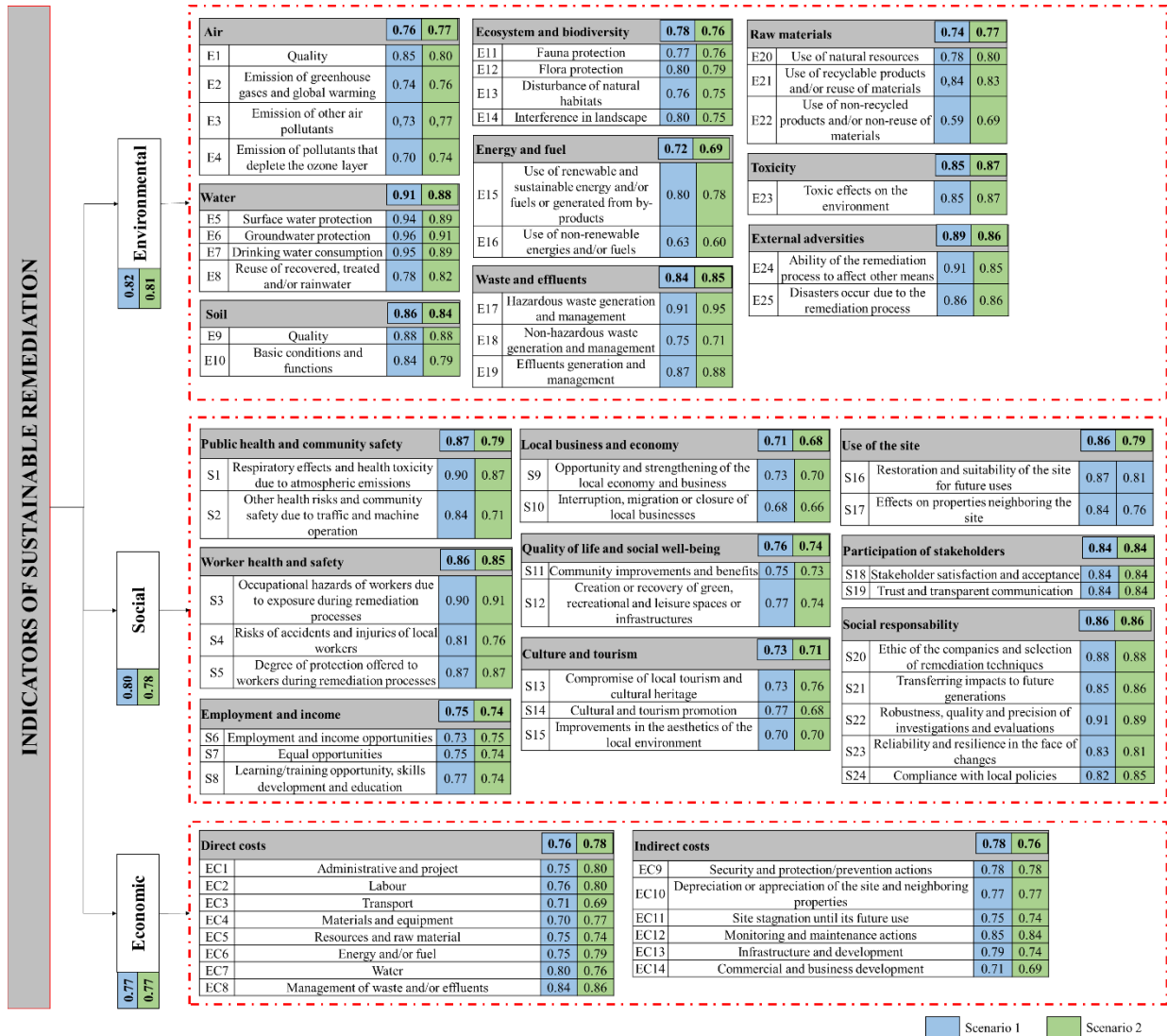
### 3.3 Importance and ranking of indicators

Figure 6 shows the scoring system for the indicators evaluated by the participants. Two scores were listed for each category, subcategory, and indicator, one considering Scenario 1 and the other Scenario 2. This way of presenting the scores makes it possible to compare the importance of the indicators between the scenarios. It also makes it possible for this list of weighted indicators to be used specifically for different scenarios in future assessments of sustainable remediation.

The total scores (Scenarios 1 and 2 together) for each category (Figure 7), subcategory (Figure 8a,c,e), and list of indicators for the base (Figure 8b,d,f) and integrated dimensions (Figure 8g,h,i) were also calculated and presented to provide a complete list of indicators weighted by experts in the field that can be used in sustainable remediation processes regardless of the scenario and application context.



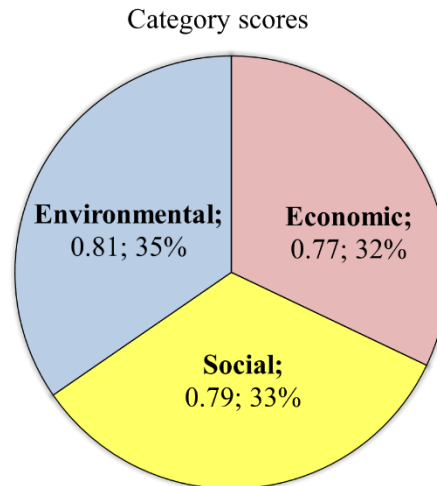
Figure 6. Scores for the list of indicators in relation to the scenarios



To compare the values, the average values per group and category were used due to the differences in the total number of indicators and subcategories. When comparing the categories of indicators (environmental, social, and economic) it turns out that the difference between the scores for Scenario 1 and Scenario 2 is minimal, reaching a maximum difference of 0.02 points. However, Scenario 1 obtained the highest scores for the three dimensions, which is easily justified by the relevance the contaminated site to be remedied has in the context in which it is inserted. Likewise, the environmental dimension is of the greatest importance for the two scenarios, followed by the social dimension and the economic dimension; the total values for the two scenarios are, respectively, 81%, 79%, and 77%, as shown in Figure 7. These scores highlight the significance of the three dimensions in the experts' evaluation and also reinforce that sustainability should be structured as much as possible on the balanced distribution of the

importance of its dimensions, seeing that when the three scores are reduced to one decimal place the values remain in the same importance range (80%).

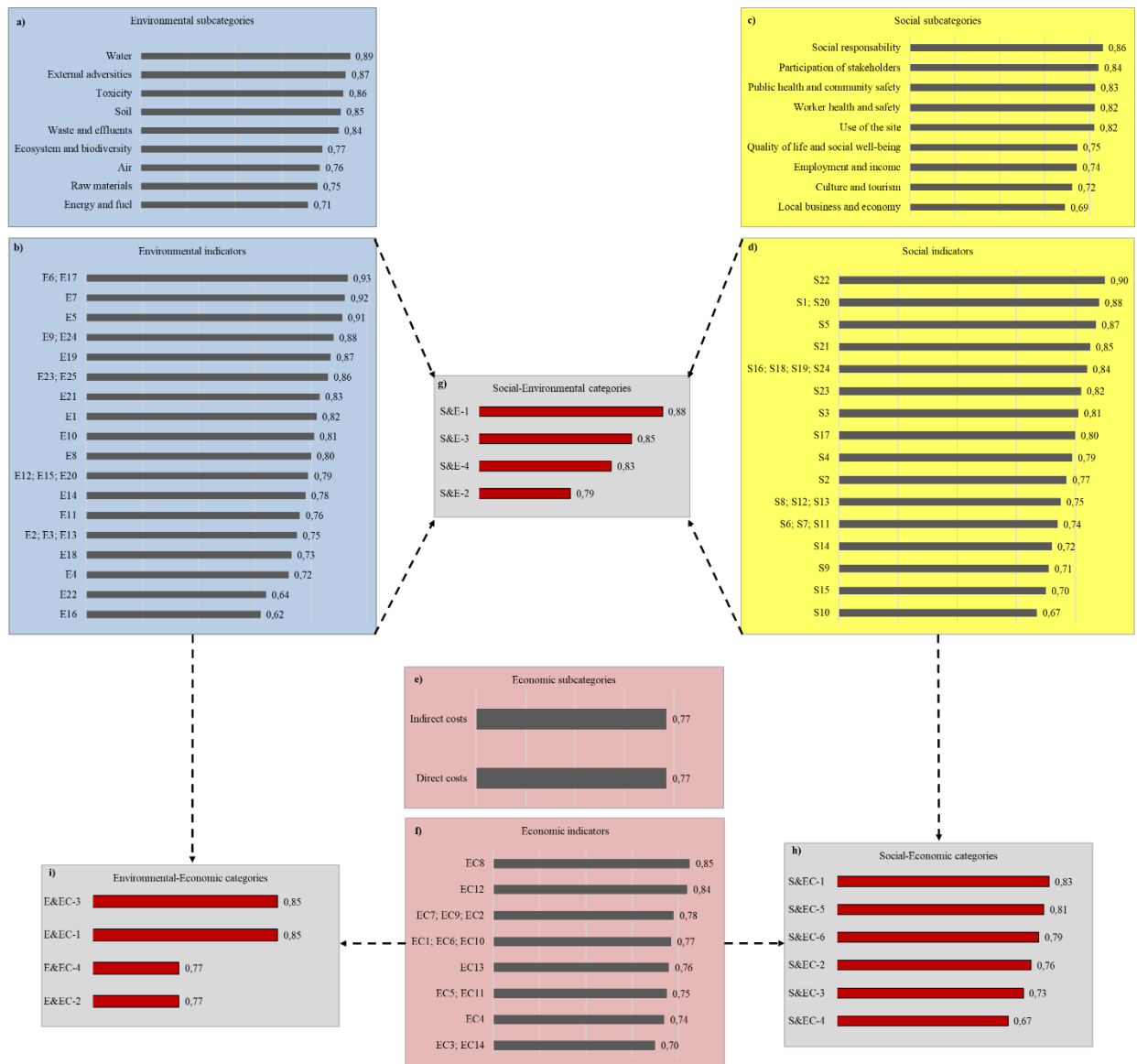
Figure 7. Final scores of the indicator categories



In analyzing the environmental category in relation to the two scenarios considered (Figure 6), it is observed that the subcategory “water” obtained the highest score and “energy and fuel” the lowest. This classification also occurs when considering the total score (Scenarios 1 and 2 together), with an importance of 89% and 71%, respectively, as shown in Figure 8a. However, the indicators of greater and lesser importance did not necessarily belong to these subcategories. For Scenario 1, the most important indicator corresponds to “groundwater protection (E6)”. For Scenario 2, it corresponds to “hazardous waste generation and management (E17)”, which also corresponds to the environmental indicators with higher score when considering the total score (Scenarios 1 and 2 together), both with an importance of 93% (Figure 8b). According to Hou et al. (2014a), water protection is one of the main considerations of sustainable behavior among professionals working in remediation.

Regarding the less important environmental indicators, in Scenario 1 there is the “use of non-recycled products and/or non-reuse of materials (E22)”, and in Scenario 2 there is the “use of non-renewable energies and/or fuels (E16)”, as seen in Figure 6. These two also correspond to the lowest score indicators when considering the total score (Scenarios 1 and 2 together), with an importance of 62% and 64%, respectively, as shown in Figure 8b. It is observed that for experts, the greatest importance must be given to what can be recycled and what is dangerous and renewable.

Figure 8. Final scores of the subcategories and indicators of the base and integrated dimensions



The greatest difference between the scores of the two scenarios (Figure 6) occurred in the subcategory of “raw materials” and was greater for the indicator “use of non-recycled products and/or non-reuse of materials”, with one tenth of difference. Attention is drawn to the subcategories “raw materials”, “toxicity”, “air” and “waste and effluents” in which, respectively, scenario 2 gained greater importance compared to scenario 1. However, in general, there is a predominance in the number of higher scores for scenario 1, around 18% more, than Scenario 2. However, regardless of the scenario, all environmental indicators are considered of extreme importance for the application of a sustainable remediation process, as the scores did not vary much between the scenarios.

In analyzing the social category in relation to the two scenarios considered (Figure 6), it is observed that for Scenario 1 the most important subcategory is “public health and community safety”, already the indicator that corresponds to the most important indicator in Scenario 1 is “robustness, quality and precision of the investigations and evaluations (S22)”. This indicator belongs to the "social responsibility" subcategory, which has the greatest importance in Scenario 2. The indicator that has the greatest importance in Scenario 2 is "occupational hazards of workers due to exposure during remediation processes (S3)", which is inserted in the subcategory "worker health and safety", which ranks second in the level of importance in this scenario. When considering the total score (Scenarios 1 and 2 together), the most important subcategory, with 86%, is “social responsibility” (Figure 8c), and the social indicator with the highest score is “robustness, quality and precision of investigations and evaluations (S22)”, with an importance of 90%, as shown in Figure 8d. This observation can be justified by the fact that the control of any uncertainty in terms of the design and precision of execution is critical to ensure that the social consequences are minimal. Hou and Al-Tabbaa (2014) confirmed in their study that the technical feasibility must be considered and incorporated by professionals in all project phases to achieve the successful adoption of sustainability in remediation practices.

The subcategory “local business and economy” in the social subcategory was of minor importance in both scenarios, as well as the indicator " interruption, migration or closure of local businesses (S10)" belonging to this subcategory, as seen in Figure 6. When considering the total score (Scenarios 1 and 2 together), the same subcategory (69%) and the same indicator (67%) have the lowest importance, as seen in Figures 8c,d. This classification confirms a greater concern with the remediation process and its social impacts before, during, and after its application at the contaminated site. In addition, according to the findings of Hou et al. (2014a), business and economy, or aspects such as improving local employment and bringing prosperity to the community were also classified as the least important considerations among remediation professionals.

The greatest difference between the scores of the two scenarios (Figure 6) occurred in the subcategory “public health and community safety”. This difference was greater for the indicators “other health risks and community safety due to traffic and machine operation (S2)”, with thirteen tenths of difference, and the highest score for Scenario 1. This assessment can be justified by the fact that in scenario 1 there are potential direct recipients of the impacts that are the surrounding population. In general, one can draw attention to the number of higher scores

for Scenario 1, around 48% more. Therefore, it is clear the social indicators express greater concern regarding Scenario 1 mainly due to the location of the site and the proximity to people.

Regarding the economic category, it is observed that for Scenario 1 the subcategory “indirect costs” and the indicator “monitoring and maintenance actions (EC12)” had the highest scores, and the indicator “materials and equipment (EC4)” has the least importance. In Scenario 2, the subcategory “direct costs” and the indicator “management of waste and/or effluents (EC8)” had the highest scores, and the indicators “transport (EC3)” and “commercial and business development (EC14)” have the least importance. (Figure 6). When considering the total score (Scenarios 1 and 2 together), the two subcategories have the same score (77%). The indicators EC8 and EC12 have the highest scores with an importance of 85% and 84%, respectively. And the indicators EC3 and EC14 have the lowest scores with an importance of 70% both, as shown in Figure 8e,f.

The biggest difference between the scores of the two scenarios (Figure 6) occurred for the indicator “materials and equipment (EC4)”, with a difference of 0.07 points, and the highest score for Scenario 2. However, in general, there is a predominance in the number of higher scores for scenario 1, around 13% more. Regarding economic indicators, there is greater concern with the direct costs involved in applying the remediation process and its overall performance.

Given this context, it is noticeable that all indicators are considered of extreme importance for the application of a sustainable remediation process, as all scores exceeded the importance rating of 50%. The highest and lowest scores, respectively, were given to the environmental (96% and 59%), social (91% and 66%), and economic (86% and 69%) indicators, considering the scenarios, as shown in Figure 6. For the categories social and environmental higher scores were given for Scenario 1 than for Scenario 2. Already for the economic category, higher scores were given for Scenario 2. For the indicators in which the scores in Scenario 2 exceed those in Scenario 1, the difference values are higher for the environmental, economic, and social categories, in that order. Regarding the indicators for which the scores in Scenario 1 exceed those in Scenario 2, the difference values are higher for the social, environmental, and economic categories, in that order.

In evaluating the integration indicators, they have higher scores in the social–environmental category (Figure 8g), followed by the environmental–economic category (Figure 8i) and the social–economic category (Figure 8h), with a respective importance of 84%, 81% e 77%. This is because in general, the environmental indicators obtained higher scores. In

addition, the indicators of the integration categories of greater and lesser importance are mostly in line with the degree of relevance determined for the indicators of the base categories. The most important integration indicators correspond, respectively, to the “respiratory and toxicity risks of air pollution resulting from the remediation process (S&E-1)”, with 88% importance; “water consumption during the remediation process (E&EC-1)” and “management of waste and effluents generated during the remediation process (E&EC-3)”, both with an importance rating of 85%; and “safety, protection and prevention actions for the community and workers during the remediation process (S&EC-1)”, with 83% importance.

#### **4 Conclusions**

Regarding the main gaps in the field of sustainable remediation, this study developed and validated a complete list of sustainability indicators for application in the context of the remediation of contaminated sites based on the perceptions of different experts in the field. A survey by questionnaire was conducted, and the results were qualitatively and quantitatively analyzed. The characterization of the participants was essential to confirm the relevance, applicability, and scope of the results obtained and to better understand the different perceptions about sustainable remediation. The high degree of training of the participants and the prevalence of researchers and technical specialists in the area (72% of all research participants are included in these two functions) reinforces the participants' mastery of the theme and provides greater credibility to the study.

It was found that knowledge about sustainable remediation and its importance is already widespread among the participants, but involvement in specific projects is not as common. Even the different approaches to incorporating the concepts of sustainability in the field of management and remediation of contaminated sites are broad. Furthermore, although knowledge on the subject is significant among the participants, there is a consensus among them (mostly the researchers) that the main barriers to sustainable remediation are the lack of awareness and the lack of knowledge among professionals and regulators in terms of the application of remediation.

Stakeholder participation in the remediation process proved to be an extremely important factor, whether in the final organization of the list of indicators or in their validation and weighting. The indicators were divided into categories, subcategories, and categories of integration. The reorganization of the indicators considering the dimensions of integration

(social–environmental, social–economic, and environmental–economic) provided a broader view of sustainability and can help to avoid duplication of indicators between the dimensions, as there are unique aspects that influence the three base dimensions.

The results of the analysis of the scores of the indicators showed that the environmental dimension has greater importance among the experts, followed by the social and economic dimensions. However, this imbalance between dimensions is no longer as significant, which suggests an advance in the experts' perception of sustainability, as this is based on the equal distribution of impacts and/or benefits between dimensions.

In the environmental category, the indicators “groundwater protection (E6)” and “hazardous waste generation and management (E17)” received the highest score, with an importance of 93%. In the social category, the indicator “robustness, quality and precision of investigations and evaluations (S22)” received an importance rating of 90%. In the economic category, the indicator “management of waste and/or effluents (EC8)” achieved an importance rating of 85%. The integrated categories matched the base categories in terms of importance. As the environmental indicators generally obtained the highest scores, the greatest importance was attached to the social–environmental category, followed by the environmental–economic category, and the social–economic category.

The indicators were also evaluated based on two hypothetical scenarios with contaminated sites to be remedied. The main difference between the scenarios was in the location and use of the site. In Scenario 1 the contaminated site is located in an urban area with surrounding population with the aim to installation of a public park as the intended use for the site after remediation. And the Scenario 2 corresponds to a site of industrial use located far from residential centers. Although the size of the area, the type of contaminants and the source of contamination are the same in both scenarios, due to outstanding differences in the location and use of the site, the results indicated, as expected, a greater number of subcategories and indicators with higher scores for Scenario 1 than for Scenario 2.

Given the contexts of analysis and the results obtained, it can be concluded that the present study contributes to the knowledge base regarding the state of the art and the scientific and practical context of sustainable remediation. This study provides a complete list of characterized and categorized indicators that have been validated and weighted are ready to be used in assessing the sustainability of remediation techniques, either quantitatively or qualitatively, with objective or subjective analyses. The total and by scenario scores for all indicators allow a more comprehensive use of the list of indicators developed in this study. A

more specific use is also possible depending on the site where the remediation process will be applied. Therefore, this study represents a first attempt to standardize a list of indicators for application in sustainable remediation processes.

The study has some limitations, particularly regarding the interpretation of results, which in this type of research takes the perception component very much into account. This finding is very common in studies that involve the participation and opinions of different stakeholders. Therefore, it is suggested that readers not only read the texts but also explore the numerical results presented in the figures and tables to expand the interpretation of the results obtained.

## References

- Anderson, R., Norrman, J., Voltar, P.E., Söderqvist, T., Rosen, L. 2018. What's the point? The contribution of a sustainability view in contaminated site remediation. *Sci. Total Environ.* 630, 103-116. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.120>.
- American Society for Testing and Materials (ASTM). 2013. ASTM E2876-13 - Standard Guide for Integrating Sustainable Objectives into Cleanup. ASTM International: West Conshohocken, PA.
- Bardos P., 2014. Progress in sustainable remediation. *Rem. J.* 25(1), 23–32. <https://doi.org/10.1002/rem.21412>.
- Beames, A., Broekx, S., Lookman, R., Touchant, K., Seuntjens, P. 2014. Sustainability appraisal tools for soil and groundwater remediation: How is the choice of remediation alternative influenced by different sets of sustainability indicators and tool structures? *Sci. Total Environ.* 470-471, 954-966. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.044>.
- Brace, I. 2004. Questionnaire design: how to plan, structure, and write survey material for effective market research. London & Sterling, VA: Kogan Page Ltd.
- Braun, A.B., Trentin, A.W.S., Visentin, C., Thomé, A. 2019. Sustainable remediation through the risk management perspective and stakeholder involvement: A systematic and bibliometric view of the literature. *Environ. Pollut.* 255, 113221-113234. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113221>.
- Braun, A.B., Trentin, A.W.S., Visentin, C., Thomé, A. 2020. Relevance of sustainable remediation to contaminated sites manage in developed and developing countries: Case of Brazil. *Land Use Policy.* 94, 104533-104544. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104533>.
- Butler, P.B., Larsen-Hallock, L., Lewis, R., Glenn, C., Armstead, R. 2011. Metrics for Integrating Sustainability Evaluations into Remediation Projects. *Rem. J.* 21 (3), 81-87. <https://doi.org/10.1002/rem.20290>.
- Cappuyns, V. 2016. Inclusion of social indicators in decision support tools for the selection of sustainable site remediation options. *J. Environ. Manage.* 184, 45-56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.035>.
- Cortina, J.M. 1993. What is coefficient alpha? An examination of theory and applications. *J. Appl. Psychol.* 78(1), 98-104. <https://doi.org/10.1037/0021-9010.78.1.98>.
- Cundy, A.B., Bardos, R.P., Church, A., Puschenreiter, M., Friesl-Hanl, W., Müller, I., Neu, S., Mench, M., Witters, N., Vangronsveld, J. 2013. Developing principles of sustainability and



- stakeholder engagement for “gentle” remediation approaches: The European context. *J. Environ. Manage.* 129, 283-291. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.07.032>.
- Dale, V.H., Efroymson, R.A., Kline, K.L., Langholtz, M.H., Leiby, P.N., Oladosu, G.A., Davis, M.R., Downing, M.E., Hilliard, M.R. 2013. Indicators for assessing socioeconomic sustainability of bioenergy systems: A short list of practical measures. *Ecol. Indic.* 26, 87-102. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.10.014>.
- Dee, N., Baker, J., Drobny, N., Duke, K. 1973. An environmental evaluation system for water resource planning. *Water Resour. Res.* 9(3), 523–535. <https://doi.org/10.1029/WR009i003p00523>.
- Dillman, D.A. 2007. Mail and internet surveys: the tailored design method. John Wiley & Sons.
- Efroymson, R.A., Dale, V.H. 2015. Environmental indicators for sustainable production of algal biofuels. *Ecol. Indic.* 49, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.028>.
- Efroymson, R.A., Dale, V.H., Langholtz, M.H. 2016. Socioeconomic indicators for sustainable design and commercial development of algal biofuel systems. *Gcb Bioenerg.* 9(6), 1005-1023. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12359>.
- Forum US, 2009. Sustainable remediation white paper: Integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects. *Rem. J.* 19 (3), 5–114. <https://doi.org/10.1002/rem.20210>.
- Harclerode, M., Ridsdale, D.R., Darmendrail, D., Bardos, P., Alexandrescu, F., Nathanail, P., Pizzol, L., Rizzo, E. 2015. Integrating the Social Dimension in Remediation Decision-Making: State of the Practice and Way Forward. *Rem. J.* 26 (1), 11-42. <https://doi.org/10.1002/rem.21447>.
- Harclerode, M.A., Lal, P., Vedwan, N., Wolde, B., Miller, M.E. 2016. Evaluation of the role of risk perception in stakeholder engagement to prevent lead exposure in an urban setting. *J. Environ. Manage.* 184, 132-142. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.045>.
- Harpe, S.E. 2015. How to analyze Likert and other rating scale data. *Curr. Pharm. Teach. Learn.* 7(6), 836-850. <https://doi.org/10.1016/j.cptl.2015.08.001>.
- Held, T., Noé, K. 2012. Green and Sustainable Remediation - eine Perspektive bei der Altlastenbearbeitung? *Chem. Ing. Tech.* 84 (7), 1062-1069. <https://doi.org/10.1002/cite.201100241>.
- Hora, H.R.M., Monteiro, G.T.R., Árica, J. 2010. Reliability in Quality Questionnaires: A study with Cronbach's Alpha Coefficient. *Product & Production.* 11(2), 85-103. <https://doi.org/10.22456/1983-8026.9321>. (in portuguese)
- Hou, D., Al-Tabbaa, A. 2014. A. Sustainability: A new imperative in contaminated land remediation. *Environ. Sci. Policy.* 39, 25-34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.02.003>.
- Hou, D., Al-Tabbaa, A., Guthrie, P. 2014a. The adoption of sustainable remediation behaviour in the US and UK: A cross country comparison and determinant analysis. *Sci. Total Environ.* 490, 905-913. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.059.
- Hou, D., Al-Tabbaa, A., Guthrie, P., Hellings, J., Gu, Q. 2014b. Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. *J. Clean. Product.* 83, 87-95. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.062>.
- Hou, D. 2016. Divergence in stakeholder perception of sustainable remediation. *Sustain. Sci.* 11(2), 215-230. <https://doi.org/10.1007/s11625-015-0346-0>.
- Hou, D., Ding, Z., Li, G., Wu, L., Hu, P., Guo, G., Wang, X., Ma, Y., O'Connor, D., Wang, X. 2018. A Sustainability Assessment Framework for Agricultural Land Remediation in China. *Land Degrad. Dev.* 29 (4), 1005-1018. <https://doi.org/10.1002/ldr.2748>.
- Hou, D., Li, G. 2018. Green and Sustainable Remediation Movement in the New Millennium and Its Relevance to China. Luo, Y. & Tu, C. (eds), *Twenty Years of Research and Development on Soil Pollution and Remediation in China*, Science Press e Springer, China, pp. 39-53. [https://doi.org/10.1007/978-981-10-6029-8\\_3](https://doi.org/10.1007/978-981-10-6029-8_3).

- Huysegoms, L., Cappuyns, V. 2017. Critical review of decision support tools for sustainability assessment of site remediation options. *J. Environ. Manage.* 196, 278–296. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.002>.
- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). 2011. Green and Sustainable Remediation: State of the Science and Practice. Available in: [www.itrcweb.org](http://www.itrcweb.org) (accessed 29 Jun 2020).
- Kalomoiri, A., Braida, W. 2013. Promoting decision making through a Sustainable Remediation Assessment Matrix (SRAM). *Int. J. Innov. sustentar. Dev.* 7 (3), 252-270. <https://doi.org/10.1504/IJISD.2013.056943>.
- Marinovich, M.J., Funk, W.A., Kelly, S., Elliott, C., Hansen, V.G. 2016. Sustainable Remediation and Decision Analysis Practices at an Onshore Gas Well Site. *Rem. J.* 26 (4), 95-115. <https://doi.org/10.1002/rem.21484>.
- Matthiensen A. 2011. Use of the cronbach's alpha coefficient in questionnaire assessments. Technical-Scientific Publications of Embrapa Roraima. Available in: <https://www.embrapa.br/roraima> (accessed 29 Jun 2020). (in portuguese)
- Mcbride, A.C., Dale, V.H., Baskaran, L.M., Downing, M.E., Eaton, L.M., Efrogmson, R.A., Garten JR., C.T., Kline, K.L., Jager, H.I., Mulholland, P.J., Parish, E.S., Schweizer, P.E., Storey, J.M. 2011. Indicators to support environmental sustainability of bioenergy systems. *Ecol. Indic.* 11(5), 1277-1289. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.01.010>.
- McNally, A.D. 2018. A Tiered Approach for Evaluating the Sustainability of Remediation Activities at Rail Sites. Joint Rail Conference, pp. 1-7. <https://doi.org/10.1115/JRC2018-6163>.
- Sarkkinen, M., Kujala, K., Gehör, S. 2019. Decision support framework for solid waste management based on sustainability criteria: A case study of tailings pond cover systems. *J. Clean. Product.* 236, 117583-117594. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.07.058>.
- Mulligan, C.N. Dumais, S., Noel-De-Tilly, R. 2013. Sustainable remediation of contaminated sites. In: *Coupled Phenomena in Environmental Geotechnics: From Theoretical and Experimental Research to Practical Applications*. Torino, Italy: CRC Press, pp. 663-670.
- Norrmann, J., Söderqvist, T., Volchko, Y., Back, P-E., Bohgard, D., Ringshagen, E., Svensson, H., Englöf, P., Rosén, L. 2020. Enriching social and economic aspects in sustainability assessments of remediation strategies – Methods and implementation. *Sci. Total Environ.* 707, 136021-136037. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136021>.
- O'Connor, D., Hou, D. 2018. Targeting cleanups towards a more sustainable future. *Environ. Sci. Processes Impact.* 20 (2), 266-269. <https://doi.org/10.1039/C7EM00518K>.
- O'Connor, D., Müller-Grabherr, D., Hou, D. 2019. Strengthening social-environmental management at contaminated sites to bolster Green and Sustainable Remediation via a survey. *Chemosphere.* 225, 295-303. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.035>.
- Reddy, K.R., Sadasivam, B.Y., Adams, J.A. 2014. Social Sustainability Evaluation Matrix (SSEM) to Quantify Social Aspects of Sustainable Remediation. In: *Icsi 2014 - Creating Infrastructure for a Sustainable World*. Long Beach, California: ASCE, p.831-841.
- Reddy, K.R., Adams, J.A., 2015. *Sustainable Remediation of Contaminated Sites*. Momentum Press, New York, 268 p.
- Rizzo, E., Bardos, P., Pizzol, L., Critto, A., Giubilato, E., Marcomini, A., Albano, C., Darmendrail, D., Döberl, G., Harclerode, M., Harries, N., Nathanail, P., Pachon, C., Rodriguez, A., Slenders, H., Smith, G. 2016. Comparison of international approaches to sustainable remediation. *J. Environ. Manage.* 184, 4–17. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.062>.
- Rodriguez, S.I., Roman, M.S., Sturhahn, S.C., Terry, E.H. 2002. Sustainability Assessment and Reporting for the University of Michigan's Ann Arbor Campus. Center for Sustainable Systems, Report No. CSS02-04 University of Michigan, Ann Arbor, Michigan, 415 pp.

- Rosén, L., Back, P.E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., Volchko, Y., Norin, M., Bergknut, M., Döberl, D. 2015. SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. *Sci. Total Environ.* 511, 621–638. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.058>.
- Slenders, H.L., Bakker, L., Bardos, P., Verburg, R., Alphenaar, A., Darmendrail, D., Nadebaum, P. 2017. There are more than three reasons to consider sustainable remediation: A Dutch Perspective. *Rem. J.* 27 (2), 77–97. <https://doi.org/10.1002/rem.21509>.
- 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. 2017. Conhecimento dos anestesiológicos sobre transfusão de concentrado de hemácias em pacientes cirúrgicos. *Braz. J. Anesth.* 67(6), 584-591. <https://doi.org/10.1016/j.bjan.2016.09.011>.
- Song, Y., Hou, D., Zhang, J., O'Connor, D., Li, G., Gu, G., Li, S., Liu, P., 2018. Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: A case study at a mega-site in China. *Sci. Total Environ.* 610-611, 391-401. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.016>.
- Sustainable Remediation Forum (SuRF). 2011. Tool: SuRF Metrics Toolbox. Available in: <https://www.sustainableremediation.org/guidance-tools-and-other-resources> (accessed 04 Jun 2021).
- Tilla, I., Blumberga, D. 2018. Qualitative indicator analysis of a sustainable remediation. *Energy Proced.* 147, 588-593. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.07.075>.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2012a. Methodology for Understanding and Reducing a Project's Environmental Footprint. Available in: <https://clu-in.org/greenremediation/SEFA/> (accessed 04 Jun 2021).
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2012b. A framework for sustainability indicators at EPA, EPA/600/R/12/687. Washington, DC: USEPA National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development.
- Virkutyte, J., Varma, R.S. 2014. Greener and Sustainable Remediation Using Iron Nanomaterials. *Acs Sym. Ser.* 1-21. <https://doi.org/10.1021/bk-2014-1184.ch001>.



Respondents	Questions (indicators)																							
	Scenario 1																							
	Social																							
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	S15	S16	S17	S18	S19	S20	S21	S22	S23	S24
1	1	1	1	1	1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1	1	0.75	1	1	1	1	0.75	0.75
2	1	1	1	1	1	1	1	1	0.75	1	0.5	0.75	0.5	0.75	1	1	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1
3	1	1	1	1	1	0.5	0.5	0.5	1	0.5	0.5	0.5	1	1	0.5	0.5	1	1	1	1	1	1	0.5	1
4	0.75	0.75	0.75	0.75	1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	0.75	0.75	1	0.5	0.75	1	1	1	1	1	0.75	0.75
5	1	0.5	1	1	1	0.75	0.25	0.75	0.5	0.75	0.75	0.25	0.75	0.75	1	1	1	0.5	0.25	0.75	1	1	1	1
6	1	1	1	1	1	0.5	1	0.75	0.75	1	0	1	0.5	1	1	0.75	1	1	1	1	1	1	1	1
7	0.75	0.75	1	0.5	0.75	0.5	1	0.75	0	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.25	0.75	0.75	0.75	0.75
8	1	1	1	1	1	1	1	1	0.75	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
9	1	1	1	1	1	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	1	0.75	1	0.75	1	1	1	0.75	0.75	1
10	1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	0.75	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75	1	1	1	1	1	0.75	0.5
11	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	0.75	0.75	1
12	1	1	1	1	1	1	1	1	0.5	1	0.5	0.5	0.5	1	0.75	0.75	0.75	1	1	0.75	1	1	0.75	0.5
13	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0.75	1	1	1	1	1	1	1	1
14	0.75	0.75	1	0.75	0.75	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	0.75	0.75	1	1	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	1	0.75	0.75
15	0.75	0.5	1	1	1	0.5	0.75	0	0.25	1	0.75	1	0.75	1	1	0.25	0.5	0.75	1	1	1	1	0	1
16	0.75	0.5	1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	0.75	1	1	0.75	0.75	0.5	1	1	1	1	0.75	0.75	0.75	1
17	1	1	1	0.75	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
18	1	1	1	0.5	1	1	0.25	0.75	1	1	1	1	1	0.75	0.5	0.75	0.75	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75	1	1
19	0.75	0.75	0.5	0.5	0.75	0.5	1	0.25	0.25	0.5	0.75	0	0.75	0.75	0.25	0.5	0.25	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	0.25
20	1	1	1	0.75	1	0.75	1	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1	0.75	1	1	1	1	1	1	1	1
21	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
22	1	1	1	1	1	0.75	1	0.5	0.5	0.75	0.75	1	0.75	1	0.75	0.75	1	1	1	1	0.75	0.75	1	0.5
23	0.75	0.75	0.75	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.25	0.75	0.5	0	0.75	0.75	0.75	0.5	1	1	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	0.5
24	0.5	0.75	1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	0.75	1	0.75	0.75	1	0.5	1	0.5	0.75	0.75	1	0.75
25	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	0.5	0.75	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	0.75	1	1	1	0.5	0.75	1
26	0.5	0.5	1	0.5	0.5	0.75	0.25	0.75	0.75	0.75	0.5	0.25	0.75	0.75	0.75	0.5	1	0.75	0.75	0.5	0.5	0.5	0.25	0.75
27	0.75	0.75	0.5	0.75	0.75	1	0.5	1	0.75	1	0.75	1	1	1	0.75	0.5	0.75	1	0.75	1	0.5	0.5	1	0.5
28	1	0.75	1	1	1	0.5	1	0.75	0.75	0.75	1	0.5	0.75	0.75	0.5	1	1	1	1	1	1	1	0.75	1
29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	1	1	1	1	1	1	0.5	0.75	0.5	1	0.25	0.5	1	1	1	0.75	0.5	0.75	1	0.75	1	0.75	1	0.75
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
37	1	0.75	0.5	0.5	0.5	0.5	0.25	0.5	0.75	1	1	0.5	0.25	1	1	0.75	0.75	0.5	0.75	1	1	0.75	0.25	0.75
38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
43	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	0.75	0.75	1	0.75	0.75	0.75	1	0.75	0.75	0.5	1	1	0.5	0.75
44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
46	1	1	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	1	1	0.5	0.5	0.75	0.75	1	0.75	0.75	1	1	0.75	0.5	0.75	0.5	0.5	0.75
47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Variance	0.20442	0.18868	0.21331	0.1826	0.20015	0.15539	0.17562	0.16432	0.14927	0.18387	0.15525	0.18487	0.16922	0.20201	0.19462	0.14323	0.19702	0.19222	0.20923	0.20292	0.21408	0.1899	0.18519	0.19108

Respondents	Questions (indicators)													
	Scenario 1													
	Economic													
	EC1	EC2	EC3	EC4	EC5	EC6	EC7	EC8	EC9	EC10	EC11	EC12	EC13	EC14
1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1	0.75	0.75
2	0.75	0.75	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1
3	1	0.5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0.5	0.5
4	0.25	0.75	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75
5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
6	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	1	0.5	0.5
7	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	0.5	0.75	0.25	0.75	0.5	0.75	0.75
8	0.75	1	0.75	0.75	0.75	1	1	1	1	1	0.5	1	1	1
9	0.5	0.5	0.25	0.5	0.5	0.5	0.5	0.75	0.75	0.5	1	1	0.5	0.25
10	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	1	1	0.75
11	0.75	0.5	0.5	0.5	0.75	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
12	0.5	1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	1	0.5	1	1	0.75
13	0.75	1	1	0.75	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1	1	0.75
14	1	1	1	0.75	0.75	1	1	1	0.75	0.75	0.75	0.75	1	0.75
15	1	1	1	0.75	0.75	0.5	1	1	0.75	0.75	0.5	1	0.75	0.5
16	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	1	0.75	0.75	0.5	0.75	0.75	0.75
17	1	1	0.75	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
18	0.5	0.5	0.75	0.75	1	1	1	1	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.5
19	0.5	0.75	0.25	0.75	0.75	0.5	0.75	0.75	0.5	0.75	0.5	0.25	1	0.75
20	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
21	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
22	0.5	1	1	0.75	0.75	1	1	1	0.75	0.75	0.75	0.75	1	0.5
23	0.5	0.5	0.25	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.25	0.75	0.75	0.5
24	0.75	1	1	0.75	1	0.75	1	0.5	1	0.75	0.75	0.75	0.75	1
25	0.75	0.5	1	1	0.75	1	0.75	1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5
26	0.75	0.5	0.75	0.25	0.25	0.25	0.25	0.75	0.25	0.75	1	0.5	0.25	0.75
27	0.75	0.75	0.5	0.5	0.75	0.5	0.75	1	1	0.75	0.75	1	1	1
28	0.5	1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	1	1	0.75	0.5
29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	0.5	1	0.75	0.5	0.75	1	1	1	1	0.5	0.75	0.75	1	1
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
37	0.5	0.25	0.25	0.25	0.25	0.5	0.5	0.75	0.75	1	0.75	0.75	0.25	0.25
38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
43	0.75	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	1	0.75
44	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
46	0.5	0.75	0.75	0.75	1	1	1	1	0.75	0.75	0.75	1	0.5	0.5
47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
49	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
51	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
53	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Variance</b>	<b>0.13929</b>	<b>0.17004</b>	<b>0.15716</b>	<b>0.14128</b>	<b>0.16119</b>	<b>0.166</b>	<b>0.18609</b>	<b>0.19108</b>	<b>0.17466</b>	<b>0.16682</b>	<b>0.1636</b>	<b>0.19811</b>	<b>0.18473</b>	<b>0.15235</b>







Respondents	Questions (indicators)														Total
	Scenario 2														
	Economic														
	EC1	EC2	EC3	EC4	EC5	EC6	EC7	EC8	EC9	EC10	EC11	EC12	EC13	EC14	
1	1	1	0.75	0.75	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1	1	1	110.75
2	0.75	0.75	0.5	0.5	0.5	0.75	0.5	1	0.75	0.75	0.75	1	1	1	111
3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47.75
5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0.5	0.75	0.75	1	0.25	89.75
6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49.75
7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39.75
8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	55.75
9	0.5	1	0.5	0.75	0.75	0.5	0.5	1	0.5	0.5	1	1	0.25	0.5	96
10	0.5	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.5	0.75	1	0.5	103
11	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	106.5
12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	54.5
13	0.75	1	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	121.5
14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	50.75
15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	44.75
16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49.25
17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60.75
18	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	52
19	1	0.5	0.5	1	0.75	0.5	0.25	0.5	0.75	0.75	0.5	0.5	1	0.75	81
20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57.75
21	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	125.75
22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	53.5
23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	39.25
24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51
25	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	45.25
26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32.5
27	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	1	0.75	0.75	0.75	1	1	0.5	1	94.25
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51.5
29	1	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.75	0.5	0.5	0.5	0.25	0.25	35.25
30	0.5	1	0.5	0.5	0.75	0.5	1	1	0.75	0.25	0.25	0.5	1	1	104.75
31	1	0.75	0.75	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0.75	0.75	53.75
32	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	63
33	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	59.75
34	1	1	1	1	1	1	0.75	1	1	1	1	1	0.75	0.75	57
35	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.75	0.75	0.5	0.5	0.5	0.75	0.75	0.5	44.75
36	0.25	1	0.25	0.75	0.25	0.75	0.25	1	1	1	0.5	0.75	1	1	39.75
37	0.75	0.5	0.5	0.5	0.5	0.75	0.75	0.75	0.25	1	0.5	1	0.25	0.25	83.75
38	0.5	0.5	0.25	0.25	0.25	0.25	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	39
39	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	62.5
40	0.5	1	0.25	0.75	0.5	0.75	0.75	1	0.75	0.5	1	1	0.5	0.75	45.25
41	0.75	1	1	1	1	1	0.75	1	1	1	0.75	0.75	1	1	59.25
42	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0.25	0.5	55
43	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	0.75	94.75
44	0.75	0.75	0.75	1	0.75	0.75	0.75	1	0.75	0.75	1	1	0.75	0.75	54
45	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	0.75	0.75	0.75	1	0.75	1	1	0.75	55
46	0.5	0.5	0.5	0.75	0.75	1	0.75	0.5	0.5	0.75	0.25	0.75	0.5	0.5	91.75
47	0.75	0.5	0.25	0.5	0.5	0.5	0.5	1	0.5	0.5	0.5	1	0.25	0.25	38
48	0.25	0.25	0.5	0.5	0.5	0.5	0.25	0.25	0.25	0.5	0.25	0.5	0.25	0.25	27
49	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	49.25
50	0.75	1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	56.25
51	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	56.75
52	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	1	0.75	54
53	0.75	0.75	0.75	0.75	0.5	0.75	0.75	1	0.75	0.75	0.5	0.75	0.5	0	41.5
Variance	0.16346	0.17707	0.1484	0.16337	0.15856	0.17031	0.16587	0.19507	0.16927	0.16818	0.16818	0.18355	0.1802	0.16682	622.991
															$\alpha = 0.97$

**CAPÍTULO IV (artigo de resultados – não submetido):** Desenvolvimento do método de apoio a tomada de decisão para a remediação sustentável de solos contaminados. Parte I: Elaboração e validação das matrizes de triagem inicial das técnicas de remediação <sup>4</sup>

**Resumo.** Várias técnicas de remediação de solos contaminados estão disponíveis, porém, as características específicas de cada uma não permitem que sejam aplicadas para qualquer área, além de que sua aplicação pode não se demonstrar adequada quanto a requisitos sustentáveis exigidos. A consideração de diferentes fatores para a seleção de técnicas de remediação pode ser complexa e muitas vezes negligenciada. Desta forma é de suma importância o desenvolvimento de novas metodologias que disponham de processos de tomada de decisão simples, rápidos e integrados. Visto isso, este estudo tem por objetivo elaborar e validar matrizes de triagem inicial de técnicas de remediação de solos contaminados com base nas características de aplicabilidade das áreas contaminadas. Para tanto, primeiramente foi listado e descrito um inventário com 14 diferentes técnicas de remediação com aplicação para solos contaminados, além da escavação/disposição final fora do local. Em seguida, foram diagnosticadas e descritas 16 variáveis agrupadas em quatro grandes grupos, as quais refletem as principais características de aplicabilidade das técnicas. Estas variáveis foram caracterizadas e descritas em relação a cada técnica. Esta análise comparativa entre técnicas e variáveis de entrada resultaram nas matrizes de triagem. A validação destas matrizes se deu por meio da aplicação destas em dois estudos de caso que apresentaram condições e características de solo, contaminação, operação e viabilidade específicas. Desta aplicação foram extraídas três técnicas adequadas para a aplicação do Estudo de Caso I (fitoremediação, eletrocinética e escavação/disposição final fora do local), e duas técnicas do Estudo de Caso II (lavagem do solo e nanoremediação). A partir desta primeira triagem, estas técnicas selecionadas seguiram para a análise da sustentabilidade (estudo Parte II).

**Palavras chave:** gestão de áreas contaminadas, tomada de decisão, processos integrados, características de aplicabilidade, sustentabilidade

## 1 Introdução

A aplicação de um processo de remediação vem com o objetivo de reduzir os riscos à saúde e ao meio ambiente devido a contaminação presente na área. Contudo, já é amplamente reconhecido que a aplicação das técnicas de remediação pode gerar suas próprias consequências negativas. Uma alternativa para reduzir essas adversidades é a inclusão da sustentabilidade neste contexto (Bueno et al., 2017). Para suprir esta necessidade, recentemente surgiu o conceito de remediação sustentável. Esta nova abordagem vem sendo introduzida gradualmente nos processos de gerenciamento de áreas contaminadas. A remediação sustentável vem com o propósito de repensar a forma de seleção das técnicas de remediação a serem aplicadas em uma

---

<sup>4</sup> Autora: Adeli Beatriz Braun

Coautores: Caroline Visentin, Adan William da Silva Trentin e Antônio Thomé

determinada área, levando em consideração os aspectos ambientais, sociais e econômicos de forma a otimizar os benefícios e minimizar os impactos da aplicação das técnicas de remediação (Bardos et al., 2016; Rizzo et al., 2016; O'Connor e Hou, 2018).

Contudo, ainda são encontradas muitas barreiras para a efetiva implementação da remediação sustentável. Embora que métodos já tenham sido desenvolvidos e tentativas de otimização tenham sido realizadas, as abordagens ainda continuam muito teóricas e subjetivas, além de não haver ainda um método universalmente aceito e padronizado (Braun et al., 2019).

A análise dos quesitos de sustentabilidade de diferentes técnicas foi realizada em alguns estudos (Huang et al., 2016; Chen et al., 2017; Song et al., 2018; Trentin et al., 2019), porém, o processo de triagem para seleção das técnicas analisadas não é demonstrado. Muitas vezes as técnicas são selecionadas em virtude da familiaridade, custo, facilidade ou disponibilidade de implementação e não porque são as mais indicadas e eficientes para um determinado local (Vick et al., 2001; Carlon et al., 2008). Existem diversos outros fatores importantes que precisam ser considerados na escolha de uma técnica específica de remediação.

Vick et al. (2001) já destacavam a necessidade de uma abordagem rumo a uma estrutura para selecionar técnicas de remediação específicas para uma determinada área contaminada. Bueno et al. (2017) reforça essa necessidade ao destacar a falta de documentos de orientação, diretrizes e legislação específica que sustentem de forma clara a tomada de decisão para comparar e selecionar técnicas de remediação, seja analisando a sustentabilidade ou a eficiente aplicabilidade para uma determinada área. Esta dificuldade é ainda mais expressiva quando a remediação é de solos contaminados comparada as águas, a qual se demonstra já mais difundida no que tange a maturidade da aplicação das técnicas de remediação.

Alguns estudos buscaram desenvolver processos de triagem de técnicas de remediação de solos contaminados, porém, para um contaminante em específico (Bai et al., 2014; Tian et al., 2019). Algumas agências e organizações também possuem esforços voltados para a triagem de técnicas de remediação. A Mesa Redonda de Tecnologias de Remediação Federal (Federal Remediation Technologies Roundtable - FRTR) apresenta um processo de seleção baseado em algumas poucas variáveis que não consideram as características da área, por exemplo (FRTR, 2020). O governo do Canadá apresenta um processo que já considera características da área na seleção, mas com foco ainda voltado para as águas subterrâneas e as condições do país em específico (Government Of Canada, 2021).

Visto isso, são necessários esforços voltados para a elaboração de estruturas de tomada de decisão padronizadas e de fácil compreensão e aplicação na triagem de técnicas de remediação. É importante também a construção de um banco de dados completo que integre diferentes técnicas de remediação de solos contaminados e os principais fatores e características que podem ser responsáveis e influenciar a aplicabilidade das técnicas. Identificar os fatores decisivos mais importantes é a chave para o desenvolvimento de metodologias simples de alcançar os resultados finais pretendidos; de fácil compreensão para todas as partes interessadas no processo; além de evitar gastos e dispêndios de tempo com levantamento de dados secundários ou desnecessários (Slenders et al., 2017).

Portanto, uma estrutura dinâmica que oferece todas as informações necessárias em um único processo de tomada de decisão para triagem e seleção de técnicas de remediação mais adequadas, pode favorecer a economia de tempo e custos, além de incentivar os usuários a serem adeptos cada vez mais a estes tipos de abordagens na gestão de áreas contaminadas com vistas para uma implementação sólida da remediação sustentável.

O objetivo deste estudo consistiu na elaboração e validação de matrizes de triagem inicial de técnicas de remediação de solos contaminados baseadas nas características de aplicabilidade das áreas contaminadas. As técnicas extraídas da aplicação das matrizes elaboradas seguiram para a análise da sustentabilidade (estudo Parte II), completando assim o delineamento do método de remediação sustentável.

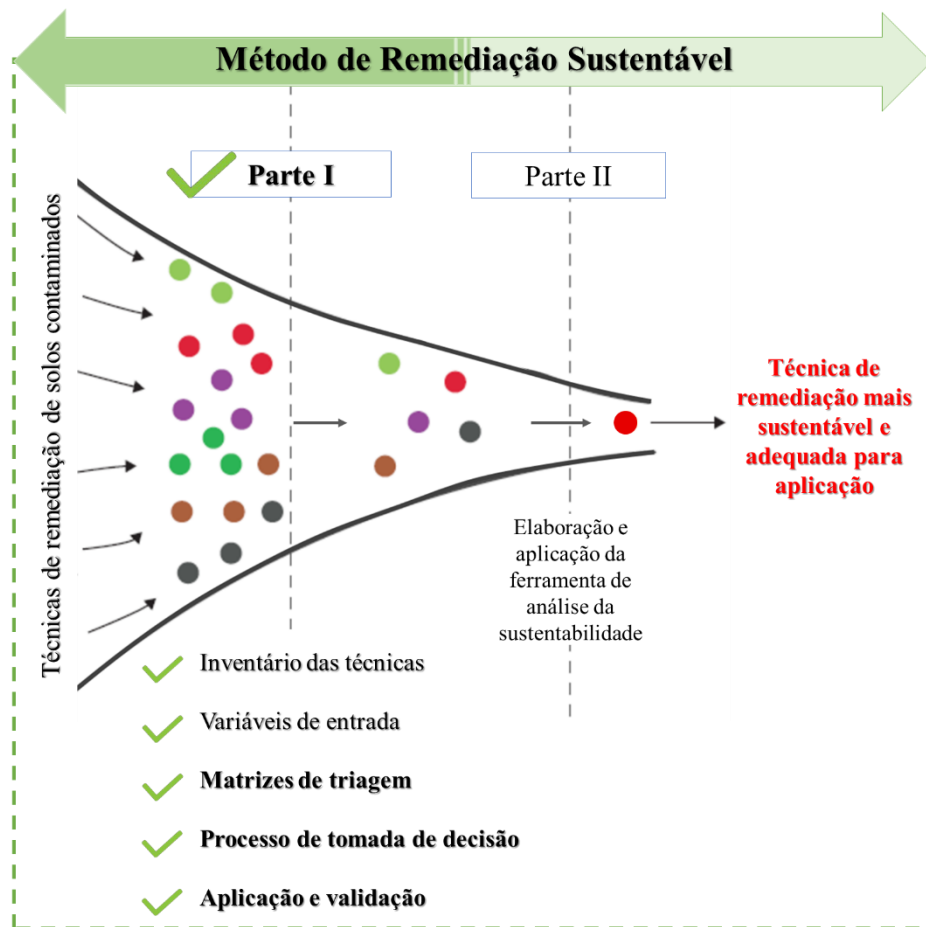
## **2 Metodologia**

O escopo do desenvolvimento do método de apoio a tomada de decisão para a remediação sustentável de solos contaminados já parte do princípio de que todas as etapas do processo de identificação e confirmação das áreas contaminadas tenham sido finalizadas. Portanto, partiu-se da ideia da confirmação de que a área contaminada apresenta riscos potenciais, sendo reconhecida a necessidade de iniciar o processo de remediação desta área, a partir da definição e seleção das técnicas de remediação que possuem potencial para serem aplicadas em uma determinada área contaminada.

O processo de seleção das técnicas proposto no método envolveu duas etapas: triagem inicial a partir de características de aplicabilidade e posterior análise da sustentabilidade. Desta forma, o desenvolvimento do método foi dividido em uma sequência de artigos de duas partes. A Figura 1 mostra o fluxo de trabalho do estudo documentado neste artigo (Parte I) e no artigo complementar (Parte II). Na Parte I foram elaboradas e validadas matrizes de triagem inicial de

técnicas de remediação e na Parte II foi elaborada e validada uma ferramenta que analisa a sustentabilidade das técnicas selecionadas na Parte I. O objetivo final consistiu na obtenção da técnica mais sustentável que apresenta também características adequadas de aplicabilidade na área específica. Todas as análises são referentes a aplicação e manejo das técnicas de remediação.

Figura 1. Fluxo das etapas de trabalho



Para a elaboração e estruturação das matrizes de triagem (Seção 3), foi organizado um inventário de diferentes técnicas de remediação para solos contaminados e também definidas as variáveis de entrada para basear as análises comparativas entre estas e as técnicas. Em seguida, para orientar e auxiliar o usuário das matrizes foi descrito e sequenciado o processo de tomada de decisão (Seção 4). E por fim, como estratégia de validação das matrizes elaboradas, estas foram aplicadas para dois estudos de caso (Seção 5). Esta aplicação teve dois objetivos importantes: verificar a aplicabilidade do processo de triagem e a concordância com os objetivos propostos, além de realizar comparações com outros resultados obtidos; extrair as

técnicas adequadas quanto a aplicação nas duas áreas consideradas para a posterior avaliação da sustentabilidade (Parte II).

## 2.1 Inventário de técnicas de remediação de solos contaminados

Embora vários trabalhos já trazem listas de diferentes técnicas de remediação para aplicação em áreas contaminadas (Khan et al., 2004; ASCE, 2007; Meuser, 2013; Kuppusamy et al., 2016), visto que este estudo é direcionado para solos contaminados, uma pesquisa mais focada foi realizada. Procedeu-se a uma revisão bibliográfica sistemática na base de dados de periódicos científicos Scopus (scopus.com) do Institute for Scientific Information (ISI). A escolha pela sua utilização deu-se pelo fato desta corresponder a um dos mais abrangentes bancos de dados de citações da literatura, incluindo diferentes periódicos científicos, artigos científicos, resenhas, livros e /ou capítulos de livros, artigos de conferências, contribuições para volumes editados e artigos de trabalho revisados por pares (Scopus, 2021).

Para realizar a pesquisa não se considerou período limite, sendo que, a última pesquisa foi realizada em 10 de maio de 2021. Utilizou-se a combinação de duas expressões por meio dos operadores booleanos “AND”, o qual indica que todos os termos utilizados devem constar nas publicações, e “OR”, o qual indica que as publicações podem trazer qualquer um dos termos utilizados. Já o uso das aspas retorna a expressão utilizada como uma única palavra chave no banco de dados. Finalmente, a pesquisa das expressões “remediation techniques” OR “remediation technologies” AND “contaminated soil” se deram dentro do “título, resumo e palavras-chave” das publicações.

Esta pesquisa primária retornou 223 publicações, sendo que, estes trabalhos foram analisados criteriosamente a fim de extrair as técnicas de remediação de solos contaminados para compor o inventário. Esta análise e seleção seguiu alguns critérios importantes: (i) técnicas que retratam cada tipo/processo de tratamento aplicado – biológico, físico-químico e térmico; (ii) técnicas já testadas a campo com aplicação em larga escala; (iii) técnicas disponíveis para comercialização; e (iv) técnicas com popularidade no contexto mundial de remediação de solos contaminados, confrontando os dados obtidos com consultas diretas nas páginas da rede mundial de computadores em agências, organizações e congressos empresariais com esforços específicos neste contexto.

A Figura 2 traz a relação entre os tópicos de pesquisa e as técnicas de remediação selecionadas em função dos critérios considerados, juntamente com a quantidade de estudos

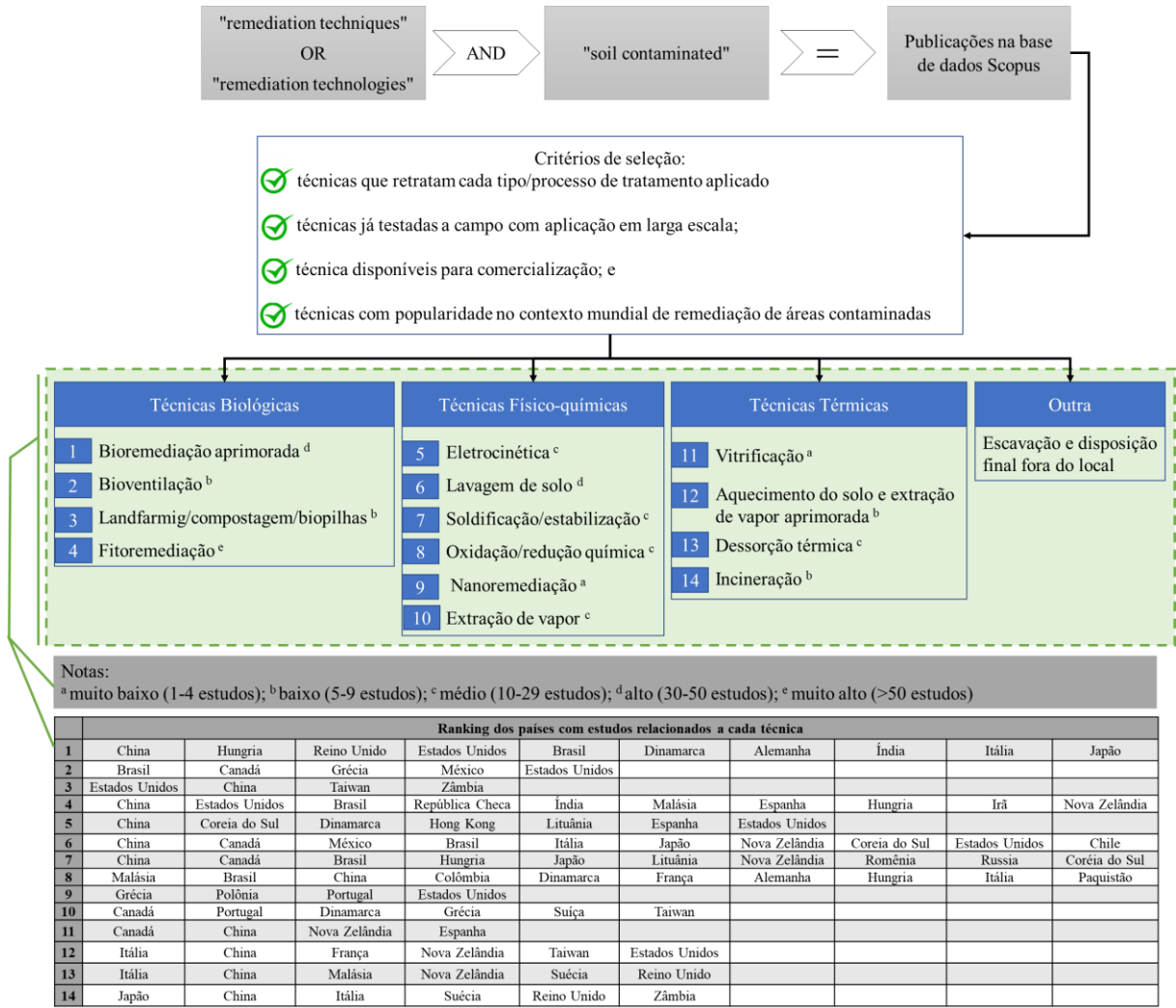
representativos. No total foram diagnosticadas e caracterizadas 14 técnicas de remediação diferentes, além da escavação/disposição que também foi selecionada, pois embora não representar uma técnica de remediação em específico, é amplamente usada para gerenciar solos contaminados, e comumente considerada na comparação entre técnicas de remediação. Estas técnicas foram divididas em três grupos de acordo com o tipo/processo de tratamento adotado. Landfarming, compostagem e biopilhas foram agrupadas como uma única técnica em função da similaridade nas características. Uma breve definição de cada técnica está apresentada no Apêndice A deste artigo.

Embora que a nanoremediação ainda apresenta algumas dificuldades em transferir os resultados do laboratório para a escala a campo (Moraes et al., 2014), todas as técnicas caracterizadas já possuem aplicação em escala completa (laboratório, piloto e a campo), com ampla comprovação e bem estabelecidas. Quanto a disponibilidade, todas as técnicas caracterizadas já estão comercialmente disponíveis.

As publicações mais antigas estão representadas pela bioremediação aprimorada e a incineração (desde 1991). Já a nanoremediação e o aquecimento do solo com extração aprimorada de vapor são as técnicas que possuem as publicações mais recentes (desde 2013). Quanto ao número de estudos, enquadraram-se as técnicas em cinco faixas de desenvolvimento (Figura 2): muito baixo (1-4 estudos); baixo (5-9 estudos); médio (10-29 estudos); alto (30-50 estudos); muito alto (>50 estudos) (Bai et al., 2014). A escavação/disposição não está nesta caracterização, pois ela não é tratada como uma técnica específica de remediação. Contudo, ela representa umas das tecnologias e soluções mais bem difundida e prontamente disponível para aplicação. Dentre as técnicas, a fitoremediação se destaca na remediação de solos contaminados, seguida da bioremediação aprimorada e lavagem do solo. Já a nanoremediação e a vitrificação ainda representam as técnicas menos difundidas neste contexto.

Além disto, também foi possível extrair desta pesquisa as informações referentes aos países com maiores esforços dedicados a cada técnica de remediação. Para cada técnica foram destacados os dez países com maior relevância, em ordem decrescente de esforços quanto ao desenvolvimento de estudos e projetos voltados à técnica. Estes dados estão apresentados na Figura 2. A China corresponde ao país com maior participação em estudos de todas as técnicas (11 das 14 consideradas), com destaque no número de publicações na maioria delas. Em seguida, vem os Estados Unidos, Itália, Brasil e Nova Zelândia com representação em estudos de seis ou mais técnicas consideradas.

Figura 2. Seleção do inventário de técnicas de remediação para solos contaminados



## 2.2 Definição das variáveis de entrada

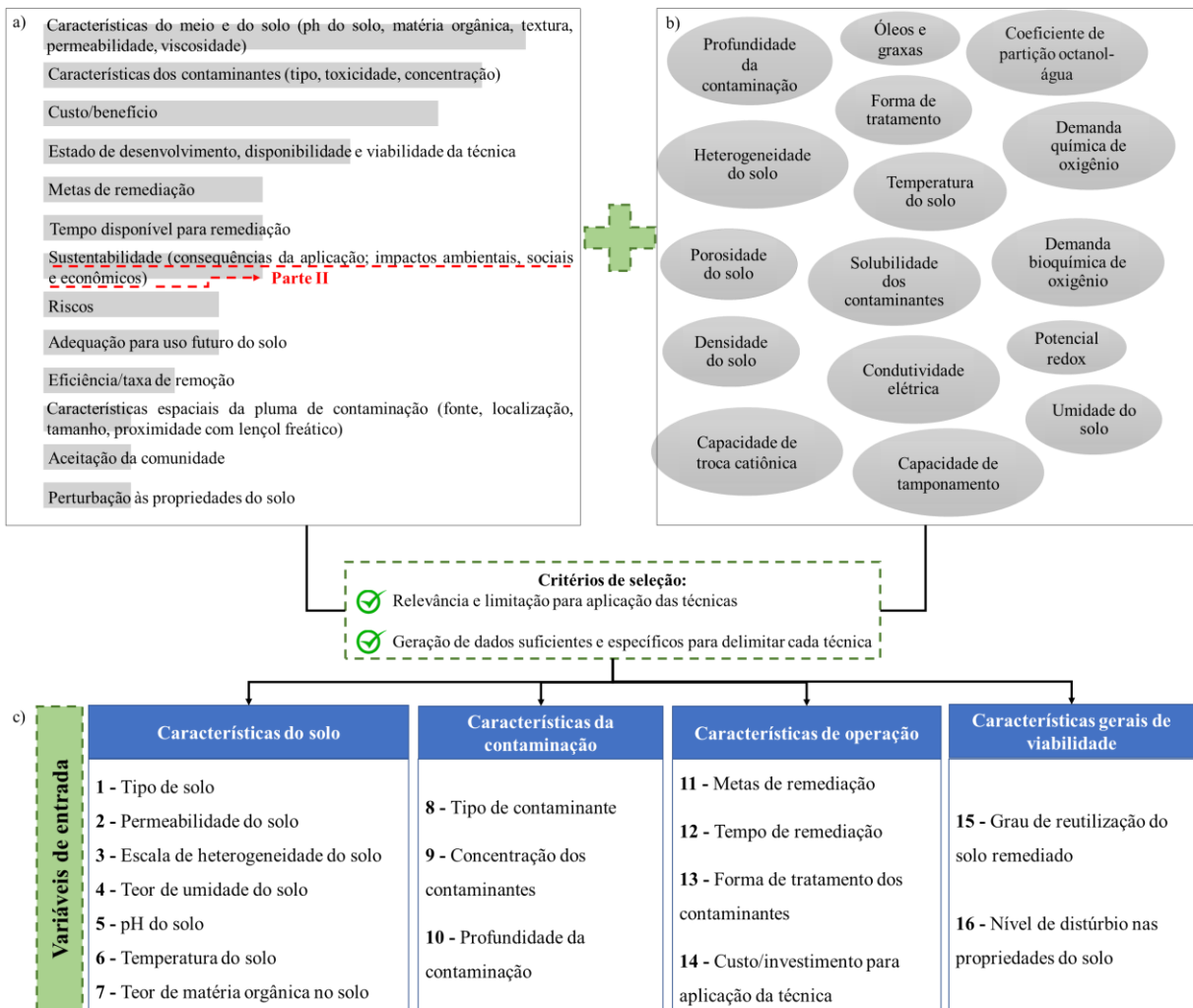
Muitos fatores precisam ser considerados na escolha de uma solução de remediação adequada a uma determinada área contaminada em específico (Vik et al. 2001). Realizou-se uma revisão bibliográfica direcionada para identificar estes fatores. Foram diagnosticados diversos estudos que elencam diferentes fatores para a aplicação de técnicas de remediação em solos contaminados (Cetesb, 2001; Lombi e Hamon, 2005; Russel, 2012; Meuser, 2013; Bai et al., 2014; Moraes et al., 2014; Moghadam et al., 2016; Thomé et al., 2018; Tian et al., 2019), sendo que, estes fatores foram sintetizados a fim de verificar a sua importância a partir do número de considerações nos estudos, conforme apresentado na Figura 3a. Além destes, algumas agências governamentais (FRTR, 2020; Government Of Canada, 2021) elencam,



descrevem e utilizam mais alguns fatores para caracterizar diferentes técnicas de remediação (Figura 3b).

No entanto, considerando os fatores citados e as informações obtidas de investigações sobre técnicas já implementadas, verificou-se que nem todos os fatores diagnosticados possuem relevância significativa ou alguma limitação para a aplicação das técnicas de remediação, além de que, para muitos fatores não são gerados dados suficientes e específicos para delimitar cada técnica.

Figura 3. Processo de seleção (a,b) e lista final (c) das variáveis de entrada das matrizes de triagem



Considerando estes critérios, foram adaptadas, organizadas e denominadas 16 variáveis (Figura 3c), sendo estas divididas em quatro grandes grupos de características conforme similaridade de abordagem: características do solo; características da contaminação; características de operação; e características gerais de viabilidade. As variáveis foram

caracterizadas em relação a cada técnica de remediação integrante do inventário elaborado, conforme descrições apresentadas na Seção 3. Todas as variáveis foram categorizadas em faixas, e cada técnica foi enquadrada em faixas ótimas necessárias ou que satisfazem a aplicação/operação da técnica (S); faixas em que a aplicação/operação é menos propícia/provável ou não satisfeita (-P/NS); ou faixas em que a aplicação/operação é parcialmente satisfeita (SP).

### **3 Elaboração e estruturação das matrizes de triagem das técnicas de remediação**

#### **3.1 Características do solo**

A Tabela 1 traz a matriz das classificações dos tipos de solo, a permeabilidade e escala de heterogeneidade, com as respectivas caracterizações em relação a cada técnica de remediação.

A Tabela 2 traz a matriz das classificações dos teores de umidade e de matéria orgânica, além do pH, temperatura do solo, com as respectivas caracterizações em relação a cada técnica de remediação.

As referências consultadas para a obtenção das informações e a geração dos dados para a caracterização e enquadramento das técnicas não foram incluídas no decorrer do texto, mas estão discriminadas nas respectivas tabelas.

##### **3.1.1 Tipo de solo**

O tipo de solo é fator importante a ser considerado na aplicação das técnicas de remediação, uma vez que, possui influência direta na capacidade de retenção de água, capacidade de adsorção, quantidade de nutrientes relacionados, pegajosidade e plasticidade. Estas características têm impacto significativo, por exemplo, sobre a taxa na qual os contaminantes podem volatilizar do solo e, particularmente, sobre a taxa de difusão que pode ocorrer através da coluna do solo (Moraes et al., 2014; Ivica et al., 2017).

Tabela 1. Matriz de caracterização das técnicas de remediação quanto ao tipo de solo, permeabilidade e escala de heterogeneidade.

Variáveis de entrada			Técnicas de remediação														
			Biorremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming/compostagem/biopilha	Fitorremediação	Eletrocinética	Lavagem de solo	Solidificação/estabilização	Oxidação/Redução Química	Nanorremediação	Extração de vapor	Vitrificação	Aquecimento do solo e extração de vapor aprimorada	Dessorção térmica	Incineração	Escavação/ Disposição
Características do solo	Tipo <sup>a</sup>	Cascalho e pedregulho	S	S	S	S	-P/NS	S	S	-P/NS	S	S	S	-P/NS	S	S	S
		Areia	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
		Silte	S	S	S	S	S	-P/NS	S	S	S	-P/NS	S	S	S	S	S
		Argila	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	S	S	-P/NS	S	S
	Fontes consultadas*		[8,9,11]	[5,9,13,20]	[6,9]	[11]	[4,2,9,13,14,16,20]	[8,9,5,13,16,19,3]	[8,9,20]	[11,18]	[12]	[3,5,7,8,9]	[9,11]	[9,19,20]	[11]	[8,9,11,18]	[8,9]
	Permeabilidade <sup>b</sup>	$\geq 10^{-4}$ m/s	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	S	S	S	S	S	-P/NS	S	S
		$10^{-5}$ m/s	S	S	S	S	-P/NS	S	-P/NS	S	S	S	S	S	-P/NS	S	S
		$10^{-6}$ m/s	S	-P/NS	S	S	S	-P/NS	S	S	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	S
		$10^{-7}$ m/s	-P/NS	-P/NS	S	S	S	-P/NS	S	S	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	S	S	S
		$10^{-8}$ m/s	-P/NS	-P/NS	S	S	S	-P/NS	S	S	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	S	S	S
		$< 10^{-8}$ m/s	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	S	S
	Fontes consultadas*		[10,13,19,20]	[3,5,9,13,15,19]	[3]	[11]	[4,10,13,16,17,19]	[3,4,5,9,11,13,16,20]	[9,19,20]	[11,18]	[2,20]	[1,3,5,9,11,15,20]		[9,13,20]	[9,18]	[18]	

Heterogeneidade <sup>c</sup>	Pequena	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Média	S	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	S	S	S	S	S
	Alta	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	S	S	S
Fontes consultadas*		[20]	[9,19]	[19,20]		[19]	[3,11]	[20]	[11]		[3,5,13]		[9]	[9,13]		[9]

Notas:

**S** Faixa ótima que “satisfaz” a aplicação/operação da técnica      **-P/NS** Faixa em que a aplicação/operação da técnica é “menos propícia/provável” ou “não satisfaz”

<sup>a</sup> tipo de solo (tamanho das partículas; textura; granulometria): Cascalho e pedregulho (>2mm; - ; grossa); Areia (2mm a 0,063-0,02mm; >70% de areia e <15% de argila; grossa); Silte (0,063-0,02mm a 0,002mm; >80% de silte e <12% de argila; fina); Argila (<0,002mm; >35% de argila; fina)

<sup>b</sup>  $\geq 10^{-4}$  m/s (muito alta; rápida, permeável);  $10^{-5}$  m/s (alta; rápida, permeável);  $10^{-6}$  m/s (moderadamente alta; moderada, semipermeável);  $10^{-7}$  m/s (moderadamente baixa; moderada, semipermeável);  $10^{-8}$  m/s (baixa; lenta, quase impermeável);  $< 10^{-8}$  m/s (muito baixa; lenta, quase impermeável)

<sup>c</sup> distância entre as camadas alternadas de textura do solo ou outras composições presentes: pequena/homogênea (<0,3m); média (0,3m a 1m); e alta (>1m)

\* Fontes consultadas: <sup>1</sup>(Hamby, 1996); <sup>2</sup>(Zhang, 2003); <sup>3</sup>(Khan et al., 2004); <sup>4</sup>(Lombi e Hamon, 2005); <sup>5</sup>(ASCE, 2007); <sup>6</sup>(Abdulsalam e Omale, 2009); <sup>7</sup>(Albergaria et al., 2012); <sup>8</sup>(Russel, 2012); <sup>9</sup>(Meuser, 2013); <sup>10</sup>(Bai et al., 2014); <sup>11</sup>(Moraes et al., 2014); <sup>12</sup>(Han et al., 2015); <sup>13</sup>(Kuppusamy et al., 2016); <sup>14</sup>(Ivica et al., 2017); <sup>15</sup>(Thomé et al., 2018); <sup>16</sup>(Baldissarelli et al., 2019); <sup>17</sup>(Siveris et al., 2019); <sup>18</sup>(Tian et al., 2019); <sup>19</sup>(FRTR, 2020); <sup>20</sup>(Government Of Canada, 2021).

Tabela 2. Matriz de caracterização das técnicas de remediação quanto ao teor de umidade, pH, temperatura e teor de matéria orgânica presente no solo.

Variáveis de entrada		Técnicas de remediação															
		Biorremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming/compostagem/biopilha	Fitorremediação	Eletrocinética	Lavagem de solo	Solidificação/estabilização	Oxidação/Redução Química	Nanorremediação	Extração de vapor	Vitrificação	Aquecimento do solo e extração de vapor	Dessorção térmica	Incineração	Escavação/ Disposição	
Características do solo	Teor de umidade <sup>a</sup>	80% – 100%	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS
		40% - 80%	S	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S
		25% – 40%	-P/NS	S	S	S	-P/NS	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	S
		13% – 25%	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	S	S	-P/NS	S
		0% - 13%	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	S	S	-P/NS	S	S	S
	Fontes consultadas*		[1,3,10,11,17,21]	[5,10,20,21]	[2,10,20,21]	[5,11]	[1,4,14,15,16,17,20]	[11]	[11,20]	[11]	[13]	[1,5,8,11,14,16,17]	[11,16,19]	[14,21]	[2,10,11,17,21]	[9,10,11,16]	
	pH <sup>b</sup>	< 4,5	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	-P/NS	S	S	S	S	S	S	-P/NS	S
		4,5 – 6,5	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-P/NS	S
		6,5 – 7,5	S	S	S	S	S	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	-P/NS	S
		7,5 – 8,5	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	S	S
		> 8,5	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Fontes consultadas*		[1,3,9,10,21]	[10,21]	[2,7,10,20,21]	[5,10,11,15]	[10,16,18]	[10,16]	[10]	[5,11]	[6,11,14]	[10,17]	[10]	[10]		[11,15]	[10]

Características do solo	Temperatura <sup>c</sup>	< 10°C	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	
		10°C - 40°C	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
		40°C - 65°C	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
		> 65°C	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Fontes consultadas*		[1,3,9,10,11,12,17,21]	5,10,20]	[2,3,7,10,20,21]	[5]				[11]	[13]							
	Teor de matéria orgânica <sup>d</sup>	< 1%	-P/NS	L/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
		1% - 5%	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
		> 5%	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS
	Fontes consultadas*		[10]								[20,21]	[6]	[8,10]	[10,16]	[10]	[21]		[10]

Notas:

**S** Faixa ótima que “satisfaz” a aplicação/operação da técnica      **-P/NS** Faixa em que a aplicação/operação da técnica é “menos propícia/provável” ou “não satisfaz”

<sup>a</sup> 80%-100% (muito alto); 40%-80% (alto); 25%-40% (moderado); 13%-25% (baixo); 0%-13% (muito baixo)

<sup>b</sup> <4,5 (ácido); 4,5-6,5 (ligeiramente ácido); 6,5-7,5 (neutro); 7,5-8,5 (ligeiramente alcalino); >8,5 (alcalino)

<sup>c</sup> <10°C (baixa); 10°C -65°C (média); e >60°C (alta)

<sup>d</sup> <1% (baixo); 1%-5% (baixo); >5% (alto)

\* Fontes consultadas: <sup>1</sup>(Hamby, 1996); <sup>2</sup>(Khan et al., 2004); <sup>3</sup>(Lombi e Hamon, 2005); <sup>4</sup>(USEPA, 2006); <sup>5</sup>(ASCE, 2007); <sup>6</sup>(USEPA, 2008); <sup>7</sup>(Abdulsalam e Omale, 2009); <sup>8</sup>(Albergaria et al., 2012); <sup>9</sup>(Russel, 2012); <sup>10</sup>(Meuser, 2013); <sup>11</sup>(Moraes et al., 2014); <sup>12</sup>(Abed et al., 2015); <sup>13</sup>(Han et al., 2015); <sup>14</sup>(Kuppusamy et al., 2016); <sup>15</sup>(Ivica et al., 2017); <sup>16</sup>(Liu et al., 2018); <sup>17</sup>(Thomé et al., 2018); <sup>18</sup>(Baldissarelli et al., 2019); <sup>19</sup>(Siveris et al., 2019); <sup>20</sup>(FRTR, 2020); <sup>21</sup>(Government Of Canada, 2021).

Para identificar o tipo de solo pode ser considerado o tamanho das partículas, a textura (no caso de solos compostos) e a granulometria do solo. A ISO 14688-1 (ISO, 2017), NBR 6502 (ABNT, 1995), e o sistema internacional de classificação das composições granulométricas do solo (Ivica et al., 2017) dividem os solos em faixas formadas por partículas com diâmetro maior que 2 mm (pedregulhos e cascalhos); partículas com diâmetro compreendido entre 2 mm e 0,063-0,02 mm (areia grossa, média e fina); partículas com diâmetro entre 0,063-0,02 mm e 0,002 mm (silte); e partículas com diâmetro menor que 0,002 mm (argila).

Diferentemente do tamanho da partícula dos solos, a textura se refere apenas a fração mais fina que 2 mm. Um solo arenoso possui mais de 70% de areia e menos de 15 % de argila. Um solo siltoso possui mais de 80% de silte e menos de 12% de argila. Já um solo pode ser caracterizado como argiloso quando possui mais de 35% de argila (Handy e Fenton, 1977; Phogat et al., 2015; Sanchez, 2018)

Solos finos correspondem aqueles que possuem teor de argila entre 35% e 60%, ou tamanho de partículas menores que 0,075mm. Já solos muito finos possuem teores de argila maiores que 60% (Handy e Fenton, 1977; ABNT, 1995). Conforme ISO (2017), nos solos finos estão inclusos o silte e a argila, já nos solos grossos, o cascalho e a areia. Diante disto, os tipos de solos foram classificados em quatro faixas, podendo variar conforme o tamanho das partículas, textura e granulometria, respectivamente: cascalho e pedregulho (>2mm; - ; grossa); Areia (2-0,063mm a 0,02mm; >70% de areia e <15% de argila; grossa); Silte (0,063-0,02mm a 0,002mm; >80% de silte e <12% de argila; fina); Argila (<0,002mm; >35% de argila; fina). Neste estudo, os solos não foram classificados em função do tipo de argilomineral predominante, uma vez que, ainda são escassas as informações referentes a esta caracterização mais específica quanto a aplicação das técnicas de remediação, embora se reconheça a influência dos argilominerais na efetividade das técnicas de remediação.

A aplicação das técnicas de remediação, em geral, é mais fácil em materiais grosseiros, tais como areias e cascalhos, pois nestes solos os processos de injeção e transporte são facilitados. Já a remediação pode não ser tão eficaz em solos compostos por grandes porcentagens de silte e argila, devido que nestes solos, os contaminantes possuem maior tendência a ficarem aderidos na superfície.

Solos com altos teores de finos dificultam o funcionamento das técnicas de extração de vapor do solo e lavagem do solo, pois dificultam o movimento do vapor e das soluções de lavagem no solo, respectivamente, além de que a remoção de contaminantes adsorvidos em

partículas finas de solo se torna mais difícil. Desta forma, estas técnicas são mais facilmente aplicadas em solos de granulometria grossa.

A bioventilação é melhor aplicada em solos bem drenados, ou seja, não se mostra eficiente para solos com altos teores de argila, da mesma forma que a biorremediação aprimorada e a técnica de landfarming/biopilhas/compostagem, pois estes tipos de solos dificultam a aeração e a distribuição de nutrientes. A técnica de solidificação/estabilização também não se aplica facilmente em solos com altos teores de argila, pois é mais difícil de alcançar uma uniformidade na mistura, causando descontinuidades e pontos de enfraquecimento no processo de inertização. Em projetos de dessorção térmica a presença de porções argilosas pode gerar blocos solidificados que dificultarão a propagação contínua da temperatura.

Neste mesmo sentido, a aplicação da técnica de oxidação/redução química também é limitada em solos muito finos, uma vez que, a penetração dos oxidantes é dificultada e conseqüentemente diminuindo o raio de influência destes. Contudo, a distribuição adequada dos oxidantes tende a ser maior em solos de textura média ou fina em função da maior área superficial disponível para contato do oxidante. Já no caso da técnica de eletrocinética, esta geralmente funciona bem para solos de granulometria fina, como argila ou misturas de silte e argila, ou areia fina. A eletrocinética se mostra eficiente em argilas porque partículas de argila têm uma carga superficial negativa.

O tipo de solo para aplicação do processo térmico de aquecimento do solo com extração de vapor aprimorada depende do método de aquecimento aplicado. A injeção de vapor ou ar quente é mais eficiente em solos de textura arenosa e siltosa, pois as argilas ligam fortemente os contaminantes dificultando a remoção em temperaturas de vapor. Já os métodos de resistência elétrica, radiofrequência/micro-ondas ou condução térmica são melhores aplicados em solos siltosos e argilosos pois são mais facilmente aquecidos.

Para a técnica de fitoremediação o tipo de solo influencia na aplicação da técnica, mas não possui nenhum nível especificado pois é dependente diretamente da espécie de planta a ser utilizada, sendo que existem inúmeras espécies disponíveis para aplicação em processos de fitoremediação e que se adaptam a diferentes tipos de solos.

Da mesma forma, embora que na aplicação da técnica de nanoremediação os minerais de argila do solo podem levar a aglomeração das nanopartículas, limitando a sua mobilidade e conseqüentemente diminuindo a área de contato e a remediação uniforme do meio, o tipo de



solo não é fator limitante exclusivo para a ocorrência de tal fenômeno, sendo que, outras propriedades do solo precisam ser consideradas.

Para as técnicas de vitrificação, incineração e escavação/disposição o tipo de solo também não corresponde a um fator limitante para a sua aplicação, ou seja, podem ser utilizadas para a remediação de qualquer tipo de solos sem restrição.

### 3.1.2 Permeabilidade do solo

A permeabilidade do solo é um dos fatores fundamentais de controle da eficiência das técnicas de remediação na aplicação *in situ*. A permeabilidade do solo é a propriedade que indica a capacidade do solo em transmitir água e ar pelo meio, e é comumente medida em termos de condutividade hidráulica (coeficiente de permeabilidade), a qual mede quantitativamente a taxa de fluxo de água através do solo quando submetido a um gradiente hidráulico (Lewis et al., 2006; FAO, 2020; USDA, 2021a). A faixa de valores da condutividade hidráulica é muito grande, sendo que, difere de um tipo de solo para outro, o que se deve principalmente ao tamanho médio diferente dos poros entre as partículas do solo e a textura do solo. Normalmente, quanto mais fina a textura do solo, mais lenta a permeabilidade (FAO, 2020). Contudo, os valores de condutividade hidráulica podem variar para um mesmo tipo de solo, em função de características específicas dos solos em diferentes regiões do mundo, como por exemplo, no caso de solos residuais, ou o tipo de argilomineral predominante. Conforme Thomé et al. (2014), nos casos que mesmo sendo solos argilosos, mas que possuem alta porosidade e elevado índice de vazios permitem uma alta permeabilidade.

Diante disto, considerou-se a classificação da permeabilidade em faixas de valores de condutividade hidráulica conforme USDA (2021a) e FAO (2020): muito alta ( $\geq 10^{-4}$  m/s; rápida, permeável); alta ( $10^{-5}$  m/s; rápida, permeável); moderadamente alta ( $10^{-6}$  m/s; moderada, semipermeável); moderadamente baixa ( $10^{-7}$  m/s; moderada, semipermeável); baixa ( $10^{-8}$  m/s; lenta, quase impermeável); muito baixa ( $< 10^{-8}$  m/s; lenta, quase impermeável).

Por exemplo, solos com baixa permeabilidade podem dificultar a circulação ou injeção de água, ar ou vapores através da matriz do solo; podem diminuir a volatilização de contaminantes nos processos de remediação por extração de vapor; além de que, soluções de nutrientes, utilizadas para acelerar a biorremediação, ou reagentes utilizados para oxidação/redução química, podem não penetrar de maneira eficaz no solo.

A técnica de extração de vapor, lavagem do solo, bioventilação, nanoremediação e biorremediação aprimorada necessitam de solos permeáveis para seu funcionamento, com valores de condutividade hidráulica maiores que  $10^{-5}$  m/s para as quatro primeiras técnicas, e menores que  $10^{-6}$  m/s para as duas últimas. Solos de baixa permeabilidade são difíceis de tratar pela técnica de bioventilação e biorremediação aprimorada devido à aeração insuficiente, e distribuição ineficiente de oxigênio e nutrientes.

A técnica de oxidação/redução química, já atua melhor em solos com permeabilidade moderada a alta ( $>10^{-8}$  m/s), uma vez que, em função das altas taxas de reação e decomposição, os oxidantes não persistem tempo suficiente para penetrar em solos de baixa permeabilidade, além de não permitir uma distribuição eficaz dos oxidantes no solo e o raio de influência destes ser menor. Porém em solos muito permeáveis, o oxidante pode não permanecer em tempo de contato suficiente com o contaminante para que a oxidação ocorra.

A técnica de aquecimento do solo com extração de vapor aprimorada trabalha em diferentes gamas de condutividades hidráulicas, dependendo do método de aquecimento utilizado. A injeção de vapor ou ar quente, é mais eficaz em solos com altas permeabilidades ( $>10^{-6}$  m/s), pois estes requerem uma pressão de injeção menor e permitem que vapor suficiente seja injetado para aquecer toda a zona contaminada. Já o aquecimento do solo por resistência elétrica, radiofrequência/micro-ondas e condução térmica trabalham melhor em solos de baixa permeabilidade pois são mais facilmente aquecidos e melhoram a volatilização dos contaminantes.

Na técnica de fitoremediação a permeabilidade do solo não possui influência direta no funcionamento da técnica, mas valores muito elevados podem prejudicar o funcionamento, pois como é uma técnica de longo prazo, permeabilidade muito elevada pode, por exemplo, facilitar o carreamento da contaminação para locais mais profundos ou zonas fora do alcance das raízes das plantas. Da mesma forma, a técnica de landfarming/biopilhas/compostagem não é eficiente em permeabilidades muito elevadas, as quais podem provocar fácil lixiviação e também não em muito baixas, que dificultam a aeração adequada.

As técnicas de eletrocínética e dessorção térmica funcionam bem para solos de moderada a baixa permeabilidade. Já a técnica de solidificação/estabilização além de atuar em solos de moderada a baixa permeabilidade, possui grande eficiência em solos com condutividade hidráulica menor que  $10^{-8}$  m/s.

As outras técnicas, como vitrificação, incineração e escavação/disposição, não apresentam restrição quanto a essa propriedade para sua aplicação ou funcionamento.

### 3.1.3 Escala de heterogeneidade do solo

A heterogeneidade do solo a ser remediado também pode influenciar de maneira determinante a aplicação das técnicas de remediação, principalmente aquelas que dependem diretamente de processos de injeção ou fluxo de fluidos, ar, vapor ou reagentes no meio. Além disto, vias preferenciais podem ser criadas entre materiais de diferentes texturas, por exemplo, resultando em uma remediação desigual ou perda de eficiência do sistema.

A heterogeneidade do solo pode ser verificada a partir da distância entre camadas de materiais alternados. Desta forma, conforme Moraes et al. (2014), classificou-se a heterogeneidade do solo em três escalas: pequena/homogênea (<0,3m); média (0,3m a 1m); e alta (>1m).

A exigência de solos homogêneos, ou com pequenas heterogeneidades, é fator limitante para aplicação de algumas técnicas. Na extração de vapor e lavagem do solo, os solos heterogêneos podem dificultar a injeção do ar e do fluido de lavagem, além incentivar a movimentação por vias preferenciais. Na técnica de oxidação/redução química, a distribuição dos oxidantes pela zona de contaminação tende a ser mais fácil em solos homogêneos, sendo que, a heterogeneidade do solo pode resultar em massa contaminada não tratada. No caso da solidificação/estabilização pode ser difícil formular uma mistura eficaz para solos heterogêneos, além de que estes podem limitar a profundidade de aplicação da técnica.

Para as técnicas de nanoremediação e aquecimento de solo com extração de vapor aprimorada, além dos processos biológicos de biorremediação aprimorada, bioventilação e landfarming/biopilhas/compostagem os solos com altas heterogeneidades também são um fator limitante, porém, a exigência é menos restritiva, podendo também serem aplicadas em solos com heterogeneidades médias. No caso das técnicas biológicas, o solo deve ser suficientemente homogêneo para permitir uma aeração ou distribuição eficiente de oxigênio e nutrientes. A técnica de aquecimento de solo com extração de vapor aprimorada é menos sensível para as heterogeneidades do solo, porém, altas heterogeneidades podem interferir na uniformidade do tratamento, canalizando o vapor, ar ou a condução de calor para canais preferenciais.

Já as outras técnicas, como fitoremediação, eletrocinética, vitrificação, dessorção térmica, incineração e escavação/disposição podem ser aplicadas sem restrição em solos com texturas alternadas.

### 3.1.4 Teor de umidade do solo

A umidade do solo expressa, em porcentagem, o teor de água contido/presente no solo, sendo baseada em uma quantidade relativa variando entre o seco e o saturado (respectivamente, 0–100%) (de Jeu et al., 2008; EEA, 2016; Lvova e Nadporozhskaya, 2017). Visto isto, considerando os valores e as faixas ótimas de teor de umidade encontradas para aplicação das técnicas de remediação, classificou-se em cinco faixas: muito alta (80-100%); alta (40-80%); moderada (25-40%); baixa (13-25%); e muito baixa (0-13%).

A alta umidade do solo pode dificultar o movimento de ar ou soluções através do solo, afetar a aplicação de tratamentos térmicos e aumentar as necessidades de energia, por exemplo, mas, por outro lado, o aumento da umidade do solo pode favorecer os tratamentos biológicos (FRTR, 2020; Moraes et al., 2014).

As técnicas de extração de vapor do solo, vitrificação e incineração atuam melhor em solos insaturados (<13% de umidade para a primeira técnica e <10% para as duas técnicas térmicas). No caso das técnicas térmicas, em teores maiores de umidade, o aquecimento do solo a altas temperaturas (que é o caso da vitrificação e incineração) pode atuar na evaporação e consequente volatilização de contaminantes presentes, necessitando assim de um sistema de coleta e tratamento dos gases. No caso da extração de vapor, a umidade torna a injeção e o movimento do ar pelo solo difícil, atuando como uma barreira entre os poluentes e a matriz do solo, além de poder dissolver os contaminantes.

Para a aplicação eficiente da técnica de dessorção térmica o teor de umidade não pode exceder de 25% porque diminui a dessorção dos contaminantes. A técnica de aquecimento do solo com extração de vapor aprimorada, de forma geral, atua melhor em teores moderados a baixos de umidade do solo. Quando é utilizada a injeção de vapor ou ar quente para aquecimento do solo, altos teores de umidade podem dificultar. Quando o aquecimento do solo ocorre pelos métodos de resistência elétrica, radiofrequência/micro-ondas e condução térmica, é necessário garantir umidade no solo suficiente para conduzir a eletricidade, as ondas ou o calor.

Solos com altos teores de umidade são difíceis de remediar pela técnica de bioventilação pois dificultam a injeção e circulação de ar no meio, porém, baixos teores podem limitar a atividade microbiana e consequentemente a biodegradação dos contaminantes. As técnicas de landfarming/biopilhas/compostagem também atuam melhor em teores de umidade moderados, assim como a bioventilação, pois embora se tratar de processos biológicos, o preparo do solo e o funcionamento da técnica necessitam de teores de umidade mais baixos.

A eficácia da técnica de eletrocinética é drasticamente reduzida com teores de umidade muito baixos (<10%). Para que esta técnica funcione bem a umidade do solo deve ser suficientemente condutivo, de forma ideal entre 14% e 25% de umidade.

A técnica de biorremediação aprimorada, como é um processo com atuação direta de microrganismos, os teores de umidade ótimos para o funcionamento estão compreendidos entre 40% a 80%. Para a aplicação da técnica de fitoremediação a umidade ótima é a requerida para o crescimento das plantas e também a atuação de alguns microrganismos, portanto os valores dependem das espécies de plantas utilizadas. Porém, as limitações estão condicionadas a teores de umidade muito baixas e muito altas. Para seu desenvolvimento, as plantas precisam de ar e água no solo, porém a saturação se mostra inadequada, pois nesta condição não há ar presente no solo, e a planta sofrerá, não sobrevivendo por muito tempo.

A oxidação/redução química e a nanoremediação possuem capacidade de operação inclusive em solos com elevados teores de umidade. No caso específico da nanoremediação os solos saturados diminuem os níveis de oxigênio no meio e, assim, evita a oxidação de nanomateriais utilizados, como é o caso do nanoferro. Para a técnica de solidificação/estabilização e lavagem do solo a umidade possui algum tipo de influência, porém, não foram adquiridas informações suficientes para estabelecer algum nível de abrangência. Para a técnica de escavação/disposição a única restrição é referente a solos com teores de umidade muito elevados, sendo que a técnica é melhor estabelecida para solos insaturados.

### **3.1.5 pH do solo**

O pH do meio pode afetar muitas técnicas de remediação. O pH pode afetar, por exemplo, a solubilidade dos contaminantes. A diversidade e atividade microbiana em processos de biorremediação também podem ser afetadas por faixas extremas de pH (FRTR, 2020). Considerando os valores de pH ótimos para aplicação das técnicas de remediação e as faixas padrão mais comuns de pH do solo trazidas pelo Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, 1998), o pH foi dividido em quatro classes: ácido (<4,5); ligeiramente ácido (4,5-6,5); neutro (6,5-7,5); ligeiramente alcalino (7,5-8,5); e alcalino (>8,5).

Os processos biológicos, tais como bioremediação aprimorada, bioventilação, landfarming/biopilhas/compostagem e fitoremediação, atuam em faixas de pH que vão do ligeiramente ácido ao ligeiramente alcalino (4,5-8,5), as quais correspondem as condições ideais de atividade dos microrganismos no solo e o crescimento das plantas.

O pH ótimo para aplicação da técnica de lavagem do solo é em condições ligeiramente ácidas (<5,5), sendo que, é o pH do solo que pode afetar na quantidade de solução de lavagem necessária para a remediação. Já a solidificação/estabilização atua melhor em pH ligeiramente ácido para alcalino (>5,5). Para a aplicação da técnica de eletrocinética o pH do solo não tem influência direta porque a aplicação de corrente cria automaticamente uma frente básica no cátodo e ácida no ânodo. Contudo, ambientes mais ácidos (<7,5) são mais propícios para evitar a formação de precipitados.

As técnicas de oxidação/redução química e nanoremediação possuem atuação eficiente em diferentes faixas de pH, desde ácidos a alcalinos (3-12 e 4-10, respectivamente). No caso da oxidação, as reações de cada tipo de oxidante usado são dependentes de faixas específicas de pH. Já a técnica de escavação/disposição, além das técnicas térmicas, com exceção da incineração, não apresentam restrição quanto a valores de pH para sua aplicação. A incineração é mais eficiente em solos com pH mais alcalino.

### **3.1.6 Temperatura do solo**

A temperatura possui influência na eficiência de aplicação das técnicas biológicas, sendo necessário um controle da temperatura em níveis ótimos e específicos na qual a atividade biológica dos microrganismos ou das plantas operam (USEPA, 2019a). A aplicação das técnicas biológicas não é eficiente em temperaturas de solo muito baixas (<10°C), porém, temperaturas muito elevadas podem inibir a atividade microbiana e diminuir a biodegradação. Desta forma, os valores ótimos ficam na faixa entre 10°C e 40°C (biorremediação aprimorada, bioventilação e fitoremediação) podendo chegar a 65°C para landfarming/biopilhas/compostagem. O restante das técnicas de remediação não possui limitação quanto a temperatura do solo para sua aplicação.

Visto estes valores específicos de temperatura e a distribuição global da variação anual da temperatura do solo trazida por Chang (1957), dividiu-se a temperatura em quatro faixas de valores: baixa (<10°C); média (10-40°C; 40-65°C); e alta (>60°C).

### **3.1.7 Teor de matéria orgânica no solo**

A presença de matéria orgânica ou conteúdo húmico no solo pode afetar a aplicação e o funcionamento eficiente de várias técnicas. A fim de englobar as faixas de valores ótimos de

teor de matéria orgânica do solo para atuação das técnicas de remediação, a classificação baseou-se em Meuser (2013): baixa (<5%); e alta (>5%).

Solos com baixo teor de matéria orgânica presente (máximo 5%) são mais fáceis de tratar, pois altos teores (>5%) podem formar aglomerados no solo, limitando o fluxo de água, ar, vapor, reagentes; promover forte adsorção dos contaminantes inibindo sua extração; além de exigir uma excessiva demanda de oxigênio. Estes fatores podem resultar em taxas de remoção reduzidas, tempos maiores de reação e de custos (Meuser, 2013).

Todas as técnicas de remediação tendem a falhar em alguma etapa de sua aplicação na presença de altos teores de matéria orgânica no solo, com exceção do tratamento térmico por incineração que não apresenta faixa de valor limitante, além das técnicas de landfarming/biopilhas/compostagem que podem atuar em teores de matéria orgânica maiores que 5%.

Para as técnicas que envolvem processos biológicos (bioremediação aprimorada, bioventilação, landfarming/biopilhas/compostagem e fitoremediação), um teor de matéria orgânica menor que 1% pode ser um fator limitante devido as condições de ambiente favoráveis para atuação dos microrganismos.

### **3.2 Características da contaminação**

A Tabela 3 traz a matriz com as respectivas caracterizações do tipo de contaminante e sua concentração de remediação, além da profundidade de operação em relação a cada técnica.

As referências consultadas para a obtenção das informações e a geração dos dados para a caracterização e enquadramento das técnicas não foram incluídas no decorrer do texto, mas estão discriminadas nas respectivas tabelas.

Tabela 3. Matriz de caracterização das técnicas de remediação quanto ao tipo de contaminante, sua concentração e profundidade da contaminação

Variáveis de entrada		Técnicas de remediação															
		Biorremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming/compostagem/biopilha	Fitorremediação	Eletrocinética	Lavagem de solo	Solidificação/estabilização	Oxidação/Redução Química	Nanorremediação	Extração de vapor	Vitrificação	Aquecimento do solo e extração de vapor aprimorada	Dessorção térmica	Incineração	Escavação/ Disposição	
Características da contaminação	Tipo de contaminante <sup>a,b</sup>	Metais	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	SP	S	-P/NS	S	-P/NS	SP	SP	S
		Inorgânicos não metálicos	SP	-P/NS	SP	S	S	S	S	-P/NS	S	SP	S	-P/NS	SP	SP	S
		COVs - não halogenados	S	S	S	S	SP	S	-P/NS	S	SP	S	SP	S	S	S	S
		COVs - halogenados	S	SP	S	S	SP	S	-P/NS	S	SP	S	SP	S	S	S	S
		SCOVs - não halogenados	S	S	S	S	SP	S	SP	S	SP	SP	SP	S	S	S	S
		SCOVs - halogenados	S	SP	S	S	SP	S	SP	S	SP	SP	SP	S	S	S	S
		PCBs	SP	SP	SP	S	SP	S	SP	SP	S	-P/NS	S	S	S	S	S
		BTEX	S	SP	SP	S	SP	S	SP	S	S	SP	S	S	S	S	S
		MAHs	S	S	SP	SP	SP	S	SP	S	S	S	S	S	S	SP	S
		PAHs	SP	SP	SP	SP	SP	S	SP	S	S	SP	SP	S	S	S	S
		Clorobenzenos	SP	SP	SP	S	SP	S	SP	S	S	SP	S	S	S	S	S
		Hidrocarbonetos clorados	SP	SP	SP	S	SP	S	SP	S	S	S	S	S	S	SP	S
		TPHs	S	S	S	S	SP	S	SP	S	SP	SP	SP	S	S	S	S
		Pesticidas	SP	SP	SP	S	SP	S	SP	SP	S	SP	SP	SP	S	S	S
Explosivos	SP	-P/NS	SP	S	SP	S	SP	S	SP	SP	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S		



	Dioxinas e furanos	SP	SP	SP	SP	SP	S	SP	-P/NS	S	SP	S	SP	SP	SP	S
	Radionuclídeos	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	-P/NS	S	SP	S	-P/NS	SP	SP	S
	<b>Fontes consultadas*</b>	[1,2,4,7,12,25,26]	[3,7,12,16,21,25,26]	[2,3,4,7,10,12,25]	[2,4,7,10,12,14,15,16,21,25]	[4,12,18,19,21,22]	[1,3,4,6,7,12,16,18,22,25,26]	[21,4,7,12,26]	[1,4,24,25,26]	[8,16,21]	[1,3,4,7,9,12,16,21,25,26]	[1,3,4,12,21,23,25]	[12,16,25,26]	[1,3,7,12,13,16,24,26]	[1,4,7,18,24]	[7,12,26]
<b>Concentração<sup>cd</sup></b>	<10 mg/kg	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	S	-P/NS	S	S	S	S	S
	10-100 mg/kg	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	100-1.000 mg/kg	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	1.000-10.000 mg/kg	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	>10.000 mg/kg	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	<b>Fontes consultadas*</b>	[10,11,13,25,26]	[6,11,12,16,26]	[11,26]	[4,6,10,11,13]	[25]			[13]		[17]			[3,13]		
<b>Profundidade<sup>e</sup></b>	0 – 2m	S	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	S	S
	2 – 4m	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	4 – 10m	S	S	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	10 – 18m	S	S	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	S	S	-P/NS	S	S	S	S
	18 – 30m	S	S	-P/NS	-P/NS	S	S	-P/NS	S	S	S	-P/NS	S	S	S	S
	>30m	S	S	-P/NS	-P/NS	S	S	-P/NS	S	S	S	-P/NS	-P/NS	S	S	S
	<b>Fontes consultadas*</b>	[13,18]	[16,26]	[3,26]	[3,4,13,25]	[22]	[12]	[12,25,26]	[25,26]	[8,13,16]	[25]	[5,6,12,16,20,23,26]	[12,16]	[13,21]		[10]

Notas:

- <sup>a</sup> **S** Aplicação comprovada para todos os contaminantes do grupo      **SP** Aplicação limitada para alguns contaminantes do grupo  
**-P/NS** Não aplica ou operação não propícia para o grupo de contaminantes

<sup>b</sup> COVs (compostos orgânicos voláteis); SCOVs (compostos orgânicos semivoláteis); PCBs (bifenilos policlorados); BTEX (benzeno, tolueno, etil-benzeno e xilenos); MAHs (hidrocarbonetos aromáticos monocíclicos); PAHs (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos); TPHs (hidrocarbonetos totais de petróleo)

<sup>c</sup> **S** Faixa ótima que “satisfaz” a aplicação/operação da técnica      **-P/NS** Faixa em que a aplicação/operação da técnica é “menos propícia/provável” ou “não satisfaz”

<sup>d</sup> muito baixa (<10mg/kg); baixa (10-100mg/kg); moderada (100-1.000mg/kg); alta (1.000-10.000mg/kg); e muito alta (>10.000mg/kg).

\* Fontes consultadas: <sup>1</sup>(Hamby, 1996); <sup>2</sup>(Germida et al., 2002); <sup>3</sup>(Khan et al., 2004); <sup>4</sup>(Lombi e Hamon, 2005); <sup>5</sup>(USEPA, 2006); <sup>6</sup>(ASCE, 2007); <sup>7</sup>(Carlton et al., 2008); <sup>8</sup>(USEPA, 2008); <sup>9</sup>(Albergaria et al., 2012); <sup>10</sup>(Russel, 2012); <sup>11</sup>(Cameselle et al., 2013); <sup>12</sup>(Meuser, 2013); <sup>13</sup>(Moraes et al., 2014); <sup>14</sup>(Favas et al., 2014); <sup>15</sup>(Chirakkara et al., 2016); <sup>16</sup>(Kuppusamy et al., 2016); <sup>17</sup>(Lim et al., 2016); <sup>18</sup>(Ivica et al., 2017); <sup>19</sup>(Cameselle e Gouveia, 2018); <sup>20</sup>(Liu et al., 2018); <sup>21</sup>(Thomé et al., 2018); <sup>22</sup>(Baldissarelli et al., 2019); <sup>23</sup>(Siveris et al., 2019); <sup>24</sup>(Tian et al., 2019); <sup>25</sup>(FRTR, 2020); <sup>26</sup>(Government Of Canada, 2021).

### 3.2.1 Tipo de contaminantes remediados

Cada técnica de remediação possui capacidade de remediar tipos de contaminantes específicos. Algumas técnicas remediam somente contaminantes orgânicos, outras somente inorgânicos, já outras ambos, mas com restrição a alguns grupos de contaminantes dentro da faixa dos orgânicos e inorgânicos. Algumas técnicas abrangem inteiramente um grupo de contaminantes, já outras apresentam restrições dentro de um mesmo grupo.

Visto isso, e a partir das informações obtidas para as técnicas quanto aos contaminantes remediados, enquadraram-se um grande número de contaminantes em diferentes grupos. Para realizar esta classificação foram consultadas diferentes fontes nas quais o agrupamento de contaminantes se fazia acessível, dentre estas, listas padronizadas que trazem orientações para uma grande variedade de contaminantes (BRASIL, 2009; Netherland, 2009; USEPA, 2019b; FRTR, 2020; Government Of Canada, 2021).

Os contaminantes foram identificados pelo nome e o número de referência de compostos e substâncias químicas adotado pelo *Chemical Abstract Service* (CAS), uma divisão da *Chemical American Society*, ou seja, cada composto possui registro único neste banco de dados e é assim identificado mundialmente. Estes contaminantes foram organizados em 18 grupos, conforme lista completa desenvolvida para este trabalho e que está apresentada integralmente no Apêndice B deste artigo. Alguns contaminantes podem integrar mais de um grupo, dependendo da característica específica considerada. Na Tabela 3 foi apresentada a capacidade de remediação dos grupos de contaminantes por cada técnica, sendo esta capacidade dividida em três faixas de abrangência: aplicação comprovada para todos os contaminantes pertencentes ao grupo; aplicação limitada para alguns contaminantes do grupo; e não aplica.

Dentre as técnicas biológicas, somente a fitoremediação possui aplicação para metais pesados. Os metais pesados podem ser altamente tóxicos aos microrganismos no caso das técnicas de bioremediação aprimorada, bioventilação e landfarming/biopilhas/compostagem. A bioventilação não se aplica a toda faixa de inorgânicos, como metais pesados, outras substâncias inorgânicas não metálicas, radionuclídeos e explosivos, sendo que, se aplica com maior eficiência para hidrocarbonetos aromáticos monocíclicos e hidrocarbonetos de petróleo. Já as técnicas de bioremediação aprimorada e landfarming/biopilhas/compostagem pode tratar outros inorgânicos que não sejam os metais pesados. Elas não possuem a capacidade de degradar esses compostos, mas podem ser usadas para alterar o estado de valência destes, levando a adsorção, absorção, acumulação e concentração microbiana. Dentre estas três técnicas, o

landfarming/biopilhas/compostagem se aplica com restrições aos hidrocarbonetos monocíclicos aromáticos, pois estes compostos podem volatilizar antes de serem biodegradados.

As técnicas biológicas apresentam também restrições claras quanto a remediação de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs) de maior peso molecular. PAHs com três anéis de benzeno são facilmente biodegradáveis. Já PAHs compostos por quatro ou mais anéis de benzeno são altamente recalcitrantes e mais difíceis de serem remediados.

A fitoremediação pode ser aplicada a praticamente todos os grupos de contaminantes com grande eficiência, muito em função dos diferentes mecanismos de tratamento que a compõe. Os compostos inorgânicos são geralmente tratados por fitoextração e fitoestabilização, e os orgânicos por fitodegradação e fitovolatilização.

As técnicas de eletrocinética e solidificação/estabilização são geralmente aplicadas a solos contaminados por metais pesados e outros compostos inorgânicos não metálicos. A remoção de contaminantes orgânicos dos solos por electrocinética é limitada pela neutralidade das moléculas e a baixa solubilidade da maioria destes contaminantes. A remoção de orgânicos é facilitada quando a eletrocinética é aplicada em conjunto com outros processos de remediação. A solidificação/estabilização de solos que contêm baixos níveis de constituintes orgânicos é viável, com aplicação limitada para compostos orgânicos semivoláteis (SCOVs) e pesticidas e nenhuma eficácia para compostos orgânicos voláteis (COVs).

As técnicas de lavagem do solo e nanoremediação possuem eficácia comprovada para uma grande variedade de contaminantes, inclusive os metais pesados e outras substâncias inorgânicas não metálicas. Já no caso da oxidação/redução química, os metais pesados são tratados de forma limitada e as outras substâncias inorgânicas não metálicas, radionuclídeos e dioxinas e furanos a remediação é menos provável. A técnica de extração de vapor do solo não se aplica aos metais pesados, com exceção do mercúrio, e nem aos bifenilos policlorados (PCBs).

As técnicas térmicas não podem ser usadas na presença de explosivos ou contaminantes inflamáveis, com exceção da incineração que pode tratar estes tipos de contaminantes. A dessorção térmica e a incineração apresentam grandes dificuldades para tratar a maioria dos metais pesados, sendo que estes podem permanecer no meio ou então, no caso da incineração, concentra-se nas cinzas. As concentrações de metais podem até serem reduzidas, mas não são volatilizados por completo. Já o aquecimento do solo com extração de vapor

aprimorada, não se aplica também, além dos explosivos, aos metais pesados, outras substâncias inorgânicas não metálicas e radionuclídeos.

A escavação/disposição é aplicável a gama completa de contaminantes, sem um grupo em específico. No entanto, é preciso ser verificado as opções/locais de disposição quanto a aceitabilidade dos respectivos contaminantes presentes na massa contaminada a ser disposta.

### **3.2.2 Concentração dos contaminantes**

Além dos tipos de contaminantes, cada técnica possui capacidade em remediar níveis diferentes de concentrações de contaminação. Para obter este enquadramento, foram definidas cinco faixas que abrangem valores específicos de concentrações cada uma, conforme definições trazidas por Moraes et al. (2014): muito baixa (<10mg/kg); baixa (10-100mg/kg); moderada (100-1.000mg/kg); alta (1.000-10.000mg/kg); e muito alta (>10.000mg/kg).

As técnicas biológicas não operam de forma eficiente em concentrações muito altas ou muito baixas de contaminantes. Concentrações muito altas podem gerar efeitos tóxicos nos microrganismos ou nas plantas e assim inibir as atividades metabólicas e conseqüentemente a biodegradação. Contudo, concentrações muito baixas podem limitar o crescimento dos microrganismos (fonte de carbono insuficiente) e a biodegradação também pode não ocorrer.

Dentre as técnicas físico-químicas, a extração de vapor do solo se mostra com aplicação limitada para concentrações muito baixas de contaminantes. Já a oxidação/redução química e a nanoremediação podem não se mostrar economicamente viáveis devido às grandes quantidades de agentes oxidantes e nanopartículas necessárias, porém, em função disto a aplicação não é limitada. Portanto, estas duas técnicas, juntamente com a eletrocinética, lavagem do solo e solidificação/estabilização podem remediar de baixas a altas concentrações de contaminantes.

As técnicas térmicas se mostram insensíveis as concentrações de contaminantes presentes no solo para remediação, embora que a incineração pode não se mostrar totalmente eficaz em concentrações muito elevadas de metais pesados. A escavação/disposição também não apresenta restrições para aplicação da técnica, porém, as concentrações dos contaminantes presentes afetarão os requisitos de descarte fora do local, se esta poderá ser realizada de forma direta ou será necessário um pré-tratamento.

### **3.2.3 Profundidade da contaminação**

A profundidade da contaminação pode limitar a aplicação de algumas técnicas, seja em função do processo envolvido ou porque os custos tornam a aplicação inviável. Considerando as profundidades específicas que algumas técnicas apresentam para sua aplicação ou funcionamento, caracterizou-se seis faixas de abordagem: 0 a 2 metros; 2 a 4 metros; 4 a 10 metros; 10 a 18 metros; 18 a 30 metros; e > 30 metros de profundidade.

Para a aplicação da técnica de fitoremediação, a contaminação deve estar localizada dentro da zona de crescimento do sistema radicular da planta. As raízes de espécies herbáceas podem atingir até 1m de raiz, arbustos podem atingir de 1m a 3m de raiz, e algumas espécies de árvores pode atingir até 10m de raiz.

A bioventilação e a extração de vapor não se mostram eficientemente aplicáveis para profundidades rasas. Já as técnicas de landfarminf/biopilhas/compostagem são normalmente aplicadas no tratamento da contaminação em solos a uma profundidade de até 4 metros.

A solidificação/estabilização pode ser usada para tratar solos de forma eficiente até uma profundidade de 18m. Embora um tratamento mais profundo possa ser realizado, o custo se torna proibitivo.

O processo de vitrificação é eficaz para contaminação quase superficial. No entanto, novas técnicas podem alcançar profundidades de tratamento de até 10 m. A técnica de aquecimento do solo com extração de vapor aprimorada pode ser aplicada para diferentes profundidades, porém, contaminações rasas podem resultar em perda de calor, desta forma, é adequado para profundidades entre 2m e 30m. A técnica de dessorção térmica também não é adequada para aplicação em profundidades rasas (<3m).

As técnicas de bioremediação aprimorada, eletrocinética, lavagem do solo, oxidação/redução química, nanoremediação, incineração e escavação/disposição não apresentam profundidades específicas que limitam sua aplicação. Embora que a diversidade biológica natural do solo diminui drasticamente até os 145cm de profundidade, a atividade microbiana na bioremediação aprimorada se faz possível em solos rasos e profundos, pois, microrganismos podem ser injetados no solo por meio da bioaumentação. A profundidade de aplicação da eletrocinética vai depender do tamanho de eletrodos utilizados. A técnica de lavagem de solo deve ser usada apenas até profundidades onde os contaminantes lavados e o fluido de descarga do solo podem ser contidos e recapturados.

A penetração dos oxidantes químicos pode não ocorrer de forma eficiente em grandes profundidades, da mesma forma que, as nanopartículas usadas na nanoremediação podem não alcançar ampla distribuição em profundidades maiores devido à aglomeração antes de dispersão

completa no solo. Contudo, essas condições podem ser facilmente otimizadas com processos de injeção adequados. No caso da escavação/disposição, os custos podem limitar a sua aplicação no caso de contaminações muito profundas.

### **3.3 Características de operação**

A Tabela 4 traz a matriz com as respectivas características de operação em relação a cada técnica.

As referências consultadas para a obtenção das informações e a geração dos dados para a caracterização e enquadramento das técnicas não foram incluídas no decorrer do texto, mas estão discriminadas nas respectivas tabelas.

#### **3.3.1 Metas de remediação**

O estabelecimento das metas de remediação é direcionado pela avaliação de risco, a fim de reduzir os impactos negativos dos contaminantes na saúde humana e no meio ambiente. Esta avaliação depende da concentração dos contaminantes presentes na área em relação aos valores orientadores. Visto isso, foi desenvolvida uma lista de valores referência para o conjunto de contaminantes agrupados (Apêndice B). Para a elaboração desta lista foram considerados os valores orientadores do Brasil (BRASIL, 2009), por constituir o país em que a pesquisa em questão está sendo realizada; da Holanda (Netherland, 2009), por representar uma das listas mais antigas e conhecidas de valores orientadores para contaminantes presentes em solos; e da USEPA (USEPA, 2019b), em função da sua abrangência e relevância quanto agência neste contexto, bem como, pelo número significativo de contaminantes listados. Também, muitos dos outros países que possuem listas orientadoras têm como referência as concentrações limites apresentadas pela USEPA e a lista Holandesa. Além do mais, estas três listas abrangem valores orientadores que tomaram como base tanto os efeitos sobre a saúde humana quanto ao meio ambiente. Foram sintetizados apenas os valores de intervenção para o solo em relação a cada contaminante. Os valores de intervenção indicam níveis acima dos quais há um caso grave de contaminação no qual as propriedades funcionais do solo para humanos, plantas e vida animal estão seriamente prejudicadas ou ameaçadas.

Tabela 4. Matriz de caracterização das técnicas de remediação quanto as características de operação

Variáveis de entrada			Técnicas de remediação														
			Biorremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming/ compostagem/ biopilha	Fitorremediação	Eletrocinética	Lavagem de solo	Solidificação/ estabilização	Oxidação/ Redução Química	Nanorremediação	Extração de vapor	Vitrificação	Aquecimento do solo e extração de vapor aprimorada	Dessorção térmica	Incineração	Escavação/ Disposição
Características de operação	Metas de remediação	Destruição/ degradação	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS
		Remoção/ transferência/ extração	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	S	S	-P/NS	S
		Redução <sup>a</sup>	S	S	S	S	S	S	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	S
		Transformação	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	S	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS
		Imobilização	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS
	Fontes consultadas*		[13,19]	[15,18]	[3,18]	[6,13,15]	[15]	[18]	[14,15,18]	[1,9,18]	[2,10,15]	[1,15,18]	[11,15,18]	[19]	[1,15,18,19]	[18,19]	[19]
	Tempo de remediação <sup>b</sup>	<1 ano	-P/NS	S	S	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
		1-2 anos	S	S	S	-P/NS	-P/NS	S	S	S	-P/NS	S	-P/NS	S	S	S	-P/NS
		2-3 anos	S	S	S	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	S	-P/NS	S	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS
		3-5 anos	S	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS
		>5 anos	S	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS
	Fontes consultadas*		[7,8,18,19]	[6,7,18,19]	[3,7,18,19]	[4,7,18,19]	[7,8,18]	[7,8,18,19]	[7,18,19]	[8,17,18,19]	[2,9,11]	[1,3,7,11,18,19]	[7,18,19]	[7,11]	[3,7,9,17,19]	[7,17,18,19]	[7,19]



Características de operação	Forma de tratamento	<i>In situ</i>	S	S	-P/NS	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	
		<i>Ex situ</i>	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Fontes consultadas*		[4,19]	[9]	[4,9,19]	[4,18,19]	[4,12,15,16,18]	[4,15,18]	[4,15,18,19]	[4,17]	[9,15]	[4,15]	[4,15,16,19]	[18,19]	[15,17,19]	[4,17]	[19]	
	Potencial de investimento (custo)	~ 100 \$/m <sup>3</sup>	S	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS
		~ 250 \$/m <sup>3</sup>	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS
		~ 300-400 \$/m <sup>3</sup>	S	S	S	S	S	S	S	-P/NS	S	S	-P/NS	S	S	-P/NS	-P/NS	
		~ 700 \$/m <sup>3</sup>	S	S	S	S	S	S	S	-P/NS	S	S	S	S	S	-P/NS	S	
		~ 1000 \$/m <sup>3</sup>	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	-P/NS	S	
		~ 2000 \$/m <sup>3</sup>	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
	Fontes consultadas*		[1,7,8,9,18]	[6,11]	[3,7,18,19]	[7,15]	[7,8,11,12,16,18]	[3,7,8,18]	[7,18]	[1,8,17]	[9]	[6,19]	[5,7,11,14,16]	[11]	[3,7,9,11,17,18]	[7,17,18]	[19]	

Notas:

S Faixa ótima que “satisfaz” a aplicação/operação da técnica

-P/NS Faixa em que a aplicação/operação da técnica é “menos propícia/provável” ou “não satisfaz”

<sup>a</sup> Redução da concentração dos contaminantes presentes no meio<sup>b</sup> <1ano (curto prazo); 1-2anos (curto prazo); 2-3anos (médio prazo); 3-5 anos (médio prazo); >5anos (longo prazo)\* Fontes consultadas: <sup>1</sup>(Hamby, 1996); <sup>2</sup>(Zhang, 2003); <sup>3</sup>(Khan et al., 2004); <sup>4</sup>(Lombi e Hamon, 2005); <sup>5</sup>(USEPA, 2006); <sup>6</sup>(ASCE, 2007); <sup>7</sup>(Meuser, 2013); <sup>8</sup>(Bai et al., 2014); <sup>9</sup>(Moraes et al., 2014); <sup>10</sup>(Han et al., 2015); <sup>11</sup>(Kuppusamy et al., 2016); <sup>12</sup>(Moghadam et al., 2016); <sup>13</sup>(Ivica et al., 2017); <sup>14</sup>(Liu et al., 2018); <sup>15</sup>(Thomé et al., 2018); <sup>16</sup>(Siveris et al., 2019); <sup>17</sup>(Tian et al., 2019); <sup>18</sup>(FRTR, 2020); <sup>19</sup>(Government Of Canada, 2021).

Os valores regulados pelo Brasil foram derivados para diferentes ocupações e usos do solo: agrícola, residencial e industrial. Os valores regulados pela Holanda são referentes a um solo padrão com 10% de matéria orgânica e 25% de argila, não sendo classificados quanto a diferentes ocupações ou usos do solo. Para solos com composições diferentes, os valores de intervenção para cada contaminante precisam ser ajustados, conforme conversões explicitadas em Netherland (2009). Para algumas substâncias, não contendo os valores de intervenção, foram utilizados os níveis indicativos de contaminação grave. Já o conjunto de valores regulados pela USEPA selecionado, dividido entre solo residencial e industrial, considerou um nível de risco alvo carcinogênico (*Target Risk – TR*) de  $10^{-6}$  e um quociente de perigo alvo não carcinogênico (*Target Hazard Quociente – THQ*) de 0,1, pois representa o cenário mais restritivo.

O retorno às condições originais da área, antes da contaminação nem sempre é possível e nunca será facilmente alcançado, devido principalmente aos requisitos técnicos exigidos e as tecnologias disponíveis. Cada técnica de remediação possui um ou mais métodos específicos de tratar os poluentes presentes na área contaminada. As metas de remediação para tratamento da contaminação foram divididas em cinco faixas, conforme Yong (2000): (1) degradação ou destruição total dos contaminantes; (2) a remoção, transferência ou extração dos contaminantes do meio, sendo que, neste caso é necessário geralmente o acoplamento de um sistema de pós tratamento; (4) a transformação dos contaminantes para formas menos nocivas; e a (5) imobilização dos contaminantes a uma situação em que não haja movimentação dos poluentes a partir de suas posições fixas (imobilizadas). Destas metas, a transformação e a imobilização não possuem capacidade de (3) redução da concentração dos contaminantes, pois a contaminação permanece no meio.

As técnicas biológicas de biorremediação aprimorada, bioventilação e landfarming/biopilhas/compostagem biodegradam os contaminantes orgânicos e transformam ou imobilizam os contaminantes inorgânicos no meio (abrangem quatro metas). Já a fitoremediação além destes resultados, possui a capacidade ainda de extrair os contaminantes do meio através das raízes da planta e acumulá-los no seu tecido, abrangendo, portanto, todas as metas de remediação.

As técnicas de eletrocinética, lavagem do solo, extração de vapor, dessorção térmica, aquecimento do solo com extração de vapor aprimorada e a escavação/disposição objetivam a extração ou a remoção dos contaminantes do meio (abrangem duas metas). A solidificação/estabilização envolve a transformação e a imobilização dos contaminantes no

meio (abrange duas metas). A vitrificação pode destruir os contaminantes orgânicos presentes no meio, e imobilizar ou estabilizar os contaminantes inorgânicos (objetivo maior da técnica) (abrange três metas). A incineração possui capacidade de destruir completamente os contaminantes em função das altas temperaturas aplicadas.

A nanoremediação objetiva converter ou transformar os contaminantes, mas também pode destruí-los (abrange três metas). Já a oxidação/redução química objetiva a mineralização e destruição dos contaminantes, mas tem capacidade também de transformá-los para formas menos tóxicas ou nocivas (abrange três metas).

### **3.3.2 Tempo de remediação**

Cada técnica de remediação, em função das aplicações já realizadas, apresenta tempos aproximados de tratamento estabelecidos para alcançar as diferentes metas de remediação. Considerando as faixas estabelecidas por CETESB (2017) e as informações levantadas para as técnicas, dividiu-se os tempos de remediação em cinco faixas e quatro prazos, para uma abordagem mais específica: curto prazo (<1ano; 1-2anos); médio prazo (2-3anos; 3-5 anos); e longo prazo (>5anos).

As técnicas biológicas necessitam de maiores tempos de remediação. No caso da fitoremediação o tempo de tratamento se estende ao longo de vários anos, normalmente com prazos de mais de cinco anos. A bioremediação aprimorada não atua em curtos prazos, sendo requeridos sempre prazos maiores de um ano para alcançar as metas de remediação. Já as técnicas de bioventilação e landfarming/biopilhas/compostagem são mais rápidas, com resultados sendo alcançados em menos de cinco anos de tratamento.

Todas as outras técnicas levam em torno de algumas semanas, meses até três anos no máximo de remediação, com exceção da extração de vapor, a qual pode variar de curto a longo prazo, em função dos inúmeros fatores específicos do local. As técnicas de eletrocinética, nanoremediação, vitrificação e escavação/disposição, são aplicados em menos de um ano. Já a solidificação/estabilização, dessorção térmica e incineração em menos de dois anos. E a lavagem de solo, oxidação/redução química e aquecimento do solo com extração de vapor aprimorada em até três anos.

### **3.3.3 Forma de tratamento dos contaminantes**

As técnicas de remediação podem ser categorizadas de acordo com a aplicação *in situ* ou *ex situ* (Hou et al., 2014). A remediação *in situ* consiste no tratamento dos contaminantes no local, ou seja, aplicação e manejo da técnica diretamente no solo contaminado. Já na remediação *ex situ* a principal diferença é a necessidade da escavação do meio contaminado. O tratamento pode ocorrer em um sistema acima do solo, ou então a remoção da massa contaminada e o tratamento do solo em sistemas/reatores fora do local, projetados especificamente para tal finalidade.

Dentre as técnicas caracterizadas, três possuem aplicação exclusivamente *ex situ* e as outras podem ser aplicadas *in situ* e *ex situ*. A incineração envolve a queima da massa contaminada em fornos específicos (incineradores). Na escavação/disposição final adequada da massa contaminada não ocorre nenhum tipo de tratamento no local. As técnicas de landfarming/biopilhas/compostagem também são de aplicação *ex situ*, pois envolvem a escavação para o preparo do solo para tratamento da contaminação. Já as outras técnicas podem ser aplicadas tanto *in situ*, quanto *ex situ*.

As variáveis analisadas, quanto as limitações e valores ótimos de aplicação, em sua grande maioria, se mostram mais sensíveis nas aplicações *in situ* da técnica, porque nas aplicações *ex situ* muitas delas podem ser mais facilmente controladas e otimizadas. Contudo, na aplicação das técnicas *ex situ*, além das características específicas de cada técnica, também precisam ser consideradas as restrições quanto a escavação.

### **3.3.4 Custo/investimento para aplicação das técnicas de remediação**

As variáveis até então definidas possuem influência direta na estimativa de custos de cada técnica de remediação. A faixa de custos são dependentes das características específicas do solo, da pluma de contaminação, dos contaminantes, extensão da área contaminada, duração do processo, as metas de remediação e a eficiência requerida, bem como a forma de tratamento e o local/país de aplicação da técnica.

Vários estudos trazem relações de custos aproximados para as técnicas de remediação, em função das aplicações já realizadas, contudo, como já citado acima, estes podem variar muito. Estes custos estão relacionados com a instalação, operação e manutenção dos processos de remediação. Desta forma, procurou-se classificar as técnicas de remediação em faixas de custos mínimos aproximados que cada uma pode requerer para aplicação, seguindo as faixas de dados obtidos para cada técnica. Esta classificação resulta na definição do potencial de

investimento requerido para a aplicação de cada técnica. Os valores monetários foram expressos em dólares americanos por metro cúbico de solo remediado ( $\$/m^3$ ):  $\sim 100\$/m^3$ ;  $\sim 250\$/m^3$ ;  $\sim 300-400\$/m^3$ ;  $\sim 700\$/m^3$ ;  $\sim 1000\$/m^3$ ;  $\sim 2000\$/m^3$ .

As técnicas biológicas são as menos dispendiosas quanto aos custos de aplicação, junto com a nanoremediação ( $<250\$/m^3$ ). Em seguida, na faixa de  $300\$/m^3$  a  $400\$/m^3$  vem as técnicas de aquecimento do solo com extração de vapor aprimorada e dessorção térmica, bem como as técnicas físico-químicas, com exceção da oxidação/redução química que os custos podem chegar até a  $1000\$/m^3$ . Na faixa dos  $700\$/m^3$  estão as técnicas de vitrificação e a escavação/disposição. Já a incineração corresponde a técnica que exige maiores custos para sua aplicação, podendo chegar em valores próximos a  $2000\$/m^3$ .

### **3.5 Características gerais de viabilidade**

A Tabela 5 traz a matriz com as respectivas características gerais de viabilidade em relação a cada técnica.

As referências consultadas para a obtenção das informações e a geração dos dados para a caracterização e enquadramento das técnicas não foram incluídas no decorrer do texto, mas estão discriminadas nas respectivas tabelas.

#### **3.5.1 Grau de reutilização do solo remediado**

A remediação de uma área contaminada tem a finalidade de torná-la adequada para um provável uso futuro. Por isso, a definição do uso futuro da área contaminada tem um impacto significativo sobre a seleção da tecnologia de remediação. A definição do grau de reutilização da área para usos futuros (residencial, agrícola, comercial, industrial ou outras finalidades) baseou-se nas informações obtidas para as técnicas de remediação.

O reuso da área remediada por meio de técnicas biológicas é amplamente recomendado. Inclusive a fitoremediação pode ajudar na preservação e recuperação do solo, além de que o uso de fertilizantes, em particular adubo orgânico, possivelmente leva a melhores condições do solo.

Tabela 5. Matriz de caracterização das técnicas de remediação quanto as características gerais de viabilidade

Variáveis de entrada			Técnicas de remediação														
			Biorremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming/compostagem/biopilha	Fitorremediação	Eletrocínética	Lavagem de solo	Solidificação/estabilização	Oxidação/Redução Química	Nanorremediação	Extração de vapor	Vitrificação	Aquecimento do solo e extração de vapor aprimorada	Dessorção térmica	Incineração	Escavação/ Disposição
Características gerais de viabilidade	Grau de reutilização do solo	Reutilizável	S	S	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS
		Reutilizável com limitação	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	-P/NS	-P/NS	S	S	-P/NS	S
		Inutilizável	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	S
	Nível de distúrbio no solo	Mínimo	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS
Baixo		-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	S	S	-P/NS	S
Médio		-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS
Alto		-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS	-P/NS	S	-P/NS
Fontes consultadas*			[Hamby, 1996; Zhang, 2003; Lombi e Hamon, 2005; ASCE, 2007; USEPA, 2008; Meuser, 2013; Bai et al., 2014; Moraes et al., 2014; Kuppusamy et al., 2016; Liu et al., 2018; Siveris et al., 2019; Tian et al., 2019; FRTR, 2020; Government Of Canada, 2021]														

Notas:

**S** Faixa ótima que “satisfaz” a aplicação/operação da técnica

**-P/NS** Faixa em que a aplicação/operação da técnica é “menos propícia/provável” ou “não satisfaz”

As técnicas de eletrocinética, lavagem do solo, extração de vapor do solo, dessorção térmica e escavação/disposição final também permitem a reutilização do solo. No caso da solidificação/estabilização a reutilização do solo pode ser limitado porque o uso futuro pode estressar e alterar a integridade do material solidificado ou estabilizado afetando sua capacidade de conter os contaminantes imobilizados. A oxidação/redução química e a nanoremediação podem deixar resquícios dos produtos químicos utilizados durante a remediação e deixar o solo limitado para reuso. Da mesma forma, o aquecimento do solo com extração de vapor aprimorada e a dessorção térmica também podem alterar as propriedades do solo e limitar o reuso. Já a incineração e a vitrificação não permitem o reuso posterior do solo, uma vez que, a matriz do solo e suas propriedades são destruídas em função das altas temperaturas de operação.

### 3.5.2 Nível de distúrbio nas propriedades do solo

O nível de distúrbio mede a influência das atividades decorrentes da aplicação das técnicas de remediação em algumas propriedades do solo, tais como: estrutura, biodiversidade e capacidade de nutrientes (Meuser, 2013; Moraes et al., 2014). Foram estabelecidos quatro níveis de distúrbio: mínimo; baixo; médio; e alto. As técnicas podem perturbar uma das propriedades e destruir outra. Desta forma, conforme classificação estabelecida em Meuser (2013), o distúrbio é mínimo quando as propriedades são melhoradas ou uma propriedade perturbada; baixo quando duas ou as três propriedades são perturbadas; médio, quando duas propriedades podem ser destruídas; e alto, quando as três propriedades consideradas são destruídas.

De forma mais geral, as técnicas com aplicação *in situ* revelam menos perturbação e destruição do solo do que *ex situ*, muito em função da necessidade de escavação (Meuser, 2013).

As técnicas biológicas correspondem aos processos mais protetores das propriedades do solo, provocando níveis mínimos ou baixos de perturbação. A bioremediação aprimorada e a fitoremediação podem melhorar a biodiversidade e capacidade de nutrientes, muito em função do estímulo na atividade microbiana combinada com aumento do conteúdo de nutrientes e húmus. A bioventilação e o landfarming/biopilhas/compostagem apresentam uma certa perturbação na estrutura do solo, pois a primeira necessita de processos de aeração ou injeção de ar no meio, e a segunda envolve a escavação do solo e grandes espaços são requeridos para aplicação do processo de remediação.

Dentre as técnicas físico-químicas, a aplicação da eletrocinética e da extração de vapor do solo são menos prejudiciais as propriedades gerais do solo, com nível baixo de distúrbio. A eletrocinética provoca influência mínima sobre a estrutura do solo, contudo, diminui a qualidade do solo, pois pode perturbar a biodiversidade presente no solo e prejudicar fortemente a capacidade dos nutrientes, em função da possibilidade de mobilização e lixiviação de grande parte destes. A extração de vapor pode perturbar/alterar a estrutura física do solo, em particular o sistema de poros, bem como provocar algum efeito sobre a biodiversidade do local.

Dentre as técnicas térmicas, o aquecimento do solo com extração de vapor aprimorada e a dessorção preservam melhor as propriedades gerais do solo, muito em função de que trabalham com temperaturas mais baixas, gerando também nível baixo de distúrbio no solo. A aplicação destas duas técnicas pode gerar algum tipo de perturbação sobre a estrutura do solo e a biodiversidade presente, bem como, no caso específico da primeira técnica, a injeção de vapor quente no solo pode provocar fraturas e estourar em locais indesejados, gerando perturbação e transtorno também no entorno da área contaminada.

A técnica de escavação/disposição leva a destruição da estrutura do solo, porém a biodiversidade e a capacidade de nutrientes são apenas perturbadas, sendo, portanto, classificada com nível baixo de perturbação ao solo.

As técnicas de lavagem de solo, solidificação/estabilização, oxidação/redução química, nanoremediação e incineração levam a consequências mais graves (nível médio de distúrbio) para as propriedades do solo. Em função da injeção de soluções de lavagem no solo a estrutura é destruída, a biodiversidade perturbada e a capacidade de nutrientes fortemente influenciada, pois estes podem ser facilmente mobilizados e lixiviados do solo. A solidificação/estabilização leva a consequências principalmente no que tange a estrutura do solo e a manutenção da biodiversidade, uma vez que o solo original é transformado em um novo material sólido composto por solo e massa de contaminantes imobilizados. A oxidação/redução química e a nanoremediação afetam as propriedades geoquímicas do solo. Podem causar perturbação na estrutura e mineralogia do solo, em função da injeção dos agentes químicos no solo, como oxidantes e nanopartículas. Além do mais, pela possibilidade da criação de um ambiente fortemente oxidante, ou pelas reações dos nanomateriais poderem criar potenciais efeitos toxicológicos, a biodiversidade presente no solo pode ser destruída e a capacidade de nutrientes fortemente influenciada, afetando a fertilidade do solo.



Já as técnicas de vitrificação e incineração provocam altos níveis de distúrbios no solo, pois as propriedades do solo são totalmente destruídas, muito em função do aquecimento do solo em temperaturas muito elevadas.

#### **4 Processo de tomada de decisão**

Para dar início ao processo de triagem das técnicas de remediação que melhor se enquadram segundo as condições da área contaminada de interesse, as variáveis de entrada precisam ser definidas pelo tomador de decisão e os valores ou faixas de abrangência inseridas e demarcadas nas matrizes. A seguinte sequência de questionamentos deve ser feita pelo tomador de decisão:

##### **a) qual é o tipo de solo e os valores para a permeabilidade/condutividade hidráulica encontrados para o solo?**

Os valores encontrados para estas duas variáveis devem ser relacionados na Tabela 1 e a respectiva faixa de abrangência para todas as técnicas extraída. Estas duas variáveis devem ser avaliadas em conjunto, uma vez que, valores iguais de permeabilidade podem variar para um mesmo tipo de solo. Portanto, mesmo uma técnica não remediando um determinado tipo de solo, o levantamento da permeabilidade do solo viabiliza a remediação, sendo o contrário também verdadeiro. Desta forma, se a técnica opera nas faixas ótimas para as duas variáveis, o resultado final de preenchimento da matriz é S (satisfaz); se opera apenas na faixa ótima de uma das variáveis é SP (satisfaz parcialmente); e se esta operação é menos propícia/provável ou não opera nas faixas consideradas para nenhuma das duas variáveis é -P/NS (menos propícia/provável/não satisfaz).

##### **b) qual é a escala de heterogeneidade, umidade, pH e temperatura do solo?**

Os valores encontrados para estas quatro variáveis devem ser relacionados nas Tabelas 1 e 2, e as respectivas faixas de abrangência para todas as técnicas extraídas.

##### **c) quais os tipos de contaminantes presentes no solo?**

É importante que os contaminantes diagnosticados sejam classificados nos seus respectivos grupos de contaminantes. Para auxiliar no agrupamento, o tomador de decisão pode tomar como base a lista trazida no Apêndice B. Quando a aplicação é comprovada para todos os contaminantes pertencentes ao grupo do respectivo contaminante (S), ou não aplica ou a operação não é propícia para o grupo de contaminantes (-P/NS), os dados trazidos na Tabela 3 são suficientes. No entanto, se o grupo apresenta aplicação limitada para alguns contaminantes

(SP), é necessário consultar o Apêndice B para verificar a aplicação para o respectivo contaminante diagnosticado, caso esta constatação não esteja disponível, os dados para o grupo de contaminantes deve ser considerado.

Se a técnica não possui aplicação para um ou mais dos contaminantes presentes no solo, o resultado final de preenchimento da matriz para esta variável é -P/NS. Se a aplicação for limitada para um ou mais dos contaminantes presentes no solo, o resultado para esta variável é SP. Já se todos os contaminantes presentes no solo apresentam capacidade comprovada de remediação, o resultado para esta variável é S.

**d) quais os níveis de concentração dos contaminantes presentes no solo?**

Soma-se as concentrações da mistura de contaminantes presentes no solo e estas são relacionadas com as faixas definidas na Tabela 3.

**e) qual é a profundidade da contaminação?**

Os valores encontrados para esta variável devem ser relacionados na Tabela 3 e a respectiva faixa de abrangência para todas as técnicas extraída.

**f) quais são as metas de remediação definidas?**

É recomendado o uso da lista de valores orientadores do Apêndice B para auxiliar o usuário a verificar se as concentrações dos contaminantes estão acima ou dentro do limite de referência para um determinado uso do solo. O usuário pode escolher dentre os valores do Brasil, USEPA e Holanda, considerando o contaminante presente no solo, pois não há valores para todos os contaminantes para os três cenários; a localização da área em estudo; e/ou a restritividade das respectivas concentrações.

Por fim, para estabelecer as metas de remediação, pode-se considerar, por exemplo, que para níveis baixos de contaminação, somente o monitoramento pode ser suficiente, já para valores próximos da referência, metas menos restritivas podem ser aplicadas, e para níveis elevados, acima dos valores de referência, somente a eliminação do contaminante poderá ser eficiente para proteger os potenciais receptores e possibilitar o uso pretendido da área.

As metas de remediação definidas devem ser relacionadas com as faixas estabelecidas na Tabela 4.

**g) qual é o tempo disponível para a remediação, a forma de tratamento requerida e o potencial de investimento para a aplicação da técnica de remediação?**

Os valores definidos para estas três variáveis devem ser relacionados na Tabela 4, e as respectivas faixas de abrangência para todas as técnicas extraídas.

**h) qual o grau de reutilização da área remediada e conseqüentemente o nível aceitável de distúrbio nas propriedades do solo?**

Primeiramente é necessário que o usuário defina qual o reuso do solo para determinar então o grau de reutilização exigido. O tipo de reuso escolhido direciona o usuário a verificar quais propriedades do solo podem ou não ser perturbadas e em qual intensidade. Estas informações devem ser checadas junto a Tabela 5.

**i) quais são as técnicas passíveis de aplicação, considerando as características levantadas?**

Após o preenchimento das matrizes com as informações das variáveis, o objetivo é a extração de no mínimo duas técnicas de remediação, além da escavação/disposição - que em função de suas características geralmente pode ser aplicada - e para que assim seja possível realizar uma análise comparativa e posterior análise da sustentabilidade. As variáveis que não apresentam informações, restrições ou preferências sobre alguma faixa são desconsideradas nas análises.

A seleção das técnicas baseou-se única e exclusivamente nas faixas de satisfação quanto as variáveis analisadas. Para tornar a análise mais objetiva atribui-se valores para cada faixa de satisfação: satisfaz (S) – valor 1,0; satisfaz parcialmente (SP) – valor 0,5; e menos propício/provável/não satisfaz (-P/NS) – valor 0,0. Para as variáveis de entrada assumiu-se pesos e importâncias iguais.

A seleção das técnicas segue os seguintes critérios: (i) maior pontuação; (ii) satisfação (S ou SP) de todas as variáveis; e (iii) no caso da não satisfação de alguma das variáveis pelas técnicas, fica a critério do usuário definir qual das variáveis afeta menos a aplicação da técnica, e assim inclui-la na lista de técnicas selecionadas.

## **5 Validação das matrizes elaboradas**

A estratégia de validação das matrizes propostas se deu por meio da aplicação destas em dois estudos de caso, sendo que a seleção seguiu alguns critérios importantes: (i) um estudo com informações de área a nível internacional e outro nacional; (ii) que pelo menos um dos estudos já traga sugestão de técnicas a serem aplicadas na respectiva área para que seja possível comparar os resultados obtidos; (iii) e disponibilidade e acesso do maior número, ou então dos principais dados necessários para o preenchimento das variáveis de entrada das matrizes. As informações trazidas nos estudos de caso foram inseridas diretamente nas matrizes, ou então

adaptadas conforme necessário. No caso de informações imprecisas ou incompletas, foram realizadas pesquisas extras ou estimativas para se obter os dados que compõe as matrizes, julgados necessários para uma triagem adequada das técnicas de remediação.

## 5.1 Estudo de Caso I

O primeiro estudo de caso traz uma área situada nos Estados Unidos, considerada em Trentin et al. (2019). As principais informações da área estão elencadas abaixo.

O local em estudo compreende uma área de 35,41 hectares, localizada a aproximadamente 56 km a oeste da cidade de Chicago, Illinois, Estados Unidos. O local fica na Moraine Ground Manhattan-Minooka, que é um acúmulo glacialmente formado de detritos não consolidados da geleira que consistem em solo e rocha. Desde 1874 foi usada para fins agrícolas, porém em 1969 foi transformada em uma usina de geração de energia elétrica, operando por 35 anos (1969–2004), durante os quais ocorreram cinco derramamentos, os quais incluíram óleo combustível, óleo lubrificante, óleo diesel e óleo mineral.

A geologia do local é composta principalmente por depósitos de argila, presença de concreto e preenchimento da atividade anterior do local, sendo apresentada uma alta escala de heterogeneidade. A condutividade hidráulica dos solos do local varia entre  $1,26 \times 10^{-5}$  m/s e  $3,17 \times 10^{-6}$  m/s. As perfurações dos poços de monitoramento mostraram que o lençol freático está entre 0,90 e 3,65 metros abaixo do nível do solo. Para a obtenção dos valores de umidade e temperatura do solo do local foi consultado o Departamento da Agricultura dos Estados Unidos, considerando uma estação de medição mais próxima a área. A umidade anual do solo fica em torno de 22%, já a temperatura do solo na faixa dos 10°C, considerando a maior profundidade de análise que é de 1,016 metros (USDA, 2021b). Os valores de pH dos solos da região que abrange a área se apresentam acima de 6,5, conforme estudo desenvolvido por Slessarev et al. (2016).

Os resultados das investigações identificaram sete locais contendo riscos (hot spots), sendo constatada a contaminação com BTEX, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), bifenil policlorados (PCBs) e metais. Os tipos de contaminantes específicos de cada grupo, bem como as respectivas concentrações estão apresentadas na Tabela 4. Os *hot spots* investigados possuem dimensões aproximadas de 30 metros x 30 metros e 1,20 metros de profundidade cada um.

As avaliações de risco identificaram que as principais vias de exposição incluem ingestão incidental, inalação de partículas e contato dérmico. E os receptores em potencial são os residentes e trabalhadores. Com base na avaliação de risco realizada, também foram estabelecidas metas de remediação para o local, a fim de reduzir os impactos negativos dos produtos químicos na saúde humana e no meio ambiente, conforme Tabela 6.

Tabela 6. Lista de contaminantes, suas respectivas concentrações e as metas de remediação referentes ao estudo de caso I

<b>Contaminante</b>	<b>CAS nº</b>	<b>Grupo</b>	<b>Concentração máxima detectada (mg/kg)</b>	<b>Meta de remediação baseada no risco (mg/kg)</b>
Aroclor 1254	11097-69-1	PCB	2,31	0,221
Arsênico Inorgânico	7440-38-2	Metais	19,4	0,389
Cromo Total	7440-47-3	Metais	22,4	-
Benzeno	71-43-2	BTEX	0,074	0,074
Benz[a]antraceno	56-55-3	HPA	12	0,148
Benzo[a]pireno	50-32-8	HPA	7	0,0148
Benzo[b]fluoranteno	205-99-2	HPA	5,96	0,148
Dibenz[a,h]antraceno	53-70-3	HPA	0,773	0,0148
Indeno[1,2,3-cd]pireno	193-39-5	HPA	3,26	0,148
Naftaleno	91-20-3	HPA	20,5	3,57

Levando em consideração a lista de valores orientadores (Apêndice B) verifica-se que as metas estabelecidas são de redução da concentração de contaminantes para abaixo dos valores de intervenção para uso residencial, sinalizando a reutilização da área, sendo necessário a preservação das propriedades do solo, permitindo no máximo algumas perturbações nas propriedades naturais do solo e no entorno da área. Dentre os contaminantes, dois (cromo total e benzeno) já apresentam concentrações abaixo dos limites permitidos, não precisando ser remediados, e assim podem ficar de fora da análise dos tipos de contaminantes.

## 5.2 Estudo de caso II

O segundo estudo de caso traz a simulação de uma área contaminada na região sul do Brasil. As informações das características do solo e dos contaminantes considerados foram retiradas de Cecchin (2018) e Reginatto et al. (2020).

A geologia do local é composta por um solo argiloso residual de alta plasticidade com predominância do argilomineral caulinita. É classificado pedologicamente como um Latossolo Vermelho Distrófico Húmico, com considerável homogeneidade do solo. Como pode ser visualizado na Tabela 7, o solo possui um alto teor de argila, pH relativamente ácido e baixo teor de matéria orgânica. O solo por apresentar alta porosidade e elevado índice de vazios possui alta permeabilidade, mesmo sendo caracterizado como solo argiloso.

Tabela 7. Lista de características do solo e dos contaminantes referentes ao estudo de caso II

Variáveis	Valores	
Argila (%)	72	
Silte (%)	15	
Areia (%)	13	
Condutividade Hidráulica (m/s)	$1,39 \times 10^{-5}$	
Umidade (%)	34	
pH	5,1	
Matéria Orgânica (%)	<0,8	
Profundidade da contaminação (m)	1,2	
Contaminantes	Cromo hexavalente	Pentaclorofenol
CAS n°	87-86-5	18540-29-9
Grupo	Metais	Hidrocarboneto clorado, SCOV halogenado e pesticida
Concentração máxima detectada (mg/kg)	100	100

Nota: SVOC – composto orgânico semivolátil

Levando em consideração a lista de valores orientadores (Apêndice B) verifica-se que as concentrações dos dois contaminantes estão acima dos valores orientadores. Considerando que o solo correspondente não será reutilizado para fins agrícolas ou residenciais, e com base nos riscos oferecidos, as metas de remediação devem conter a redução da concentração para valores abaixo dos permitidos para uso industrial, ou então transformar/reduzir o cromo(VI) para cromo(III), que é mais estável e menos perigoso. Os potenciais receptores são somente os trabalhadores, visto que, a área se localiza distante de centros residenciais. Visto isso, não há grau específico exigido para a reutilização do solo e de níveis permitidos de distúrbios.

A disponibilidade de tempo para o tratamento é de menos de um ano e o potencial de investimento disponível para aplicar o processo de remediação é de até 500\$/m<sup>3</sup> de solo contaminado.

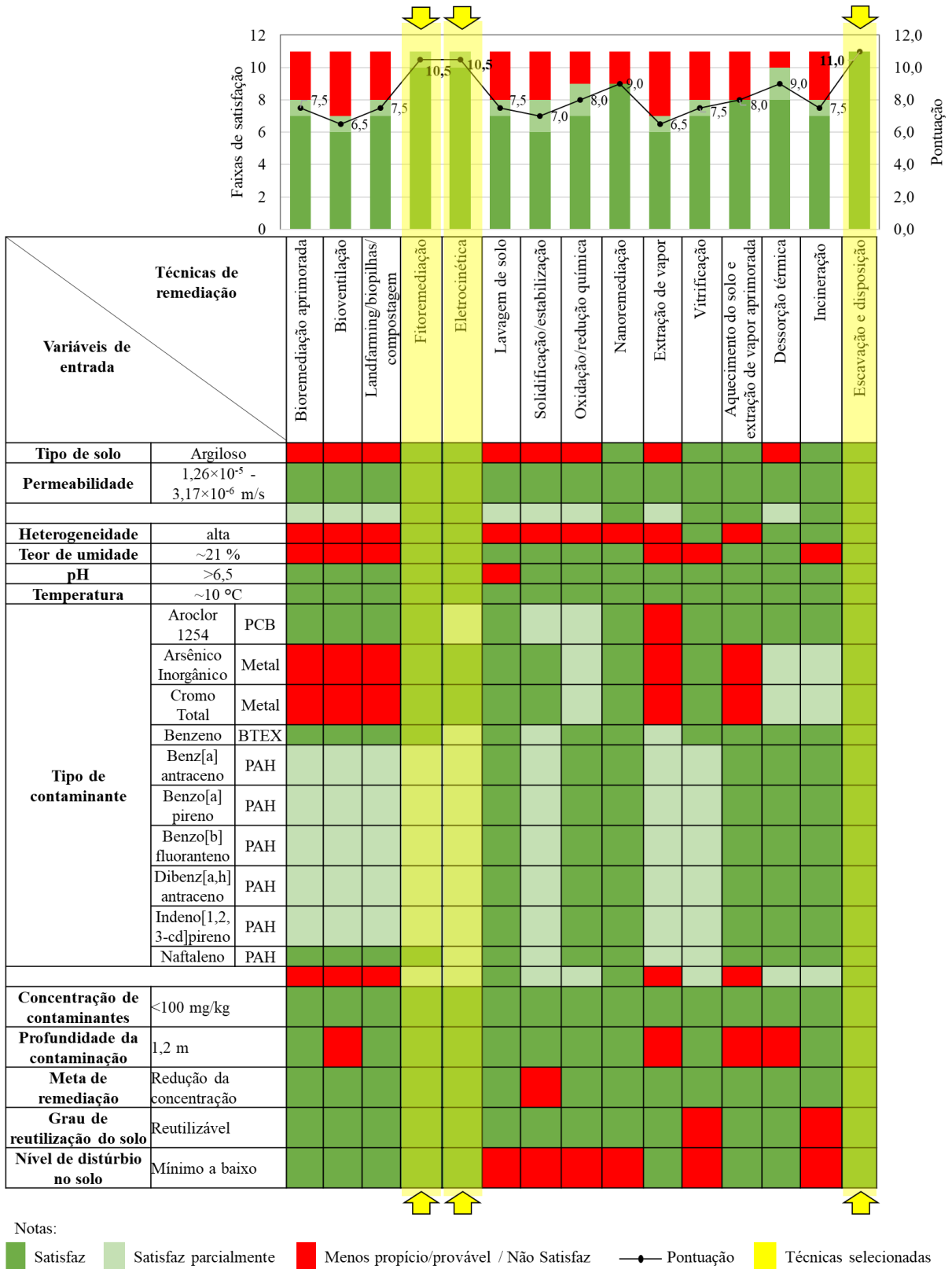
## **6 Resultados da aplicação das matrizes de triagem das técnicas de remediação nos estudos de caso selecionados**

No estudo de caso I, a Figura 4 traz o preenchimento de doze variáveis de entrada e a sequência de triagem das técnicas. Não se obteve informações sobre o teor de matéria orgânica presente no solo, além de que não se apresentou nenhuma restrição quanto ao tempo de remediação, nem preferência quanto a forma de tratamento ou informações específicas quanto ao potencial de investimento (custos). Observa-se que as técnicas de fitoremediação e eletrocinética, embora apresentem aplicação limitada para alguns dos contaminantes presentes na área, atendendo parcialmente a variável “tipo de contaminante”, operam em todas as faixas apresentadas para o restante das variáveis. A escavação/disposição final satisfaz todas as variáveis. Estas três técnicas apresentam as maiores pontuações dentre as técnicas avaliadas (10,5; 10,5; 11, respectivamente), sendo, portanto, escolhidas para a avaliação da sustentabilidade.

Verifica-se que as técnicas de fitoremediação, eletrocinética e escavação/disposição também foram escolhidas para a aplicação no estudo desenvolvido por Trentin et al. (2019), do qual as informações do estudo de caso I foram retiradas. A partir desta constatação é possível validar a aplicabilidade das matrizes de triagem das técnicas de remediação de solos contaminados desenvolvidas neste trabalho, além de confirmar a coerência com os objetivos propostos.

A importância de todo o levantamento de dados e das matrizes desenvolvidas para a triagem das técnicas também é observada ao verificar e analisar algumas justificativas e limitações para a escolha das técnicas fornecidas por Trentin et al. (2019). Primeiramente, é encontrada uma divergência quanto a permeabilidade do solo, considerada baixa, porém, embora se tratar de um solo argiloso, a permeabilidade apresentada é classificada de moderada a alta, conforme pode ser observado na Tabela 1 deste estudo. Outra divergência é quanto as técnicas de solidificação/estabilização e dessorção térmica, sendo afirmado que não são eficientes em solos de baixa permeabilidade. Conforme Tabela 1, o que se pode afirmar que estas duas técnicas não atuam em solos argilosos, contudo, elas podem atuar entre as faixas de valores de permeabilidade de moderada e baixa. Além disto, os custos não demonstram ser uma limitação para a aplicação das técnicas, e a inutilização do solo é uma limitação constatada também para a técnica de incineração, além da vitrificação como destacado no estudo base.

Figura 4. Triagem e seleção das técnicas de remediação referentes ao estudo de caso I



PCB (bifenilo policlorado); PAH (hidrocarboneto policíclico aromático)



A partir da Figura 4 é possível observar que as técnicas não selecionadas apresentam de duas a cinco limitações, sendo que, o destaque é em relação as respectivas variáveis: heterogeneidade do solo; tipo de solo; teor de umidade do solo e nível de distúrbio no solo; tipo de contaminante; profundidade da contaminação; grau de reutilização do solo; pH do solo e meta de remediação. As variáveis permeabilidade, temperatura do solo e concentração dos contaminantes não apresentaram restrição a nenhuma técnica.

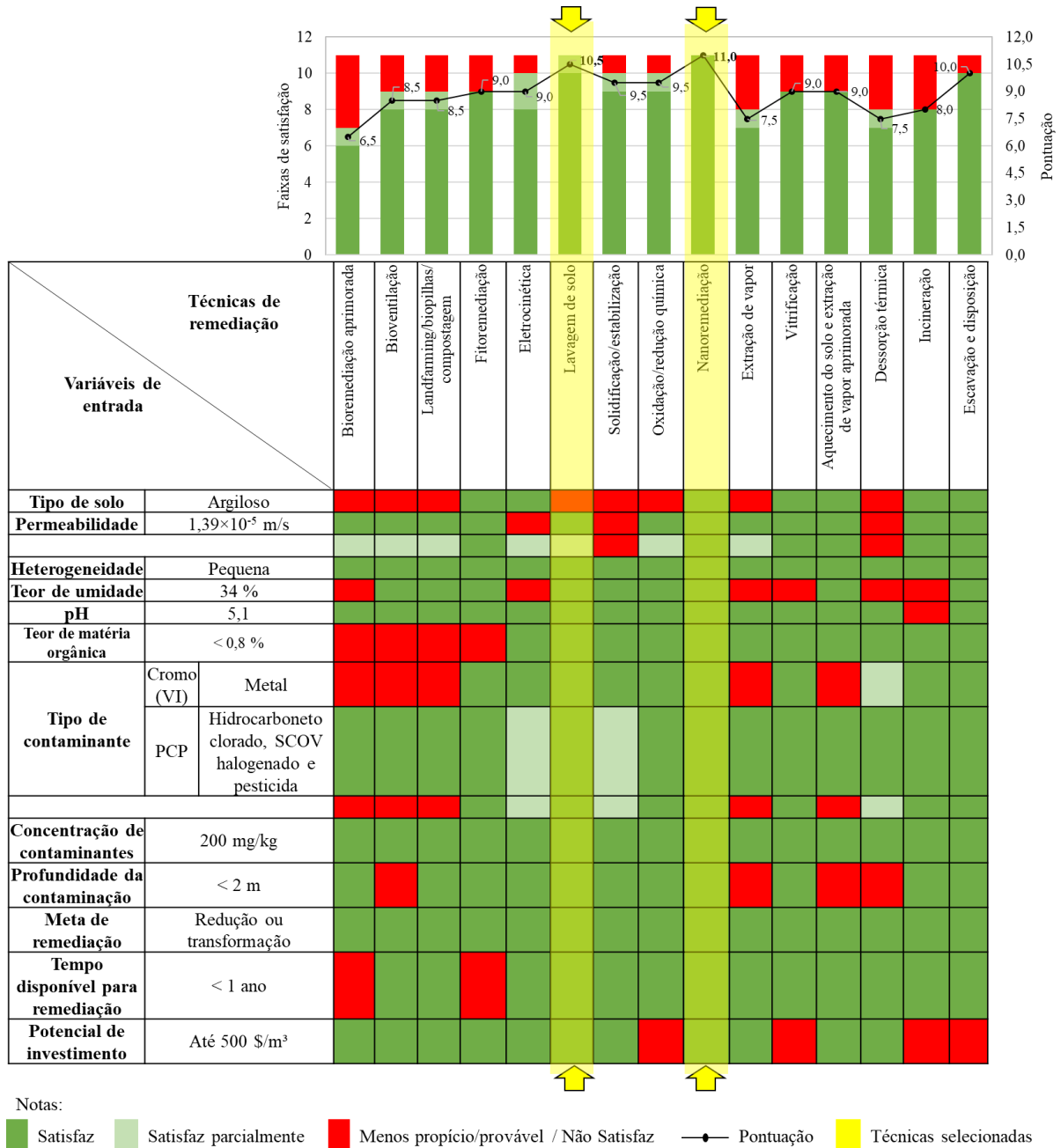
No estudo de caso II, a Figura 5 traz o preenchimento de doze variáveis de entrada e a sequência da triagem das técnicas de remediação. Quanto as características do solo não foram obtidas informações referentes a temperatura do solo. Também não foram mostradas preferências quanto a forma de tratamento, além de que as análises das características gerais de viabilidade não se fizeram necessárias.

Observadas as características levantadas, a técnica de nanoremediação e lavagem de solo obtiveram as maiores pontuações (11 e 10,5, respectivamente), sendo que a primeira satisfaz totalmente todas as variáveis. A lavagem de solo possui a limitação quanto ao tipo de solo, porém, a permeabilidade possibilita a sua aplicação. Já todas as outras técnicas não satisfazem alguma das variáveis. Sendo assim, satisfazendo o número mínimo para seleção, a nanoremediação e a lavagem do solo são as duas técnicas extraídas que podem ser aplicadas sem restrição para as condições do estudo de caso I.

Para fins comparativos, verifica-se que para a combinação das características de solo e de contaminantes, a nanoremediação também se mostrou uma técnica eficiente nos estudos em escala de laboratório desenvolvidos por Cecchin (2018) e Reginatto et al. (2020).

A partir da Figura 5 é possível observar que as técnicas não selecionadas apresentam uma (escavação/disposição), duas (fitoremediação, eletrocinética, oxidação/redução química, vitrificação, aquecimento do solo), três (solidificação/estabilização, landfarming/compostagem/biopilhas, incineração), quatro (bioventilação; extração de vapor) e cinco (bioremediação aprimorada, dessorção térmica) limitações, sendo que, o destaque é em relação as respectivas variáveis: tipo de solo; teor de umidade do solo; tipo de contaminante; teor de matéria orgânica, profundidade da contaminação e potencial de investimento; permeabilidade do solo; tempo disponível para remediação; e pH. As variáveis que não apresentaram restrição a nenhuma técnica são a escala de heterogeneidade do solo, a concentração dos contaminantes e as metas estabelecidas.

Figura 5. Triagem e seleção das técnicas de remediação referentes ao estudo de caso II



PCP (pentaclorofenol); SCOV (composto orgânico semi volátil)

## 7 Conclusões

Para que os processos de remediação sustentável se tornem mais comuns entre os gerenciadores de áreas contaminados, é amplamente recomendado o desenvolvimento de estruturas que integram um banco de dados completo sobre as informações necessárias para a seleção de uma determinada técnica de remediação, em especial no que tange os solos contaminados. Visto isso, as matrizes elaboradas neste estudo vêm no intuito de suprir esta

necessidade e exigência, sujeitas a melhorias e aprofundamentos em direção a padronização e uso abrangente e consolidado.

Todas as investigações e informações levantadas e disponibilizadas sobre as técnicas e as variáveis de entrada se mostraram de suma importância, pois orientam e auxiliam os usuários a identificar quais características ele precisa investigar a campo e considerar para fazer a seleção de uma técnica de remediação. A aplicação das matrizes nos estudos de caso se mostrou uma estratégia eficiente para validar e verificar a ampla aplicabilidade que se pode alcançar. As variáveis classificadas entre características do solo, características da contaminação, característica de operação e característica gerais de viabilidade se mostraram bastante abrangentes para avaliar a aplicabilidade das técnicas em uma condição específica em que a remediação é necessária.

A partir das matrizes foi possível verificar que para cada variável analisada, várias técnicas podem ser encontradas, porém, as oportunidades para algumas técnicas vão diminuindo na medida que várias variáveis vão sendo combinadas e analisadas. Para as duas aplicações realizadas neste estudo, foi possível extrair no mínimo duas técnicas de remediação de cada estudo de caso que não apresentaram nenhuma restrição quanto as variáveis analisadas. A partir do estudo de caso I, as técnicas de escavação/disposição final fora do local, a fitoremediação e a eletrocinética foram as três técnicas escolhidas a passarem pela análise da sustentabilidade. E as técnicas de lavagem do solo e nanoremediação para o estudo de caso II.

Contudo, pode ocorrer que seja necessário selecionar técnicas que apresentam algum tipo de limitação quanto as variáveis. Para este estudo, nestes casos é recomendado que o usuário faça a escolha, por meio do julgamento das variáveis não satisfeitas que menos afetarão a aplicação da técnica de remediação. No entanto, para otimizar este processo e torná-lo menos subjetivo, sugere-se para trabalhos futuros que os grupos e as respectivas variáveis sejam ponderadas, e assim organizadas em ordem de importância de consideração. Além disto, visto que o tipo de solo e a sua permeabilidade podem ser afetados pelo tipo de argilomineral presente, e conseqüentemente influenciar na aplicação das técnicas de remediação de solos contaminados, é fortemente recomendado que para estudos futuros estas análises sejam levantadas e incluídas no processo de tomada de decisão.

## Referências

Abdulsalam, S., Omale, A.B. 2009. Comparison of biostimulation and bioaugmentation techniques for the remediation of used motor oil contaminated soil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 52 (3), 747-754. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-89132009000300027>.

- Albergaria, J.T., Alvim-Ferraz, M.C.M., Delerue-Matos, C. 2012. Remediation of sandy soils contaminated with hydrocarbons and halogenated hydrocarbons by soil vapour extraction. *J. Environ. Manage.* 104, 195-201. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.03.033>.
- Alshawabkeh, A.N. 2009. Electrokinetic Soil Remediation: Challenges and Opportunities. *Sep. Sci. Technol.* 44 (10), 2171-2187. <https://doi.org/10.1080/01496390902976681>.
- American Society of Civil Engineers (ASCE). 2007. Remediation Technologies for Soils and Groundwater. <https://doi.org/10.1061/9780784408940>.
- Bai, L., Luo, Y., Shi, D., Xie, X., Liu, L., Zhou, Y., Yan, Z., Li, F. 2014. TOPSIS-Based Screening Method of Soil Remediation Technology for Contaminated Sites and its Application. *Soil Sediment. Contam.* 24 (4), 386-397. <http://dx.doi.org/10.1080/15320383.2015.968915>.
- Baldissarelli, D.P., Vargas, G.D.L.P., Korf, E.P., Galon, L., Kaufmann, C., Santos, J.B. 2019. Remediation of soils contaminated by pesticides using physicochemical processes: a brief review. *Planta Daninha.* 37, 1-13, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-83582019370100054>.
- Bardos, R.P., Cundy, A.B., Smith, J.W.N., Harries, N. 2016. Sustainable remediation. *J. Environ. Manage.* 184, 1-3.
- Brazil, 2009. National Council for the Environment. Resolution No. 420, of December 28th. Provides Criteria and Guiding Values of Soil Quality for the Presence of Chemical Substances and Establishes Guidelines for the Environmental Management of Sites Contaminated by These Substances as a Result of Anthropic Activities. Official Journal of the Union, Brasília, DF, pp. 81–84, No. 249. (in portuguese).
- Brazilian Association of Technical Standards (ABNT). 1995. NBR 6502: Rocks and Soils. Rio de Janeiro: ABNT, 1995. (in portuguese).
- Braun, A.B., Trentin, A.W.S., Visentin, C., Thomé, A. 2019. Proposal for an optimized method for sustainable remediation evaluation and application: implementation of a multi-criteria process. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26 (35), 35996-36006. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-06706-6>.
- Bueno, F.B., Günther, W.M.R., Philippi, A. 2017. Sustainable management for a contaminated area on campus. In: Leal Filho W., Azeiteiro U., Alves F., Molthan-Hill P. (eds), *Handbook Of Theory And Practice Of Sustainable Development In Higher Education*, pp. 261-273. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-47877-7\\_18](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-47877-7_18).
- Cameselle, C., Chirakkara, R.A., Reddy, K.R. 2013. Electrokinetic enhanced phytoremediation of soils: status and opportunities. *Chemosphere.* 93 (4), 626–636. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.06.029>.
- Cameselle, C., Gouveia, S. 2018. Electrokinetic remediation for the removal of organic contaminants in soils. *Curr. Opin. Electrochem.* 11, 41-47. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coelec.2018.07.005>.
- Carlón, C., Pizzol, L., Critto, A., Marcomini, A. 2008. A spatial risk assessment methodology to support the remediation of contaminated land. *Environ. Int.* 34 (3), 397-411. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2007.09.009>.
- Cecchin, I. Use of nanoferro for remediation of soil contaminated by mono- and multi-species solutions of Hexavalent Chromium and Pentachlorophenol. 2018. 213f. Thesis (Doctorate in Civil Engineering) - Federal University of Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (in portuguese).
- Chang, J.H. 1957. Global distribution of the annual range in soil temperature. *Trans. Am. Geophys. Union.* 38 (5), 718–723. <https://doi.org/10.1029/TR038i005p00718>.

- Chen, S.S., Taylor, J.S., Baek, K., Khan, E., Tsang, D.C.W., Ok, Y.S. 2017. Sustainability likelihood of remediation options for metal-contaminated soil/sediment. *Chemosphere*, 174, 421-427. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.005>.
- Chirakkara, R.A., Cameselle, C., Reddy, K.R. 2016. Assessing the applicability of phytoremediation of soils with mixed organic and heavy metal contaminants. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 15 (2), 299-326. <http://dx.doi.org/10.1007/s11157-016-9391-0>.
- De Jeu, R.A.M., Wagner, W., Holmes, T.R.H., Dolman, A.J., Van de Giesen, N.C., Friesen, J. 2008. Global Soil Moisture Patterns Observed by Space Borne Microwave Radiometers and Scatterometers. *Surv. Geophys.* 29 (4-5), 399-420. <http://dx.doi.org/10.1007/s10712-008-9044-0>.
- Environmental Company of the State of São Paulo (CETESB). 2001. Contaminated Areas Management Manual CETESB Project - GTZ Technical Cooperation Brazil - Germany. 2nd edition, São Paulo: CETESB, 2001. (in portuguese).
- Environmental Company of the State of São Paulo (CETESB). 2017. Board Decision No. 038/2017/C, February 7, 2017. Provides for the approval of the “Procedure for the Protection of the Quality of Soil and Groundwater”, the revision of the “Procedure for the Management of Contaminated Areas” and establishes “Guidelines for the Management of Contaminated Areas within the scope of Environmental Licensing”, due to the publication of State Law No. 13,577/2009 and its Regulation, approved through Decree No. 59,263/2013, and other measures. State Official Gazette, São Paulo, No. 127 (28), p. 47-52, 2017. (in portuguese).
- European Environment Agency (EEA). 2016. Global surface soil moisture content based on remote sensing data. Available in: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps>. (accessed 15 Apr 2021).
- Favas, P.J.C., Pratas, J., Varun, M., D’Souza, R., Paul, M.S. 2014. Phytoremediation of Soils Contaminated with Metals and Metalloids at Mining Areas: potential of native flora. In: Hernández-Soriano, M.C. (ed), *Environmental Risk Assessment Of Soil Contamination*. 485-517. <http://dx.doi.org/10.5772/57469>.
- Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR). 2020. The Remediation Technologies Screening Matrix and Reference Guide. Available in: <https://frtr.gov/matrix2/>. (accessed 15 Apr 2021).
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2020. Soil. Available in: <http://www.fao.org/>. (accessed 15 Apr 2021).
- Germida, J.J., Frick, C.M., Farrell, R.E. 2002. Phytoremediation of oil-contaminated soils. *Dev. Soil Sci.* 28 (2), 169-186. [http://dx.doi.org/10.1016/s0166-2481\(02\)80015-0](http://dx.doi.org/10.1016/s0166-2481(02)80015-0).
- Government Of Canada. 2021. Guidance and Orientation for the Selection of Technologies. Available in: <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/index.aspx?lang=eng>. (accessed 15 Apr 2021).
- Hamby, D.M. 1996. Site remediation techniques supporting environmental restoration activities—a review. *Sci. Total Environ.* 191 (3), 203-224. [http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697\(96\)05264-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(96)05264-3).
- Han, Y., Shi, N., Wang, H., Pan, X., Fang, H., Yu, Y. 2015. Nanoscale zerovalent iron-mediated degradation of DDT in soil. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (7), 6253-6263. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5850-3>.
- Handy, R.L., Fenton, T.E. 1977. Particle size and mineralogy in Soil Taxonomy. *Transportation Research Record* 642, p. 13-19. Transportation Research Board, National Research Council, Washington, DC.
- Hou, D.; Al-Tabbaa, A.; Chen, H.; Mamic, I. 2014. Factor analysis and structural equation modelling of sustainable behaviour in contaminated land remediation. *J. Clean. Prod.* 84, 439-449.

- Huang, W-Y., Hung, W., Vu, C.T., Chen, W-T., Lai, J-W., Lin, C. 2016. Green and sustainable remediation (GSR) evaluation: framework, standards, and tool. A case study in taiwan. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23 (21), 21712-21725. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7305-x>.
- International Standards Organisation (ISO). 2017. ISO 14688-1. Geotechnical investigation and testing – identification and classification of soil – Part 1: Identification and description. Genebra, Suíça.
- Ivica, K., Zeljka, Z., Aleksandra, P. 2017. Soil treatment engineering. *Phys. Sci. Rev.* 2 (11), 1-26. <http://dx.doi.org/10.1515/psr-2016-0124>.
- Juwarkar, A.A., Singh, S.K., Mudhoo, A.A. 2010. Comprehensive overview of elements in bioremediation. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 9 (3), 215-288.
- Khan, F.I., Husain, T., Hejazi, R. 2004. An overview and analysis of site remediation technologies. *J. Environ. Manage.* 71 (2), 95-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.02.003>.
- Kuppusamy, S., Palanisami, T., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., Naidu, R. 2016. In-Situ Remediation Approaches for the Management of Contaminated Sites: a comprehensive overview. In: De Voogt, P. (ed), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology.* 36, 1-115. [http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-20013-2\\_1](http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-20013-2_1).
- Lewis, M.A., Cheney, C. S., Ódochartaigh, B.É. 2006. Guide to Permeability Indices. British Geological Survey Open Report, CR/06/160N. 29 pp.
- Lim, M.W., Von Lau, E., Poh, P.E. 2016. A comprehensive guide of remediation technologies for oil contaminated soil — Present works and future directions. *Mar. Pollut. Bull.* 109 (1), 14-45. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.023>.
- Liu, L., Li, W., Song, W., Guo, M. 2018. Remediation techniques for heavy metal-contaminated soils: principles and applicability. *Sci. Total Environ.* 633, 206-219. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>.
- Lombi, E., Hamon, R.E. 2005. Remediation of polluted soils. *Ency. Soils Environ.* 379-385. <http://dx.doi.org/10.1016/b0-12-348530-4/00087-4>.
- Lukić, B., Panico, A., Huguenot, D., Fabbricino, M., Van Hullebusch, E.D., Esposito, G. 2017. A review on the efficiency of landfarming integrated with composting as a soil remediation treatment. *Environ. Technol. Rev.* 6 (1), 94-116, <http://dx.doi.org/10.1080/21622515.2017.1310310>
- Lvova, L., Nadporozhskaya, M. 2017. Chemical sensors for soil analysis: principles and applications. In: Grumezescu, A. (eds), *New Pesticides And Soil Sensors.* 637-678. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804299-1.00018-7>.
- Meuser, H. 2013. *Soil Remediation and Rehabilitation: Treatment of Contaminated and Disturbed Land.* Osnabrück, Germany: Springer, 2013. 408 pp. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-5751-6>.
- Moghadam, M.J., Moayed, H., Sadeghi, M.M., Hajiannia, A. 2016. A review of combinations of electrokinetic applications. *Environ. Geochem. Health.* 38 (6), 1217-1227. <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-016-9795-3>.
- Moraes, S.L., Teixeira, C.E., Maximiano, A.M.S. (Org). 2014. *Guide for preparing intervention plans for the management of contaminated areas.* 1st revised edition. São Paulo: Institute for Technological Research (IPT), Government of the State of São Paulo and National Bank for Economic and Social Development. 395 pp. (in portuguese).
- Morillo, E., Villaverde, J. 2017. Advanced technologies for the remediation of pesticide-contaminated soils. *Sci. Total Environ.* 586, 576-597. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.020>.

- Netherland. 2009. Soil remediation circular 2009. Available in: <https://esdat.net/Environmental%20Standards/Dutch/ENGELSE%20versie%20circulaire%20Bodemsanering%202009.pdf>. (accessed 20 Apr 2021).
- O'Connor, D., Hou, D. 2018. Targeting cleanups towards a more sustainable future. *Environ Sci Process Impacts*. 20 (2), 266-269. <https://doi.org/10.1039/C7EM00518K>.
- Phogat, V., Tomar, V., Dahiya, R. 2015. Soil physical properties. In: Rattan, R.K., Katya, J.C., Dwivedi, B.S., Sarkar, A.K., Bhattachatyya, T., Tarafdar, J.C., Kukal, S.S. (eds), *Soil science: an introduction*. Indian Society of Soil Sciences. 135–171.
- Reginatto, C., Cecchin, I., Heineck, K.S., Thomé, A., Reddy, K.R. 2020. Use of Nanoscale Zero-Valent Iron for Remediation of Clayey Soil Contaminated with Hexavalent Chromium: batch and column tests. *Int. J. Environ. Res. Public. Health*. 17 (3), 1001. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph17031001>.
- Rizzo, E., Bardos, P., Pizzol, L., Critto, A., Giubilato, E., Marcomini, A., Albano, C., Darmendrail, D., Döberl, G., Harclerode, M., Harries, N., Nathanail, P., Pachon, C., Rodriguez, A., Slenders, H., Smith, G. 2016. Comparison of international approaches to sustainable remediation. *J. Environ. Manage.* 184 (1), 4-17. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.062>.
- Russell, D.L. 2012. *Remediation manual for contaminated sites*. 1st edition. London, New York: CRC Press, Taylor & Francis Group. 256 pp.
- Sanchez, P.A. 2018. *Properties and management of soils in the tropics*. Second edition. Cambridge, United Kingdom; New York, NY: Cambridge University Press. 686 pp. <https://doi.org/10.1017/9781316809785>.
- Scopus, 2021. All Solutions-Scopus. Available in: <https://www.elsevier.com/pt-br/solutions/scopus>. (Accessed 10 May 2021).
- Siveris, W.L., Vanzetto, G.V., Immich, G., Thomé, A. 2019. Application and efficiency of vitrification and electrokinetic techniques in soil remediation. *Ciência e Natura*, 41, 1-5. <http://dx.doi.org/10.5902/2179460x33556>.
- Slenders, H.L.A., Bakker, L., Bardos, P., Verburg, R., Alphenaar, A., Darmendrail, D., Nadebaum, P. 2017. There Are More Than Three Reasons to Consider Sustainable Remediation, a Dutch Perspective. *Remediat. J.* 27 (2), 77–97. <https://doi.org/10.1002/rem.21509>.
- Slessarev, E.W., Lin, Y., Bingham, N.L., Johnson, J.E., Dai, Y., Schimel, J.P., Chadwick, O.A. 2016. Water balance creates a threshold in soil pH at the global scale. *Nature*. 540 (7634), 567-569. <http://dx.doi.org/10.1038/nature20139>.
- Song, Y., Hou, D., Zhang, J., O'Connor, D., Li, G., Gu, Q., Li, S., Liu, P. 2018. Environmental and socio-economic sustainability appraisal of contaminated land remediation strategies: a case study at a mega-site in china. *Sci. Total Environ.* 610-611, 391-401. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.016>.
- Thomé, A., Reginatto, C., Cecchin, I., Colla, L.M. 2014. Bioventing in a Residual Clayey Soil Contaminated with a Blend of Biodiesel and Diesel Oil. *J. Environ. Chem. Eng.* 140 (11), 06014005-06014011. [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000863](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000863).
- Thomé, A., Reddy, K.R., Reginatto, C., Cecchin, I. 2015. Review of Nanotechnology for Soil and Groundwater Remediation: brazilian perspectives. *Water Air Soil Pollut.* 226 (4), 1-20. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-014-2243-z>.
- Thomé, A., Reginatto, C., Vanzetto, G., Braun, A.B. 2018. Remediation Technologies Applied in Polluted Soils: new perspectives in this field. In: Zhan, L., Chen, Y., Bouazza, A. (eds), *Proceedings of the 8th International Congress on Environmental Geotechnics (ICEG)*. Volume 1. Environmental Science and Engineering. 186-203. [http://dx.doi.org/10.1007/978-981-13-2221-1\\_11](http://dx.doi.org/10.1007/978-981-13-2221-1_11).

- Tian, J., Huo, Z., Ma, F., Gao, X., Wu, Y. Application and Selection of Remediation Technology for OCPs-Contaminated Sites by Decision-Making Methods. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 16 (11), 1888-1903. <http://dx.doi.org/10.3390/ijerph16111888>.
- Trentin, A.W.S., Reddy, K.R., Kumar, G., Chetri, J.K., Thomé, A. 2019. Quantitative Assessment of Life Cycle Sustainability (QUALICS): Framework and its application to assess electrokinetic remediation. *Chemosphere*. 230, 92-106. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.200>.
- United States Department of Agriculture (USDA). 1998. Natural Resources Conservation Service Soils. Soil Quality Indicators: Ph. Available in: <http://soils.usda.gov>. (accessed 15 Apr 2021).
- United States Department of Agriculture (USDA). 2021a. Natural Resources Conservation Service Soils. Examination and Description of Soil Profiles. Available in: <https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/site/soils/home/>. (accessed 15 Apr 2021).
- United States Department of Agriculture (USDA). 2021b. Natural Resources Conservation Service. National Water and Climate Center: Interactive Map Upgrade. Available in: <https://www.wcc.nrcs.usda.gov/>. (accessed 15 Apr 2021).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2006. *In situ* Treatment Technologies for Contaminated Soil. Available in: <https://www.epa.gov/remedytech/situ-treatment-technologies-contaminated-soil-engineering-forum-issue-paper>. (accessed 15 Apr 2021).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2008. Nanotechnology for Site Remediation: Fact Sheet. Available in: Nanotechnology for Site Remediation: Fact Sheet | Technologies for Cleaning Up Contaminated Sites | US EPA. (accessed 15 Apr 2021).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2019a. About Remediation Technologies. Available in: <https://clu-in.org/remediation/>. (accessed 15 Apr 2021).
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2019b. Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables. Available in: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>. (accessed 15 Apr 2021).
- Vik, E.A., Bardos, P., Brogan, J., Edwards, D., Gondí, F., Henrysson, T., Jensen, B.K., Jorge, C., Mariotti, C., Nathanail, P., Papassiopi, N. 2001. Towards a framework for selecting remediation technologies for contaminated sites. *Land Contam. Reclamation*. 9 (1), 119-128.
- Yong, R.N. 2000. Contaminated Soils, Pollutant Fate, and Mitigation. United States: CRC Press LLC, 320 p.
- Zhang, W-X. 2003. Nanoscale iron particles for environmental remediation: An overview. *J. Nanopart. Res.* 5 (3/4), 323-332. <http://dx.doi.org/10.1023/a:1025520116015>.



### Apêndice A. Descrição das técnicas de remediação de solos contaminados selecionados para o inventário

Bioremediação aprimorada
<p>Consiste em um processo de estimulação dos microrganismos nativos ou inoculados (por exemplo, fungos, bactérias e outros micróbios) para reforçar a degradação (metabolização) dos contaminantes orgânicos ou imobilização dos contaminantes inorgânicos encontrados no solo, convertendo-os em produtos finais inócuos. Os microrganismos usam os contaminantes como fonte de energia ou cometabolizam-os com uma fonte de energia, biodegradando-os em substâncias como dióxido de carbono, água, sais minerais e gases (metano e sulfeto).</p> <p>Para estimular e melhorar a atividade microbiana e conseqüentemente a biorremediação, pode ocorrer a adição de nutrientes e oxigênio (bioestimulação) ou de mais microrganismos (bioaugmentação). Além disto, a biorremediação pode ocorrer de forma aeróbica, anaeróbica ou cometabólica. A biorremediação aeróbica envolve reações microbianas que exigem oxigênio para avançar, sendo que, os microrganismos usam um substrato de carbono como doador de elétrons e oxigênio como o aceptor de elétrons, convertendo os contaminantes em dióxido de carbono, água e massa celular microbiana. Já a biorremediação anaeróbica envolve reações microbianas que ocorrem na ausência de oxigênio, sendo que, nitrato, sulfato, dióxido de carbono, metais oxidados ou compostos orgânicos, como hidrocarbonetos clorados, podem substituir o oxigênio como o aceptor de elétrons, convertendo os contaminantes em metano, quantidades limitadas de dióxido de carbono e vestígios de gás hidrogênio. O cometabolismo envolve a transformação de contaminantes por microrganismos metotróficos aeróbios que usam metano (CH<sub>4</sub>) como fonte de carbono e energia.</p>
Bioventilação
<p>O processo injeta ar no solo (usando poços de injeção ou extração) a uma taxa projetada a fim de estimular a biodegradação aeróbica de contaminantes pela ação de microrganismos nativos do solo. Operado em fluxos baixos com o objetivo apenas de aumentar a concentração de oxigênio no solo, enquanto os sistemas SVE são projetados para operar em alto fluxo para volatilizar os contaminantes.</p>
Landfarming/compostagem/biopilhas
<p>O <i>landfarming</i> consiste na escavação do solo contaminado, sua mistura com uma camada superficial de solo limpo e aplicação em um local previamente preparado, com leito revestido para controlar a lixiviação dos contaminantes. O solo contaminado é periodicamente revolvido para manter a aeração, além de contar com a adição de água para aumentar a umidade, compostos para corrigir o pH e nutrientes para otimizar a degradação microbiana.</p> <p>A compostagem é uma variante do <i>landfarming</i>. A preparação do material a ser tratado inclui a adição, ao solo contaminado escavado, de substratos estruturantes, tais como restos de alimentos, estrume, palha, serragem, cavacos de madeira entre outros materiais orgânicos não tóxicos. Estes agentes aumentam a permeabilidade e mantêm a oxigenação da mistura, além de atuarem como fontes de carbono capazes de favorecer o rápido estabelecimento de uma população numerosa e conseqüentemente otimizar a atividade microbiana para a degradação. Além disto, a preparação e acondicionamento deste material inclui a homogeneização, o controle da temperatura, a adição de nutrientes, a irrigação para manter um teor ótimo de umidade, e a intensa e constante aeração, mediante revolvimento da leira.</p>

As biopilhas constituem um processo de compostagem e uma versão mais elaborada do *landfarming*. O material a ser tratado (solo contaminado escavado com a mistura dos substratos) é disposto em pilhas estáticas em uma área de tratamento que inclui sistemas de revestimentos impermeáveis para controlar a lixiviação (sistemas de coleta de lixiviado) e volatilização (cobertura) dos contaminantes durante o tratamento. A aeração das leiras ocorre de forma mecânica com o auxílio de sopradores ou bombas de vácuo.

#### Fitoremediação

Consiste em um processo que utiliza plantas (locais ou inseridas no local contaminado) para tratar contaminantes presentes no solo. Estas plantas são capazes de desenvolver mecanismos bioquímicos capazes de modificar a estrutura físico-química dos contaminantes na zona das raízes (rizosfera) ou no interior dos tecidos vegetais, por atuação exclusiva de suas enzimas ou em conjunto com microrganismos. Cinco mecanismos principais podem ocorrer de forma simultânea e/ou sequencial na aplicação da fitorremediação: fitoestabilização (imobilização dos contaminantes na interface das raízes e do solo, limitando sua migração), fitoextração (absorção de contaminantes pelas raízes e acúmulo no tecido da planta), fitovolatilização (absorção do contaminante pela planta e sua transpiração para a atmosfera) e fitodegradação (metabolização/quebra dos contaminantes nos tecidos vegetais ou pelos microrganismos presentes na rizosfera).

#### Eletrociética

Envolve a aplicação de uma corrente elétrica de baixa intensidade entre dois eletrodos implantados diretamente no solo contaminado. A diferença de potencial causa a mobilização e transporte dos contaminantes em direção aos eletrodos onde são depositados e extraídos por um sistema de recuperação. Contaminantes de carga positiva migram para o cátodo, enquanto aqueles carregados negativamente migram para o ânodo. A eletro-osmose, que permite o transporte de água, e a eletromigração, que assegura a mobilidade dos contaminantes, constituem as duas principais forças responsáveis pela extração de contaminantes por esta tecnologia.

#### Lavagem do solo

Na lavagem do solo *in situ* (*soil flushing*), uma solução de lavagem (água, surfactantes, solventes, ácidos e bases) é passada através do solo usando um processo de injeção ou infiltração a fim de solubilizar e mobilizar os contaminantes. Os contaminantes e a solução de lavagem são extraídos e tratados acima do solo. Na lavagem de solo *ex situ* (*soil washing*) a remoção dos contaminantes dos solos pode ocorrer dissolvendo-os ou suspendendo-os em uma solução de lavagem ou concentrando-os em um volume menor de solo através da separação com base no tamanho das partículas do solo, por gravidade por exemplo.

#### Solificação/estabilização (S/S)

A solidificação é um processo pelo qual ligantes (aditivos ou reagentes) são adicionados ao solo para formar uma massa solidificada na qual os contaminantes são fisicamente ligados ou encapsulados. Já a estabilização consiste no processo pelo qual reações químicas são induzidas entre um agente estabilizador e os contaminantes para reduzir sua mobilidade, solubilidade ou toxicidade, formando um sólido com estrutura de alta integridade. Os processos envolvidos na S/S são precipitação, micro e macroencapsulamento, absorção e adsorção. Como ligantes podem ser utilizados aglutinantes inorgânicos (cimento, pozolana, cinzas volantes, cal, silicatos, enxofre) e orgânicos (asfalto, argilas orgânicas e carvão ativado).

#### Oxidação/redução química

Normalmente envolve reações (redox) que podem mineralizar/degradar/destruir os poluentes em dióxido de carbono e água, ou converter/transformar quimicamente os contaminantes perigosos em compostos não perigosos ou menos tóxicos que são mais estáveis, menos móveis ou inertes. As reações redox envolvem a transferência de elétrons de uma substância química para outra: um reagente é oxidado (perde elétrons) e outro é reduzido (ganha elétrons). Os agentes oxidantes comumente usados incluem potássio ou permanganato de sódio, peróxido de hidrogênio, com reagente de Fenton, ozônio, persulfato de sódio, hipocloritos, cloro e dióxido de cloro, além de ferro e zinco na valência zero. Para alguns contaminantes, como pesticidas por exemplo, esses oxidantes podem ser combinados com sais de ferro, semicondutores (como TiO<sub>2</sub>) e / ou irradiação de luz ultravioleta-visível para produzir melhores resultados. Esses processos de remediação são chamados de "processos de oxidação avançados" (AOPs).

#### Nanoremediação

Envolve a aplicação de materiais ou partículas reativas na escala nano (tamanho de 1,0-100 nm) os quais irão reagir com os contaminantes presentes no solo, resultando na desintoxicação, transformação e redução química dos poluentes. O ferro nanoescala zero-valente (nFeZ), é considerado como o principal nanomaterial empregados 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.

#### Extração de vapor do solo (SVE)

Envolve a aplicação de vácuo na matriz do solo para criar um fluxo de ar e assim induzir o transporte dos contaminantes para poços de extração. Os contaminantes removidos do solo através destes poços são transferidos para unidades de tratamento de ar antes de sua liberação na atmosfera.

#### Vitrificação

Usa uma corrente elétrica ou uma fonte externa de calor para derreter o solo a temperaturas extremamente altas (1.600 a 2.000 °C) e, assim, imobilizar a maioria dos inorgânicos e destruir os poluentes orgânicos por meio da pirólise ou volatiliza-los da matriz contaminada e coletá-los por um sistema de extração de vapor. Os poluentes inorgânicos, como radionuclídeos e metais pesados, são incorporados dentro de um material vitrificado, o qual é quimicamente estável e resistente a lixiviação.

#### Aquecimento do solo e extração de vapor aprimorada

É uma tecnologia de tratamento *in situ* que utiliza diferentes métodos para fornecer calor ao solo contaminado e assim mobilizar os contaminantes, aumentando a taxa de volatilização, e posterior extração dos mesmos por meio de poços de coleta resistentes ao calor. Os gases coletados são transferidos para unidades de tratamento *ex situ*. O calor pode ser introduzido ao solo por meio de aquecimento por injeção de vapor ou ar quente; aquecimento pela passagem de corrente elétrica através da umidade do solo entre uma matriz de eletrodos (método da resistência elétrica); aquecimento por meio de vibrações causadas pela emissão de ondas eletromagnéticas em diferentes frequências (método da radiofrequência ou micro-ondas); ou o aquecimento através de condução térmica. Estes métodos além de atuarem em diferentes temperaturas, também possuem algumas características específicas de aplicabilidade.

Dessorção térmica
Envolve o aquecimento de solos a altas temperaturas (315 a 538°C) ou baixas temperaturas (90 a 315°C) para aumentar a pressão de vapor dos contaminantes, levando à sua volatilização (sem oxidação) e subsequente dessorção do solo contaminado. Um gás de varredura é aplicado para a coleta dos contaminantes vaporizados para posterior tratamento ou eliminação, pois a dessorção térmica não visa destruir os contaminantes, mas sim transformá-los para formas mais tratáveis.
Incineração
Opera a temperaturas mais elevadas do que a dessorção térmica (870 a 1.200°C) para destruir contaminantes por meio da queima/combustão (na presença de oxigênio).
Escavação/disposição final fora do local
O solo contaminado é removido e transportado para instalações de tratamento e/ou descarte permitidos fora do local. Uma vez removida a massa contaminada, o local é reabastecido com solo limpo e/ou preparado para uso futuro.

#### **Fontes consultadas**

(Khan et al., 2004; USEPA, 2006; ASCE, 2007; Alshwabkeh, 2009; Juwarkar et al., 2010; Albergaria et al., 2012; Meuser, 2013; Thomé et al., 2015; Kuppusamy et al., 2016; Lim et al., 2016; Lukić et al., 2017; Morillo e Villaverde, 2017; Cameselle e Gouveia, 2018; Liu et al., 2018; FRTR, 2020; Government Of Canada, 2021).

### Apêndice B. Lista de contaminantes com suas respectivas concentrações de intervenção e atendimento pelas técnicas de remediação

Grupo/Contaminante	CAS nº	Valores de Intervenção (VI) para Solo (mg.kg <sup>-1</sup> )						Nível de abrangência das técnicas de remediação														
		Brasil			USEPA		Holanda	Bioremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming/ compostagem/	Fitorremediação	Eletrocínética	Lavagem de solo	Solidificação/ estabilização	Oxidação/redução Química	Nanorremediação	Extração de vapor	Vitirificação	Aquecimento do solo e extração de vapor - aprimorada	Dessorção térmica	Incineração	Escavação e disposição
		Agrícola	Residencial	Industrial	Residencial	Industrial	Solo Padrão															
<b>Metais</b>																						
Alumínio	7429-90-5	-	-	-	7,70E+03	1,10E+05	-	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	SP	S	-P/NS	S	-P/NS	SP	SP	S
Antimônio	7440-36-0	5,00E+00	1,00E+01	2,50E+01	3,10E+00	4,70E+01	2,20E+01				S									S		
Arsênio	7440-38-2	3,50E+01	5,50E+01	1,50E+02	6,80E-01	3,00E+00	7,60E+01				S	S	S			S				S	S	
Bário	7440-39-3	3,00E+02	5,00E+02	7,50E+02	1,50E+03	2,20E+04	6,25E+02															
Berílio	7440-41-7	-	-	-	1,60E+01	2,30E+02	3,00E+01															
Boro	7440-42-8	-	-	-	1,60E+03	2,30E+04	-															
Cádmio	7440-43-9	3,00E+00	8,00E+00	2,00E+01	7,10E+00	9,80E+01	1,30E+01				S	S	S	S		S					S	
Chumbo	7439-92-1	1,80E+02	3,00E+02	9,00E+02	4,00E+02	8,00E+02	5,30E+02				S	S	S			S				S	S	
Cobalto	7440-48-4	3,50E+01	6,50E+01	9,00E+01	2,30E+00	3,50E+01	1,90E+02				S											
Cobre	7440-50-8	2,00E+02	4,00E+02	6,00E+02	3,10E+02	4,70E+03	1,90E+02				S	S				S					S	
Cromo total	7440-47-3	1,50E+02	3,00E+02	4,00E+02	-	-	3,80E+02				S	S	S			S					S	
Cromo III	16065-83-1	-	-	-	1,20E+04	1,80E+05	1,80E+02				S	S	S			S					S	
Cromo VI	18540-29-9	4,00E-01	3,20E+00	1,00E+01	3,00E-01	6,30E+00	7,80E+01				S	S	S	S	S						S	
Ferro	7439-89-6	-	-	-	5,50E+03	8,20E+04	-															
Lata	7440-31-5	-	-	-	4,70E+03	7,00E+04	9,00E+02															
Manganês	7439-96-5	-	-	-	1,80E+02	2,60E+03	-				S											
Mercúrio	7439-97-6	1,20E+01	3,60E+01	7,00E+01	1,10E+00	4,60E+00	1,00E+01								S	SP					S	
Molibdênio	7439-98-7	5,00E+01	1,00E+02	1,20E+02	3,90E+01	5,80E+02	1,90E+02				S											
Níquel	7440-02-0	7,00E+01	1,00E+02	1,30E+02	1,50E+02	2,20E+03	1,00E+02				S	S	S	S		S					S	
Nitrato (como N)	14797-55-8	-	-	-	1,30E+04	1,90E+05	-									S						
Prata	7440-22-4	2,50E+01	5,00E+01	1,00E+02	3,90E+01	5,80E+02	1,50E+01									S						
Selênio	7782-49-2	-	-	-	3,90E+01	5,80E+02	1,00E+02				S					S						
Telúrio	13494-80-9	-	-	-	-	-	6,00E+02															
Tálio	7440-28-0	-	-	-	7,80E-02	1,20E+00	1,50E+01															
Vanádio	7440-62-2	-	-	1,00E+03	3,90E+01	5,80E+02	2,50E+02															
Zinco	7440-66-6	4,50E+02	1,00E+03	2,00E+03	2,30E+03	3,50E+04	7,20E+02				S	S	S	S		S				S	S	
Zircônio	7440-67-7	-	-	-	6,30E-01	9,30E+00	-															
<b>Inorgânicos não metálicos</b>																						
Brometo de Cianogênio	506-68-3	-	-	-	7,00E+02	1,10E+04	-	SP	-P/NS	SP	S	S	S	S	-P/NS	S	SP	S	-P/NS	SP	SP	S
Fluoreto	16984-48-8	-	-	-	3,10E+02	4,70E+03	-															
Tiocianatos	E1790664	-	-	-	1,60E+00	2,30E+01	-															
cianeto (CN-)	57-12-5	-	-	-	2,30E+00	1,50E+01	-															
Cianeto de Hidrogênio	74-90-8	-	-	-	2,30E+00	1,50E+01	-															
Cloreto de hidrogênio	7647-01-0	-	-	-	2,80E+06	1,20E+07	-															

Grupo/Contaminante	CAS n°	Valores de Intervenção (VI) para Solo (mg.kg <sup>-1</sup> )						Nível de abrangência das técnicas de remediação														
		Brasil			USEPA		Holanda	Bioremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming / compostagem/	Fitorremediação	Eletrocniética	Lavagem de solo	Solidificação/ estabilização	Oxidação/redução Química	Nanoremediação	Extração de vapor	Vitrificação	Aquecimento do solo e extração de vapor amarrada	Dessorção térmica	Incineração	Escavação e disposição
		Agrícola	Residencial	Industrial	Residencial	Industrial	Solo Padrão															
<b>Compostos orgânicos voláteis (VCOs) - não halogenados**</b>																						
1-butanol ou álcool n-butílico	71-36-3	-	-	-	7,80E+02	1,20E+04	3,00E+01	S	S	S	S	SP	S	-P/NS	S	SP	S	SP	S	S	S	S
Metil isobutil cetona (4-metil-2-pentanona)	108-10-1	-	-	-	3,30E+03	1,40E+04	-	S	S	S												
Acetona	67-64-1	-	-	-	6,10E+03	6,70E+04	-															
Acroleína	107-02-8	-	-	-	1,40E-02	6,00E-02	-															
Acrilonitrila	107-13-1	-	-	-	2,50E-01	1,10E+00	1,00E-01															
Aminobenzeno	62-53-3	-	-	-	4,40E+01	4,00E+02	-															
Dissulfeto de carbono	75-15-0	-	-	-	7,70E+01	3,50E+02	-															
Ciclohexanona	108-94-1	-	-	-	2,80E+03	1,30E+04	1,50E+02															
Acetato de etila	141-78-6	-	-	-	6,20E+01	2,60E+02	-															
Éter etílico	60-29-7	-	-	-	1,60E+03	2,30E+04	-															
Isobutanol	78-83-1	-	-	-	2,30E+03	3,50E+04	-															
Metanol	67-56-1	-	-	-	1,20E+04	1,20E+05	3,00E+01															
Metiletilcetona (MEK)	78-93-3	-	-	-	2,70E+03	1,90E+04	-	S	S	S												
Éter metil terc-butílico (MTBE)	1634-04-4	-	-	-	4,70E+01	2,10E+02	-	S			S		S									
Acetato de vinil	108-05-4	-	-	-	9,10E+01	3,80E+02	-															
Dioxano, 1,4-	123-91-1	-	-	-	5,30E+00	2,40E+01	-	S						S								
<b>Compostos orgânicos voláteis (VCOs) - halogenados***</b>																						
Bromofórmio	75-25-2	-	-	-	1,90E+01	8,60E+01	7,50E+01	S	SP	S	S	SP	S	-P/NS	S	SP	S	SP	S	S	S	S
Bromometano	74-83-9	-	-	-	6,80E-01	3,00E+00	-								S							
Dibromometano	74-95-3	-	-	-	2,40E+00	9,90E+00	-								S							
Dibromoetano, 1,2-	106-93-4	-	-	-	3,60E-02	1,60E-01	-		S						S							
<b>Compostos orgânicos semi voláteis (SVCOs) - não halogenados****</b>																						
1,2-difenilhidrazina	122-66-7	-	-	-	6,80E-01	2,90E+00	-	S	S	S	SP	S	SP	S	SP	SP	SP	S	S	S	S	S
2,4, -Dinitrofenol	51-28-5	-	-	-	1,30E+01	1,60E+02	-						S									
2-aminonaftaleno	91-59-8	-	-	-	3,00E-01	1,30E+00	-															
2-nitroanilina	88-74-4	-	-	-	6,30E+01	8,00E+02	-															
4,6-Dinitro-2-metilfenol	534-52-1	-	-	-	5,10E-01	6,60E+00	-															
4-nitroanilina	100-01-6	-	-	-	2,50E+01	1,10E+02	-															
Benzidina	92-87-5	-	-	-	5,30E-04	1,00E-02	-															
Ácido benzóico	65-85-0	-	-	-	2,50E+04	3,30E+05	-															
Álcool benzílico	100-51-6	-	-	-	6,30E+02	8,20E+03	-															
Butil benzil ftalato	85-68-7	-	-	-	2,90E+02	1,20E+03	4,80E+01															
Dietilxil ftalato (DEHP)	117-81-7	1,20E+00	4,00E+00	1,00E+01	3,90E+01	1,60E+02	6,00E+01														S	
Dietil ftalato	84-66-2	3,30E+01	1,00E+02	5,50E+02	5,10E+03	6,60E+04	5,30E+01															
Dimetil ftalato	131-11-3	5,00E-01	1,60E+00	3,00E+00	-	-	8,20E+01															
Di-n-butil ftalato	84-74-2	-	-	-	6,30E+02	8,20E+03	3,60E+01															
Di-n-octil ftalato	117-84-0	-	-	-	6,30E+01	8,20E+02	-															
Isoforona	78-59-1	-	-	-	5,70E+02	2,40E+03	-															
n-nitrosodimetilamina	62-75-9	-	-	-	2,00E-03	3,40E-02	-	S						S								
n-Nitrosodi-n-propilamina	621-64-7	-	-	-	7,80E-02	3,30E-01	-															
n-nitrosodifenilamina	86-30-6	-	-	-	1,10E+02	4,70E+02	-															

Grupo/Contaminante	CAS n°	Valores de Intervenção (VI) para Solo (mg.kg <sup>-1</sup> )						Nível de abrangência das técnicas de remediação														
		Brasil			USEPA		Holanda	Bioremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming / compostagem/	Fitorremediação	Eletrocromética	Lavagem de solo	Solidificação/ estabilização	Oxidação/redução Química	Nanoremediação	Extração de vapor	Vitrificação	Aquecimento do solo e extração de vapor amarrada	Dessorção térmica	Incineração	Escavação e disposição
		Agrícola	Residencial	Industrial	Residencial	Industrial	Solo Padrão															
<b>Compostos orgânicos semi voláteis (SVCOs) - halogenados****</b>																						
<b>Bifenilos policlorados (PCBs)*****</b>																						
~ Aroclor 1016	12674-11-2	-	-	-	4,10E-01	5,10E+00	-	S	S	S												
~ Aroclor 1221	11104-28-2	-	-	-	2,00E-01	8,30E-01	-	S	S	S												
~ Aroclor 1232	11141-16-5	-	-	-	1,70E-01	7,20E-01	-	S	S	S												
~ Aroclor 1242	53469-21-9	-	-	-	2,30E-01	9,50E-01	-	S	S	S												
~ Aroclor 1248	12672-29-6	-	-	-	2,30E-01	9,50E-01	-	S	S	S											S	
~ Aroclor 1254	11097-69-1	-	-	-	1,20E-01	9,70E-01	-	S	S	S											S	
~ Aroclor 1260	11096-82-5	-	-	-	2,40E-01	9,90E-01	-	S	S	S											S	
~ Aroclor 5460	11126-42-4	-	-	-	3,50E+00	4,40E+01	-	S	S	S												
Heptaclorobifenil, 2,3,3', 4,4', 5,5' (PCB 189)	39635-31-9	-	-	-	1,30E-01	5,20E-01	-															
Hexaclorobifenil, 2,3', 4,4', 5,5' (PCB 167)	52663-72-6	-	-	-	1,20E-01	5,10E-01	-															
Hexaclorobifenilo, 2,3,3', 4,4', 5' (PCB 157)	69782-90-7	-	-	-	1,20E-01	5,00E-01	-															
Hexaclorobifenil, 2,3,3', 4,4', 5- (PCB 156)	38380-08-4	-	-	-	1,20E-01	5,00E-01	-															
Hexaclorobifenil, 3,3', 4,4', 5,5' (PCB 169)	32774-16-6	-	-	-	1,20E-04	5,10E-04	-															
Pentaclorobifenil, 2', 3,4,4', 5- (PCB 123)	65510-44-3	-	-	-	1,20E-01	4,90E-01	-															
Pentaclorobifenil, 2,3', 4,4', 5- (PCB 118)	31508-00-6	-	-	-	1,20E-01	4,90E-01	-															
Pentaclorobifenilo, 2,3,3', 4,4' (PCB 105)	32598-14-4	-	-	-	1,20E-01	4,90E-01	-															
Pentaclorobifenil, 2,3,4,4', 5- (PCB 114)	74472-37-0	-	-	-	1,20E-01	5,00E-01	-															
Pentaclorobifenil, 3,3', 4,4', 5- (PCB 126)	57465-28-8	-	-	-	3,60E-05	1,50E-04	-															
Bifenilos policlorados (alto risco)	1336-36-3	-	-	-	2,30E-01	9,40E-01	-															
Bifenilos Policlorados (baixo risco)	1336-36-3	-	-	-	-	-	-															
Tetraclorobifenilo, 3,3', 4,4' (PCB 77)	32598-13-3	-	-	-	3,80E-02	1,60E-01	-															
Tetraclorobifenil, 3,4,4', 5- (PCB 81)	70362-50-4	-	-	-	1,20E-02	4,80E-02	-															
<b>BTEX</b>																						
Benzeno* "	71-43-2	6,00E-02	8,00E-02	1,50E-01	1,20E+00	5,10E+00	1,10E+00	S	S	S				S	S	SP			S			
Etilbenzeno* "	100-41-4	3,50E+01	4,00E+01	9,50E+01	5,80E+00	2,50E+01	1,10E+02	S	S	S				S	S	SP			S			
Tolueno* "	108-88-3	3,00E+01	3,00E+01	7,50E+01	4,90E+02	4,70E+03	3,20E+01	S	S	S				S	S	SP			S			
Xilenos* "	1330-20-7	2,50E+01	3,00E+01	7,00E+01	5,80E+01	2,50E+02	1,70E+01	S	S			S		S	S	SP						
m-xileno* "	108-38-3	-	-	-	5,50E+01	2,40E+02	-	S	S	S												
o-xileno* "	95-47-6	-	-	-	6,50E+01	2,80E+02	-															
p-xileno* "	106-42-3	-	-	-	5,60E+01	2,40E+02	-					SP										
<b>Hidrocarbonetos aromáticos monocíclicos (MAHs)*</b>																						
2-metilnaftaleno****	91-57-6	-	-	-	2,40E+01	3,00E+02	-			S												
2-metilfenol	95-48-7	-	-	-	3,20E+02	4,10E+03	-															
Estireno (vinilbenzeno)**	100-42-5	1,50E+01	3,50E+01	8,00E+01	6,00E+02	3,50E+03	8,60E+01			S						S						
Fenol	108-95-2	6,00E+00	1,40E+01	1,90E+01	1,90E+03	2,50E+04	1,40E+01			SP					S							
Cresóis	1319-77-3	5,00E+00	1,00E+01	1,50E+01	6,30E+02	8,20E+03	1,30E+01															
Catecol (o-di-hidroxibenzeno)	120-80-9	-	-	-	-	-	2,00E+01															
Resorcinol (m-di-hidroxibenzeno)	108-46-3	-	-	-	-	-	1,00E+01															
Hidroquinona (p-di-hidroxibenzeno)	123-31-9	-	-	-	9,00E+00	3,80E+01	1,00E+01															

Grupo/Contaminante	CAS n°	Valores de Intervenção (VI) para Solo (mg.kg <sup>-1</sup> )						Nível de abrangência das técnicas de remediação														
		Brasil			USEPA		Holanda	Bioremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming / compostagem/	Fitorremediação	Eletrocinética	Lavagem de solo	Solidificação/estabilização	Oxidação/redução Química	Nanorremediação	Extração de vapor	Vitrificação	Aquecimento do solo e extração de vapor amarrado	Dessorção térmica	Incineração	Escavação e disposição
		Agrícola	Residencial	Industrial	Residencial	Industrial	Solo Padrão															
<b>Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHS)</b>																						
Acenafteno****	83-32-9	-	-	-	3,60E+02	4,50E+03	-	S	S	S	S											
Antraceno****	120-12-7	-	-	-	1,80E+03	2,30E+04	-	S	S	S	S											
1,2-benzacenafteno (fluoranteno)****	206-44-0				2,40E+02	3,00E+03	-	SP	SP	SP	SP											
Benzo(a)antraceno****	56-55-3	9,00E+00	2,00E+01	6,50E+01	1,10E+00	2,10E+01	-	SP	SP	SP	SP											
Benzo(b)fluoranteno****	205-99-2	2,00E+00	7,20E+00	2,50E+01	1,10E+00	2,10E+01	-	SP	SP	SP	SP											
Benzo(k)fluoranteno****	207-08-9	-	-	-	1,10E+01	2,10E+02	-	SP	SP	SP	SP											
Benzo(a)pireno****	50-32-8	4,00E-01	1,50E+00	3,50E+00	1,10E-01	2,10E+00	-	SP	SP	SP	SP											
Criseno****	218-01-9	-	-	-	1,10E+02	2,10E+03	-	SP	SP	SP	SP											
Dibenzo(a,h)antraceno	53-70-3	1,50E-01	6,00E-01	1,30E+00	1,10E-01	2,10E+00	-	SP	SP	SP	SP											
Fenantreno	85-01-8	1,50E+01	4,00E+01	9,50E+01	-	-	-	S	S	S	S	SP										
Indeno(1,2,3-c,d)pireno****	193-39-5	2,00E+00	2,50E+01	1,30E+02	1,10E+00	2,10E+01	-	SP	SP	SP	SP											
Naftaleno****	91-20-3	3,00E+01	6,00E+01	9,00E+01	3,80E+00	1,70E+01	-	S	S	S	S		S			SP						
Pireno****	129-00-0	-	-	-	1,80E+02	2,30E+03	-	SP	S	SP	SP											
Fluoreno****	86-73-7	-	-	-	2,40E+02	3,00E+03	-	S	S	S	S											
<b>Clorobenzenos</b>																						
Clorobenzeno (Mono)***	108-90-7	4,00E+01	4,50E+01	1,20E+02	2,80E+01	1,30E+02	1,50E+01	S	S	S	S											
1,2-Diclorobenzeno****	95-50-1	1,50E+02	2,00E+02	4,00E+02	1,80E+02	9,30E+02	1,90E+01	S	S	S			S			SP	S					
1,4-Diclorobenzeno****	106-46-7	5,00E+01	7,00E+01	1,50E+02	2,60E+00	1,10E+01	-	S	S	S			S			SP	S					
1,2,3-Triclorobenzeno	87-61-6	5,00E+00	1,50E+01	3,50E+01	6,30E+00	9,30E+01	1,10E+01	S	S	S						SP	S					
1,2,4-Triclorobenzeno****	120-82-1	7,00E+00	2,00E+01	4,00E+01	5,80E+00	2,60E+01	-	S	S	S						SP	S	SP				
1,2,3,4-Tetraclorobenzeno	634-66-2	-	-	-	-	-	2,20E+00										S					
1,2,3,5-Tetraclorobenzeno	634-90-2	-	-	-	-	-	-										S					
1,2,4,5-Tetraclorobenzeno	95-94-3	-	-	-	2,30E+00	3,50E+01	-										S					
Hexaclorobenzeno****	118-74-1	5,00E-03	1,00E-01	1,00E+00	2,10E-01	9,60E-01	2,00E+00									SP	S			S		
Pentaclorobenzeno****	608-93-5	-	-	-	6,30E+00	9,30E+01	6,70E+00										S					
Quintozeno (Pentacloronitrobenzeno)*****	82-68-8	-	-	-	2,70E+00	1,30E+01	-															
3,3-Diclorobenzidina****	91-94-1	-	-	-	1,20E+00	5,10E+00	-													S		



Grupo/Contaminante	CAS n°	Valores de Intervenção (VI) para Solo (mg.kg <sup>-1</sup> )						Nível de abrangência das técnicas de remediação																																		
		Brasil			USEPA		Holanda	Bioremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming/ compostagem/	Fitorremediação	Eletrocinética	Lavagem de solo	Solidificação/ estabilização	Oxidação/redução Química	Nanorremediação	Extração de vapor	Vitrificação	Aquecimento do solo e extração de vapor arimizada	Dessorção térmica	Incineração	Escavação e disposição																				
		Agrícola	Residencial	Industrial	Residencial	Industrial	Solo Padrão																																			
<b>Hidrocarbonetos clorados</b>																						SP	SP	SP	S	SP	S	SP	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	SP	S
1,1-Dicloroetano***	75-34-3	8,50E+00	2,00E+01	2,50E+01	3,60E+00	1,60E+01	1,50E+01	S			S			-P/NS	S	S																										
1,2-Dicloroetano***	107-06-2	1,50E-01	2,50E-01	5,00E-01	4,60E-01	2,00E+00	6,40E+00	S			S			-P/NS	S	S																										
Cloro de vinila***	75-01-4	5,00E-03	3,00E-03	8,00E-03	5,90E-02	1,70E+00	1,00E-01	S						-P/NS	S	S																										
1,1-Dicloroetano***	75-35-4	5,00E+00	3,00E+00	8,00E+00	2,30E+01	1,00E+02	3,00E-01	S	S					-P/NS	S	S				S																						
1,2-Dicloroetano - cis***	156-59-2	1,50E+00	2,50E+00	4,00E+00	1,60E+01	2,30E+02	1,00E+00							-P/NS	S	S																										
1,2-Dicloroetano - tra-P/NS***	156-60-5	4,00E+00	8,00E+00	1,10E+01	1,60E+02	2,30E+03	-							-P/NS	S	S																										
Tricloroetano - TCE***	79-01-6	7,00E+00	7,00E+00	2,20E+01	4,10E-01	1,90E+00	2,50E+00	S	S	S	S	SP	S	-P/NS	S	S	S		S	S																						
Tetracloroetano - PCE***	127-18-4	4,00E+00	5,00E+00	1,30E+01	8,10E+00	3,90E+01	8,80E+00	S	S	S			S	-P/NS	S	S	S		S	S																						
Cloro de Metileno (diclorometano)***	75-09-2	4,50E+00	9,00E+00	1,50E+01	3,50E+01	3,20E+02	3,90E+00	S						-P/NS	SP	S			S																							
Clorofórmio**	67-66-3	3,50E+00	5,00E+00	8,50E+00	3,20E-01	1,40E+00	5,60E+00	S						-P/NS	S	S																										
Tetracloro de carbono	56-23-5	5,00E-01	7,00E-01	1,30E+00	6,50E-01	2,90E+00	7,00E-01	S							S	S																										
2-Clorofenol (o)****	95-57-8	5,00E-01	1,50E+00	2,00E+00	3,90E+01	5,80E+02	5,40E+00			S					S	S																										
2,4-Diclorofenol****	120-83-2	1,50E+00	4,00E+00	6,00E+00	1,90E+01	2,50E+02	2,20E+01			S					S	S																										
3,4-Diclorofenol (3,4)	95-77-2	1,00E+00	3,00E+00	6,00E+00	-	-	-									S																										
2,4,5-Triclorofenol****	95-95-4	-	-	-	6,30E+02	8,20E+03	2,20E+01								S	S																										
2,4,6-Triclorofenol****	88-06-2	3,00E+00	1,00E+01	2,00E+01	6,30E+00	8,20E+01	-								S	S																										
2,3,4,5-Tetraclorofenol (3,4)	4901-51-3	7,00E+00	2,50E+01	5,00E+01	-	-	2,10E+01	S	S	S					S	S																										
2,3,4,6-Tetraclorofenol	58-90-2	1,00E+00	3,50E+00	7,50E+00	1,90E+02	2,50E+03	-	S	S	S					S	S																										
Pentaclorofenol (PCP)****	87-86-5	3,50E-01	1,30E+00	3,00E+00	1,00E+00	4,00E+00	1,20E+01	S	S	S	S	SP		SP	S	S																										
Dibromo-3-cloropropano, 1,2-	96-12-8	-	-	-	5,30E-03	6,40E-02	-									S																										
Dibromoclorometano	124-48-1	-	-	-	8,30E+00	3,90E+01	-									S																										
1,1,1,2-Tetracloroetano***	630-20-6	-	-	-	2,00E+00	8,80E+00	-				S			-P/NS		S																										
1,1,2,2-Tetracloroetano***	79-34-5	-	-	-	6,00E-01	2,70E+00	-				S			-P/NS		S																										
1,1,1-Tricloroetano - TCA***	71-55-6	1,10E+01	1,10E+01	2,50E+01	8,10E+02	3,60E+03	1,50E+01	S	S				S	-P/NS	S	S	S																									
1,1,2-Tricloroetano - TCA***	79-00-5	-	-	-	1,50E-01	6,30E-01	1,00E+01	S	S				S	-P/NS	S	S	S																									
1,2,2-Triclorotrifluoreto (Freon 113)	76-13-1	-	-	-	6,70E+02	2,80E+03	-									S																										
1,2-dicloropropano***	78-87-5	-	-	-	1,60E+00	6,60E+00	2,00E+00							-P/NS		S																										
1,3-Dicloropropano	142-28-9	-	-	-	1,60E+02	2,30E+03	-										S																									
Tricloropropano, 1,1,2-	598-77-6	-	-	-	3,90E+01	5,80E+02	-									S																										
1,3-Dicloropropeno***	542-75-6	-	-	-	1,80E+00	8,20E+00	-							-P/NS																												
Bromodichlorometano***	75-27-4	-	-	-	2,90E-01	1,30E+00	-							-P/NS		S																										
Cloro de Etila (Cloroetano)***	75-00-3	-	-	-	1,40E+03	5,70E+03	-							-P/NS		S																										
Clorometano***	74-87-3	-	-	-	1,10E+01	4,60E+01	-							-P/NS		S																										
Hexaclorobutadieno***	87-68-3	-	-	-	1,20E+00	5,30E+00	-							-P/NS																												
Hexaclorociclopentadieno***	77-47-4	-	-	-	1,80E-01	7,50E-01	-							-P/NS																												
Hexacloroetano***	67-72-1	-	-	-	1,80E+00	8,00E+00	-			S				-P/NS																												
Pentacloroetano	76-01-7	-	-	-	7,70E+00	3,60E+01	-																																			
2-cloronaftaleno****	91-58-7	-	-	-	4,80E+02	6,00E+03	-																																			
4-cloroanilina****	106-47-8	-	-	-	2,70E+00	1,10E+01	-																																			
Bis (2-cloroetoxi) metano****	111-91-1	-	-	-	1,90E+01	2,50E+02	-									S																										
Bis (2-cloroetil) éter****	111-44-4	-	-	-	2,30E-01	1,00E+00	-																																			
Clorobenzilato****	510-15-6	-	-	-	4,90E+00	2,10E+01	-																																			
p-cloro-m-cresol****	59-50-7	-	-	-	6,30E+02	8,20E+03	-	S	S	S																																

Grupo/Contaminante	CAS n°	Valores de Intervenção (VI) para Solo (mg.kg <sup>-1</sup> )						Nível de abrangência das técnicas de remediação														
		Brasil			USEPA		Holanda	Bioremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming / compostagem/	Fitorremediação	Eletrocinética	Lavagem de solo	Solidificação/estabilização	Oxidação/redução Química	Nanoremediação	Extração de vapor	Vitrificação	Aquecimento do solo e extração de vapor amarrada	Dessorção térmica	Incineração	Escavação e disposição
		Agrícola	Residencial	Industrial	Residencial	Industrial	Solo Padrão															
<b>Hidrocarbonetos totais de petróleo (TPHs) "</b>																						
1,2,4-Trimetilbenzeno	95-63-6	-	-	-	3,00E+01	1,80E+02	-	S	S	S	S	SP	S	SP	S	SP	SP	S	S	S	S	
1,3,5-Trimetilbenzeno	108-67-8	-	-	-	2,70E+01	1,50E+02	-															
2,4-Dimetilfenol	105-67-9	-	-	-	1,30E+02	1,60E+03	-															
Ciclohexano	110-82-7	-	-	-	6,50E+02	2,70E+03	-															
n-heptano	142-82-5	-	-	-	2,20E+00	2,90E+01	-															
n-hexano	110-54-3	-	-	-	6,10E+01	2,50E+02	-															
n-Nonane	111-84-2	-	-	-	1,10E+00	7,20E+00	-															
n-pentano	109-66-0	-	-	-	8,10E+01	3,40E+02	-															
n-propilbenzeno	103-65-1	-	-	-	3,80E+02	2,40E+03	-															
Piridina	110-86-1	-	-	-	7,80E+00	1,20E+02	1,10E+01															
<b>Pesticidas ~</b>																						
Aldrin	309-00-2	3,00E-03	1,00E-02	3,00E-02	3,90E-02	1,80E-01	3,20E-01	SP	SP	SP	S	SP	S	SP	S	SP	SP	S	S	S	S	
Atrazina	1912-24-9	-	-	-	2,40E+00	1,00E+01	7,10E-01	S				SP			S							
Carbaril	63-25-2	-	-	-	6,30E+02	8,20E+03	4,50E-01															
Dieldrin	60-57-1	2,00E-01	6,00E-01	1,30E+00	3,40E-02	1,40E-01	-															
Endrin	72-20-8	4,00E-01	1,50E+00	2,50E+00	1,90E+00	2,50E+01	-															
Carbofuran	1563-66-2	3,00E-01	7,00E-01	3,80E+00	3,20E+01	4,10E+02	1,70E-02															
α-endosulfan	959-98-8	-	-	-	-	-	4,00E+00															
Sulfato de Endosulfan	1031-07-8	-	-	-	3,80E+01	4,90E+02	-															
Endossulfan	115-29-7	4,70E+00	1,20E+01	6,60E+01	4,70E+01	7,00E+02	-															
DDD	72-54-8	8,00E-01	3,00E+00	7,00E+00	1,90E-01	2,50E+00	3,40E+01													S		
DDE	72-55-9	3,00E-01	1,00E+00	3,00E+00	2,00E+00	9,30E+00	2,30E+00				S									S		
DDT	50-29-3	5,50E-01	2,00E+00	5,00E+00	1,90E+00	8,50E+00	1,70E+00			S	SP				S					S	S	
Hexaclorociclohexano, alfa	319-84-6	2,00E-03	2,00E-02	4,00E-02	8,60E-02	3,60E-01	1,70E+01	S	S	S										S	S	
Hexaclorociclohexano, beta	319-85-7	3,00E-02	1,00E-01	5,00E+00	3,00E-01	1,30E+00	1,60E+00	S	S	S										S	S	
Hexaclorociclohexano – gama (Lindano)	58-89-9	2,00E-02	7,00E-02	1,50E+00	5,70E-01	2,50E+00	1,20E+00	S	S	S				S	S					S	S	
Clordano	12789-03-6	-	-	-	1,70E+00	7,70E+00	4,00E+00													S		
Etion****	563-12-2	-	-	-	3,20E+00	4,10E+01	-															
Etil paration****	56-38-2	-	-	-	3,80E+01	4,90E+02	-															
Heptacloro	76-44-8	-	-	-	1,30E-01	6,30E-01	4,00E+00															
Epóxido de heptacloro	1024-57-3	-	-	-	7,00E-02	3,30E-01	4,00E+00															
Ácido (4-cloro-2-metilfenoxi) acético (MCPA)	94-74-6	-	-	-	3,20E+00	4,10E+01	4,00E+00															
Malatão****	121-75-5	-	-	-	1,30E+02	1,60E+03	-								S							
Metilparation****	298-00-0	-	-	-	1,60E+00	2,10E+01	-															
Paratão	56-38-2	-	-	-	3,80E+01	4,90E+02	-															
Toxafeno	8001-35-2	-	-	-	4,90E-01	2,10E+00	-													S		

Grupo/Contaminante	CAS n°	Valores de Intervenção (VI) para Solo (mg.kg <sup>-1</sup> )						Nível de abrangência das técnicas de remediação														
		Brasil			USEPA		Holanda	Bioremediação aprimorada	Bioventilação	Landfarming / compostagem/	Fitorremediação	Eletrocinética	Lavagem de solo	Solidificação/ estabilização	Oxidação/redução Química	Nanorremediação	Extração de vapor	Vitrificação	Aquecimento do solo e extração de vapor amarrado	Dessorção térmica	Incineração	Escavação e disposição
		Agrícola	Residencial	Industrial	Residencial	Industrial	Solo Padrão															
<b>Explosivos</b>																						
TNT (2,4,6-Trinitrotolueno)	118-96-7	-	-	-	3,60E+00	5,10E+01	-	S	-P/NS	SP	S	SP	S	SP	S	SP	SP	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S
RDX (Ciclo-1,3,5-trimetileno-2,4,6-trinitramina)	121-82-4	-	-	-	8,30E+00	3,80E+01	-	S		S					S	S						
2,4-DNT (2,4-Dinitrotolueno)	121-14-2	-	-	-	1,70E+00	7,40E+00	-				S	SP										
2,6-DNT (2,6-Dinitrotolueno)	606-20-2	-	-	-	3,60E-01	1,50E+00	-				S											
HMX (1,3,3,7-tetranitro-1,3,3,7-tetraazabicyclooctano)	2691-41-0	-	-	-	3,90E+02	5,70E+03	-	S		S	S				S							
TNB (Trinitrobenzeno, 1,3,5)	99-35-4	-	-	-	2,20E+02	3,20E+03	-															
DNB (Dinitrobenzeno, 1,2)	528-29-0	-	-	-	6,30E-01	8,20E+00	-															
DNB (Dinitrobenzeno, 1,3)	99-65-0	-	-	-	6,30E-01	8,20E+00	-															
DNB (Dinitrobenzeno, 1,4)	100-25-4	-	-	-	6,30E-01	8,20E+00	-															
Nitroglicerina	55-63-0	-	-	-	6,30E-01	8,20E+00	-															
Nitrocelulose	9004-70-0	-	-	-	1,90E+07	2,50E+08	-															
Perclorato de amônio	7790-98-9	-	-	-	5,50E+00	8,20E+01	-															
Nitrobenzeno	98-95-3	-	-	-	5,10E+00	2,20E+01	-				S					S						
Nitrotolueno, m	99-08-1	-	-	-	6,30E-01	8,20E+00	-				S											
Nitrotolueno, o	88-72-2	-	-	-	3,20E+00	1,50E+01	-				S											
Nitrotolueno, p	99-99-0	-	-	-	2,50E+01	1,40E+02	-				S											
Ácido pícrico (2,4,6-trinitrofenol)	88-89-1	-	-	-	5,70E+00	7,40E+01	-				S											
<b>Dioxinas e furanos</b>																						
Tetraidrofurano**	109-99-9	-	-	-	1,80E+03	9,40E+03	7,00E+00								-P/NS							
2,3,7,8-Tetraclorodibenzo-p-dioxina	1746-01-6	-	-	-	4,80E-06	2,20E-05	-														S	
Dibenzofurano****		-	-	-	7,30E+00	1,00E+02	-															
<b>Radionuclídeos</b>																						
Tungstênio	7440-33-7	-	-	-	6,30E+00	9,30E+01	-	-P/NS	-P/NS	-P/NS	S	S	S	S	-P/NS	S	SP	S	-P/NS	SP	SP	S
Urânio (sais solúveis)	E715565	-	-	-	1,60E+00	2,30E+01	-									S						

Nota: \*, \*\*, \*\*\*, \*\*\*\*, \*\*\*\*\*, “, -: estes símbolos caracterizam alguns grupos de contaminantes, pois existem contaminantes que podem ser enquadrados em mais de um grupo.

**CAPÍTULO V (artigo de resultados – não submetido):** Desenvolvimento do método de apoio a tomada de decisão para a remediação sustentável de solos contaminados. Parte II: Elaboração e validação da ferramenta central de avaliação da sustentabilidade das técnicas de remediação <sup>5</sup>

**Resumo.** A remediação sustentável ainda sofre com a falta de padronização e orientações claras para a sua adoção mais frequente no contexto do gerenciamento de áreas contaminadas. Embora um número considerável de ferramentas já esteja disponível, ainda são detectadas inúmeras deficiências, em especial no que tange uma avaliação completa de impacto e sustentabilidade integrados em uma única estrutura. Diante disto, o objetivo deste estudo consistiu na elaboração e validação de uma ferramenta de avaliação integrada da sustentabilidade de técnicas de remediação de solos contaminados. Para subsidiar a análise da sustentabilidade foram elaboradas matrizes de avaliação de impacto, as quais relacionaram componentes e critérios para a obtenção das pontuações integradas de impacto (positivo ou negativo) para cada categoria, fator e componente. Estas pontuações de impacto foram incorporadas e ajustadas em um modelo matemático usado para o cálculo dos níveis de sustentabilidade das técnicas de remediação. A fim de validar a ferramenta e a sua abordagem, esta foi aplicada para analisar e comparar a sustentabilidade da implementação de 5 técnicas de remediação de solos contaminados selecionadas no estudo Parte I: fitoremediação, eletrocinética e escavação/disposição (Estudo de Caso I); nanoremediação e lavagem de solo (Estudo de Caso II). Seguindo esta ordem de apresentação das técnicas para cada estudo de caso, corresponderam as probabilidades de sustentabilidade alcançadas pelas técnicas. O cálculo das sustentabilidades é sustentado pela interação direta entre os impactos obtidos para cada categoria e técnica. Portanto, a ferramenta elaborada prioriza os princípios básicos da sustentabilidade, onde há a necessidade de uma sintonia entre os três pilares, e se mostra favorável na avaliação e seleção de uma técnica de remediação sustentável.

**Palavras chave:** matriz de avaliação de impacto, critérios, componentes de impacto, modelo matemático, índices de sustentabilidade

## 1 Introdução

É fortemente reconhecido que os diferentes estágios de aplicação de uma técnica de remediação podem introduzir novos impactos, locais, regionais e globais, no meio ambiente, sociedade e economia (Søndergaard et al., 2017; Amponsah et al., 2018). Diante disto, os conceitos de remediação sustentável devem se fazer cada vez mais presentes nos contextos do gerenciamento de áreas contaminadas. A remediação sustentável deve ser introduzida como uma nova forma de pensar a remediação, sendo um meio de melhorar o desempenho ambiental, social e econômico, reduzir os impactos negativos, destacar conflitos e escolhas importantes e

---

<sup>5</sup> Autora: Adeli Beatriz Braun

Coautores: Caroline Visentin, Adan William da Silva Trentin e Antônio Thomé

promover comunicações transparentes e colaborativas entre as partes interessadas (Hou e Al-Tabbaa, 2014; McNally, 2018).

Neste contexto, nos últimos anos, uma série de ferramentas de suporte à decisão, comumente denominadas de DSTs (*Decision Support Tools*), de tipo e escopo variados, vem sendo desenvolvidas especificamente para auxiliar os tomadores de decisão (profissionais e pesquisadores) na avaliação complexa sobre a sustentabilidade de projetos de remediação (Holland et al., 2011; Hou et al., 2014a; Anderson et al., 2018). Dentre estas ferramentas, as quais podem incluir análises qualitativas relativamente simples, semiquantitativas ou totalmente quantitativas, destacam-se: LCA - *Life Cycle Assessment* (Hou et al., 2014a; Hou et al., 2014b; Hou et al., 2016a; Hou et al., 2017; Amponsah et al., 2018); MCA - *Multi-Criteria Analysis* e CBA - *Cost Benefit Analysis* (Sparrevik et al., 2012; Smith e Kerrison, 2013; Zheng et al., 2019); SEFA - *Spreadsheets for Environmental Footprint Analysis* (Huang et al., 2016); SiteWise™ (Ferdos e Rosén, 2013; Lim et al., 2016); SCORE - *Sustainable Choice Of Remediation* (Söderqvist et al., 2015; Rosén et al., 2015); SRT - *Sustainable Remediation Tool* e GREM - *Green Remediation Evaluation Matrix* (Yargicoglu e Reddy, 2013); CO<sub>2</sub> Calculator e REC - *Risk reduction, Environmental Merit and Cost* (Cappuyns, 2013; Beames et al., 2014); SSEM - *Social Sustainability Evaluation Matrix* (Reddy et al., 2014); GoldSet - *Golder Sustainability Evaluation Tool* (Mulligan et al., 2013); BATNEEC - *Best Available Technique Not Entailing Excessive Costs* (Cappuyns, 2013); HHRS - *Human Health Risk Assessment* (Hou et al., 2017; Zheng et al., 2019); NEB - *Net Environmental Benefit* (Efroymsen et al., 2004; Hou et al., 2017); MIVES - *Integrated Value Model for Sustainable Assessment* (Reddy et al., 2018; Trentin et al., 2019).

Embora que este rol variado de ferramentas já tenha sido utilizado para comparar diferentes técnicas de remediação quanto a abordagem da sustentabilidade, a complexidade de análise de algumas ferramentas, e a falta de orientações mais abrangentes, práticas e claras, dificultam aos usuários e tomadores de decisão (profissionais da remediação) a escolha da ferramenta que deve ser adotada em cada caso (Hou, 2016; Smith e Nadebaum, 2016; Reddy e Kumar, 2018; Favara et al., 2019). Hou e Al-Tabbaa (2014) já destacavam que as metodologias de avaliação de sustentabilidade devem ser flexíveis e permitir a seleção de métricas adequadas às condições do local e as necessidades das partes interessadas, uma vez que, as estratégias e decisões ideais necessárias para alcançar a remediação sustentável podem variar de acordo com as condições sociais, geográficas e econômicas das partes interessadas no projeto de remediação. Portanto, a sustentabilidade ao mesmo tempo que é abrangente, também é

altamente específica do local e depende de opiniões das diferentes partes interessadas (Bardos, 2014). Contudo, também são necessárias diretrizes gerais para a escolha de tecnologias de remediação sem passar pela avaliação do ciclo de vida de cada projeto e de cada local (Hou et al., 2016b).

A grande maioria das ferramentas ainda carece de uma avaliação completa e concisa da sustentabilidade em seus três pilares - ambiental, econômico e social, apresentando um desequilíbrio no número de critérios, indicadores e métricas analisadas para cada categoria (Trentin et al. 2019). Também é verificado um número reduzido de ferramentas disponíveis que avaliam a sustentabilidade em termos dos impactos gerais, quantificando ou articulando os impactos ambientais, sociais e econômicos. Dentre as ferramentas, a LCA é a que leva em consideração os impactos do ciclo de vida das atividades de remediação, porém, ainda com maior ênfase aos impactos ambientais do que econômicos e sociais. Conforme Gholamalifard et al. (2016) a comparação entre diferentes opções de remediação para alcançar uma decisão fundamentada e objetiva sobre os seus impactos e sua sustentabilidade ainda é uma tarefa difícil para os avaliadores e tomadores de decisão. Portanto, o uso de uma avaliação integrada se torna crucialmente importante para avaliar a sustentabilidade de diferentes técnicas de remediação.

O uso de avaliações integradas que envolvem avaliações de impacto e sustentabilidade de projetos vêm aumentando nos últimos anos, uma vez que, agilizam o processo e oferecem uma abordagem mais abrangente de análise (Pope et al., 2013; Gholamalifard et al., 2016).

Visto isto, é necessário um maior enfoque acadêmico para refinar ou desenvolver novas ferramentas que integrem os três pilares da sustentabilidade de forma padronizada; que sejam mais tangíveis para avaliar os impactos sociais e melhorar as avaliações de impacto indireto; que incorporem análises de decisão multicritério (Reddy e Kumar, 2018); e que integrem todos os dados e procedimentos necessários para as avaliações dentro de uma única estrutura, sem o usuário precisar recorrer a outros métodos para completar as análises.

Neste sentido, o objetivo deste estudo consistiu na elaboração e validação de uma ferramenta de avaliação integrada da sustentabilidade de técnicas de remediação de solos contaminados. Para tanto, foram integradas diferentes metodologias, de avaliação de impacto e sustentabilidade, em uma estrutura unificada, com avaliações ambientais, sociais e econômicas ao longo do processo. A validação ocorreu por meio da aplicação da ferramenta elaborada neste estudo (Parte II) considerando as técnicas extraídas da aplicação das matrizes de triagem desenvolvidas no estudo Parte I, completando assim o delineamento do método de remediação sustentável.

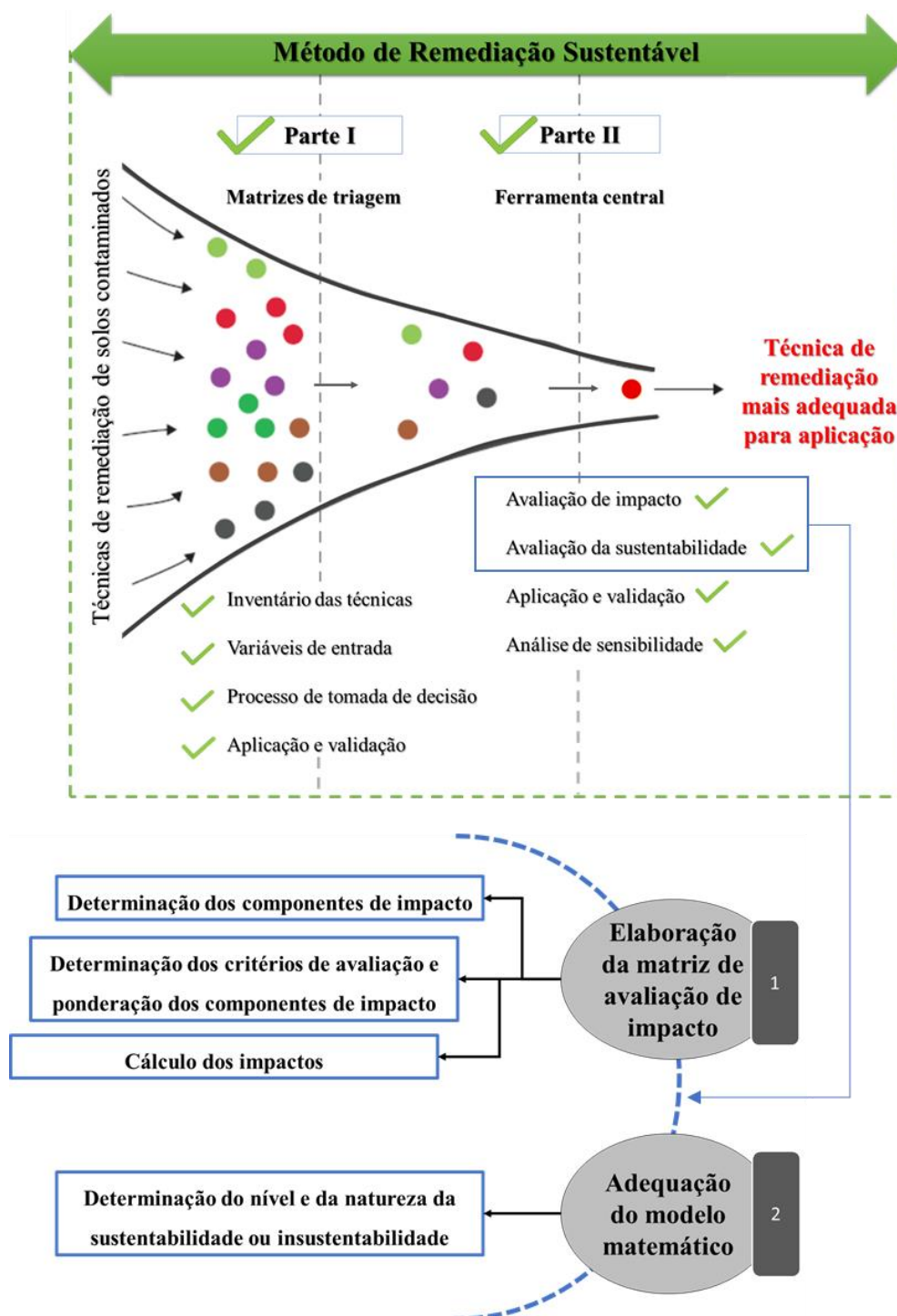
## 2 Metodologia

O desenvolvimento do método de apoio a tomada de decisão para a remediação sustentável de solos contaminados foi dividido em uma sequência de artigos de duas partes: primeiramente com a elaboração de matrizes de triagem inicial das técnicas de remediação de solos contaminados a partir de características específicas de aplicabilidade (Parte I), e finalizando com o desenvolvimento da ferramenta central de avaliação da sustentabilidade no processo de aplicação destas técnicas selecionadas (Parte II). A Figura 1 mostra o fluxo completo de trabalho, tanto do estudo documentado neste artigo (Parte II) quanto no artigo anterior (Parte I). Todas as análises são referentes a aplicação e manejo das técnicas de remediação.

O desenvolvimento e estruturação da ferramenta (Seção 3) incluíram os seguintes recursos: uma matriz de avaliação de impacto e um modelo matemático para análise da sustentabilidade. A ferramenta pode ser classificada como semiquantitativa, pois incluiu tanto análises objetivas quanto subjetivas; classificou e pontuou potenciais fatores; resultou em médias ponderadas ou pontuações cumulativas; e permitiu uma comparação numérica direta entre várias alternativas de remediação. Segundo Reddy e Adams (2015) estes tipos de ferramentas fornecem avaliações mais detalhadas, criteriosas e avançadas dos impactos da sustentabilidade na remediação.

Como estratégia de validação da ferramenta elaborada (Seção 4), as técnicas selecionadas para cada estudo de caso analisado na Parte I foram delineadas e a ferramenta aplicada para calcular e comparar os impactos ambientais, sociais e econômicos, além dos níveis de sustentabilidade no processo de aplicação de cada técnica. E por fim, para obter uma análise mais aprofundada dos níveis de sustentabilidade obtidos, foram realizadas análises de sensibilidade (Seção 5), variando as importâncias dadas a cada pilar da sustentabilidade em diferentes cenários de pontuações.

Figura 1. Fluxo das etapas do trabalho completo e detalhamento das que compõe este estudo (Parte II)



## 2.1 Contextualização das metodologias consideradas na elaboração da ferramenta



Primeiramente buscou-se por metodologias de avaliação de impacto que também poderiam ser utilizadas para avaliar a sustentabilidade de diferentes opções de remediação. Neste sentido, após realizada uma ampla pesquisa em bases de dados de periódicos científicos, a nova ferramenta foi elaborada a partir de metodologias de avaliação de impacto baseadas em matrizes, tais como: Matriz de avaliação rápida de impacto (Rapid Impact Assessment Matrix – RIAM) (Pastakia, 1998; Pastakia; Jensen, 1998); Matriz de Leopold (Leopold et al., 1971); Método de Folchi (Folchi, 2003); e o sistema Battelle (Dee et al., 1973).

A metodologia RIAM foi desenvolvida inicialmente para avaliar os impactos ambientais da deposição de cinzas volantes em aterros, mas já foi utilizada para várias outras situações, inclusive para avaliar a sustentabilidade de: aterros sanitários, lixões de rejeitos de mineração, diferentes opções de descarte de resíduos sólidos, bem como avaliar usinas geotérmicas. Os pontos fortes e fracos de sua aplicação já foram avaliados de forma extensiva e crítica, além das adaptações já realizadas desde a sua elaboração (ver por exemplo, Phillips, 2012a; Kuitunen et al., 2008; Gholamalifard et al., 2016).

A metodologia Folchi foi descrita para quantificar o impacto ambiental da mineração. Contudo, já foi utilizado para avaliar os impactos das fábricas de cimento, de usinas de lavagem de carvão, da construção e operação de diferentes tuneis e de aglomerados de pedreiras de calcário abandonadas. O sistema Battelle consiste na avaliação ambiental desenvolvida para o planejamento de recursos hídricos, mas já foi aplicado para avaliar os impactos de um esquema de metrô, projetos de mineração e indústria açucareira.

A matriz de Leopold foi primeiramente aplicada para avaliar os impactos ambientais de processos de mineração, mas já foi utilizada para a avaliação da construção de complexos residenciais e parques eólicos. Existe um estudo que usou a matriz de Leopold para analisar os impactos causados por terras degradadas pela erosão, sendo o único estudo que mais se aproxima da aplicação destes tipos de métodos no campo da remediação (Bireescu et al., 2010). Portanto, a utilização dos métodos de matrizes para a avaliação de impacto em processos de remediação ainda consiste em um campo que permite exploração.

A partir dos dados obtidos na avaliação de impacto aplicou-se um modelo matemático adaptado para determinar quantitativamente a sustentabilidade. O modelo matemático utilizado como referência para a elaboração da ferramenta teve sua primeira versão publicada e explicitada em detalhes no ano de 2009 por Jason Phillips e sua última revisão no ano de 2016 (Phillips, 2009; 2016a). Durante este período o mesmo autor publicou diversos estudos com novas adaptações e avanços do modelo para a aplicação conjunta com diferentes métodos de

avaliação de impacto, em especial para os citados acima. O modelo foi utilizado para avaliar a sustentabilidade de diferentes opções para disposição de resíduos sólidos (Phillips, 2012b; Phillips e Mondal, 2014; Phillips e Gholamalifard, 2016); para propostas de parque eólico (Phillips, 2015); para projeto de uma usina geotérmica (Phillips, 2010a); para projetos de tunelamento (Phillips, 2016b); e para projetos de mineração (Phillips, 2010b; Phillips, 2012a; Phillips, 2012c; Phillips, 2012d; Phillips, 2013).

### **3 Desenvolvimento e estruturação da ferramenta**

#### **3.1 Elaboração da matriz de avaliação de impacto**

Para a elaboração da matriz de avaliação de impacto tomou-se como base a metodologia RIAM, pois esta possibilita a identificação, comparação e classificação de diferentes opções potenciais e disponíveis para um projeto, plano ou programa. Além disto, também permite uma avaliação temporal do projeto em diferentes momentos, como antes, durante e depois ou nas fases de construção e operação (Kuitunen et al., 2008; Gholamalifard et al., 2016). As modificações, melhorias e adaptações realizadas em cada etapa são explicadas em detalhes nas seções a seguir.

##### **3.1.1 Determinação dos componentes de impacto**

O primeiro passo para conduzir uma avaliação de impacto é a investigação e identificação de todos os componentes ambientais, sociais e econômicos que possivelmente serão afetados pelo projeto em análise, que neste caso corresponde à aplicação da técnica de remediação (Wang et al., 2006).

Uma matriz RIAM convencional é construída a partir de um conjunto de componentes específicos. Geralmente os componentes de impacto são determinados e categorizados em quatro grupos: PC (físico/químico); BE (biológico/ecológico); SC (sociológico/cultural); e OE (econômico/operacional). Contudo, esta classificação permite flexibilizações conforme o objetivo da pesquisa (Kuitunen et al., 2008). Neste estudo a finalidade foi a categorização das técnicas de remediação de acordo com a sustentabilidade, considerando-se, portanto, os três principais pilares – categoria ambiental (E), social (S) e econômica (EC).

A lista dos componentes de impacto que integram cada categoria também pode variar conforme o tipo de projeto que está sendo avaliado (Li et al. 2014). Os componentes são cuidadosamente escolhidos com o propósito de avaliar os impactos potenciais do projeto considerado (Pastakia e Jensen, 1998). A lista destes componentes pode ser obtida por meio de extensa revisão da literatura ou aplicação de questionários, por exemplo (Wang et al., 2006).

Visto isto, para a definição dos componentes de impacto utilizou-se como base a lista de indicadores desenvolvida por Braun et al. (2021), sendo que alguns pequenos ajustes foram necessários, considerando a abordagem dos componentes de impacto de alguns estudos que já aplicaram a matriz RIAM de avaliação de impacto (por exemplo, Irimia et al., 2011; Phillips, 2016a; Gholamalifard et al., 2016); e em função do uso pretendido e o contexto específico de aplicação dos componentes (Efroymsen et al., 2012), visto que neste estudo a abrangência das análises se restringe as atividades decorrentes da aplicação da técnica de remediação, e como estas podem afetar, interferir ou perturbar cada componente.

A Tabela 1 traz a descrição dos componentes de impacto configurados para a ferramenta desenvolvida neste estudo. Os componentes de impacto foram classificados em fatores e categorias de impacto. Foram listados no total 63 componentes de impacto, divididos em 20 fatores de impacto, nas categorias ambiental (25 componentes e 9 fatores), social (24 componentes e 9 fatores) e econômico (14 componentes e 2 fatores). A Tabela 1 também traz os valores de ponderação para cada componente de impacto, as quais foram obtidas por meio da validação da lista de indicadores desenvolvida por Braun et al. (2021). Neste estudo, estas pontuações foram utilizadas no cálculo final dos impactos, conforme especificado na Seção 3.1.3.

Tabela 1. Lista dos componentes de impacto para avaliação das técnicas de remediação

<b>Código de referência</b>	<b>Categorias/Fatores/Componentes de impacto</b>	<b>Valores de ponderação (W)</b>
<b>E</b>	<b>Ambiental</b>	
<b>E1</b>	<b>Ar</b>	
E1.1	Interferência na qualidade do ar	0,82
E1.2	Emissão de gases de efeito estufa e aquecimento global (CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , O <sub>3</sub> e CO)	0,75
E1.3	Emissão de outros poluentes atmosféricos (NO <sub>x</sub> e SO <sub>x</sub> )	0,75
E1.4	Emissão de poluentes que destroem a camada de ozônio (CFCs)	0,72
<b>E2</b>	<b>Água</b>	

E2.1	Proteção, dano ou consumo da água superficial	0,91
E2.2	Proteção, dano, consumo da água subterrânea	0,93
E2.3	Proteção, dano ou consumo da água potável	0,92
E2.4	Consumo de água recuperada, tratada e/ou pluvial	0,8
<b>E3</b>	<b>Solo</b>	
E3.1	Interferência na qualidade do solo	0,88
E3.2	Interferência nas condições e funções básicas do solo	0,81
<b>E4</b>	<b>Ecossistema e biodiversidade</b>	
E4.1	Proteção ou dano a fauna	0,76
E4.2	Proteção ou dano a flora	0,79
E4.3	Proteção ou dano aos habitats naturais	0,75
E4.4	Proteção ou dano a paisagem	0,78
<b>E5</b>	<b>Energia e combustível</b>	
E5.1	Consumo de energia e/ou combustíveis renováveis, sustentáveis ou gerados a partir de subprodutos	0,79
E5.2	Consumo de energia e/ou combustível não renovável	0,62
<b>E6</b>	<b>Resíduos e efluentes</b>	
E6.1	Geração e gestão de resíduos perigosos	0,93
E6.2	Geração e gestão resíduos não perigosos	0,73
E6.3	Geração e gestão efluentes	0,87
<b>E7</b>	<b>Matéria prima</b>	
E7.1	Proteção, dano ou uso de recursos naturais	0,79
E7.2	Uso de produtos/materiais recicláveis	0,83
E7.3	Uso de produtos/materiais não recicláveis	0,64
<b>E8</b>	<b>Toxicidade</b>	
E8.1	Efeitos tóxicos ao meio ambiente	0,86
<b>E9</b>	<b>Adversidades externas</b>	
E9.1	Efeitos sobre outros meios	0,88
E9.2	Ocorrência de desastres	0,86
<b>S</b>	<b>Social</b>	
<b>S1</b>	<b>Saúde pública e segurança da comunidade</b>	
S1.1	Efeitos respiratórios e tóxicos à saúde devido às emissões atmosféricas	0,88
S1.2	Outros riscos à saúde e à segurança da comunidade devido ao tráfego e operação de máquinas	0,77
<b>S2</b>	<b>Saúde e segurança do trabalhador</b>	
S2.1	Riscos ocupacionais dos trabalhadores devido às exposições durante o processo de remediação	0,81
S2.2	Riscos de acidentes e lesões dos trabalhadores envolvidos no processo de remediação	0,79
S2.3	Grau de proteção oferecido aos trabalhadores durante o processo de remediação	0,87
<b>S3</b>	<b>Emprego e renda</b>	
S3.1	Oportunidades diretas e indiretas de emprego e renda	0,74
S3.2	Oportunidades iguais	0,74
S3.3	Oportunidade de aprendizagem/treinamento, desenvolvimento de habilidades e educação	0,75

<b>S4</b>	<b>Negócios e economia local</b>	
S4.1	Oportunidade e fortalecimento da economia e dos negócios locais	0,71
S4.2	Interrupção, migração ou encerramento de empresas locais	0,67
<b>S5</b>	<b>Qualidade de vida e bem-estar social</b>	
S5.1	Melhorias, benefícios e avanços nas condições dos serviços locais oferecidos para a comunidade	0,74
S5.2	Criação ou recuperação de espaços ou infraestruturas verdes, recreativas e de lazer	0,75
<b>S6</b>	<b>Cultura e turismo</b>	
S6.1	Comprometimento do turismo local e do patrimônio cultural	0,75
S6.2	Promoção cultural e turística	0,72
S6.3	Interferência na estética do ambiente local	0,7
<b>S7</b>	<b>Uso da área</b>	
S7.1	Restauração e adequação do local para reutilização futura	0,84
S7.2	Efeitos nas propriedades vizinhas ao local	0,8
<b>S8</b>	<b>Participação das partes interessadas</b>	
S8.1	Satisfação e aceitação das partes interessadas	0,84
S8.2	Confiança e comunicação transparente	0,84
<b>S9</b>	<b>Responsabilidade social</b>	
S9.1	Ética das empresas envolvidas em todos os processos	0,88
S9.2	Transferência de impactos para as gerações futuras	0,85
S9.3	Robustez, qualidade e precisão das investigações e avaliações	0,9
S9.4	Confiabilidade e resiliência diante de mudanças	0,82
S9.5	Conformidade com as políticas locais	0,84
<b>EC</b>	<b>Econômico</b>	
<b>EC1</b>	<b>Custos diretos/internos</b>	
EC1.1	Administrativo e de projeto	0,77
EC1.2	Trabalho/mão-de-obra	0,78
EC1.3	Transporte	0,7
EC1.4	Materiais e equipamentos	0,74
EC1.5	Recursos e matéria-prima	0,75
EC1.6	Energia e/ou combustível	0,77
EC1.7	Água	0,78
EC1.8	Gestão de resíduos e/ou efluentes	0,85
<b>EC2</b>	<b>Custos indiretos/externos</b>	
EC2.1	Ações de segurança e proteção/prevenção	0,78
EC2.2	Depreciação ou valorização do local e das propriedades vizinhas	0,77
EC2.3	Estagnação do local até seu uso futuro	0,75
EC2.4	Ações de monitoramento e manutenção	0,84
EC2.5	Desenvolvimento social e de infraestrutura	0,76
EC2.6	Desenvolvimento comercial e de negócios	0,7

### 3.1.2 Determinação dos critérios de avaliação e ponderação dos componentes de impacto

A avaliação e pontuação dos impactos dos métodos de matrizes, como RIAM, Leopold e Folchi, estão baseados em critérios e/ou atributos. Diante disto, com o objetivo de uma avaliação abrangente, especificou-se um conjunto de diferentes critérios com base em estudos que aplicaram avaliações de impacto, conforme fontes da Tabela 2. Primeiramente, os critérios abordados nestes estudos foram destacados, sendo em seguida adaptados aos objetivos da ferramenta e categorizados conforme mostrado na Tabela 2.

Foram desenvolvidos um conjunto de nove critérios, os quais representam as condições fundamentais para uma avaliação completa de impactos. Os critérios, que variam em número, descrevem diferentes situações de possíveis impactos que as atividades decorrentes da implementação da técnica de remediação podem causar sobre o respectivo componente.

Considerou-se como princípios de seleção, a importância de cada critério na avaliação de impacto da aplicação/manejo de um processo de remediação; a universalidade e ao mesmo tempo a especificidade de cada critério, para permitir que possam ser realizadas avaliações de impacto para diferentes processos de remediação e ao mesmo tempo sejam adequados para os componentes de impacto definidos para este estudo; além da abordagem adequada de cada critério, dividindo-os em dois grupos principais, Grupo A (A1-certeza da ocorrência do impacto; A2-natureza do impacto; A3-efeito do impacto; A4-magnitude do impacto) e Grupo B (B1-extensão do impacto; B2-tempo até a ocorrência do impacto; B3-persistência/duração do impacto; B4-reversibilidade do impacto).

Seguindo os conceitos e a proporção de critérios para cada grupo trazidos pelo método RIAM original, foram definidos quatro critérios para o Grupo A e cinco para o Grupo B, sendo que ampliou-se o número de critérios e o sistema de pontuação, como sugerido por Ijäs et al. (2010). Os critérios do Grupo A determinam a importância e a natureza dos impactos sobre cada componente em relação à técnica de remediação que está sendo avaliada. Já os critérios do Grupo B determinam os impactos espaciais e temporais sobre cada componente dentro do contexto da técnica de remediação que está sendo avaliada. Os critérios de cada grupo estão definidos detalhadamente na Tabela 2.

Tabela 2. Lista dos critérios para avaliação dos componentes de impacto

<b>Critério</b>	<b>Código</b>	<b>Descrição das faixas</b>	<b>Escala de valor</b>	<b>Definição</b>	<b>Fonte</b>
Certeza da ocorrência do impacto	A1	Certo	3	Avalia a perspectiva em que os impactos sobre o respectivo componente ocorrem.	Birescu et al. (2010); Josimovic et al. (2014)
		Provável	2		
		Possível	1		
Natureza do impacto	A2	Positivo	1	Avalia o tipo de impactos gerados sobre o respectivo componente.	Chatzimikes (1983); Pastakia (1998); Pastakia e Jensen (1998); Birescu et al. (2010); Reddy et al. (2014); Asadollahfardi e Asadi (2018)
		Neutro/incerteza	0		
		Negativo	-1		
Efeito do impacto	A3	Direto	3	Avalia a consequência dos impactos gerados ou de seus efeitos em relação ao respectivo componente.	Toro et al. (2013)
		Direto e/ou indireto/incerteza	2		
		Indireto	1		
Magnitude do impacto	A4	Muito alta	5	Avalia a intensidade dos impactos provocados sobre o respectivo componente.	Parker e Howard (1977); Birescu et al. (2010); Toro et al. (2013); Josimovic et al. (2014); Asadollahfardi e Asadi (2018)
		Alta	4		
		Média	3		
		Tolerável	2		
		Baixa	1		
Extensão do impacto	B1	Global	4	Avalia a área de influência em que os impactos causados sobre o respectivo componente ou seus efeitos ocorrem ou se manifestam.	Pastakia (1998); Pastakia e Jensen (1998); Ijäs et al. (2010); Josimovic et al. (2014)
		Nacional	3		
		Regional	2		
		Local/pontual	1		
	B2	Imediato	3		Toro et al. (2013); Josimovic et al. (2014)
		Médio prazo	2		

Tempo até a ocorrência do impacto		Longo prazo	1	Avalia o período em que os impactos sobre o respectivo componente começam a ocorrer, contado do início das ações que o causaram.	
Persistência/duração do impacto	B3	Permanente	3	Avalia o horizonte temporal que os impactos permanecem gerando efeitos sobre o respectivo componente.	Chatzimikes (1983); Toro et al. (2013); Josimovic et al. (2014)
		Temporário	2		
		Transitório	1		
Reversibilidade do impacto	B4	Irreversível	3	Avalia a possibilidade de reverter a tendência de impacto sobre o respectivo componente ou de seus efeitos, levando-se em conta a aplicação de medidas para sua reparação ou com a suspensão da atividade geradora do impacto.	Pastakia, 1998; Pastakia e Jensen, 1998;
		Parcialmente reversível	2		
		Reversível	1		
Propriedade cumulativa do impacto	B5	Cumulativo/sinérgico	2	Avalia a possibilidade dos impactos finais sobre o respectivo componente resultar de uma interação entre o impacto causado pelas atividades diretas de remediação com impactos oriundos de outras atividades.	Pastakia (1998); Pastakia e Jensen (1998); Toro et al. (2013)
		Simples/único	1		



As faixas para cada critério e os níveis de significância foram definidos de acordo com as referências consultadas. A escala de valores dos critérios varia de zero a cinco, dependendo da quantidade de subdivisões necessárias, sendo que quanto mais perto de zero menor a importância da condição sobre o componente, e mais perto do valor cinco mais crítica é a situação. Somente o critério A2 fornece o valor zero em sua faixa, pois pode ser incerto se o impacto gerado é benéfico ou prejudicial, sendo classificado, portanto, como neutro ( $A2=0$ ). O critério A2 (natureza do impacto) considera que o impacto sobre o respectivo componente pode ser positivo ( $A2=1$ ) ou negativo ( $A2=-1$ ).

Um impacto representa o limite superior de uma grande mudança no respectivo componente quando a sua ocorrência for certa ( $A1=3$ ); o efeito for direto ( $A3=3$ ); ser de intensidade muito alta/devastadora ( $A4=5$ ) ou alta ( $A4=4$ ); causar alterações em um contexto global ( $B1=4$ ) ou nacional ( $B1=3$ ); quando as alterações ocorrem de forma imediata ( $B2=3$ ); a sua duração for permanente ( $B3=3$ ); as consequências são irreversíveis ( $B4=3$ ); e o impacto se acumula ao longo do tempo ou tem efeitos sinérgicos com outras condições ( $B5=2$ ).

Um impacto representa o limite inferior de uma pequena mudança no respectivo componente quando é provável que ele ocorra ( $A1=1$ ); possui efeito indireto ( $A3=1$ ); é de intensidade tolerável ( $A4=2$ ) ou baixa ( $A4=1$ ); é apenas localmente importante ( $B1=1$ ); as alterações ocorrem a longo prazo ( $B2=1$ ); ser de característica transitória ( $B3=1$ ); as condições podem ser reversíveis ( $B4=1$ ); e não possuir propriedade cumulativa ( $B5=1$ ).

Impactos de significância moderada estão entre os limites superior e inferior, onde é possível que o impacto sobre o respectivo componente ocorra; há incerteza sobre o efeito, se é direto ou indireto; as consequências são regionais; as alterações começam a ser sentidas em médio prazo; a duração do impacto é temporária; e a condição provocada é parcialmente reversível ( $A1=A3=B1=B2=B3=B4=2$ , respectivamente). Já a intensidade do impacto, neste caso, é de fator médio ( $A4=3$ ).

Finalmente, o RIAM não é adequado para lidar com problemas de impacto se houver informações vagas ou imprecisas (Wang et al., 2006). Neste sentido, para uma melhor compreensão e uso dos critérios, além de minimizar o viés subjetivo da avaliação de impacto, foi elaborado um documento com orientações e sugestão de cenários para auxiliar na tomada de decisão (Apêndice A deste artigo), com base no que foi feito em Mirmohammadi et al. (2009), Monjezi et al. (2009) e Gholamalifard et al. (2016), porém com a abordagem voltada para o contexto da aplicação das técnicas de remediação. Para definir cada cenário foram consultadas referências específicas voltadas para a abordagem de cada componente de impacto.

Estes diferentes cenários foram definidos para cada componente de impacto, com foco voltado para a delimitação do critério A4 (magnitude do impacto), o qual necessita de uma análise mais aprofundada para a atribuição dos valores. Contudo, os cenários estabelecidos também podem ser utilizados para delimitar os outros critérios em relação aos componentes. Para alguns cenários foram pré-definidas faixas de magnitude, porém, em função da complexidade e variedade de contextos e análises possíveis, fica a critério do usuário buscar as informações oportunas para fazer a escolha dentro da faixa de magnitude de 1 a 5 dependendo do contexto em que está avaliando cada técnica de remediação. Para que este processo ocorra de forma transparente, assim como as outras etapas, indica-se que o usuário da ferramenta seja um técnico ou profissional da área, ou alguém com formação que o capacite a realizar esses tipos de análises.

### 3.1.3 Avaliação e cálculo dos impactos

Para a avaliação dos impactos decorrentes da aplicação e manejo da técnica de remediação partiu-se da configuração de cada técnica, com a delimitação das principais entradas e saídas durante o processo de remediação, e indicando os componentes de impacto que caracterizam e influenciam na aplicação da técnica considerada.

Para o cálculo dos impactos foi produzida uma matriz para cada técnica de remediação avaliada. Os critérios foram organizados como as colunas da matriz e os componentes de impacto como as linhas. As células forneceram uma medida dos impactos esperados dos componentes quando medidos em relação aos critérios de avaliação, sendo que, estes valores individuais dentro de cada célula foram estabelecidos tomando como base as informações contidas na Tabela 2 e no Apêndice A.

Para definir a pontuação de impacto ( $IS_i$ ) de cada componente aplicou-se a fórmula indicada por Pastakia (1998) e Pastakia e Jensen (1998) composta pelos critérios de avaliação, conforme Equação 1. Os critérios do Grupo A são importantes para a condição, e individualmente podem alterar a pontuação obtida, deste modo uma multiplicação é necessária. Já os critérios do Grupo B são valiosos para a situação, mas individualmente não são capazes de alterar a pontuação obtida, desta forma, para garantir que sua importância coletiva seja levada em consideração, a adição é a operação apropriada.

$$IS_i = (A1 \times A2 \times A3 \times A4) \times (B1 + B2 + B3 + B4 + B5) \quad (\text{Eq. 1})$$

Apesar da fórmula e das diretrizes, a avaliação de impacto pode produzir resultados variados, pois depende do julgamento do avaliador, embora a decisão em relação aos critérios esteja baseada em cenários que levam em consideração as condições existentes para um contexto de remediação. Diante disto, para garantir que nesta avaliação seja considerado mais de um ponto de vista, formulou-se uma pontuação integrada de impacto (IIS), como sugerido por Li et al. (2014), com a adição dos valores de ponderação de cada componente de impacto trazidos na Tabela 1. A IIS para cada componente de impacto (IIS<sub>i</sub>), fator de impacto (IIS<sub>f</sub>), categoria (IIS<sub>c</sub>) e a pontuação de impacto total para cada alternativa de remediação analisada (IIS<sub>t</sub>) é calculada conforme Equações 2, 3, 4 e 5, respectivamente:

$$IIS_i = (W_i) \times (IS_i) \quad (\text{Eq. 2})$$

$$IIS_f = \sum_i IIS_i \quad (\text{Eq. 3})$$

$$IIS_c = \sum_f IIS_f \quad (\text{Eq. 4})$$

$$IIS_t = \sum_{c=1}^3 IIS_c \quad (\text{Eq. 5})$$

onde “IIS” corresponde a pontuação integrada de impacto; e, “W” e “IS” representam o valor de ponderação atribuído e a pontuação de impacto, respectivamente, para o componente “i”, fator “f” e na categoria “c”.

A avaliação das pontuações de impacto obtidas para cada alternativa de remediação foi realizada comparando o número e a magnitude dos impactos negativos e positivos resultantes para os fatores e os componentes de impacto, além do maior e menor impacto geral integrado obtido para cada categoria.

### **3.2 Adequação do modelo matemático para determinação da sustentabilidade das técnicas de remediação**

A partir dos dados da avaliação de impacto determinou-se quantitativamente a sustentabilidade das técnicas de remediação, por meio da aplicação de um modelo matemático adaptado.

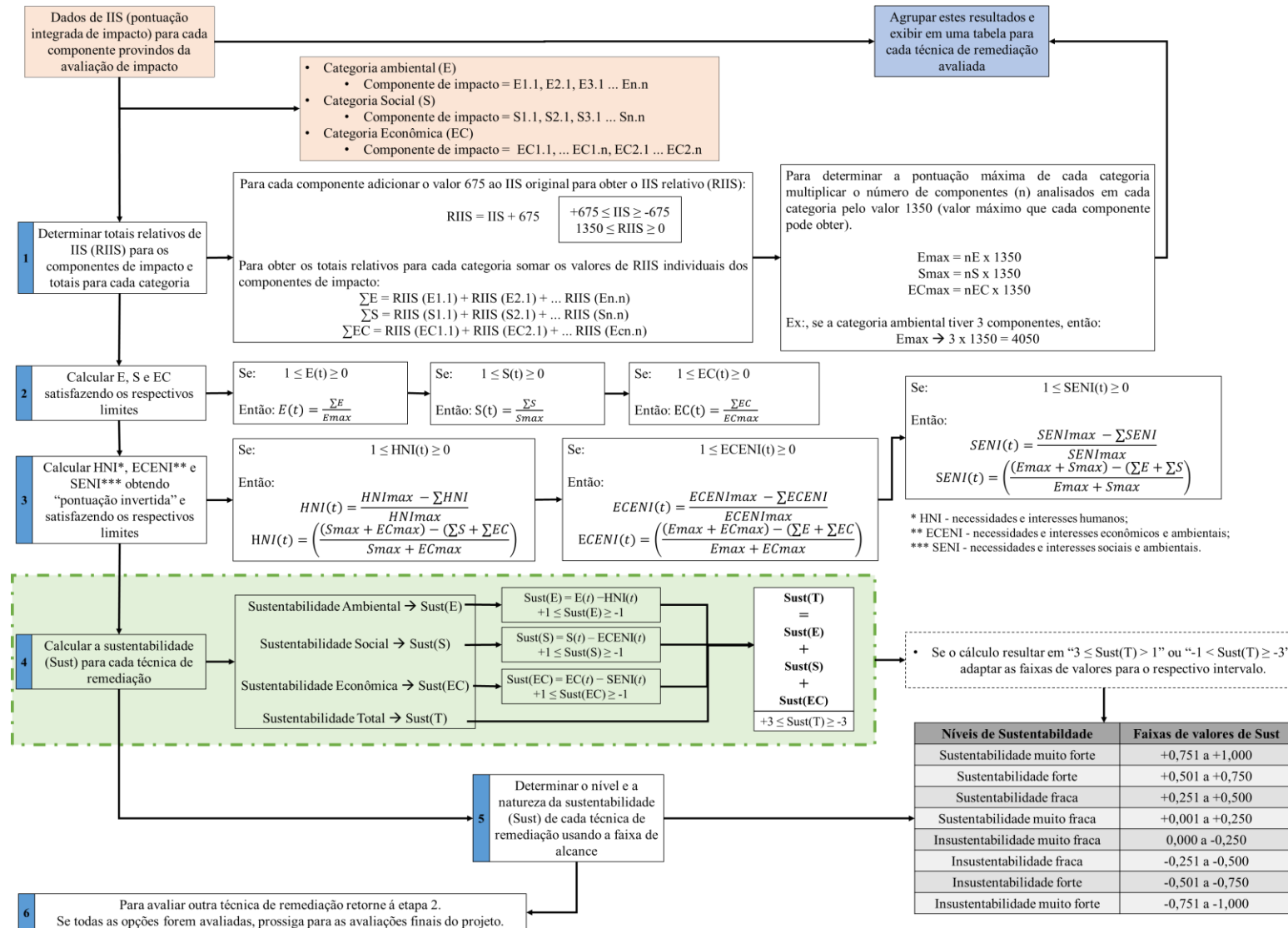
A concepção do modelo matemático baseou-se nos conceitos bases do desenvolvimento sustentável, o qual foi definido como aquele que satisfaz as necessidades das presentes gerações, sem comprometer a capacidade das gerações futuras satisfazerem as suas próprias necessidades (Brundtland, 1987). A partir deste conceito o modelo estabeleceu relação entre o meio ambiente e os seres humanos por meio da aplicação de uma teoria na qual a preocupação maior está concentrada na natureza e os impactos que as atividades humanas podem causar sobre o meio ambiente, relacionando a capacidade do meio ambiente em absorver as interferências humanas, econômicas e sociológicas. Diante disto, a sustentabilidade do projeto é alcançada quando o valor dos componentes ambientais é maior do que o valor que correspondem as necessidade e interesses humanos (soma dos componentes sociais e econômicos) (Phillips, 2009).

Após analisar as possibilidades e concepções em aplicações anteriores do modelo para a determinação da sustentabilidade (Phillips, 2009; 2010a; 2016a); relacionar esta abordagem com os princípios bases do contexto da remediação sustentável; e considerar que em termos de sustentabilidade é de fundamental importância que haja uma sinergia entre as três dimensões da sustentabilidade (Rodriguez et al., 2002), optou-se por considerar os componentes ambientais, sociais e econômicos no cálculo da sustentabilidade final do projeto. Desta forma, tomando como base o processo e as equações desenvolvidas por Phillips (2009) para a determinação do nível e da natureza da sustentabilidade de um projeto, elaborou-se um fluxograma (Figura 2) para agrupar as etapas do processo de cálculo dos índices de sustentabilidade de cada técnica de remediação após a execução da avaliação de impacto.

Primeiramente, já com os valores de IIS obtidos na avaliação de impacto especificada na seção anterior, um cálculo adicional é executado para determinar os valores relativos de IIS (RIIS) para cada componente de impacto e os totais para cada categoria (ver etapa 1 da Figura 2). Este procedimento é necessário para garantir as operações do modelo conforme projetado, utilizando os dados da avaliação de impacto.

O modelo não pode ser aplicado imediatamente aos resultados da avaliação de impacto, devido aos valores negativos que podem ser obtidos e isso pode criar um problema no cálculo da sustentabilidade, conforme princípios definidos para sua concepção. Além disto, alterar a faixa potencial de pontuações obtidas na avaliação de impacto para que esta comece do zero no modelo de determinação da sustentabilidade, ajuda a manter a natureza e extensão do impacto sobre os componentes considerados (Phillips, 2010a).

Figura 2. Fluxograma do esquema de cálculo da sustentabilidade



Após tabular estes novos dados obtidos a partir dos resultados da avaliação de impacto, para cada componente e categoria, partiu-se para o cálculo da sustentabilidade. A sustentabilidade total - Sust(T) de cada técnica de remediação foi calculada a partir da soma da sustentabilidade ambiental – Sust(E), social – Sust(S) e econômica – Sust(EC), proporcionando uma análise, além da sustentabilidade geral do projeto, também a de cada dimensão individualmente (ver etapa 4 da Figura 2 e Equação 9). Além disto, esta forma de cálculo proporciona analisar a interação entre os impactos ambientais, sociais e econômicos positivos e negativos decorrentes do projeto com cada uma das dimensões individualmente, e por fim obter a sustentabilidade total do projeto.

A sustentabilidade ambiental (a qual no modelo original corresponde a sustentabilidade geral do projeto) foi calculada conforme equação primária do modelo de Phillips (2009), onde a Sust(E), para qualquer momento específico ( $t$ ), é obtida subtraindo o valor do componente ambiental (E) do valor das necessidades e interesses humanos (HNI), o qual engloba os aspectos sociais e econômicos (ver Equação 6). Já as formas de cálculo das sustentabilidades social e econômica foram adaptadas a partir da equação primária. A Sust(S), para qualquer momento específico ( $t$ ), foi obtida a partir da subtração do valor do componente social (S) pelo valor das necessidades e interesses econômicos e ambientais (ECENI) (ver Equação 7). A Sust(EC), para qualquer momento específico ( $t$ ), foi obtida subtraindo o valor do componente econômico (EC) do valor das necessidades e interesses sociais e ambientais (SENI) (ver Equação 8). As equações para o cálculo de E, S, EC, HNI, ECENI e SENI estão de acordo com as aplicações anteriores do modelo, como descrito, por exemplo, em Phillips (2009 e 2010a) e Gholamalifard et al. (2016), sendo que a base matemática utilizada vai de acordo com a faixa de intervalo requerida, que é de 0 a 1 (ver etapas 2 e 3 da Figura 2).

Os índices de sustentabilidade obtidos foram inseridos em uma faixa de referência entre  $-1,000 \leq \text{Sust} \leq +1,000$  conforme Gholamalifard et al. (2016) estendendo a faixa anterior de Phillips (2009) no que tange a insustentabilidade – valores menores ou iguais a zero (ver etapa 5 da Figura 2). A inclusão da insustentabilidade é importante pois fornece ao usuário um contraste mais claro e preciso dos pilares que concentram os maiores impactos negativos e/ou positivos e nos quais mudanças ou melhorias são necessárias. Portanto, a insustentabilidade, por si só, não inviabiliza a seleção e/ou aplicação de determinada técnica, ou seja, uma análise mais criteriosa em relação a todos os pilares e fatores envolvidos é necessária para a tomada de decisão final.

Os índices sustentáveis ou insustentáveis alcançados servem para rotular e classificar as técnicas de remediação analisadas quanto à sustentabilidade alcançada, e assim auxiliar o tomador de decisão a verificar qual técnica ou conjunto de técnicas que apresenta o melhor desempenho sustentável. A escolha da técnica a ser aplicada deve seguir a seguinte ordem: (1) a que apresenta o maior nível de sustentabilidade; (2) a que apresenta o menor nível de insustentabilidade. Para melhorar os níveis sustentáveis da técnica escolhida, ou possibilitar a reversão de níveis insustentáveis, é fortemente recomendado que o usuário busque por estratégias de melhores práticas de gestão para adaptar a configuração original de aplicação da técnica, podendo recorrer, por exemplo, a lista de BMPs (*Best Management Practices*) desenvolvida pela *American Society for Testing and Materials* (ASTM, 2013a,b).

$$Sust(E) = E(t) - HNI(t) = \frac{\sum E}{Emax} - \left( \frac{(Smax + ECmax) - (\sum S + \sum EC)}{Smax + ECmax} \right) \quad (\text{Eq. 6})$$

$$Sust(S) = S(t) - ECENI(t) = \frac{\sum S}{Smax} - \left( \frac{(Emax + ECmax) - (\sum E + \sum EC)}{Emax + ECmax} \right) \quad (\text{Eq. 7})$$

$$Sust(EC) = EC(t) - SENI(t) = \frac{\sum EC}{ECmax} - \left( \frac{(Emax + Smax) - (\sum E + \sum S)}{Emax + Smax} \right) \quad (\text{Eq. 8})$$

$$Sust(T) = Sust(E) + Sust(S) + Sust(EC) \quad (\text{Eq. 9})$$

Onde Sust(E), Sust(S), Sust(EC) e Sust(T) correspondem a sustentabilidade ambiental, social, econômica e total, respectivamente. Onde E, S e EC correspondem ao componente ambiental, social e econômico, respectivamente. E onde HNI corresponde as necessidades e interesses humanos; ECENI às necessidades e interesses econômicos e ambientais; e SENI às necessidades e interesses sociais e ambientais.

#### 4 Validação da ferramenta e análise de sensibilidade

A estratégia de validação da ferramenta proposta se deu por meio da sua aplicação na análise e comparação das técnicas selecionadas a partir dos dois estudos de caso considerados no estudo Parte I. Para tanto, neste estudo, as técnicas foram descritas e configuradas em relação a sua implementação, conforme as características dos estudos de caso e das referências bases utilizados. Também foram elaborados os inventários ambientais, sociais e econômicos com as informações centrais para auxiliar na análise comparativa entre componentes e critérios e o respectivo preenchimento das matrizes de impacto de cada técnica. Os resultados de impacto e

sustentabilidade obtidos a partir da aplicação da ferramenta foram discutidos e confrontados com estudos já publicados.

As análises de impacto foram conduzidas de forma a apresentar os resultados por categoria e por técnica. Já as avaliações de sustentabilidade foram conduzidas a partir de uma análise de sensibilidade, com diferentes cenários, onde as ponderações dos requisitos ambientais, sociais e econômicos foram variadas a fim de verificar a influência da importância relativa dada a cada pilar nos resultados finais de sustentabilidade obtidos para cada técnica. A análise de sensibilidade é uma parte importante da avaliação de sustentabilidade, pois permite identificar os fatores que mais influenciam os impactos nas categorias ambiental, econômica e social.

#### **4.1 Configuração das técnicas de remediação do Estudo de Caso I**

Foi elaborado a configuração preliminar de implementação de cada alternativa, os limites do sistema, bem como o inventário de dados relacionados com a sua aplicação, considerando que a área está localizada nos Estados Unidos. Durante as investigações no local foram identificados alguns *hot spots* de aproximadamente 1080 m<sup>3</sup> (30 metros x 30 metros x 1,20 metros) de solo contaminado cada um. Diante disto, foi considerada a unidade funcional de um *hot spot* para conduzir o levantamento das referidas informações de cada técnica e as análises que prosseguem. Para definir as configurações das técnicas considerou-se como base as caracterizações trazidas por Trentin et al. (2019).

Como parte da configuração da técnica de fitoremediação considerou-se a realização de uma cobertura com 0,10 metros de espessura de solo limpo para suportar o crescimento da vegetação. Presumiu-se a utilização de 1,36 kg / 9,30 m<sup>2</sup> de fertilizante. A rega das plantas foi considerada uma vez por semana nos dois primeiros meses de plantio (aproximadamente 47.000 litros/dia). Assumiu-se que o fornecimento de água, de fonte superficial, e a rega é realizada com um caminhão-tanque com capacidade de 15.000 litros. Considerou-se que o ponto de captação de água se localiza a aproximadamente 32 km do local, sendo esta a mesma distância para o transporte do solo limpo e o fornecimento de todos os materiais e produtos (fertilizantes e plantas). Uma instalação de aterro de resíduos perigosos a aproximadamente 193 km do local foi presumida para aceitar as plantas após a remediação.

Como parte da configuração da técnica de eletrocinética considerou-se o melhor cenário avaliado por Trentin et al. (2019), no qual há a escavação de 6 valas de ânodo e cátodo de 0,30



metros de largura, 30 metros de comprimento e 1,20 metros de profundidade, com 6 metros de espaçamento. Assumiu-se que as valas foram preenchidas com areia e uma solução de condicionamento do eletrodo com 10% de peróxido de hidrogênio considerando 1 poro de volume do solo afetado. Considerou-se a utilização de hastes de aço como eletrodos com 0,05 metros de diâmetro e 1,20 metros de comprimento, acondicionados a um espaçamento de 3 metros dentro das valas. Como fonte de energia foi considerada a utilização de um gerador movido a energia solar com fornecimento de 50 kWh/m<sup>3</sup> de eletricidade. Assumiu-se a distância de 32 km para o fornecimento de todos os materiais e produtos, além do solo limpo para o preenchimento das valas após a remediação. Uma instalação de aterro de resíduos perigosos a aproximadamente 193 km do local foi presumida para aceitar o solo contaminado escavado e da massa com os contaminantes recuperados.

Como parte da configuração da técnica de escavação/disposição final, considerou-se que cem por cento do solo impactado será escavado e descartado em um aterro de resíduos perigosos. Atentando a profundidade da contaminação, considerou-se a escavação de 1,80 metros de profundidade de solo, sendo que esta mesma metragem de preenchimento é assumida para compensar o solo escavado. Uma instalação de aterro de resíduos perigosos a aproximadamente 193 km do local foi presumida para aceitar o solo contaminado, e uma distância de 32 km para o transporte do solo limpo. Considerou-se a disponibilidade de 10 caminhões com capacidade de carga aproximada de 4 toneladas cada um.

O inventário com os dados e as informações bases consideradas para realizar as análises comparativas entre componentes de impacto e critérios estão especificados Apêndice B deste artigo (Estudo de Caso I).

#### **4.2 Configuração das técnicas de remediação do Estudo de Caso II**

Foi elaborado a configuração preliminar de implementação de cada alternativa, os limites do sistema, bem como o inventário de dados relacionados com a sua aplicação, considerando que a área está localizada no Brasil. Durante as investigações no local foram identificados alguns *hot spots* de aproximadamente 10,8 m<sup>3</sup> (3 metros x 3 metros x 1,2 metros) de solo contaminado cada um. Diante disto, foi considerada a unidade funcional de um *hot spot* para conduzir o levantamento das referidas informações de cada técnica e as análises que prosseguem. Para definir as configurações das técnicas considerou-se como base as

caracterizações trazidas por Cecchin (2018) para a nanoremediação, e Lee et al. (2005) e Senevirathna et al. (2021) para a lavagem do solo.

Como parte da configuração da técnica de nanoremediação considerou-se a compra de 237 kg de nanopartículas de ferro zero valente (nFeZ) de uma empresa fabricante da República Tcheca. Para a sua ativação, o nFeZ foi adicionado a aproximadamente 702 litros de água, sendo esta mistura agitada por cerca de 9 horas (agitador com potência de 800 W). Assumiu-se que a água utilizada é a fornecida pela companhia de abastecimento de água local. O preparo do local consistiu na escavação do solo contaminado com um trado manual para a colocação de tubos de PVC de 75 mm de diâmetro e 1,2 metros de comprimento para realizar o monitoramento. Considerou-se a colocação de um tubo de PVC a cada 1 m<sup>2</sup> de área. Considerou-se a disposição do solo contaminado escavado em um aterro de resíduos perigosos a aproximadamente 180 km do local. Para os tubos de PVC assumiu-se a compra de um fornecedor local, distante cerca de 5 km da área. Além disso, considerou-se que após o processo de remediação, os tubos de PVC foram retirados do local de forma manual, limpos e enviados para uma empresa local que recicla este tipo de material distante cerca de 10 km da área. Para a injeção do nanoferro foi considerada a utilização de um pressurizador (potência de 425 W) e uma bomba de injeção (potência de 1500 W) por cerca de 6 horas. O monitoramento do processo ocorreu por 15 dias, sendo as amostras realizadas diariamente por um técnico especializado e as análises feitas em laboratório. Considerou-se um deslocamento diário de 20 km do técnico até o local. O tempo estimado das análises é de 30 minutos diários com equipamentos especializados (potência de 150 W). Assumiu-se que os resíduos resultantes, como as embalagens do nanoferro (~0,5 kg), ou do processo de monitoramento, como luvas, máscaras, embalagens, vidrarias (~15 kg) foram dispostos adequadamente junto aos resíduos de mesma natureza.

Como parte da configuração da técnica de lavagem do solo considerou-se a injeção de água no solo contaminado e o bombeamento da água contaminada até a superfície. O preparo do local consistiu na escavação de seis poços de injeção até uma profundidade de 1,2 metros e três poços de extração até uma profundidade de 3 metros (com um trado manual e automatizado). Nos poços foram alocados tubos de PVC com um diâmetro de 75 mm, sendo que, os de injeção apresentavam orifícios ao longo do tubo para a dispersão da água. Os poços de extração também serviram para a realização do monitoramento. Considerou-se a disposição do solo contaminado escavado em um aterro de resíduos perigosos a aproximadamente 180 km do local. Assumiu-se que a água para injeção foi armazenada em um tanque de polietileno com

capacidade de 5.000 litros. Conforme estudos anteriores, para uma remediação eficaz foi considerada a injeção de cinco volumes de poros, em torno de 29.160 litros de água, com base no volume de solo contaminado (3 metro x 3 metro x 1,2 metro) e a porosidade (54%). Considerando que a vazão de água em cada poço é de em torno de 0,5 litros/minuto, durante 8 horas por dia, foram necessários 20 dias e 2 horas para a injeção de todo o volume (162 horas). Para a injeção da água nos seis poços foi utilizada uma bomba (potência de 1500 W). A solução de efluente – água e contaminantes (considerando um grau de saturação do solo de 76%) dos três poços foi bombeada em intervalos de 30 minutos durante o dia e em intervalos de 1h à noite (732 bombeamentos). Em todo bombeamento a bomba funcionava por cerca de 10 minutos. Este efluente foi armazenado em um tanque de 15.000 litros de capacidade. Em seguida passou por um processo de tratamento, onde foi transferido aos poucos para um tanque (10.000 litros) com leito adsorvente e filtrante (resina polimérica e carbono ativado) para a retenção dos contaminantes remediados. A massa de lama resultante (~1.000 kg) é disposta em aterro distante cerca de 180 km do local. A solução líquida tratada foi então descartada em um esgoto próximo. Amostras de água foram coletadas dos três poços e do tanque de armazenamento duas vezes por dia por um técnico especializado e as análises das concentrações de contaminantes feitas em laboratório (cromatógrafo gasoso). Considerou-se um deslocamento diário de 40 km do técnico. O tempo estimado das análises é de 30 minutos diários com equipamentos especializados (potência de 150 W). Assumiu-se que os tubos de PVC e os três tanques de polietileno foram comprados de fornecedor local, distante cerca de 5 km da área. Além disso, considerou-se que após o processo de remediação, os tubos de PVC, além dos tanques de polietileno foram retirados do local de forma manual, limpos e enviados para uma empresa local que recicla este tipo de material, distante cerca de 10 km da área. Também foi assumido que os resíduos resultantes do processo de monitoramento, como luvas, máscaras, embalagens, vidrarias (~21 kg) foram dispostos adequadamente junto aos resíduos de mesma natureza.

O inventário com os dados e as informações bases consideradas para realizar as análises comparativas entre componentes de impacto e critérios estão especificados no Apêndice B deste artigo (Estudo de Caso II).

## **5 Resultados da aplicação da ferramenta**

### **5.1 Avaliação dos impactos – Estudo de Caso I**

O preenchimento da matriz de avaliação de impacto para as três técnicas está apresentado na Tabela 3. São expressos os valores obtidos da relação entre componentes de impacto e critérios, e os resultados das pontuações de impacto.

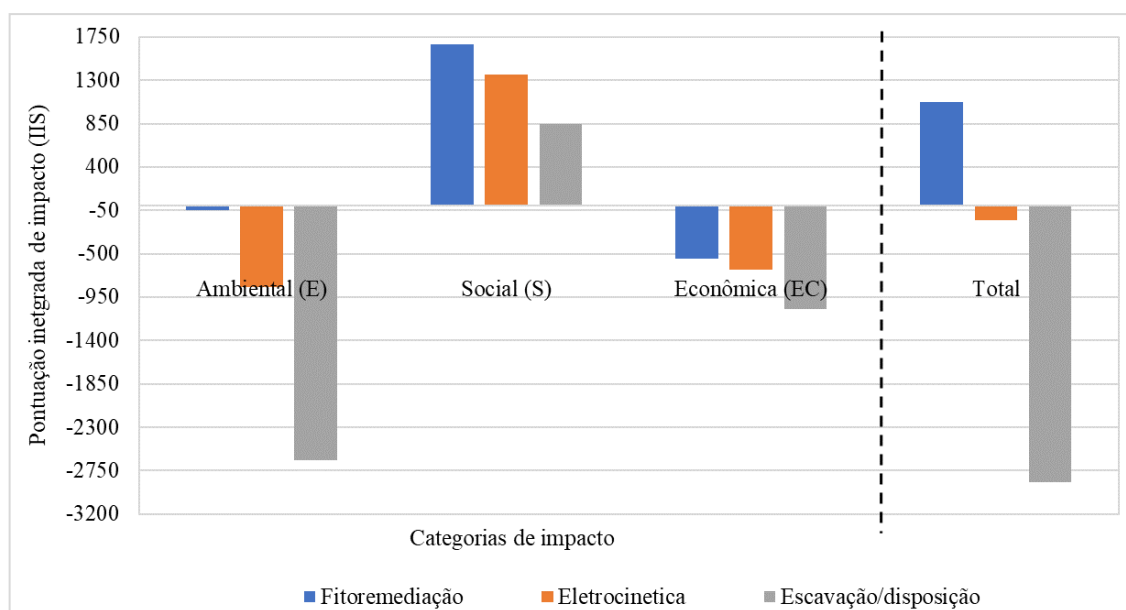
Quando as pontuações integradas de impactos (IIS) são avaliadas em relação ao total de cada categoria observa-se que, para todas as técnicas, as categorias ambiental e econômica apresentaram impactos negativos, já para a categoria social os impactos totais foram positivos (Figura 3). A maior discrepância entre as pontuações ocorreu na categoria ambiental, sendo que, a fitoremediação obteve apenas 1% da pontuação total, seguido da eletrocinética com 24% e escavação/disposição com 75%. Dentre os impactos econômicos quase 50% estão associados a técnica de escavação/disposição. Já os impactos sociais positivos foram maiores quando considera-se a aplicação da técnica de fitoremediação, seguida da eletrocinética e, por fim a escavação/disposição. Nas subseções abaixo são descritas com mais detalhes as contribuições dos fatores e componentes de impacto para cada categoria.

Visto isto, quando se compara os impactos totais obtidos para cada técnica, a fitoremediação apresentou um impacto final positivo, a eletrocinética um impacto levemente negativo e a escavação/disposição um impacto fortemente negativo (Figura 3). As pontuações positivas da categoria social corroboraram com a obtenção de um impacto final positivo para a técnica de fitoremediação, e minimizaram em 21% o impacto negativo final da escavação/disposição. No caso da eletrocinética, como pode ser visualizado, as pontuações negativas das categorias ambiental e econômica foram quase niveladas pela pontuação positiva da categoria social.





Figura 3. Avaliação de impacto final das três técnicas de remediação

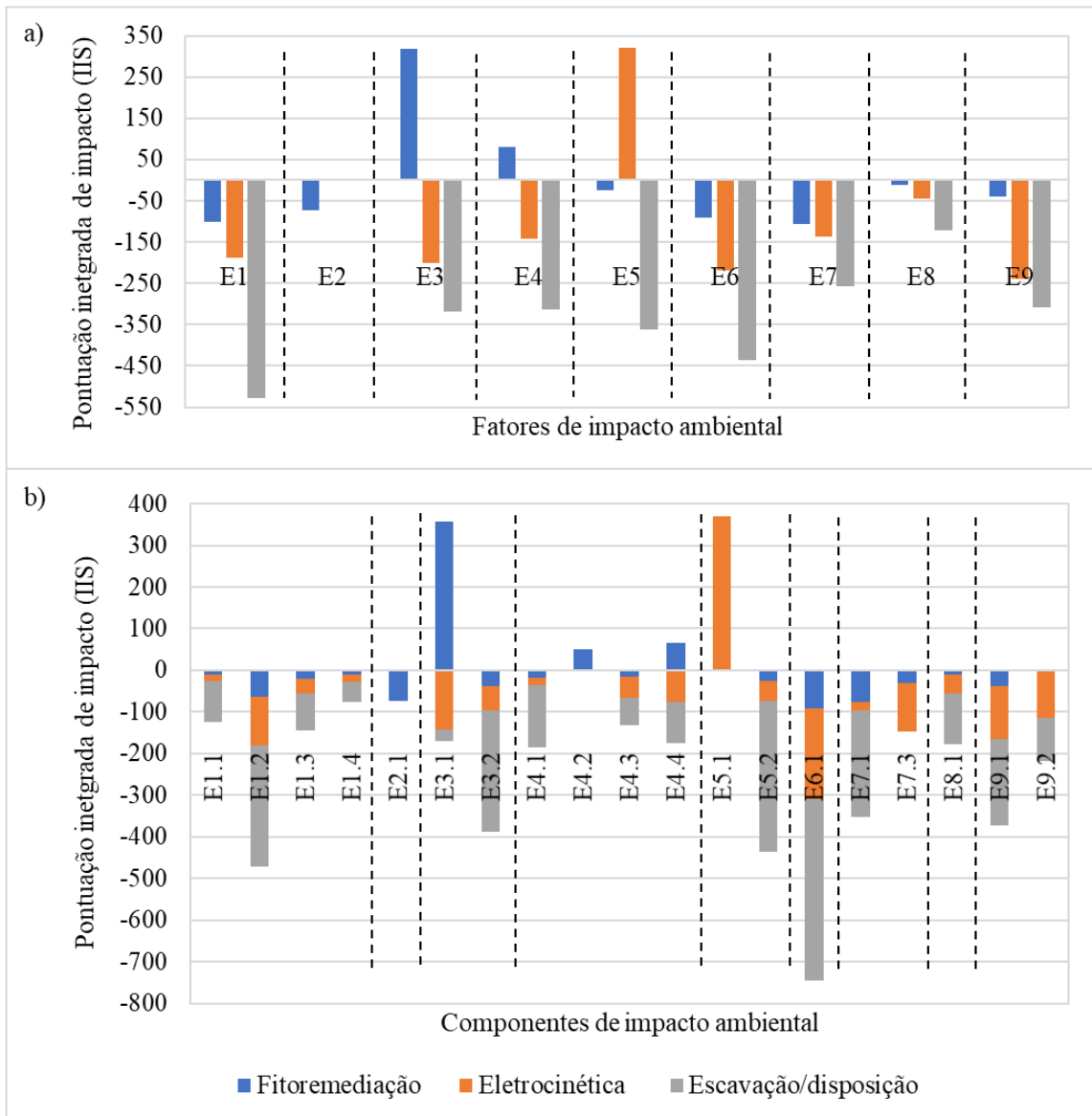


### 5.1.1 Impactos Ambientais

A Figura 4 mostra a hierarquização das pontuações integradas de impacto (IIS) dos fatores e componentes de impacto ambiental para as três técnicas de remediação, respectivamente.

A técnica de fitoremediação apresentou pontuações positivas para dois fatores, solo (E3) e ecossistema e biodiversidade (E4), devido aos respectivos componentes de impacto: qualidade do solo (E3.1), e proteção da flora (E4.2) e interferência na paisagem (E4.4). Isso porque a fitoremediação possui capacidade de melhorar a qualidade do solo, possibilita um pequeno acréscimo de vegetação ao local e ainda é capaz de melhorar a estética do local. Dentre os impactos negativos, os fatores “matéria prima (E7)” seguido do ar (E1) e dos resíduos e efluentes (E6) apresentaram as maiores pontuações, em função do maior número de componentes impactados por cada fator, respectivamente. Os componentes que mostraram as pontuações mais elevadas são respectivamente: a geração e gestão de resíduos perigosos (E6.1) – plantas contaminadas após a remediação; o uso de recursos naturais (E7.1) – solo limpo e água; água superficial (E2.1) para irrigação das plantas; e a emissão de gases de efeito estufa e aquecimento global (E1.2), devido a movimentação de máquinas e o transporte de carga com veículos a diesel.

Figura 4. Avaliação dos fatores (a) e componentes (b) de impacto ambiental das três técnicas de remediação



A técnica de eletrocinética apresentou pontuação positiva para o fator de energia e combustíveis (E5) pois considerou-se o uso de energia renovável (E5.1) de fonte solar para a injeção do H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> e na aplicação do potencial elétrico entre os eletrodos. Estas também foram as maiores pontuações dentre todos os fatores e componentes avaliados. O fator que envolve as adversidades externas (E9) apresentou a maior pontuação negativa, seguido dos resíduos e efluentes (E6) e o solo (E3). Pertencentes a estes fatores foram os componentes que apresentaram as pontuações mais elevadas: geração e gestão de resíduos perigosos (E6.1), em virtude do solo contaminado escavado para a abertura das valas, e a massa contaminada remanescente após o processo de remediação; a qualidade do solo (E3.1), devido as



movimentações do solo no local, as operações de máquinas pesadas e o transporte de carga; e os efeitos sobre outros meios (E9.1), como o ar devido as emissões relacionadas ao transporte principalmente, a água devido ao manuseio de solo contaminado e outros produtos que podem ser transportados e o solo também em função da disposição dos resíduos gerados em aterro.

A técnica de escavação/disposição apresentou a maior pontuação negativa para o fator ar (E1) em função do grande número de componentes impactados, seguido do fator resíduos e efluentes (E6), o qual apresentou também o componente (E6.1) com a pontuação mais elevada, uma vez que todo o solo contaminado (resíduo) é removido e disposto em aterro. O segundo componente com maior impacto está relacionado com as emissões de gases de efeito estufa e aquecimento global, uma vez que, quase todo o processo de remediação se resume a movimentação de máquinas pesadas e o transporte de carga, tanto de solo contaminado para aterro quanto solo limpo para reposição.

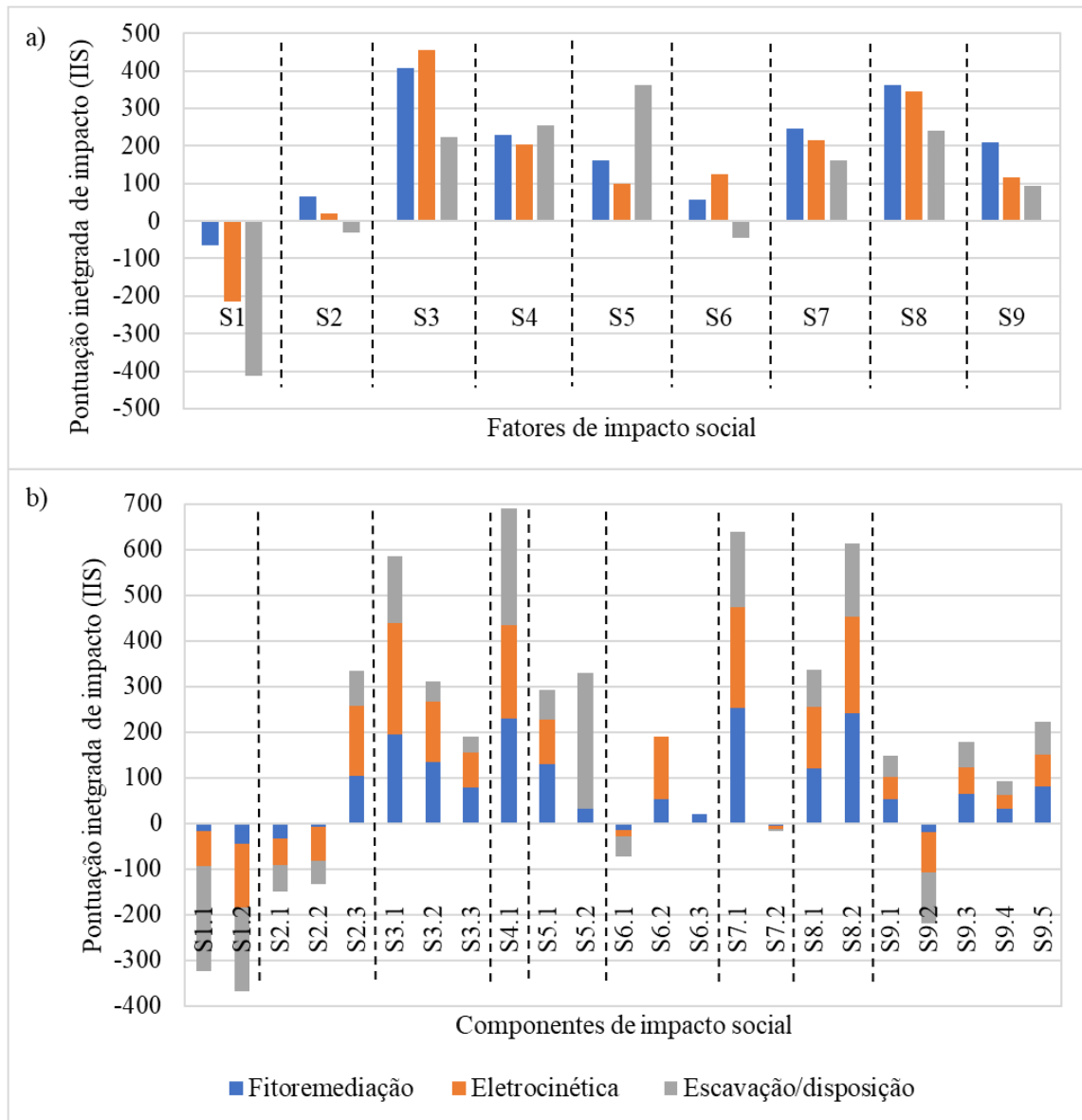
### **5.1.2 Impactos Sociais**

A Figura 5 mostra a hierarquização das pontuações integradas de impacto (IIS) dos fatores e componentes de impacto social para as três técnicas de remediação, respectivamente.

A fitoremediação e a eletrocinética apresentaram pontuações positivas para oito dos nove fatores de impacto. Somente o fator “saúde pública e segurança da comunidade (S1)” teve resultados negativos para ambos os componentes e para todas as técnicas. No caso da escavação/disposição, além deste fator, também apresentou pontuações negativas para outros dois fatores: “saúde e segurança do trabalhador (S2)”, pois o impacto positivo do componente “grau de proteção oferecido aos trabalhadores (S2.3)” não conseguiu superar os impactos negativos atribuídos aos riscos ocupacionais (S2.1 e S2.2); e “cultura e turismo (S6)”, em função de que estes fatores podem ser comprometidos (S6.1) pela aplicação da técnica, não havendo pontos positivos a serem adicionados (S6.2 ou S6.3).

Na fitoremediação e eletrocinética, os respectivos fatores obtiveram as maiores pontuações, todos com resultados positivos: emprego e renda (S3) e participação das partes interessadas (S8). Em relação aos componentes de impacto, a fitoremediação apresenta destaque ao alto grau de restauração e adequação do local para reutilização futura (S7.1) Na eletrocinética, o destaque vai para a geração de emprego e renda (S3.1), muito em função do maior número de etapas e processos envolvidos além de materiais/produtos utilizados.

Figura 5. Avaliação dos fatores (a) e componentes (b) de impacto social das três técnicas de remediação



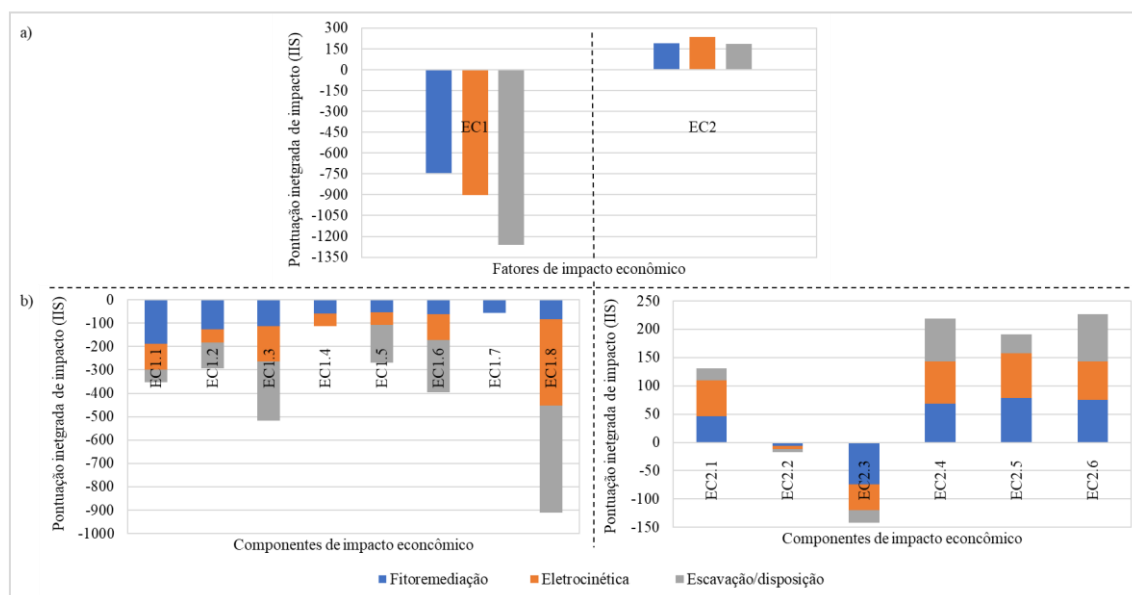
Para a escavação/disposição o fator que apresentou a pontuação mais elevada foi o S1, com resultados negativos. Este destaque ocorreu em função, principalmente, de que a grande movimentação de máquinas no local e o transporte de carga (solo contaminado) emitem quantidades consideráveis de material particulado para a atmosfera, sendo estes facilmente inaláveis podendo provocar efeitos respiratórios, além da emissão de poluentes tóxicos carcinogênicos e não carcinogênicos (S1.1 – componente com a maior pontuação negativa); e os riscos à saúde e segurança da comunidade relacionados a ruídos, vibrações e fatalidades devido ao tráfego intenso e operação de máquinas (S1.2). Dentre os fatores que apresentaram resultados positivos, o de maior pontuação foi a qualidade de vida e bem-estar social (S5), pois

devido ao grande distúrbio local provocado pela aplicação da técnica foram previstas algumas melhorias, em especial no que tange a criação ou recuperação de espaços ou infraestruturas verdes, recreativas e de lazer (S5.2).

### 5.1.3 Impactos Econômicos

A Figura 6 mostra a hierarquização das pontuações integradas de impacto (IIS) dos fatores e componentes de impacto econômico para as três técnicas de remediação, respectivamente.

Figura 6. Avaliação dos fatores (a) e componentes (b) de impacto econômico das três técnicas de remediação



Em relação aos fatores, as pontuações de impacto dos custos diretos (EC1) foram maiores do que dos custos indiretos (EC2) para todas as técnicas, em função dos resultados negativos para todos os componentes constituintes. A escavação/disposição apresentou o maior valor para o fator EC1, mesmo não apresentando custos com água e materiais e equipamentos, pois obteve custos extremamente elevados para realizar a gestão dos resíduos (taxa de disposição do solo contaminado em aterro sanitário) – EC1.8, além das despesas com o transporte (frete) – EC1.3. Em seguida vem a eletrocinética, mesmo não apresentando custos com água, sendo que, os mesmos componentes (EC1.8 e EC1.3) também tiveram as maiores contribuições para o fator. A fitoremediação apresentou valores para todos os componentes,

sendo que, os custos administrativos e de projeto (EC1.1) e de trabalho/mão-de-obra (EC1.2), apresentaram-se os mais significativos, muito em função do maior tempo de remediação e conseqüentemente a exigência de mais serviços de monitoramento e análises.

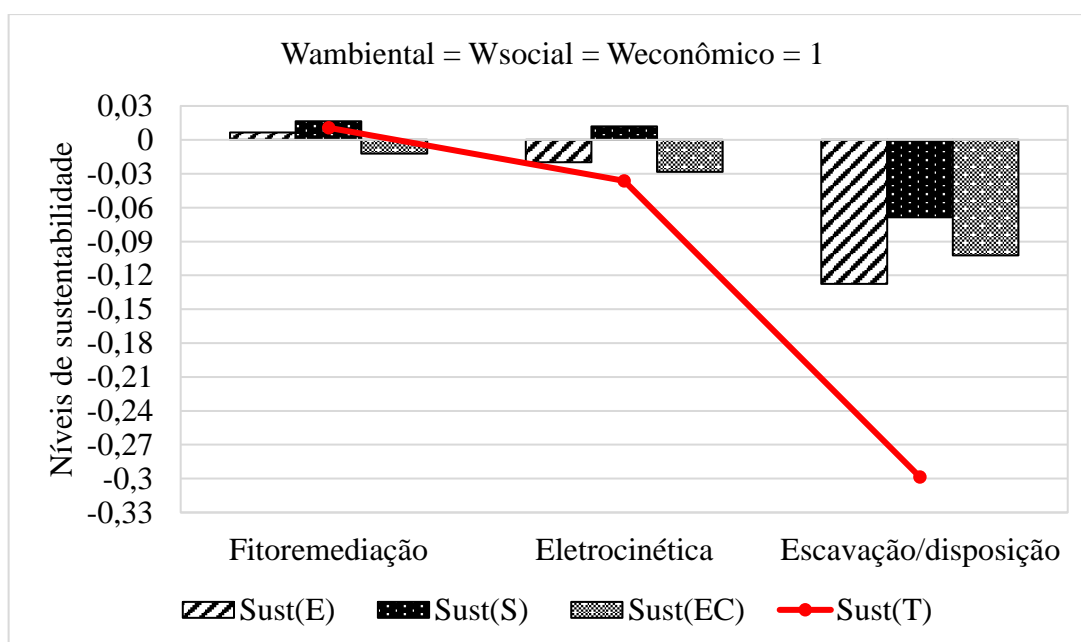
Em relação aos custos indiretos os impactos resultantes foram positivos para todas as técnicas (maiores para a eletrocinética, seguido da fitoremediação e escavação/disposição, com mínima diferença entre estas duas técnicas), pois considerou-se como investimento, com um retorno benéfico imediato ou a longo prazo, as ações de segurança e proteção, monitoramento e manutenção, além de infraestrutura e desenvolvimento social, comercial e de negócios. Os impactos negativos foram referentes a pequena depreciação imobiliária considerada, e as perdas devido ao tempo de estagnação da área até a remediação.

## **5.2 Avaliação da sustentabilidade – Estudo de Caso I**

Para analisar os níveis de sustentabilidade alcançados pelas técnicas foram realizadas algumas análises de sensibilidade, atribuindo diferentes pesos aos três pilares da sustentabilidade (ambiental, econômica e social), buscando demonstrar como a decisão de sustentabilidade é afetada pela importância relativa atribuída. A Figura 7 mostra os resultados obtidos de sustentabilidade para cada técnica através da aplicação do modelo matemático, considerando uma pontuação (W) igual para todos os pilares (W=1 - Cenário 1). Quando as sustentabilidades totais são comparadas entre as técnicas, obteve-se níveis sustentáveis para a fitoremediação, e níveis insustentáveis para as técnicas de eletrocinética e escavação/disposição. Conforme as faixas de valores dos níveis de sustentabilidade definidos na Figura 2, a fitoremediação e a eletrocinética apresentaram sustentabilidade e insustentabilidade muito fraca, respectivamente, e a escavação/disposição apresentou insustentabilidade fraca. As sustentabilidades ficaram em níveis baixos em função de que menos que 50% dos componentes de impacto apresentarem pontuações positivas, sendo que, as pontuações positivas elevam os valores totais relativos para cada categoria.

No Apêndice C é apresentada toda a base de cálculo para a obtenção dos níveis de sustentabilidade (Estudo de Caso I).

Figura 7. Níveis de sustentabilidade das três técnicas de remediação (Cenário 1)



Todas as técnicas se apresentaram desfavoráveis quanto ao aspecto econômico, em função principalmente da relevância dos impactos negativos associados ao pilar econômico quando comparado aos impactos positivos que apresentaram os pilares sociais e ambientais. A eletrocinética se apresentou também desfavorável ambientalmente, pois mesmo apresentando um aspecto positivo relevante neste pilar, este não superou os significativos impactos sociais e econômicos. A escavação/disposição além destes dois aspectos, também se apresentou socialmente desfavorável, uma vez que, os aspectos positivos deste pilar foram insuficientes para mitigar as condições gerais de impacto. A fitoremediação e a eletrocinética mostraram-se socialmente favoráveis, devido ao grande número de aspectos sociais positivos, os quais se apresentaram suficientes para mitigar as condições gerais negativas. A fitoremediação também se apresentou vantajosa em relação ao aspecto ambiental, pois os impactos positivos deste pilar conseguiram se sobressair em relação aos impactos gerais dos outros pilares.

É perceptível que este tipo de avaliação da sustentabilidade se preocupa com a relação co-evolutiva entre os três pilares, a fim de manter um sistema ambiental, social e economicamente viável, sendo que melhorias ou impactos sobre um determinado pilar pode trazer consequências sobre os outros. Por exemplo, mitigar alguns aspectos ambientais pode ajudar a minimizar os custos do projeto. Portanto para a aplicação das técnicas é necessária uma gestão ambiental, social e econômica para alcançar a sustentabilidade.

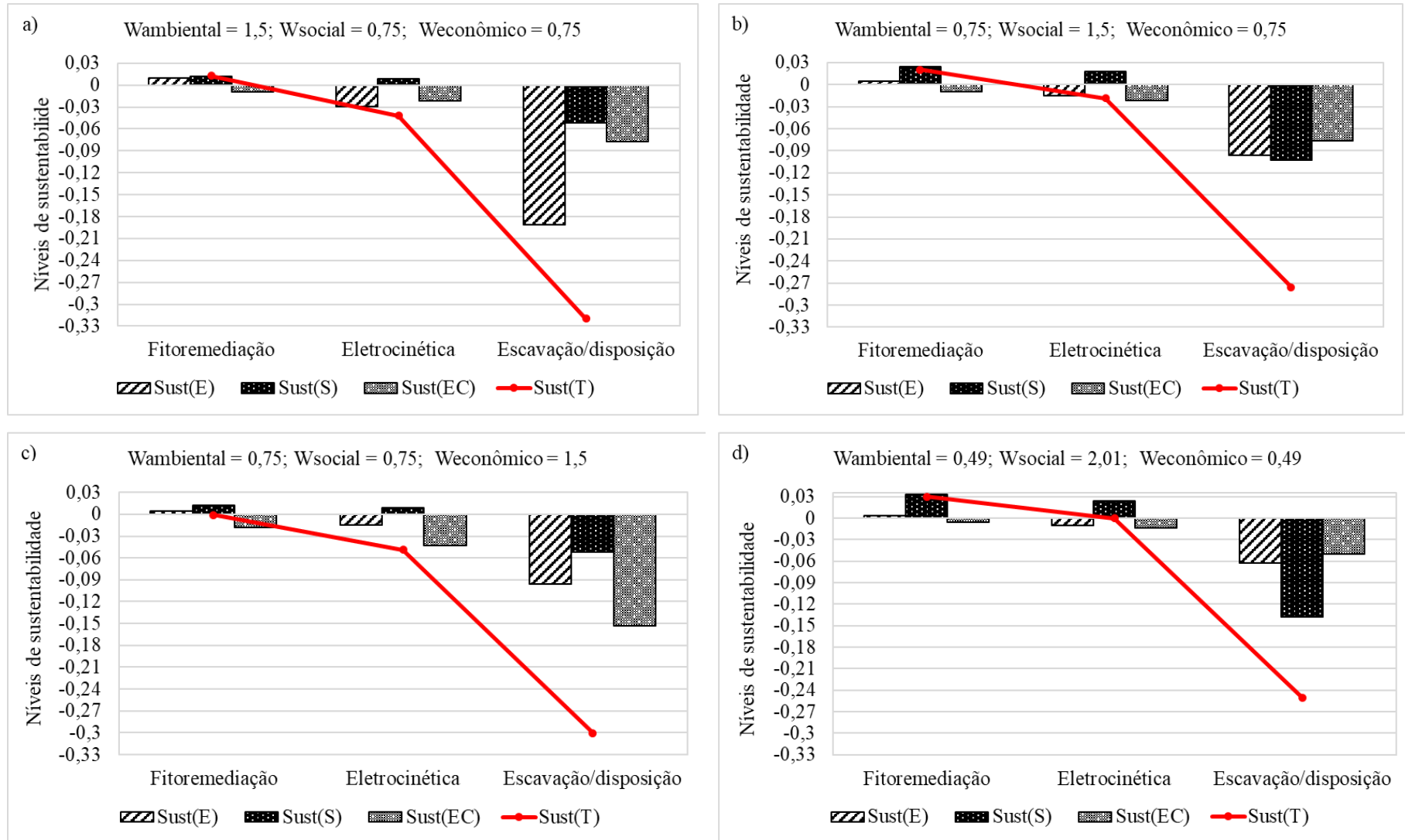
Quando o pilar ambiental (Figura 8a - Cenário 2) e social (Figura 8b - Cenário 3) recebe 50% da pontuação total, os resultados acima obtidos e destacados quanto a sustentabilidade final para cada técnica e os pilares favoráveis e desfavoráveis não sofreram alterações. Já quando o pilar econômico recebe 50% da pontuação total (Figura 8c - Cenário 4), a fitoremediação passa para o nível de insustentabilidade também, demonstrando que uma ponderação igual ou superior a esta, os impactos econômicos negativos conseguem sobressair os aspectos gerais positivos.

E por último, o Cenário 5 (Figura 8d) demonstra que a insustentabilidade da eletrocinética pode ser revertida quando o pilar social recebe 66,67% da pontuação total, pois assim os aspectos sociais positivos conseguem superar os negativos dos pilares ambiental e econômico. A insustentabilidade apresentada pela eletrocinética está muito relacionada com a escavação das valas e disposição do solo contaminado, além da necessidade do preenchimento destas valas com solo limpo. Diante disso, para minimizar ou até mesmo reverter a insustentabilidade, sugere-se analisar uma configuração diferente para a disposição dos eletrodos, como por exemplo a sua colocação em poços.

A avaliação de sustentabilidade mostrou que, em todos os casos avaliados, a fitoremediação pareceu ser a opção mais adequada para a aplicação na área do respectivo estudo de caso, segundo as características e configurações consideradas, pois se mostrou mais favorável em todos os pilares.

Com as mesmas características e técnicas avaliadas, porém com outras ferramentas de avaliação de impacto e sustentabilidade, os resultados quanto a classificação das técnicas se alinhou aos obtidos por Trentin et al. (2019), proporcionando validade e credibilidade ao método de remediação sustentável desenvolvido neste estudo. Além do mais, quando as técnicas de fitoremediação e escavação/disposição foram avaliadas quanto a sustentabilidade, a prevalência de resultados positivos e/ou favoráveis para a primeira em relação a segunda também foram observados nos estudos de Yargicoglu e Reddy (2013) e Reddy et al. (2014). Também é possível destacar que as técnicas mesmo apresentando insustentabilidades sobre alguns aspectos, a sua aplicação ainda se mostra viável quando comparada a opção de “não fazer nada” no local.

Figura 8. Níveis de sustentabilidade das três técnicas de remediação nos Cenários 2 (a), 3 (b), 4 (c) e 5 (d) da análise de sensibilidade



### 5.3 Avaliação dos impactos – Estudo de Caso II

O preenchimento da matriz de avaliação de impacto para as duas técnicas está apresentado na Tabela 4. São expressos os valores obtidos da relação entre componentes de impacto e critérios, e os resultados das pontuações de impacto.

Quando as pontuações integradas de impactos (IIS) são avaliadas em relação ao total de cada categoria observa-se que, para todas as técnicas, as categorias ambiental e econômica apresentaram impactos negativos, já para a categoria social os impactos totais foram positivos (Figura 9). Quando as técnicas são comparadas, a maior discrepância entre as pontuações ocorreu na categoria ambiental, sendo que, a lavagem do solo apresentou mais de 70% do total da pontuação. Nas outras categorias a diferença entre as técnicas não chegou a 10%. De forma geral, a técnica de nanoremediação apresentou melhor desempenho para todas as categorias, resultando assim em um impacto total final positivo. Este resultado é sustentado principalmente pela grande quantidade de impactos positivos relacionados a categoria social, os quais também minimizaram em 45% o impacto negativo final da lavagem de solo.

Nas subseções abaixo são descritas com mais detalhes as contribuições dos fatores e componentes de impacto para cada categoria.

Figura 9. Avaliação de impacto final das duas técnicas de remediação

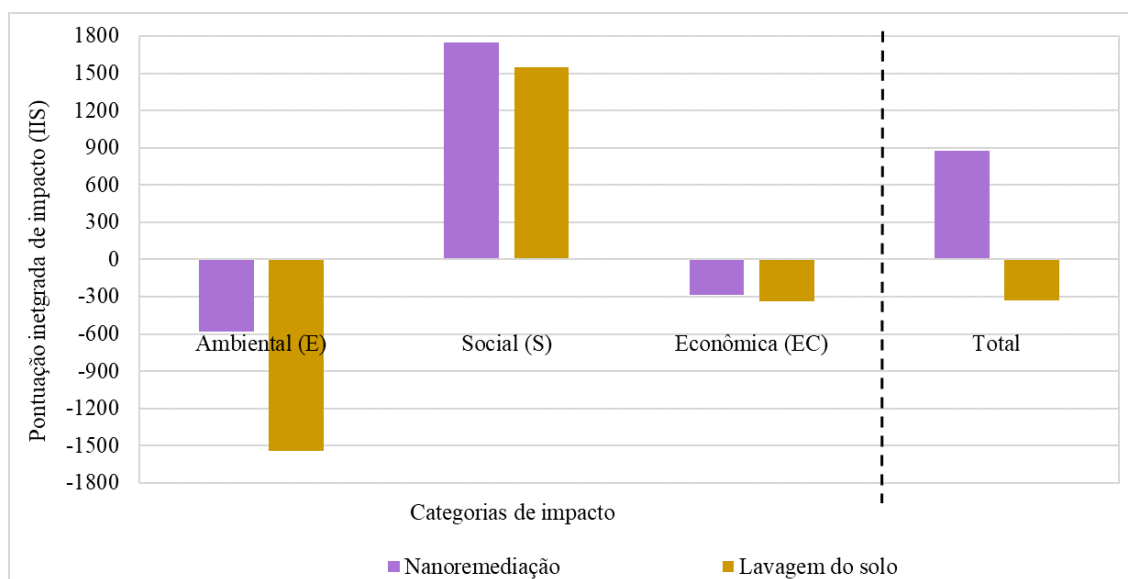




Tabela 4. Resultados do preenchimento da matriz de avaliação de impacto para as duas técnicas de remediação

Categoria/ Fator/ Componente de impacto	Critérios/Técnicas																		Pontuação de impacto (IS)		Pontuação Integrada de Impacto (IIS)*		Pontuação Integrada de Impacto Relativa (RIIS)**	
	Nanoremediação (Nano-Rem)									Lavagem de solo (Lav.)									Nano- Rem	Lav.	Nano- Rem	Lav.	Nano- Rem	Lav.
	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	B5	A1	A2	A3	A4	B1	B2	B3	B4	B5						
<b>E</b>																			<b>-779</b>	<b>-1891</b>	<b>-582</b>	<b>-1545</b>	<b>12243</b>	<b>11955</b>
<b>E1</b>																			<b>-114</b>	<b>-118</b>	<b>-80</b>	<b>-85</b>	<b>2620</b>	<b>2615</b>
E1.1	2	1	2	2	1	3	1	1	2	2	1	2	1	1	3	2	1	2	64	36	52	30	727	705
E1.2	2	-1	2	3	4	3	1	1	2	2	-1	2	2	4	3	2	2	2	-132	-104	-99	-78	576	597
E1.3	1	-1	2	1	4	3	1	1	2	1	-1	2	1	4	3	2	2	2	-22	-26	-17	-20	659	656
E1.4	1	-1	2	1	4	3	1	2	2	1	-1	2	1	4	3	2	1	2	-24	-24	-17	-17	658	658
<b>E2</b>																			<b>-28</b>	<b>-324</b>	<b>-26</b>	<b>-298</b>	<b>649</b>	<b>377</b>
E2.3	2	-1	2	1	1	3	1	1	1	3	-1	3	4	2	3	2	1	1	-28	-324	-26	-298	649	377
<b>E3</b>																			<b>-100</b>	<b>-204</b>	<b>-87</b>	<b>-170</b>	<b>1263</b>	<b>1180</b>
E3.1	2	-1	2	2	1	2	3	2	2	2	-1	2	2	1	2	2	2	2	-80	-72	-70	-63	605	612
E3.2	1	-1	2	1	2	3	1	2	2	2	-1	2	3	2	3	2	2	2	-20	-132	-16	-107	659	568
<b>E4</b>																			<b>206</b>	<b>54</b>	<b>160</b>	<b>42</b>	<b>2860</b>	<b>2742</b>
E4.1	2	1	1	3	2	3	1	3	2	2	1	1	1	2	3	2	3	2	66	24	50	18	725	693
E4.2	2	1	2	3	2	2	2	3	1	2	1	2	1	2	2	2	1	1	120	32	95	25	770	700
E4.3	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	2	1	1	2	2	1	1	6	14	5	11	680	686
E4.4	1	1	2	1	1	3	1	1	1	1	-1	2	1	1	3	2	1	1	14	-16	11	-12	686	663
<b>E5</b>																			<b>-216</b>	<b>-198</b>	<b>-134</b>	<b>-123</b>	<b>541</b>	<b>552</b>
E5.2	3	-1	2	3	4	3	1	2	2	3	-1	2	3	2	3	2	2	2	-216	-198	-134	-123	541	552
<b>E6</b>																			<b>-252</b>	<b>-693</b>	<b>-224</b>	<b>-612</b>	<b>1126</b>	<b>1413</b>
E6.1	3	-1	3	2	2	3	3	2	1	3	-1	3	4	2	3	3	2	1	-198	-396	-184	-368	491	307
E6.2	3	-1	3	1	1	2	1	1	1	3	-1	3	2	1	2	1	1	1	-54	-108	-39	-79	636	596
E6.3										3	-1	3	3	1	1	2	1	2		-189		-164		511
<b>E7</b>																			<b>-204</b>	<b>-300</b>	<b>-131</b>	<b>-205</b>	<b>1219</b>	<b>1145</b>
E7.1	1	-1	1	1	1	2	1	1	1	2	-1	2	3	2	2	1	1	1	-6	-84	-5	-66	670	609
E7.3	3	-1	3	2	4	3	2	1	1	3	-1	3	3	1	3	2	1	1	-198	-216	-127	-138	548	537
<b>E8</b>																			<b>-52</b>	<b>-24</b>	<b>-45</b>	<b>-21</b>	<b>630</b>	<b>654</b>
E8.1	2	-1	1	2	4	2	3	2	2	2	-1	1	1	3	2	3	2	2	-52	-24	-45	-21	630	654
<b>E9</b>																			<b>-19</b>	<b>-84</b>	<b>-17</b>	<b>-73</b>	<b>1333</b>	<b>1277</b>
E9.1	1	-1	1	1	2	3	1	3	1	1	-1	2	2	2	3	2	3	1	-10	-44	-9	-39	666	636
E9.2	1	-1	1	1	2	2	1	2	2	2	-1	1	2	2	2	2	2	2	-9	-40	-8	-34	667	641
<b>S</b>																			<b>2190</b>	<b>1961</b>	<b>1747</b>	<b>1549</b>	<b>14572</b>	<b>14374</b>
<b>S1</b>																			<b>-44</b>	<b>-105</b>	<b>-36</b>	<b>-82</b>	<b>1314</b>	<b>1268</b>
S1.1	1	-1	1	2	4	1	1	3	2	1	-1	1	1	2	1	1	3	2	-22	-9	-19	-8	656	667
S1.2	1	-1	2	1	2	3	1	3	2	2	-1	2	2	2	3	2	3	2	-22	-96	-17	-74	658	601

<b>S2</b>																			<b>154</b>	<b>196</b>	<b>137</b>	<b>175</b>	<b>2162</b>	<b>2200</b>
S2.1	1	-1	2	2	1	2	1	1	1	1	-1	2	3	1	2	2	2	1	-24	-48	-19	-39	656	636
S2.2	1	-1	2	1	1	3	1	3	2	1	-1	2	1	1	2	2	3	2	-20	-20	-16	-16	659	659
S2.3	3	1	2	3	1	3	3	2	2	3	1	2	4	1	3	3	2	2	198	264	172	230	847	905
<b>S3</b>																			<b>624</b>	<b>612</b>	<b>463</b>	<b>454</b>	<b>2488</b>	<b>2479</b>
S3.1	3	1	3	3	4	3	1	2	2	3	1	3	3	3	3	2	2	2	324	324	240	240	915	915
S3.2	2	1	2	3	4	3	2	2	2	2	1	2	3	3	3	2	2	2	156	144	115	107	790	782
S3.3	2	1	2	3	2	2	3	3	2	2	1	2	3	2	2	3	3	2	144	144	108	108	783	783
<b>S4</b>																			<b>264</b>	<b>396</b>	<b>187</b>	<b>281</b>	<b>862</b>	<b>956</b>
S4.1	2	1	3	4	1	3	2	3	2	3	1	3	4	1	3	2	3	2	264	396	187	281	862	956
<b>S5</b>																			<b>120</b>	<b>120</b>	<b>89</b>	<b>89</b>	<b>764</b>	<b>764</b>
S5.1	2	1	2	3	1	2	3	2	2	2	1	2	3	1	2	3	2	2	120	120	89	89	764	764
<b>S6</b>																			<b>22</b>	<b>20</b>	<b>16</b>	<b>14</b>	<b>691</b>	<b>689</b>
S6.2	1	1	1	2	2	2	3	2	2	1	1	1	2	2	2	2	2	2	22	20	16	14	691	689
<b>S7</b>																			<b>162</b>	<b>96</b>	<b>136</b>	<b>81</b>	<b>811</b>	<b>756</b>
S7.1	2	1	3	3	1	2	3	1	2	2	1	3	2	1	1	3	1	2	162	96	136	81	811	756
<b>S8</b>																			<b>486</b>	<b>228</b>	<b>408</b>	<b>192</b>	<b>1758</b>	<b>1542</b>
S8.1	3	1	3	4	2	3	1	1	2	2	1	2	3	2	3	2	1	2	324	120	272	101	947	776
S8.2	2	1	3	3	1	3	2	1	2	2	1	2	3	1	3	2	1	2	162	108	136	91	811	766
<b>S9</b>																			<b>402</b>	<b>398</b>	<b>347</b>	<b>345</b>	<b>3722</b>	<b>3720</b>
S9.1	3	1	2	3	2	3	1	2	1	3	1	2	3	2	3	2	2	1	162	180	143	158	818	833
S9.2	1	-1	1	1	2	1	3	2	2	2	-1	1	2	2	1	3	2	2	-10	-40	-9	-34	667	641
S9.3	2	1	2	2	1	2	1	1	2	2	1	2	2	1	2	2	1	2	56	64	50	58	725	733
S9.4	1	1	1	2	1	3	1	1	1	1	1	1	2	1	3	1	1	1	14	14	11	11	686	686
S9.5	3	1	2	3	1	3	2	3	1	3	1	2	3	1	3	2	3	1	180	180	151	151	826	826
<b>EC</b>																			<b>-381</b>	<b>-440</b>	<b>-288</b>	<b>-335</b>	<b>9162</b>	<b>9115</b>
<b>EC1</b>																			<b>-705</b>	<b>-682</b>	<b>-530</b>	<b>-514</b>	<b>4870</b>	<b>4886</b>
EC1.1	2	-1	1	3	1	3	2	1	1	2	-1	1	1	1	3	2	1	1	-48	-16	-37	-12	638	663
EC1.2	3	-1	2	3	2	3	2	1	1	3	-1	2	3	2	3	2	1	1	-162	-162	-126	-126	549	549
EC1.3	3	-1	2	3	2	2	1	1	1	3	-1	2	2	2	3	2	1	1	-126	-108	-88	-76	587	599
EC1.4	3	-1	3	4	1	3	1	1	1	3	-1	3	3	1	3	2	1	1	-252	-216	-186	-160	489	515
EC1.5	1	-1	1	1	1	2	1	1	1	2	-1	1	3	2	2	1	1	1	-6	-42	-5	-32	670	644
EC1.6	3	-1	3	1	1	2	2	1	1	3	-1	2	1	1	3	2	1	1	-63	-48	-49	-37	626	638
EC1.7	2	-1	2	1	1	3	1	1	1	3	-1	3	1	1	3	2	1	1	-28	-72	-22	-56	653	619
EC1.8	2	-1	1	1	2	2	2	2	2	2	-1	1	1	2	2	1	2	2	-20	-18	-17	-15	658	660
<b>EC2</b>																			<b>324</b>	<b>242</b>	<b>242</b>	<b>179</b>	<b>4292</b>	<b>4229</b>
EC2.1	3	1	2	3	1	3	3	2	2	3	1	2	3	1	3	3	2	2	198	198	154	154	829	829
EC2.2	2	1	1	2	1	1	3	1	2	2	1	1	2	1	1	3	1	2	32	32	25	25	700	700
EC2.3	3	-1	1	1	1	3	3	1	2	3	-1	1	2	1	3	3	1	2	-30	-60	-23	-45	653	630
EC2.4	2	-1	2	1	1	2	2	2	1	2	-1	2	2	2	2	2	2	1	-32	-72	-27	-60	648	615
EC2.5	2	1	1	2	2	2	3	3	2	2	1	1	3	2	2	3	3	2	48	72	36	55	711	730

EC2.6	2	1	2	3	2	2	1	2	2	2	1	2	2	1	2	2	2	2	108	72	76	50	751	725
-------	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	-----	----	----	----	-----	-----

Notas:

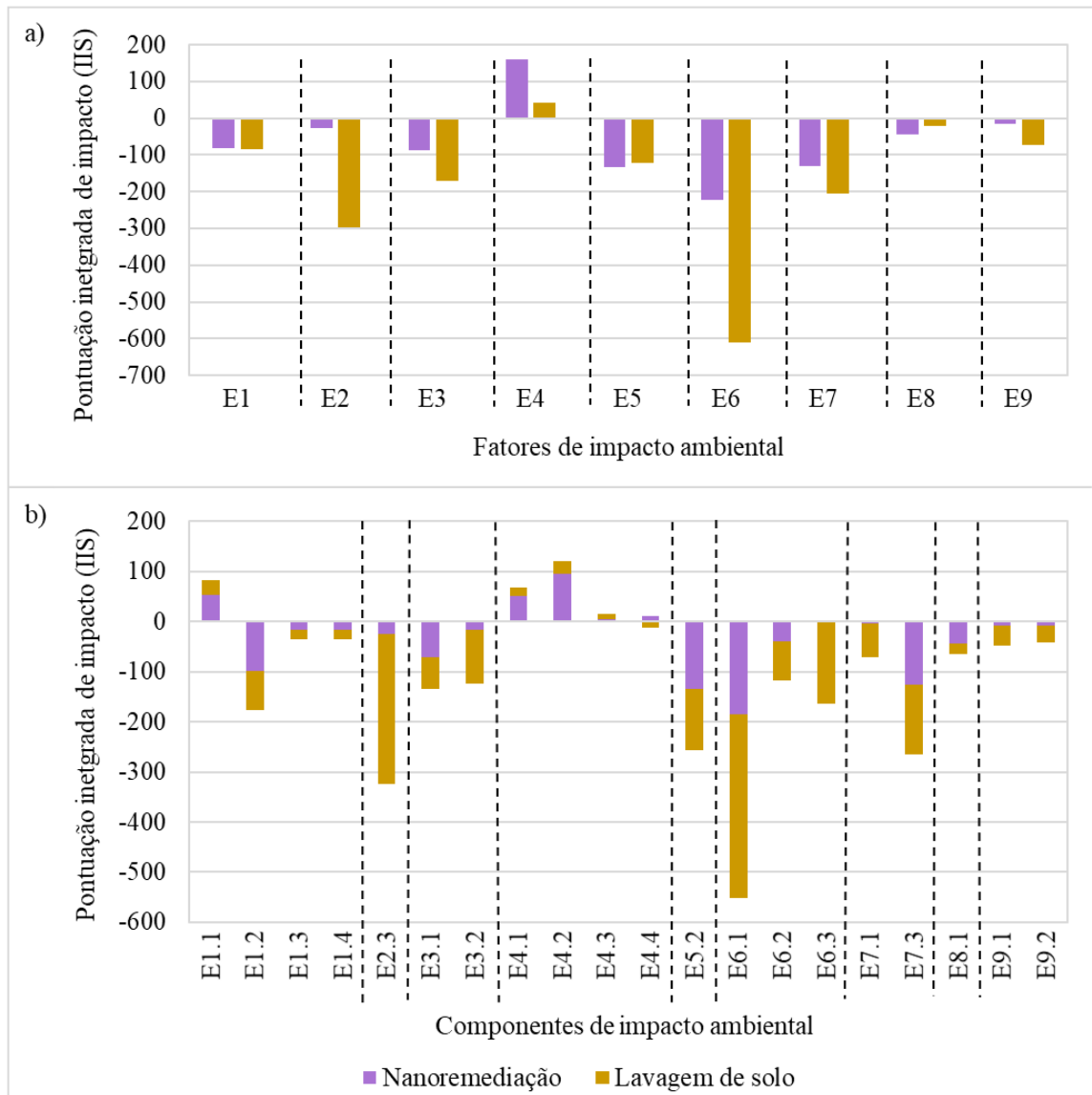
\* IIS é obtida através da multiplicação dos valores de IIS pelas pontuações (W) dos componentes de impacto

\*\* valores utilizados no cálculo da sustentabilidade

### 5.3.1 Impactos Ambientais

A Figura 10 mostra a hierarquização das pontuações integradas de impacto (IIS) dos fatores e componentes de impacto ambiental para as duas técnicas de remediação, respectivamente.

Figura 10. Avaliação dos fatores (a) e componentes (b) de impacto ambiental das duas técnicas de remediação



As técnicas apresentaram pontuações positivas para o fator ecossistema e biodiversidade (E4). Isto em função de que as técnicas auxiliam na preservação da fauna (E4.1) e da flora (E4.2), além de não haverem distúrbios sobre habitats naturais (E4.3) e não ocorrem

interferências na paisagem (E4.3) durante a aplicação da nanoremediação. Já no caso da lavagem do solo, alguns impactos visuais podem interferir sobre a paisagem devido a disposição de equipamentos no local. Além dos componentes positivos deste fator, as técnicas também ajudam a preservar a qualidade do ar (E1.1) pois a movimentação de solo e tráfego de máquinas pesadas é mínima.

As duas técnicas apresentaram a maior pontuação negativa para o fator resíduos e efluentes (E6), devido principalmente a geração e gestão de resíduos perigosos (E6.1) - solo contaminado escavado e massa de lama com contaminantes no caso da lavagem de solo. Este componente apresentou a maior pontuação para as duas técnicas, pois representa um impacto direto que pode ser permanente. O segundo componente mais importante para a técnica de nanoremediação e quinto para a lavagem de solo correspondeu ao consumo de combustível e energia não renovável (E5.2). É consumido combustível para o transporte dos produtos (sendo maior para o transporte do nanoferro), materiais, equipamentos, resíduos, além do deslocamento para o monitoramento. A energia elétrica é necessária principalmente nos processos de injeção e bombeamento.

O consumo de água potável (E2.3) representou o segundo componente mais importante na lavagem do solo, pois esta se faz necessária para a execução de todo o processo de remediação. A geração de efluentes (E6.3) vem em seguida com a terceira pontuação mais significativa para a aplicação da lavagem de solo.

O terceiro e quarto componente mais importantes para as técnicas de nanoremediação e lavagem do solo, respectivamente, correspondeu ao uso de produtos e materiais não reciclados (E7.3) como matéria-prima, representados principalmente pelo nanoferro, os tubos de PVC e os tanques de polietileno. A lavagem do solo ainda apresenta impacto significativo (mais que 100 pontos negativos) sobre as condições estruturais do solo (E3.2) devido aos processos de injeção e passagem forçada de água no meio.

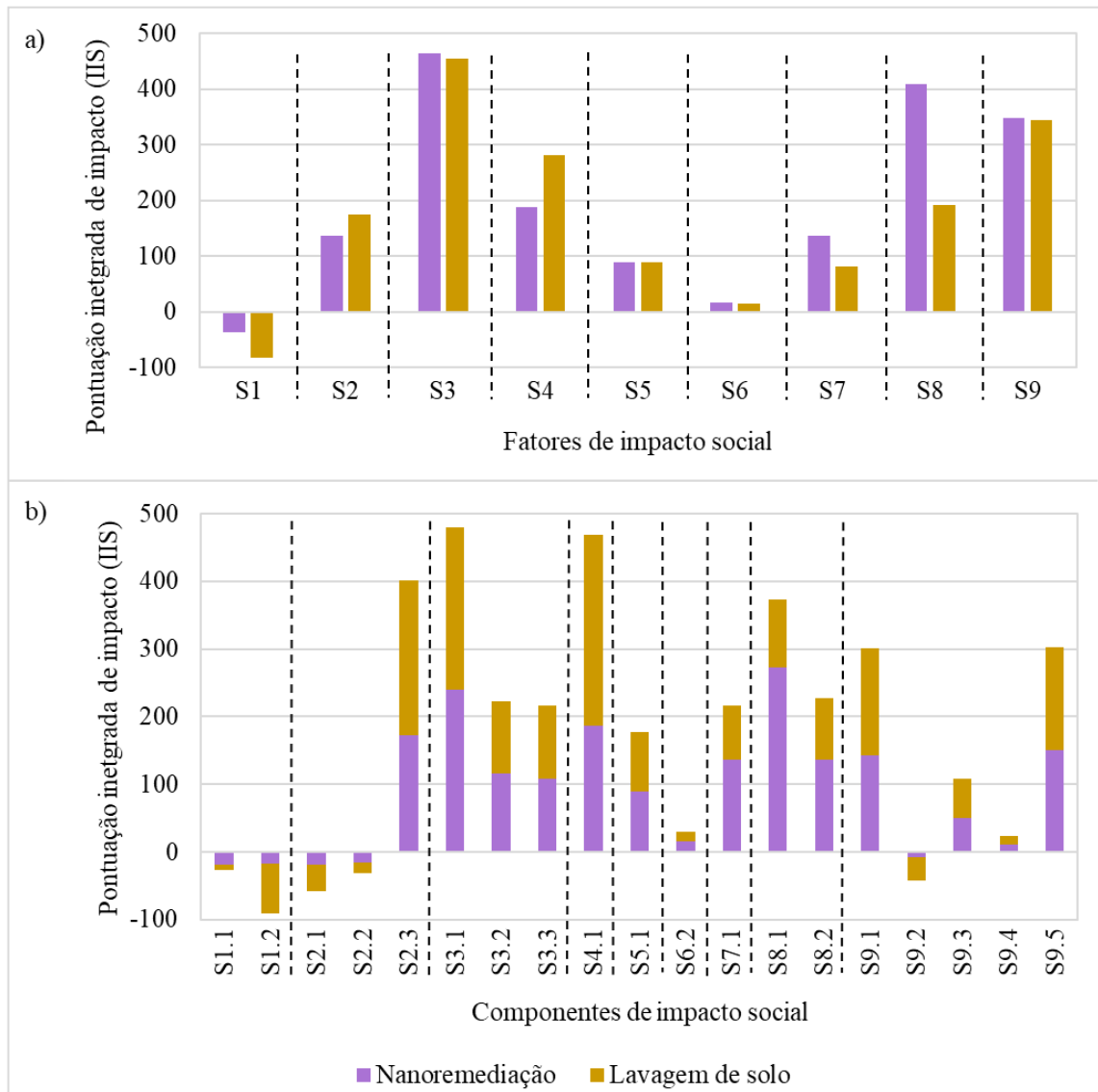
### **5.3.2 Impactos Sociais**

A Figura 11 mostra a hierarquização das pontuações integradas de impacto (IIS) dos fatores e componentes de impacto social para as duas técnicas de remediação, respectivamente.

Somente o fator “saúde pública e segurança da comunidade (S1)” teve resultados negativos para ambos os componentes (S1.1 e S1.2) e para as duas técnicas. O transporte de carga e os deslocamentos com veículos leves, provocam emissões atmosféricas de material

particulado, além de poluentes carcinogênicos e não carcinogênicos (em menor quantidade) os quais podem originar em efeitos respiratórios e tóxicos à saúde humana, respectivamente (S1.1). Outros riscos à saúde e segurança podem ocorrer devido aos processos de injeção e bombeamento que causam ruídos e vibrações, sendo que algum tipo de odor também pode ocorrer em função do manuseio de produtos químicos e efluentes (S1.2).

Figura 11. Avaliação dos fatores (a) e componentes (b) de impacto social das duas técnicas de remediação



O fator “saúde e segurança do trabalhador (S2)” apresentou pontuação final positiva, pois o impacto positivo do componente “grau de proteção oferecido aos trabalhadores (S2.3)” superou os impactos negativos atribuídos aos riscos ocupacionais e de acidentes e lesões (S2.1 e S2.2). A aplicação das técnicas pode provocar riscos ocupacionais físicos devido a ruídos e

vibrações; riscos químicos devido a poeiras, manuseio de produtos químicos e o contato com massas contaminadas; e riscos ergonômicos, de baixa magnitude, em função do esforço físico para a escavação do solo e colocação e retirada dos tubos de PVC (S2.1). Os riscos de acidentes e lesões estão associados principalmente com o manuseio com eletricidade e as atividades de transporte de carga (S2.2). Contudo, considerou-se que todas as medidas de proteção necessárias foram tomadas: treinamento e orientação dos trabalhadores; sinalização e orientações no local; e uso de equipamentos de proteção individual para manuseio dos resíduos perigosos, dos produtos químicos e na coleta de análises para monitoramento.

Outro componente social negativo verificado está relacionado com a possibilidade de transferência de impactos para gerações futuras (E9.2). Esta refere-se principalmente com a migração de contaminantes ou produtos para fora da zona de tratamento, os quais podem provocar impactos a longo prazo; e com a disposição de resíduos perigosos e as consequências que estes podem trazer

Para ambas as técnicas o fator “emprego e renda (S3)” apresentou a maior pontuação, muito em função da grande relevância dada aos três componentes pertencentes ao respectivo fator. Há a geração e empregos diretos e indiretos. Considerou-se a participação feminina em todos os processos diretos e/ou indiretos abordados pelas técnicas. Além de que também foi considerado que todos os trabalhadores envolvidos diretamente na aplicação do processo de remediação passaram por orientações e treinamentos, sendo que, a aplicação das técnicas também oportuniza atividades de ensino e pesquisa.

Dentre os componentes, para a nanoremediação, a satisfação e aceitação pelas partes interessadas (S8.1) obteve a pontuação mais significativa. A nanoremediação apresenta aceitabilidade satisfatória entre os trabalhadores, agências reguladoras e usuários em geral. Já no caso da lavagem do solo, a oportunidade e fortalecimento da economia e negócios locais (S4.1) correspondeu ao impacto positivo mais importante. Isto porque assumiu-se que a compra dos tubos de PVC e dos tanques de polietileno foram junto a fornecedores locais, além de que depois do uso estes foram encaminhados para a reciclagem local, valorizando e colaborando com a economia e os negócios locais.

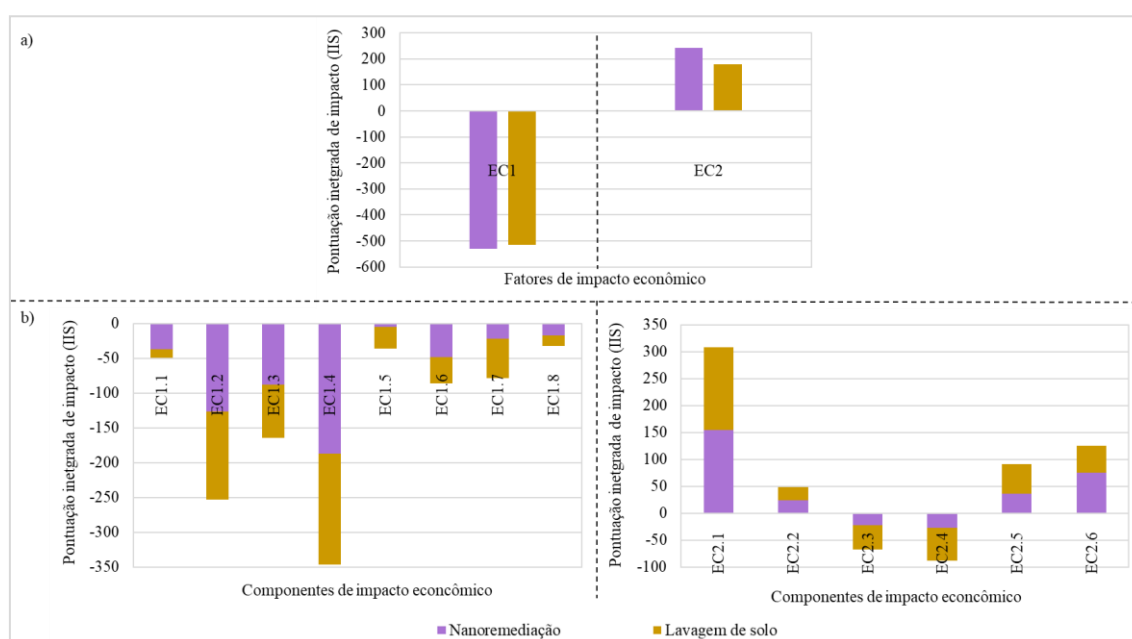
A oportunidade de emprego e renda (S3.1) aparece em segundo lugar na sequência de pontuações mais elevadas para as duas técnicas, mesmo que o nível de empregabilidade não é muito elevado, pois as técnicas não englobam muitas etapas e uso de materiais diversificados durante o processo. Logo em seguida, com pontuação quase igual, a lavagem do solo apresentou

pontuação significativa para o grau de proteção oferecido aos trabalhadores durante os processos de remediação (S2.3).

### 5.3.3 Impactos Econômicos

A Figura 12 mostra a hierarquização das pontuações integradas de impacto (IIS) dos fatores e componentes de impacto econômico para as duas técnicas de remediação, respectivamente.

Figura 12. Avaliação dos fatores (a) e componentes (b) de impacto econômico das três técnicas de remediação



Em relação aos fatores, a técnica de nanoremediação apresentou a maior pontuação de custos diretos (EC1) e de custos indiretos (EC2). Os custos diretos trouxeram resultados de impacto negativos para todos os componentes constituintes. Já os custos indiretos resultaram em impactos positivos pois alguns componentes foram considerados como investimento, com um retorno benéfico imediato ou a longo prazo.

Para ambas as técnicas o maior impacto com custos diretos foi observado para o componente “materiais e equipamentos (EC1.4)”, mesmo com as deduções devido a reciclagem de alguns produtos. Estes impactos estão associados a compra do nanoferro e o carvão ativado, os quais representaram os maiores valores, além dos tubos de PVC, tanques de polietileno, materiais de análise, e o aluguel dos equipamentos utilizados.



Em relação aos custos indiretos os impactos resultantes foram positivos para ambas as técnicas, sendo o maior investimento em ações de segurança e proteção (EC2.1), o que gera um benefício imediato e evita consequências a longo prazo. Além deste impacto positivo, considerou-se investimentos em infraestrutura e desenvolvimento social (EC2.5), comercial e de negócios (EC2.6), bem como a valorização imobiliária local após a remediação (EC2.2). Os impactos negativos foram referentes as ações de monitoramento e manutenção (EC2.4), pois corresponderam a despesas diretamente envolvidas no processo de remediação, além das perdas devido ao tempo de estagnação da área (EC2.3) até a remediação.

#### **5.4 Avaliação da sustentabilidade – Estudo de Caso II**

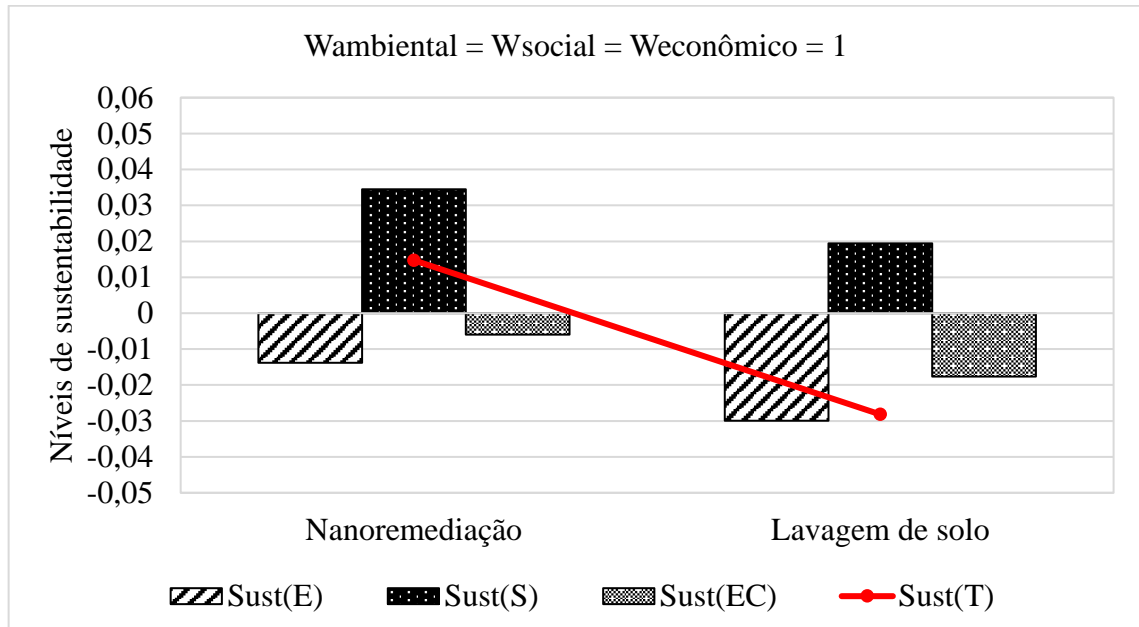
Para analisar os níveis de sustentabilidade alcançados pelas técnicas foram realizadas algumas análises de sensibilidade, atribuindo diferentes pesos aos três pilares da sustentabilidade (ambiental, econômica e social), buscando demonstrar como a decisão de sustentabilidade é afetada pela importância relativa atribuída. A Figura 13 mostra os resultados obtidos de sustentabilidade para cada técnica através da aplicação do modelo matemático, considerando uma pontuação ( $W$ ) igual para todos os pilares ( $W=1$  - Cenário 1). Quando as sustentabilidades totais são comparadas entre as técnicas, obteve-se um nível sustentável e insustentável muito baixo para a nanoremediação e lavagem do solo, respectivamente, conforme as faixas de valores dos níveis de sustentabilidade definidos na Figura 2. As sustentabilidades ficaram em níveis muito baixos em função de que 57% de todos os componentes de impacto avaliados apresentaram pontuações negativas, sendo que, são as pontuações positivas que elevam os valores totais relativos para cada categoria. Além disto, outro fator que corrobora com estes resultados são os valores de  $E(t)$ ,  $S(t)$  e  $EC(t)$  muito próximos entre si, obtidos a partir da razão entre os totais relativos de pontuação integrada de impacto ( $\Sigma E$ ,  $\Sigma S$ ,  $\Sigma EC$ ) e a pontuação máxima que cada categoria pode obter ( $E_{max}$ ,  $S_{max}$ ,  $EC_{max}$ ).

No Apêndice C é apresentada toda a base de cálculo para a obtenção dos níveis de sustentabilidade (Estudo de Caso II).

Ambas as técnicas mostraram uma pequena desvantagem em relação aos aspectos ambiental e econômico, em função principalmente da relevância dos impactos negativos associados a estes pilares. Já as duas técnicas mostraram-se socialmente favoráveis, devido ao

grande número de aspectos sociais positivos, os quais se apresentaram suficientes para mitigar as condições gerais negativas.

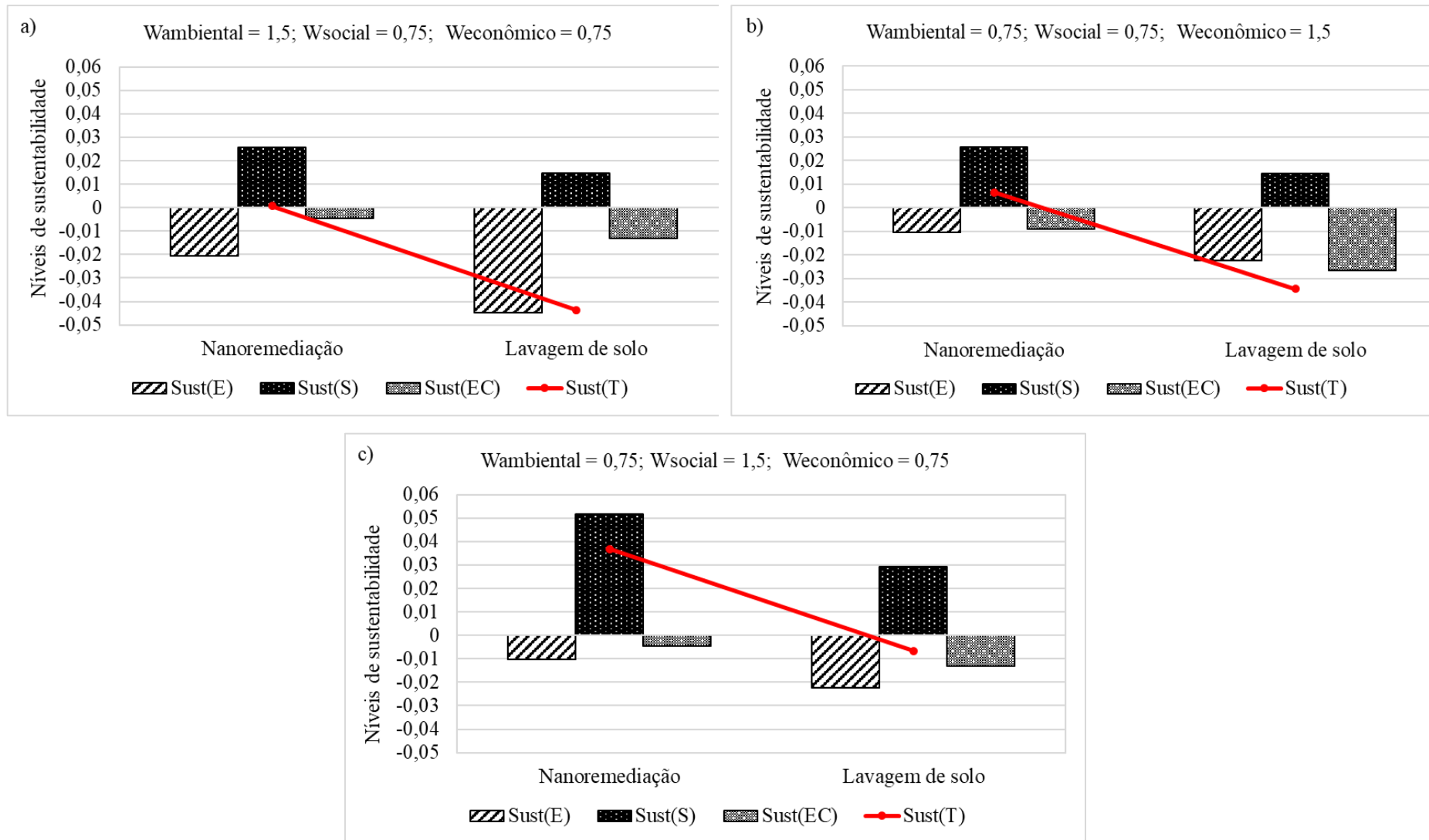
Figura 13. Níveis de sustentabilidade das duas técnicas de remediação (Cenário 1)



Quando o pilar ambiental (Figura 14a - Cenário 2) e econômico (Figura 14b - Cenário 3) recebem 50% da pontuação total, obtêm-se os piores resultados quanto as sustentabilidades individuais de cada categoria e total para cada técnica. Isto em função de que o pilar ambiental seguido do econômico são detentores dos maiores impactos negativos.

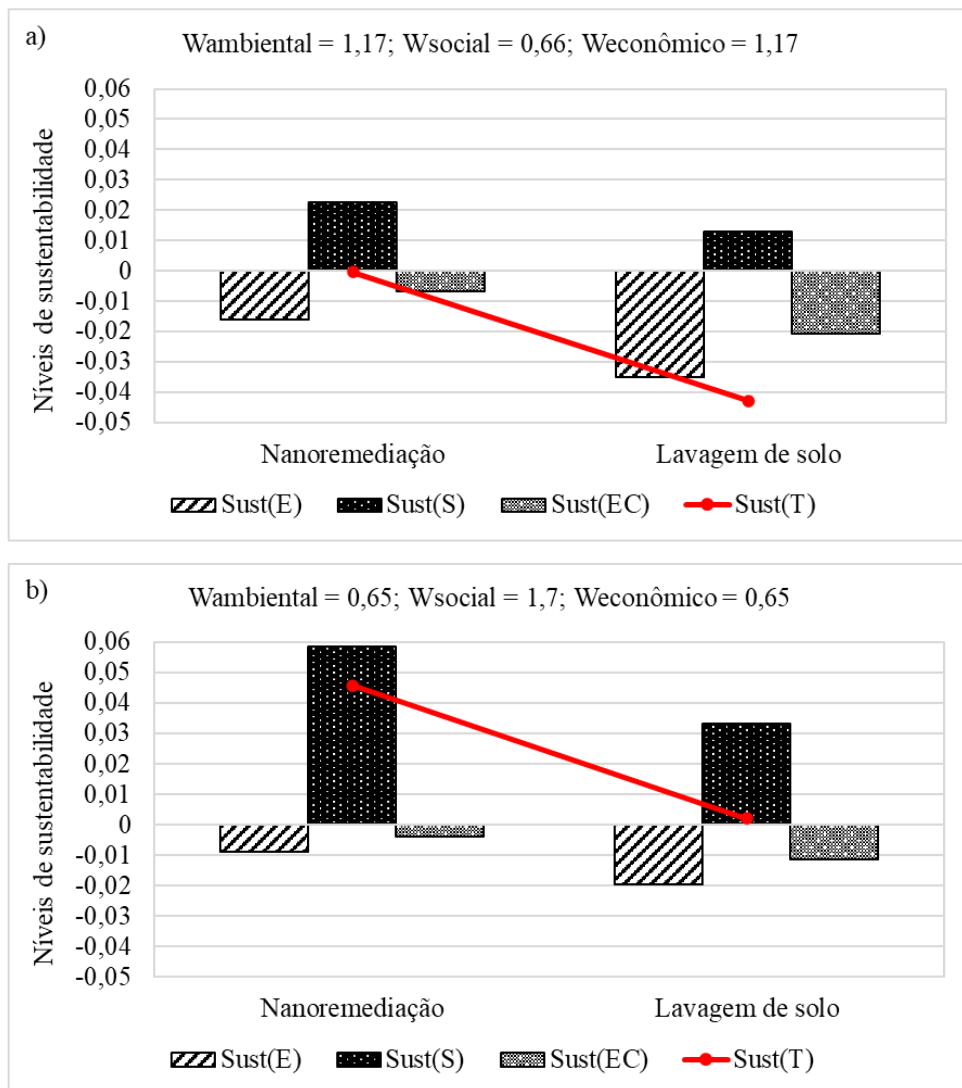
Já quando o pilar social recebe 50% da pontuação total (Figura 14c - Cenário 4), são obtidos os melhores índices de sustentabilidade para as duas técnicas, devido a relevância positiva dos aspectos sociais.

Figura 14. Níveis de sustentabilidade das três técnicas de remediação nos Cenários 2 (a), 3 (b), 4 (c) da análise de sensibilidade



E por último, outros dois cenários extremos de sensibilidade foram avaliados. O Cenário 5 (Figura 15a) demonstra que a nanoremediação também pode passar para o nível de insustentabilidade quando é dada uma pontuação total igual ou menor que 22% para o pilar social. A partir desta pontuação os impactos ambientais e econômicos negativos conseguem superar os aspectos sociais positivos. Já no Cenário 6 (Figura 15b) a insustentabilidade da lavagem do solo pode ser revertida quando o pilar social recebe 57% da pontuação total, pois assim os aspectos sociais positivos conseguem superar os negativos dos pilares ambiental e econômico.

Figura 15. Níveis de sustentabilidade das três técnicas de remediação nos Cenários 5 (a) e 6 (b) da análise de sensibilidade



A avaliação de sustentabilidade mostrou que, em todos os casos avaliados, a nanoremediação pareceu ser a opção mais adequada para a aplicação na área do respectivo estudo de caso, segundo as características e configurações consideradas, pois se mostrou mais favorável em todos os pilares. Visto que os impactos individuais de cada categoria influenciam diretamente nos níveis de sustentabilidade obtidos, pois os cálculos relacionam todas as categorias, para melhorar os resultados, principalmente no que tange os aspectos ambientais e consequentemente econômicos, algumas melhores práticas de gestão podem ser inseridas na configuração da técnica, como por exemplo: utilização de água provinda de reuso; uso de energias renováveis no processo; e uso de produtos recicláveis ou reaproveitamento de materiais.

Os resultados obtidos corroboram com alguns estudos identificados na literatura. No estudo desenvolvido por Chen et al. (2017) a lavagem do solo também exerceu significativos impactos negativos, em especial no que se refere a pegada ambiental, diminuindo a probabilidade de sustentabilidade. Já em relação a nanoremediação, há uma grande deficiência ainda de estudos que realizaram uma análise dos níveis sustentáveis alcançados pela aplicação da técnica, muito em função do seu caráter emergente. Em um estudo recente, os resultados descritos por Bone et al. (2020) indicaram que a nanoremediação se compara favoravelmente com outras opções *in situ* no que tange a sustentabilidade nos três pilares analisados.

## **6 Conclusões**

A ferramenta central de análise da sustentabilidade das técnicas de remediação desenvolvida neste estudo completa, junto com a Parte I, o delineamento do método de apoio a tomada de decisão para a remediação sustentável de solos contaminados.

A ferramenta elaborada ofereceu benefícios potencialmente significativos para avaliadores e tomadores de decisão, pois incluiu uma avaliação mais completa e fundamentada sobre os possíveis impactos positivos e negativos de um processo de remediação; determinou se o processo é sustentável ou insustentável; e possibilitou fazer recomendações sobre onde e como minimizar os impactos e melhorar a sustentabilidade potencial de um processo de remediação. Além disto, a obtenção das sustentabilidades é sustentada pela interação direta entre as categorias, abordagem esta que nos remete aos princípios do tripé da sustentabilidade, onde há a necessidade de uma sintonia, interligação e sobreposição entre os três pilares.

A maioria dos problemas de avaliação de impacto na prática envolve uma grande quantidade de julgamentos humanos e vários tipos de incertezas, o que aumenta significativamente a complexidade e a dificuldade no processo. Os métodos de avaliação de impacto normalmente não levam em consideração a importância relativa de cada componente de impacto, sendo todos tratados igualmente. Este estudo, portanto, vai além dessa abordagem convencional atribuindo pesos aos componentes de impacto; escolha de componentes com métricas; e a elaboração de cenários alternativos para auxiliar na análise dos critérios em relação a cada componente. Esta forma de conduzir a avaliação de impacto, com a possibilidade de envolver as partes interessadas, além da utilização da ponderação dos componentes dentro da matriz, corroboram com a redução da subjetividade deste tipo de avaliação.

Nos dois estudos de caso, a categoria ambiental apresentou os maiores impactos negativos, seguido da econômica. Já na categoria social, os impactos positivos superaram os negativos. Em relação aos impactos totais obtidos, a fitoremediação e a nanoremediação apresentaram um impacto final positivo, já a eletrocinética, lavagem do solo e escavação/disposição negativos. A probabilidade de sustentabilidade obtida para as técnicas do Estudo de Caso I foi na seguinte ordem: fitoremediação > eletrocinética > escavação/disposição. Já a probabilidade de sustentabilidade obtida para as técnicas do Estudo de Caso II seguiu a seguinte ordem: nanoremediação > lavagem de solo. Contudo, verificou-se que os resultados finais quanto a sustentabilidade, obtidos para cada técnica, são sensíveis a preferência relativa fornecida aos aspectos ambientais, econômicos e sociais, e esta pontuação depende da importância de cada um destes aspectos para o projeto e para as partes interessadas. Porém, para evitar ao máximo a intervenção direta do usuário nestes resultados, é recomendado que o cenário em que todos os pilares recebem a mesma pontuação seja considerado para a seleção da técnica de melhor desempenho.

De forma geral, a ferramenta elaborada e toda a abordagem apresentada neste estudo mostrou-se bastante eficiente para avaliar e selecionar uma técnica de remediação que tem maior probabilidade de atingir a remediação sustentável em sua implementação. Contudo, visto que o processo metodológico sobre o qual a ferramenta foi elaborada é pioneiro no contexto da remediação de áreas contaminadas, ajustes e aprimoramento podem ajudar a melhorar as análises, aumentar o alcance dos níveis de sustentabilidade, e tornar a tomada de decisão cada vez mais clara e objetiva.

Como exemplo, sugere-se para trabalhos futuros, uma revisão dos componentes de impacto utilizados, aprimorando-os e incluindo componentes que possam fornecer mais

impactos e/ou resultados positivos para a categoria ambiental e econômica, especialmente; a inserção de todo o processo em um sistema de tomada de decisão rápido e programado para evitar cada vez mais a análise subjetiva do usuário; além de aplicar o processo elaborado para o cenário de “não fazer nada” e comparar com os resultados obtidos para as técnicas de remediação.

## Referências

- Amponsah, N.Y., Wang, J., Zhao, L. 2018. A review of life cycle greenhouse gas (GHG) emissions of commonly used ex-situ soil treatment technologies. *J. Clean. Prod.* 186, 514–525. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.164>.
- Anderson, R., Norrman, J., Voltar, P.E., Söderqvist, T., Rosen, L. 2018. What's the point? The contribution of a sustainability view in contaminated site remediation. *Sci. Total Environ.* 630, 103-116. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.120>.
- Asadollahfardi, G., Asadi, M. 2018. The comparison of a revised Leopold matrix and fuzzy methods in environmental impact assessment, a case study: The construction of Al-A'miriya residential complex, Baghdad, Iraq. *Environ. Qual. Manag.* 27(4), 115-123. <http://dx.doi.org/10.1002/tqem.21560>.
- American Society for Testing and Materials (ASTM). 2013a. ASTM E2893-13 - Standard Guide for Greener Cleanups. ASTM Internacional: West Conshohocken, PA.
- American Society for Testing and Materials (ASTM). 2013b. ASTM E2876-13 - Standard Guide for Integrating Sustainable Objectives into Cleanup. ASTM Internacional: West Conshohocken, PA.
- Bardos, P. 2014. Progress in Sustainable Remediation. *Rem. J.* 25(1), 23-32. <https://doi.org/10.1002/rem.21412>.
- Beames, A., Broekx, S., Lookman, R., Touchant, K., Seuntjens, P. 2014. Sustainability appraisal tools for soil and groundwater remediation: How is the choice of remediation alternative influenced by different sets of sustainability indicators and tool structures? *Sci. Total Environ.* 470-471, 954-966. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.044>.
- Bireescu, L., Bireescu, G., Constandache, C., Sellitto, M.V., Dumitru, M., Anton, I. 2010. Ecopedological research for ecological rehabilitation of degraded lands from Eastern Romania. *Air, Soil Water Res.* 5(3), 96-101. <http://dx.doi.org/10.17221/33/2009-swr>.
- Bone, B., Bardos, P., Edgar, S., Kvapil, P. 2020. The sustainability of nanoremediation - two initial case studies from Europe. In: Hou, D. (ed), *Sustainable Remediation of Contaminated Soil and Groundwater*, 367-404. <http://dx.doi.org/10.1016/b978-0-12-817982-6.00014-8>.
- Braun, A.B., Visentin, C., Trentin, A.W.S., Thomé, A. 2021. List of relevant sustainability indicators in remediation processes and their validation by stakeholders. *J. Clean. Prod.* 317, 128440-128456. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128440>.
- Brundtland, G.H. 1987. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. 300 p. Available in: <http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>. (accessed 10 June 2021).
- Cappuyns, V. 2013. Environmental impacts of soil remediation activities: Quantitative and qualitative tools applied on three case studies. *J. Clean. Prod.* 52, 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.023>.

- Cecchin, I. Use of nanoferro for remediation of soil contaminated by mono- and multi-species solutions of Hexavalent Chromium and Pentachlorophenol. 2018. 213f. Thesis (Doctorate in Civil Engineering) - Federal University of Rio Grande do Sul. Porto Alegre. (in portuguese).
- Chatzimikes, F. 1983. A Method for Evaluating Environmental Impacts from Land Development Projects. In: PADC Environmental Impact Assessment and Planning Unit (eds). Environmental Impact Assessment. NATO ASI Series, 14, 235-252. [http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-6795-3\\_12](http://dx.doi.org/10.1007/978-94-009-6795-3_12).
- Chen, S.S., Taylor, J.S., Baek, K., Khan, E., Tsang, D.C.W., Ok, Y.S. 2017. Sustainability likelihood of remediation options for metal-contaminated soil/sediment. *Chemosphere*. 174, 421-427. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.005>.
- Dee, N., Baker, J., Drobny, N., Duke, K. 1973. An environmental evaluation system for water resource planning. *Water Resour. Res.* 9(3), 523-535. <https://doi.org/10.1029/WR009i003p00523>.
- Dieter, C.A., Maupin, M.A., Caldwell, R.R., Harris, M.A., Ivahnenko, T.I., Lovelace, J.K., Barber, N.L., and Linsey, K.S. 2018. Estimated use of water in the United States in 2015: U.S. Geological Survey Circular 1441, 65 p. <https://doi.org/10.3133/cir1441>.
- Efroymson, R.A., Nicolette, J.P., Suter, G.W. 2004. A Framework for Net Environmental Benefit Analysis for Remediation or Restoration of Contaminated Sites. *Environ. Manage.* 34(3), 315-331. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0089-7>.
- Efroymson, R.A., Dale, V.H., Kline, K.L., McBride, A.C., Bielicki, J.M., Smith, R.L., Parish, E.S., Schweizer, P.E., Shaw, D.M. 2012. Environmental Indicators of Biofuel Sustainability: What About Context? *Environ. Manage.* 51(2), 291-306. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9907-5>.
- Favara, P., Raymond, D., Ambrusch, M., Libera, A., Wolf, G., Simon, J.A., Maco, B., Collins, E.R., Harclerode, M.A., McNally, A.D. Ridsdale, R., Smith, M. Howard, L. 2019. Ten years later: the progress and future of integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects. *Rem. J.* 29(4), 5-30. <http://dx.doi.org/10.1002/rem.21612>.
- Ferdos, F., Rosén, L. 2013. Quantitative Environmental Footprints and Sustainability Evaluation of Contaminated Land Remediation Alternatives for Two Case Studies. *Rem. J.* 24(1), 77-98. <https://doi.org/10.1002/rem.21379>.
- Folchi, R. 2003. Environmental Impact Statement for Mining with Explosives: A Quantitative Method. I.S.E.E. Paper, 29th Annual Conference on Explosives and Blasting Technique, Northville, Tennessee, U.S.A.
- Gholamalifard, M., Phillips, J., Ghazizade, M.J. 2016. Evaluation of unmitigated options for municipal waste disposal site in Tehran, Iran using an integrated assessment approach. *J. Environ. Plan. Manag.* 60(5), 792-820. <http://dx.doi.org/10.1080/09640568.2016.1181610>.
- Holland, K.S., Lewis, R.E., Tipton, K., Karnis, S., Dona, C., Petrovskis, E., Bull, L.P., Taege, D., Hook, C. 2011. Framework for integrating sustainability into remediation projects. *Rem. J.* 21(3), 7-38. <http://dx.doi.org/10.1002/rem.20288>.
- Hou, D., Al-Tabbaa, A. 2014. A. Sustainability: A new imperative in contaminated land remediation. *Environ. Sci. Policy.* 39, 25-34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.02.003>
- Hou, D., Al-Tabbaa, A., Guthrie, P., Hellings, J., Gu, Q. 2014a. Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. *J. Clean. Product.* 83, 87-95. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.07.062>.
- Hou, D., Al-Tabbaa, A., Luo, J. 2014b. Assessing effects of site characteristics on remediation secondary life cycle impact with a generalised framework. *J. Environ. Plan. Manag.* 57(7), 1083-1100. <https://doi.org/10.1080/09640568.2013.863754>.



- Hou, D. 2016. Divergence in stakeholder perception of sustainable remediation. *Sustain. Sci.* 11(2), 215-230. <https://doi.org/10.1007/s11625-015-0346-0>.
- Hou, D., Gu, Q., Ma, F., O'Connell, S. 2016a. Life cycle assessment comparison of thermal desorption and stabilization/solidification of mercury contaminated soil on agricultural land. *J. Clean. Prod.* 139, 949-956. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.08.108>.
- Hou, D., Guthrie, P., Rigby, M. 2016b. Assessing the trend in sustainable remediation: A questionnaire survey of remediation professionals in various countries. *J. Environ. Manage.* 184, 18-26. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.045>.
- Hou, D., Qi, S., Zhao, B., Rigby, M., O'Connor, D. 2017. Incorporating life cycle assessment with health risk assessment to select the 'greenest' cleanup level for Pb contaminated soil. *J. Clean. Prod.* 162, 1157-1168. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.135>.
- Huang, W-Y., Hung, W., Vu, C.T., Chen, W-T., Lai, J-W., Lin, C. 2016. Green and sustainable remediation (GSR) evaluation: framework, standards, and tool. A case study in taiwan. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23(21), 21712-21725. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7305-x>.
- Ijäs, A., Kuitunen, M.T., Jalava, K. 2010. Developing the RIAM method (rapid impact assessment matrix) in the context of impact significance assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 30(2), 82-89. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2009.05.009>.
- Irimia, J.I., Muntean, L., Malschi, D. 2011. Environmental Impact Assessment of Tailing Dumps (Case Study: Lupeni Coal Mine, Jiului Valley). *ProEnvironment.* 4, 27-35.
- Josimovic, B., Petric, J., Milijic, S. 2014. The Use of the Leopold Matrix in Carrying Out the EIA for Wind Farms in Serbia. *Energy Environ. Res.* 4(1), 43-54. <http://dx.doi.org/10.5539/eer.v4n1p43>.
- Kuitunen, M., Jalava, K., Hirvonen, K. 2008. Testing the usability of the Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) method for comparison of EIA and SEA results. *Environ. Impact Assess. Rev.* 28(4-5), 312-320. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2007.06.004>.
- Lee, M., Kang, H., Do, W., 2005. Application of nonionic surfactant-enhanced *in situ* flushing to a diesel contaminated site. *Water Res.* 39(1), 139-146. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.09.012>.
- Leopold, L.B., Clarke, F.E., Hanshaw, B.B., Balsley, J.R. 1971. A Procedure for Evaluating Environmental Impact. Free on application to the U.S. Geological Survey, Washington, D.C. 20242.
- Li, W., Xie, Y., Hao, F. 2014. Applying an improved rapid impact assessment matrix method to strategic environmental assessment of urban planning in China. *Environ. Impact Assess. Rev.* 46, 13-24. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2014.01.001>.
- Lim, H., Kwon, I.S., Lee, H., Park, J.W. 2016. Environmental impact assessment using a GSR tool for a landfarming case in South Korea. *Environ. Monit. Assess.* 188(4), 230-239. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5243-1>.
- McNally, A.D. 2018. A Tiered Approach for Evaluating the Sustainability of Remediation Activities at Rail Sites. In: Proceedings of the 2018 Joint Rail Conference. 2018 Joint Rail Conference. Pittsburgh, Pennsylvania, USA. <https://doi.org/10.1115/JRC2018-6163>.
- Mirmohammadi, M., Gholamnejad, J., Fattahpour, V., Seyedsadri, P., Ghorbani, Y. 2009. Designing of an environmental assessment algorithm for surface mining projects. *J. Environ. Manage.* 90(8), 2422-2435. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.007>.
- Monjezi, M., Shahriar, K., Dehghani, H., Namin, F. 2008. Samimi. Environmental impact assessment of open pit mining in Iran. *Environ. Geol.* 58(1), 205-216. <http://dx.doi.org/10.1007/s00254-008-1509-4>.
- Mulligan, C.N., Dumais, S., Noel-De-Tilly, R. 2013. Sustainable remediation of contaminated sites. In: *Coupled Phenomena in Environmental Geotechnics: From Theoretical and Experimental Research to Practical Applications*. Torino, Itália: CRC Press, 663-670.

- National Highway Traffic Safety Administration (NHTSA). U.S. Department of Transportation's. 2021. 2020 Fatality Data. Disponível em: <https://www.nhtsa.gov/press-releases/2020-fatality-data-show-increased-traffic-fatalities-during-pandemic>. (accessed 10 June 2021).
- Parker, B.C., Howard, R.V. 1977. The first environmental impact monitoring and assessment in Antarctica. The dry valley drilling project. *Biol. Conserv.* 12(3), 163-177. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(77\)90014-3](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(77)90014-3).
- Pastakia, C.M.R. 1998. The Rapid Impact Assessment Matrix (RIAM) - A New Tool for Environmental Impact Assessment. VKI, Agern Alle 11, DK-2970 Horsholm, Denmark.
- Pastakia, C.M.R., Jensen, A. 1998. The rapid impact assessment matrix (Riam) for EIA. *Environ. Impact Asses. Rev.* 18(5), 461-482. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(98\)00018-3](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(98)00018-3).
- Phillips, J. 2009. The advancement of a mathematical model of sustainable development. *Sustain Sci.* 5(1), 127-142. <http://dx.doi.org/10.1007/s11625-009-0103-3>.
- Phillips, J. 2010a. Evaluating the level and nature of sustainable development for a geothermal power plant. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 14(8), 2414-2425. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2010.05.009>.
- Phillips, J. 2010b. Evaluating the level and nature of sustainable development of a mining operation: a new approach using the ideas of coupled environment - human systems. *Int. J. Miner. Metall. Mater.* 2(3), 215-238. <https://doi.org/10.1504/IJMME.2010.037625>.
- Phillips, J. 2012a. Using a mathematical model to assess the sustainability of proposed bauxite mining in Andhra Pradesh, India from a quantitative-based environmental impact assessment. *Environ. Earth Sci.* 67(6), 1587-1603. <http://dx.doi.org/10.1007/s12665-012-1601-7>.
- Phillips, J. 2012b. The application of a mathematical model of sustainability to the results of an environmental impact assessment of the Russeifa landfill, Jordan. *Int. J. Environ. Pollut.* 49(3/4), 137-160. <http://dx.doi.org/10.1504/IJEP.2012.050911>.
- Phillips, J. 2012c. Applying a mathematical model of sustainability to the Rapid Impact Assessment Matrix evaluation of the coal mining tailings dumps in the Jiului Valley, Romania. *Resour. Conserv. Recycl.* 63, 17-25. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.03.003>.
- Phillips, J. 2012d. The level and nature of sustainability for clusters of abandoned limestone quarries in the southern Palestinian West Bank. *Appl. Geogr.* 32(2), 376-392. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.06.009>.
- Phillips, J. 2013. The application of a mathematical model of sustainability to the results of a semi-quantitative Environmental Impact Assessment of two iron ore opencast mines in Iran. *Appl. Math. Model.* 37(14-15), 7839-7854. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apm.2013.03.029>.
- Phillips, J., Mondal, M.K. 2014. Determining the sustainability of options for municipal solid waste disposal in Varanasi, India. *Sustain. Cities Soc.* 10, 11-21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scs.2013.04.005>.
- Phillips, J. 2015. A quantitative-based evaluation of the environmental impact and sustainability of a proposed onshore wind farm in the United Kingdom. *Renew. Sust. Energ. Rev.* 49, 1261-1270. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.04.179>.
- Phillips, J. 2016a. The Geocybernetic Assessment Matrix (GAM) - A new assessment tool for evaluating the level and nature of sustainability or unsustainability. *Environ. Impact Asses. Rev.* 56, 88-101. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2015.09.003>.
- Phillips, J. 2016b. A quantitative evaluation of the sustainability or unsustainability of three tunnelling projects. *Tunn. Undergr. Space Technol.* 51, 387-404. <http://dx.doi.org/10.1016/j.tust.2015.09.009>.

- Phillips, J., Gholamalifard, M. 2016. Quantitative evaluation of the sustainability or unsustainability of municipal solid waste options in Tabriz, Iran. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 13(6), 1615-1624. <http://dx.doi.org/10.1007/s13762-016-0997-0>.
- Pope, J., Bond, A., Morrison-Saunders, A., Retief, F. 2013. Advancing the theory and practice of impact assessment: setting the research agenda. *Environ Impact Assess Rev.* 41, p. 1-9. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2013.01.008>.
- Reddy, K.R., Sadasivam, B.Y., Adams, J.A. 2014. Social Sustainability Evaluation Matrix (SSEM) to Quantify Social Aspects of Sustainable Remediation. In: *Icsi 2014 - Creating Infrastructure for a Sustainable World*. Long Beach, California: ASCE, 831-841.
- Reddy, K.R., Adams, J.A., 2015. *Sustainable Remediation of Contaminated Sites*. Momentum Press, New York, 268 p.
- Reddy, K.R., Kumar, G. 2018. Green and sustainable remediation of polluted sites: new concept, assessment tools, and challenges. *Ce/Papers.* 2(2-3), 83-92 <http://dx.doi.org/10.1002/cepa.663>.
- Reddy, K.R., Chetri, J.K., Kiser, K. 2018. Quantitative Sustainability Assessment of Various Remediation Alternatives for Contaminated Lake Sediments: Case Study. *Sustainability: The Journal of Record.* 11(6), 307-321. <http://dx.doi.org/10.1089/sus.2018.0021>.
- Rodriguez, S.I., Roman, M.S., Sturhahn, S.C., Terry, E.H. 2002. Sustainability Assessment and Reporting for the University of Michigan's Ann Arbor Campus. Center for Sustainable Systems, Report No. CSS02-04, University of Michigan, 415 p. Available in: <http://css.snre.umich.edu>. (accessed 10 June 2021).
- Rosén, L., Back, P.E., Söderqvist, T., Norrman, J., Brinkhoff, P., Norberg, T., Volchko, Y., Norin, M., Bergknut, M., Döberl, D. 2015. SCORE: A novel multi-criteria decision analysis approach to assessing the sustainability of contaminated land remediation. *Sci. Total Environ.* 511, 621–638. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.058>.
- Schwartz, A.L.W., Shilling, F.M., Perkins, S.E. 2020. The value of monitoring wildlife roadkill. *Eur. J. Wildl. Res.* 66(1), 17-29 <https://doi.org/10.1007/s10344-019-1357-4>.
- Senevirathna, S.T.M.L.D., Mahinroosta, R., Li, M., Krishnapillai, K. 2021. *In situ* soil flushing to remediate confined soil contaminated with PFOS- an innovative solution for emerging environmental issue. *Chemosphere.* 262, 127606-127613. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127606>.
- Smith, J.W.N., Kerrison, G. 2013. Benchmarking of Decision-Support Tools Used for Tiered Sustainable Remediation Appraisal. *Water Air Soil Pollut.* 224(12), 1706-1717. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-013-1706-y>.
- Smith, G., Nadebaum, P. 2016. The evolution of sustainable remediation in Australia and New Zealand: A storyline. *J. Environ. Manage.* 184, 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.010>.
- Söderqvist, T., Brinkhoff, P., Norberg, T., Rosén, L., Back, P.-E., Norrman, J. 2015. Cost-benefit analysis as a part of sustainability assessment of remediation alternatives for contaminated land. *J. Environ. Manage.* 157, 267-278. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.024>.
- Søndergaard, G.L., Binning, P.J., Bondgaard, M., Bjerg, P.L. 2017. Multi-criteria assessment tool for sustainability appraisal of remediation alternatives for a contaminated site. *J. Soils Sediments*, 18(11), 3334–3348. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1805-2>.
- Sparrevik, M., Barton, D.N., Bates, M.E., Linkov, I. 2012. Use of Stochastic Multi-Criteria Decision Analysis to Support Sustainable Management of Contaminated Sediments. *Environ. Sci. Technol.* 46(3), 1326-1334. <https://doi.org/10.1021/es202225x>.
- Toro, J., Requena, I., Duarte, O., Zamorano, M. 2013. A qualitative method proposal to improve environmental impact assessment. *Environ. Impact Assess. Rev.* 43, 9-20. <http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2013.04.004>.

- Trentin, A.W.S., Reddy, K.R., Kumar, G., Chetri, J.K., Thomé, A. 2019. Quantitative Assessment of Life Cycle Sustainability (QUALICS): Framework and its application to assess electrokinetic remediation. *Chemosphere*. 230, 92-106. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.200>.
- Wang, Y-M; Yang, J-B; Xu, D-L. 2006. Environmental impact assessment using the evidential reasoning approach. *Eur. J. Oper. Res.* 174(3), 1885-1913. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejor.2004.09.059>.
- Yargicoglu, E.N., Reddy, K.R. 2013. Green and sustainable remediation of contaminated Indian Ridge Marsh site in Chicago, USA. In: *Coupled Phenomena in Environmental Geotechnics*, 675-682. <http://dx.doi.org/10.1201/b15004-91>.
- Zheng, Z-J., Lin, M-Y., Chiueh, P-T., Lo, S-L. 2019. Framework for determining optimal strategy for sustainable remediation of contaminated sediment: A case study in Northern Taiwan. *Sci. Total Environ.* 654, 822-831. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.152>.

## Apêndice A. Orientações e cenários para a tomada de decisão

### CATEGORIA AMBIENTAL (E)

#### Fator ambiental 1: Ar

**(E1.1):** Para avaliar a qualidade do ar verificar o potencial da técnica em emitir fumaça ou poeira que pode comprometer as condições normais do ambiente.

Cenários	Magnitude
Alta quantidade de fumaça ou poeira que afeta totalmente a visibilidade	4-5
Quantidade considerável de fumaça ou poeira que afeta um pouco a visibilidade	3
Fumaça ou poeira presente, mas sem afetar a visibilidade	2
Não há fumaça ou poeira visível	1

**(E1.2, E1.3 e E1.4):** Para avaliar as emissões atmosféricas considerar as faixas estabelecidas na tabela abaixo, a qual relaciona o combustível consumido (litros) com a massa equivalente emitida de gases de efeito estufa e aquecimento global (CO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>), de outros poluentes atmosféricos (NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>), e aqueles que destroem a camada de ozônio (CFCs). Realizar interpolação de dados para encontrar valores específicos dentro das faixas estabelecidas. Já para valores de combustível consumido acima das faixas estabelecidas, realizar uma estimativa e projeção dos dados.

Componente de impacto / Unidade	Consumo de combustível (litros)*								
	1000	4000	7000	10000	20000	30000	40000	50000	
E1.2	kg CO2	409 <sup>1</sup>	1640	2860	4090	8180	1,2E+04	1,6E+04	2,0E+04
	eq.	458 <sup>2</sup>	1830	3200	4580	9150	1,4E+04	1,8E+04	2,3E+04
		380 <sup>3</sup>	1520	2660	3800	7590	1,1E+04	1,5E+04	1,9E+04
	kg O3	40,8 <sup>1</sup>	163	286	408	817	1230	1630	2040
	eq.	40,5 <sup>2</sup>	162	283	405	809	1210	1620	2020
		38,4 <sup>3</sup>	154	269	384	768	1150	1540	1920
E1.3	kg NOx	1,65 <sup>1</sup>	6,62	11,6	16,5	33,1	49,6	66,2	82,7
	eq.	1,65 <sup>2</sup>	6,59	11,5	16,5	33	49,4	65,9	82,4
		1,56 <sup>3</sup>	6,23	10,9	15,6	31,1	46,7	62,3	77,8
	kg SO2	4,11 <sup>1</sup>	16,5	28,8	41,1	82,3	123	165	206
	eq.	4,47 <sup>2</sup>	17,9	31,3	44,7	89,4	134	179	224
		3,9 <sup>3</sup>	15,6	2703	39	78	117	156	195
E1.4	kg CFC - 11 eq.	7,3E-04 <sup>1</sup>	2,9E-03	5,1E-03	7,3E-03	1,5E-02	2,2E-02	2,9E-02	3,7E-02
		6,5E-04 <sup>2</sup>	2,6E-03	4,6E-03	6,5E-03	1,3E-02	2,0E-02	2,6E-02	3,3E-02
		6,9E-04 <sup>3</sup>	2,8E-03	4,8E-03	6,9E-03	1,4E-02	2,1E-02	2,8E-02	3,5E-02

\* <sup>1</sup> Diesel; <sup>2</sup> Gasolina; <sup>3</sup> Querosene

As emissões foram avaliadas em função do consumo de combustível pois estas provêm em sua maior parte do transporte e trabalhos com máquinas e equipamentos, além de que, estas etapas são comuns na grande parte das técnicas.

Para o estabelecimento das faixas foi utilizado o software SimaPro® 9 que fornece as respectivas emissões em todo o ciclo de vida do combustível. Foram considerados os inventários modelados para o cenário global para cada tipo de combustível considerado. Para obter as informações de todos os tipos de poluentes emitidos pertencentes aos componentes de impacto com as respectivas unidades pretendidas, foram empregados os métodos TRACI.

### Fator ambiental 2: Água

(E2.1, E2.2, E2.3 e E2.4): Comparar a demanda de uso entre as técnicas. Quando esta comparação direta não é possível, é recomendado relacionar as demandas de uso de água por categoria trazidas em relatórios do país, Estado ou município onde a respectiva área está inserida.

### Fator ambiental 3: Solo

(E3.1): Para analisar a qualidade do solo considerar os cenários estabelecidos para as técnicas de remediação de solos contaminados, com base no que foi estabelecido em Meuser (2013).

Técnicas	Qualidade do solo							Magnitude
	Melhoria	Perturbação/ influência			Destruição/ Grande influência			
	Biodiversidade, capacidade nutrientes e teor MO	Biodiversidade	Capacidade nutrientes	Teor matéria orgânica (MO)	Biodiversidade	Capacidade nutrientes	Teor matéria orgânica (MO)	
Biorremediação aprimorada	S	N	N	N	N	N	N	5
Bioventilação	N	N	N	S	N	N	N	1
Landfarming/compostagem/ biopilha	S	N	N	N	N	N	N	5
Fitorremediação	S	N	N	N	N	N	N	5
Eletrocínética	N	N	N	N	S	S	N	3
Lavagem de solo	N	S	N	N	N	S	S	4
Solidificação/estabilização	N	N	S	N	S	N	S	4
Oxidação/Redução Química	N	N	N	N	S	S	S	5
Nanorremediação	N	N	N	N	S	S	S	5
Extração de vapor	N	S	N	S	N	N	N	2
Vitrificação	N	N	S	N	S	N	S	4
Aquecimento do solo e extração de vapor aprimorada	N	S	S	S	N	N	N	3
Dessorção térmica	N	S	S	S	N	N	N	3
Incineração	N	N	N	N	S	S	S	5
Escavação/disposição	N	S	N	N	N	N	N	1

\* S = Sim, afeta; N = Não afeta

(E3.2): Para avaliar as condições e funções básicas do solo podem ser consideradas dois cenários de análise:

1. Efeitos sobre a estrutura do solo, estabelecidos em Meuser (2013) para as técnicas de remediação (Cenário 1);

Técnicas	Estrutura do solo		Magnitude
	Perturbação/ influência	Destruição/ Grande influência	
Biorremediação aprimorada	Não	Não	1
Bioventilação	Não	Não	1
Landfarming/compostagem/biopilha	Sim	Não	3
Fitorremediação	Não	Não	1
Eletrocínética	Sim	Não	3
Lavagem de solo	Não	Sim	5
Solidificação/estabilização	Não	Sim	5
Oxidação/Redução Química	Sim	Não	3
Nanorremediação	Sim	Não	3
Extração de vapor	Sim	Não	3
Vitrificação	Não	Sim	5
Aquecimento do solo e extração de vapor aprimorada	Sim	Não	3
Dessorção térmica	Sim	Não	3
Incineração	Não	Sim	5
Escavação/disposição	Não	Sim	5

## 2. Quantidade de massa de solo movimentada e o seu transporte (Cenário 2).

A magnitude total do componente de impacto E3.2 =  $(\sum Mn)/n$ , sendo n o número de cenários considerados. No caso de valores não inteiros arredondar para a casa decimal acima.

### **Fator ambiental 4: Ecossistema e biodiversidade**

**(E4.1 e E4.2):** Verificar a quantidade de espécies animais e de plantas que serão afetadas na aplicação de cada técnica, por exemplo a supressão ou acréscimo de vegetação para aplicação da técnica. No caso da fauna podem ser contabilizados os animais mortos devido ao tráfego de veículos, sendo que, esta relação pode ser feita com a taxa de animais mortos por quilômetro no respectivo país em que a área está inserida.

Para a análise da magnitude, no caso da flora, fazer comparações entre as técnicas ou em relação a área total de abrangência. No caso da fauna, fazer comparações entre as técnicas ou em relação a taxa de referência obtida.

**(E4.3):** Verificar as áreas impactadas que podem gerar algum tipo de distúrbio sobre os habitats naturais de animais e plantas.

**(E4.4):** Para analisar as interferências na paisagem considerar os dois cenários abaixo. Verificar o cenário predominante e a partir disto definir a magnitude entre 1 e 5.

1. Possibilidade de melhoria na estética do local (Cenário 1).

2. Possibilidade de ocorrerem impactos visuais devido ao manuseio de maquinários de grande porte ou equipamentos dispostos no local (Cenário 2).

### **Fator ambiental 5: Energia e combustível**

**(E5.1 e E5.2):** A avaliação e valoração da magnitude quanto ao consumo de energias renováveis e não renováveis pode ser realizada em três vias diferentes:

1. Comparando o consumo entre as técnicas analisadas;
2. Comparando o consumo total de energia renovável e não renovável para cada técnica, considerando conversões energéticas necessárias para tal comparação;
3. Ou comparando com dados e estatísticas sobre energia por categoria, indicador, país ou região trazidos pela Agência Internacional de Energia (IEA, 2020).

**Fator ambiental 6: Resíduos e efluentes**

**(E6.1 e E6.2):** Para analisar os resíduos gerados podem ser considerados 3 cenários de análise:

1. Tipo de resíduo gerado (Cenário 1);

Tipo de resíduo gerado	Perigoso	Não perigoso não inerte	Não perigoso inerte	Outros resíduos
Magnitude (M)	4-5	3	2	1

2. Comparar a quantidade de resíduos gerados por cada técnica (Cenário 2);

Faixa de abrangência (% de cada técnica em relação ao total*)	(0-20%)	(20-40%)	(40-60%)	(60-80%)	(80-100%)
Magnitude (M)	1	2	3	4	5

\* o total corresponde ao somatório dos valores para todas as técnicas analisadas

3. Comparar o tipo de disposição final (Cenário 3).

Tipo de disposição final	Lixão	Aterro controlado	Aterro sanitário	Reaproveitamento/reciclagem
Magnitude (M)	4-5	3	2	1

A magnitude total dos componentes de impacto E6.1 e E6.2 =  $(\sum Mn)/n$ , sendo n o número de cenários considerados. No caso de valores não inteiros arredondar para a casa decimal acima.

**(E6.3):** Para analisar os efluentes gerados podem ser considerados 2 cenários de análise:

1. Comparar a quantidade de efluente gerado por cada técnica (Cenário 1);

Faixa de abrangência (% de cada técnica em relação ao total*)	(0-20%)	(20-40%)	(40-60%)	(60-80%)	(80-100%)
Magnitude (M)	1	2	3	4	5

\* o total corresponde ao somatório dos valores para todas as técnicas analisadas

2. Comparar o tipo de disposição final (Cenário 2).

Tipo de disposição final	Magnitude (M)
Lançamento direto em corpo de água receptor	4-5
Lançamento com tratamento em corpo de água receptor	3
Lançamento junto a rede de esgoto	2
Tratamento e reuso	1

A magnitude total do componente de impacto E6.3 =  $(\sum Mn)/n$ , sendo n o número de cenários considerados. No caso de valores não inteiros arredondar para a casa decimal acima.



A definição dos cenários para este fator ambiental baseou-se nas seguintes referências (ABNT, 2004; BRASIL, 2010; BRASIL, 2011; USEPA, 2021).

### **Fator ambiental 7: Matéria prima**

**(E7.1):** Para analisar os recursos naturais considerar o consumo entre as técnicas analisadas e/ou comparar com o uso de recursos naturais do país ou região de inserção da respectiva área.

**(E7.2 e E7.3):** A análise do uso de produtos reciclados e não reciclados pode ser realizada em duas vias diferentes:

1. Comparando o consumo entre as técnicas analisadas;
2. Comparando o consumo total de produtos reciclados e não reciclados para cada técnica;

### **Fator ambiental 8: Toxicidade**

**(E8.1):** Para avaliar os efeitos tóxicos ao meio ambiente considerar as faixas estabelecidas na tabela abaixo, a qual relaciona o combustível consumido (litros) com a ecotoxicidade equivalente expressa em Unidade de Toxicidade Comparativa ecológica (CTUe). Realizar interpolação de dados para encontrar valores específicos dentro das faixas estabelecidas. Já para valores de combustível consumido acima das faixas estabelecidas, realizar uma estimativa e projeção dos dados.

Componente de impacto / Unidade		Consumo de combustível (litros)*							
		1000	4000	7000	10000	20000	30000	40000	50000
E8.1	CTUe	2190 <sup>1</sup>	8740	1,5E+04	2,2E+04	4,4E+04	6,6E+04	8,7E+04	1,1E+05
		2560 <sup>2</sup>	1,0E+04	1,8E+04	2,6E+04	5,1E+04	7,7E+04	1,0E+05	1,3E+05
		2010 <sup>3</sup>	8040	1,4E+04	2,0E+04	4,0E+04	6,0E+04	8,0E+04	1,0E+05

\* <sup>1</sup> Diesel; <sup>2</sup> Gasolina; <sup>3</sup> Querosene

Considerou-se a avaliação da ecotoxicidade em relação ao consumo de combustível em função da sua influência com as emissões atmosféricas, e estas por sua vez provêm em sua maior parte do transporte e trabalhos com máquinas e equipamentos, além de que, estas etapas são comuns na grande parte das técnicas.

Para o estabelecimento das faixas foi utilizado o software SimaPro® 9, que fornece as respectivas emissões de poluentes ecotóxicos em todo o ciclo de vida do combustível. Foram considerados os inventários modelados para o cenário global para cada tipo de combustível considerado. Para obter as informações de todos os tipos de poluentes emitidos pertencentes aos componentes de impacto com as respectivas unidades pretendidas, foram empregados os métodos TRACI.

### **Fator ambiental 9: Adversidades externas**

**(E9.1):** Para analisar os outros meios que podem ser afetados, primeiro é necessário identificar quais são estes meios e então atribuir uma magnitude entre 1 e 5 para cada um fazendo comparações entre as técnicas.

Tipo de meio afetado / Cenários	Água	Ar	Solo
Magnitude (M)	1-5	1-5	1-5

**(E9.2):** Para analisar os possíveis desastres que podem ocorrer, primeiramente identificá-los e então atribuir uma magnitude entre 1 e 5 para cada um, fazendo comparações entre as técnicas.

Possíveis desastres / Cenários	Explosão	Deslizamentos	Erosão	Vazamentos
Magnitude (M)	1-5	1-5	1-5	1-5

A magnitude total dos componentes de impacto E9.1 e E9.2 =  $(\Sigma Mn)/n$ , sendo n o número de cenários considerados para cada componente. No caso de valores não inteiros arredondar para a casa decimal acima.

## CATEGORIA SOCIAL (S)

### Fator social 1: Saúde pública e segurança da comunidade

**(S1.1):** Para avaliar os efeitos respiratórios e a toxicidade à saúde considerar as faixas estabelecidas na tabela abaixo, a qual relaciona o combustível consumido (litros) com a quantidade de material particulado com diâmetro de 2,5 e 10  $\mu\text{m}$  emitido (efeitos respiratórios) e a emissão equivalente de poluentes carcinogênicos e não carcinogênicos expressos em Unidade de Toxicidade Comparativa humana (CTUh). Realizar interpolação de dados para encontrar valores específicos dentro das faixas estabelecidas. Já para valores de combustível consumido acima das faixas estabelecidas, realizar uma estimativa e projeção dos dados.

Componente de impacto / Unidade		Consumo de combustível (litros)*							
		1000	4000	7000	10000	20000	30000	40000	50000
S1.1	kg PM2.5 eq.	0.383 <sup>1</sup>	1.53	2.68	3.83	7.65	11.5	15.3	19.1
		0.411 <sup>2</sup>	1.65	2.88	4.11	8.23	12.3	16.5	20.6
		0.359 <sup>3</sup>	1.44	2.52	3.59	7.19	10.8	14.4	18
	kg PM10 eq.	0.891 <sup>1</sup>	3.56	6.24	8.91	17.8	26.7	35.6	44.6
		0.964 <sup>2</sup>	3.85	6.75	9.64	19.3	28.9	38.5	48.2
		0.84 <sup>3</sup>	3.36	5.88	8.4	16.8	25.2	33.6	42
	CTUh (câncer)	1.3E-05 <sup>1</sup>	5.2E-05	9.0E-05	1.3E-04	2.6E-04	3.9E-04	5.2E-04	6.5E-04
		1.2E-05 <sup>2</sup>	4.8E-05	8.4E-05	1.2E-04	2.4E-04	3.6E-04	4.8E-04	6.0E-04
		1.1E-05 <sup>3</sup>	4.6E-05	8.0E-05	1.1E-04	2.3E-04	3.4E-04	4.6E-04	5.7E-04
	CTUh (não câncer)	5.5E-05 <sup>1</sup>	2.2E-04	3.9E-04	5.5E-04	1.1E-03	1.7E-03	2.2E-03	2.8E-03
		6.2E-05 <sup>2</sup>	2.5E-04	4.3E-04	6.2E-04	1.2E-03	1.9E-03	2.5E-03	3.1E-03
		5.1E-05 <sup>3</sup>	2.0E-04	3.6E-04	5.1E-04	1.0E-03	1.5E-03	2.0E-03	2.5E-03

\* <sup>1</sup> Diesel; <sup>2</sup> Gasolina; <sup>3</sup> Querosene

A avaliação é em relação ao consumo de combustível pois os efeitos respiratórios e a toxicidade à saúde são devido às emissões atmosféricas, e estas por sua vez provêm em sua maior parte do transporte e trabalhos com máquinas e equipamentos, além de que, estas etapas são comuns na grande parte das técnicas.

Para o estabelecimento das faixas foi utilizado o software SimaPro® 9, que fornece as respectivas emissões de material particulado e poluentes tóxicos à saúde em todo o ciclo de vida do combustível. Foram considerados os inventários modelados para o cenário global para cada tipo de combustível considerado. Para obter as informações de todos os tipos de poluentes emitidos pertencentes aos componentes de impacto com as respectivas unidades pretendidas, foram empregados os métodos TRACI.

**(S1.2):** Para analisar os outros riscos possíveis à saúde e segurança da comunidade, primeiro é necessário identificar quais são estes riscos (cenários) e então atribuir uma magnitude entre 1 e 5 para cada um fazendo comparações entre as técnicas.

No caso do potencial de fatalidade esta pode ser contabilizada considerando a distância percorrida pelos veículos utilizados nas atividades de remediação e a taxa de fatalidade (atropelamentos, acidentes) no respectivo país em que a área está inserida.

Outros riscos / Cenários	Ruídos	Vibrações	Odor	Fatalidades
Magnitude (M)	1-5	1-5	1-5	1-5

A magnitude total do componente de impacto S1.2 =  $(\sum Mn)/n$ , sendo n o número de cenários considerados. No caso de valores não inteiros arredondar para a casa decimal acima.

### **Fator social 2: Saúde e segurança do trabalhador**

**(S2.1):** Para analisar os riscos ocupacionais, primeiramente identificá-los e então atribuir uma magnitude entre 1 e 5 para cada um, fazendo comparações entre as técnicas.

A magnitude total do componente de impacto S2.1 =  $(\sum Mn)/n$ , sendo n o número de cenários considerados. No caso de valores não inteiros arredondar para a casa decimal acima.

Riscos ocupacionais / Cenários	Físicos <sup>1</sup>	Químicos <sup>2</sup>	Biológicos <sup>3</sup>	Ergonômicos <sup>4</sup>
Magnitude (M)	1-5	1-5	1-5	1-5

<sup>1</sup> ruídos; vibrações; radiações ionizantes e não ionizantes; frio; calor; pressões anormais; e umidade;

<sup>2</sup> poeiras; fumos; névoas; neblinas; gases; e vapores;

<sup>3</sup> vírus; bactérias; protozoários; fungos; parasitas; e bacilos;

<sup>4</sup> esforço físico intenso; levantamento e transporte manual de peso; exigência de postura inadequada; controle rígido de produtividade; imposição de ritmos excessivos; trabalho em turno e noturno; jornadas de trabalho prolongadas; monotonia e repetitividade; e outras situações causadoras de stress físico e/ou psíquico.

A definição dos cenários baseou-se na classificação trazida pela Portaria do Ministério do Trabalho e Emprego (BRASIL, 1994).

**(S2.2):** Para analisar os riscos de acidentes e lesões ocupacionais, fazer uma relação com as horas trabalhadas e o tipo de tarefas realizadas por cada técnica de remediação, e se possível relacionar com taxas de acidentes fatais e não-fatais por atividade do país em que a área está inserida. Estes riscos de acidentes e lesões podem estar relacionados com o manuseio de máquinas, equipamento e ferramentas, eletricidade, probabilidade de incêndio ou explosão.

**(S2.3):** Para analisar o grau de proteção oferecido aos trabalhadores, verificar se algumas das medidas destacadas abaixo estão incluídas no projeto de execução do processo da técnica de remediação. Para cada medida adicionada, atribuir uma magnitude entre 1 e 5, considerando sua importância.

Medidas / Cenários	Magnitude (M)
Uso de equipamentos de proteção individual (EPIs)	1-5
Uso de equipamentos de proteção coletiva (EPCs)	1-5
Organização do ambiente de trabalho-sinalização, instrução	1-5
Capacitações e treinamentos dos trabalhadores	1-5

A magnitude total do componente de impacto S2.3 =  $(\sum Mn)/n$ , sendo n o número de cenários considerados. No caso de valores não inteiros arredondar para a casa decimal acima.

### **Fator social 3: Emprego e renda**

**(S3.1):** Para avaliar as oportunidades de emprego e renda relacionar entre as técnicas o número ou porcentagem de empregos diretos e/ou indiretos criados. Para contabilizar a oferta de empregos pode-se relacionar com o número de etapas e processos envolvidos além de materiais/produtos utilizados, ou ainda, no caso dos empregos indiretos podem ser utilizadas listas de multiplicadores de emprego dos diferentes setores da indústria, como por exemplo as tabelas trazidas por Bivens (2019).

**(S3.2):** Para avaliar a igualdade de oportunidade relacionar o potencial (número ou porcentagem) de participação feminina em diferentes compartimentos de trabalho na aplicação, como por exemplo os explicitados abaixo:

1. Nos processos de gestão e administração
2. Nos processos de tomada de decisão
3. Nos processos de monitoramento e análise de dados
4. No manuseio de máquinas e equipamentos pesados

**(S3.3):** Para analisar este componente é preciso verificar se o projeto de aplicação da técnica oportuniza alguma iniciativa de aprendizagem, treinamento, desenvolvimento de habilidades e educação tanto para o quadro de trabalhadores quanto para a comunidade. Fazer uma relação entre as técnicas sobre estas possibilidades para então atribuir a magnitude do impacto.

### **Fator social 4: Negócios e economia local**

**(S4.1):** Para analisar as oportunidades e o fortalecimento da economia e dos negócios locais relacionar entre as técnicas o potencial de consumo de fontes locais para a realização das atividades de remediação em todas as suas fases (por exemplo, compra de produtos e matérias, abastecimento e manutenção de máquinas e equipamentos, prestadores de serviços locais).

**(S4.2):** Verificar se em função da aplicação da técnica de remediação há a possibilidade de ocorrer alguma interrupção, migração ou encerramento de atividades locais.

A magnitude total do componente S4.2 deverá ser calculada por meio de uma média aritmética ponderada entre o potencial (número ou porcentagem) e a magnitude:

$$\frac{(P1 \times M1 + P2 \times M2 + P3 \times M3 + P4 \times M4)}{(P1 + P2 + P3 + P4)}$$

Cenários	Potencial (P) – número ou %	Magnitude (M)
Encerramento de atividades	P1	5
Interrupção temporária de atividades	P2	4
Migração definitiva do local	P3	3
Migração temporária do local	P4	1-2

### **Fator social 5: Qualidade de vida e bem-estar social**

**(S5.1):** Verificar se a aplicação da técnica de remediação permite melhorias e benefícios para a comunidade em alguns dos setores/cenários apresentados abaixo. Para cada item abordado atribuir uma magnitude (M) entre 1 e 5.

1. Condições de saneamento (Cenário 1);
2. Condições das estradas de acesso (Cenário 2);

3. Viabilização de avanços tecnológicos (Cenário 3);
4. Viabilização de obras de infraestrutura e residência (Cenário 4).

A magnitude total do componente de impacto  $S5.1 = (\sum Mn)/n$ , sendo n o número de cenários considerados. No caso de valores não inteiros arredondar para a casa decimal acima.

**(S5.2):** Verificar o potencial de criação ou recuperação de espaços ou infraestruturas verdes, recreativas e de lazer e relacionar entre as técnicas analisadas.

#### **Fator social 6: Cultura e turismo**

**(S6.1):** Para avaliar o comprometimento do turismo local e do patrimônio cultural verificar o alcance em que as atividades de remediação podem ser vistas (ver cenários definidos abaixo) e o nível de interferência, e então atribuir o valor da magnitude entre 1 e 5. A magnitude total do componente de impacto  $S6.1 = (\sum Mn)/n$ , sendo n o número de cenários considerados. No caso de valores não inteiros arredondar para a casa decimal acima.

Cenários	Magnitude (M)
As atividades podem ser vistas de locais com potencial para o turismo e ecoturismo	1-5
As atividades podem ser vistas da cidade	1-5
As atividades podem ser vistas da estrada principal	1-5
As atividades podem ser vistas de locais remotos	1-5
As atividades não são visíveis	1-5

**(S6.2):** Para analisar a promoção cultural e de turismo verificar se a técnica é atrativa e possibilita visitas técnicas (turismo industrial) para fins de ensino, pesquisa e qualificação/aperfeiçoamento.

**(S6.3):** Para analisar as melhorias na estética do ambiente local verificar se a aplicação da técnica de remediação possui a capacidade de manter ou recuperar o local favoravelmente quanto a paisagem e os aspectos visuais.

#### **Fator social 7: Uso da área**

**(S7.1):** Para avaliar a adequação do local para reutilização futura, relacionar a área que poderá ser reaproveitada ou o tipo de reuso pretendido com o grau de reuso permitido após a aplicação da técnica de remediação.

1. Área para uso público (parques ou espaços de recreação e lazer);
2. Área para fins residenciais ou comerciais;
3. Área para fins agrícolas;
4. Área para fim industrial.

**(S7.2):** A avaliação dos efeitos nas propriedades vizinhas ao local pode ser realizada sobre dois cenários: considerar a extensão de área alterada devido as atividades de remediação; ou considerar o tipo de interferência que a aplicação da técnica pode provocar sobre áreas circunvizinhas.

1. Interferência nas condições ambientais normais e adequadas (ar, água, solo, ruído, iluminação, odor, impactos visuais)

2. Valorização/Desvalorização imobiliária
3. Interferência na acessibilidade

### **Fator social 8: Participação das partes interessadas**

**(S8.1):** Para avaliar a satisfação e aceitação das partes interessadas, primeiramente verificar quais são os potenciais receptores ou as partes interessadas do processo de remediação, e depois relacionar os níveis de aceitabilidade estabelecidos para cada técnica (tabela abaixo) ou, se possível, realizar uma averiguação a campo sobre a aceitabilidade e as restrições impostas pelas respectivas partes interessadas para aplicação de cada técnica de remediação.

Nível de aceitabilidade	Técnicas
Alta	Biorremediação aprimorada; Bioventilação; Landfarming/compostagem/Biopilha; Fitorremediação <sup>1</sup> ; Eletrocinética; Lavagem de solo; Solidificação/estabilização; Nanorremediação <sup>2</sup> ; Extração de vapor <sup>3</sup> .
Boa (com restrição)	Oxidação/Redução Química <sup>4</sup> ; Aquecimento do solo e extração de vapor aprimorada; Dessorção térmica; Escavação/disposição <sup>5</sup>
Baixa	Vitrificação <sup>6</sup> ; Incineração <sup>6</sup>

<sup>1</sup> apresenta melhor aceitabilidade

<sup>2</sup> bem aceita entre agências reguladoras e usuários

<sup>3</sup> bem aceita por reguladores e pelo público

<sup>4</sup> não é bem aceita entre os operadores, pois o manuseio dos agentes oxidantes pode representar riscos à saúde

<sup>5</sup> não é bem aceita em locais residenciais em função de grandes perturbações provocadas no entorno da área

<sup>6</sup> mal aceitas pelo público devido as altas temperaturas dos processos envolvidos

**(S8.2):** Para analisar a confiança e comunicação transparente entre as partes interessadas, verificar e relacionar o potencial de participação de diferentes grupos e a forma de engajamento destes nos processos de aplicação da técnica de remediação.

1. Atendimento de necessidades e expectativas
2. Interação e consideração de opiniões e ideais
3. Participação nos processos de tomada de decisão

### **Fator social 9: Responsabilidade social**

**(S9.1, S9.2, S9.3, S9.4 e S9.5):** Para avaliar esses componentes considerar as perguntas abaixo. Quando o componente possui mais de uma pergunta (S9.1 e S9.3), relacionar as respostas positivas e negativas quanto a importância e magnitude (entre 1 e 5) para definir se o impacto final será positivo, negativo ou neutro. No caso dos componentes S9.2, S9.4 e S9.5, além de atribuir uma magnitude (entre 1 e 5), considerar que se a resposta for positiva o impacto será positivo, se for negativa o impacto final será negativo.

Componente	Perguntas / Cenários
S9.1	Existe respeito à vida, a integridade física e às diferenças?
	Existe coerência entre discurso e prática na seleção da técnica de remediação?
S9.2	Existe a possibilidade de transferência de resquícios de impactos para gerações futuras?
S9.3	As decisões tomadas estão baseadas em evidências?
	Existe robustez, qualidade e precisão das investigações e avaliações?

S9.4	Existe capacidade de resiliência frente a mudanças?
S9.5	Existe conformidade com as políticas locais?

## CATEGORIA ECONÔMICA (EC)

### Fator econômico 1: Custos diretos/internos

Para analisar todos os componentes de impacto relacionados aos custos diretos (EC1.1 – EC1.8), calcular os valores monetários unitários e totais associados as quantidades que correspondem a cada componente.

### Fator econômico 2: Custos indiretos/externos

**(EC2.1):** Para avaliar este componente podem ser estimados valores gastos (custos) com medidas de proteção e segurança gastos durante a aplicação de cada técnica de remediação, ou pode ser considerado como investimento com benefícios a curto, médio ou longo prazo.

**(EC2.2):** Para analisar os custos referentes a este componente podem ser relacionados os valores dos lotes de terra com as taxas de depreciação (devido as atividades de remediação – impacto negativo) e/ou valorização (devido a recuperação do local – impacto positivo), tanto da área quanto das propriedades vizinhas.

**(EC2.3):** Os custos (perdas) referentes a estagnação da área até seu uso futuro podem ser analisados em relação ao tempo de duração do processo de remediação de cada técnica.

**(EC2.4):** Para analisar este componente, estimar os valores (podendo ser considerado como despesa ou investimento com benefícios a curto, médio ou longo prazo) associados com ações de monitoramento e manutenção requeridas durante a aplicação dos processos de remediação que envolvem cada técnica, ou relacionadas a procedimentos necessários mesmo após o término das atividades de remediação (como por exemplo no caso na responsabilidade compartilhada na disposição de resíduos em aterros).

**(EC2.5 e EC2.6):** Relacionar entre as técnicas os valores a serem gastos em infraestrutura e desenvolvimento social, comercial e de negócios ou investidos com benefícios a curto, médio ou longo prazo.

### **Referências utilizadas**

- Bivens, J. 2019. Updated employment multipliers for the U.S. economy. Economic Policy Institute, Washington, DC. Available in: [epi.org/160282](http://epi.org/160282). (accessed 10 June 2021).
- Brazil. 2000. Ministry of Labor and Employment. Ordinance No. 25, of September 29th. Classification of the main occupational hazards into groups, according to their nature and the standardization of the corresponding colors. Official Journal of the Union, Brasília, DF, Section 1, pp. 21280-21282. (in portuguese).
- Brazil. 2010. Law No. 12305, of August 2nd. Establishes the National Solid Waste Policy. Official Journal of the Union, Brasília, DF. (in portuguese).
- Brazil. 2011. National Council for the Environment. Resolution No. 430, of May 13th. Provides for the conditions and standards for the release of effluents, complements and amends Resolution No. 357, of March 17, 2005, of the National Council for the Environment-CONAMA. Official Journal of the Union, Brasília, DF. (in portuguese).

- Brazilian Association of Technical Standards (ABNT). 2004. NBR 10004: Solid waste - Classification. Rio de Janeiro: ABNT, 2004. (in portuguese).
- International Energy Agency (IEA). 2020. Data and statistics - Explore energy data by category, indicator, country or region. Available in: <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-browser?country=WORLD&fuel=Energy%20supply&indicator=TPESbySource>. (accessed 10 June 2021).
- Meuser, H. 2013. Soil Remediation and Rehabilitation: Treatment of Contaminated and Disturbed Land. Osnabrück, Germany: Springer, 408 pp. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-5751-6>.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2021. Hazardous Waste. Available in: <https://www.epa.gov/hw/criteria-definition-solid-waste-and-solid-and-hazardous-waste-exclusions>. (accessed 10 June 2021).



## Apêndice B. Inventário qualitativo e quantitativo da configuração das técnicas de remediação

### Estudo de Caso I

Tabela A1. Dados de inventário quantitativo das técnicas de remediação

Atividades/ entradas e/ou saídas	Quantidade			Custos	
	Fitoremediação	Eletrocinética	Escavação/ Disposição		
Transporte	Distância percorrida	4034 km	18179 km	243000 km	\$2/km (frete)
	Combustível - diesel	985 litros	3653 litros	40708 litros	\$ 0,83/litro
	Energia	-	58193 kwh	-	\$ 0,13/kwh
Recursos naturais	Solo limpo	90 m <sup>3</sup>	97,2 m <sup>3</sup>	1620 m <sup>3</sup>	\$ 15/m <sup>3</sup>
		20 ton	139 ton	2155 ton	
	Água	376 m <sup>3</sup>	-	-	\$ 1,33/m <sup>3</sup>
		376 ton	-	-	
	Fertilizante	132 kg	-	-	\$300/ton
	Sementes de plantas	5 kg	-	-	\$4/kg
Produtos/materiais	Peróxido de hidrogênio	-	37,4 ton	-	\$ 45/ton
	Eletrodos de aço	-	1400 kg	-	\$ 619/ton
	Solo contaminado	-	97,2 m <sup>3</sup>	1620 m <sup>3</sup>	\$ 279/ton
Resíduos		-	161 ton	2155 ton	(taxa de disposição)
	Plantas contaminadas	1 ton	-	-	
	Trabalho	190 h	100 h	150 h	\$38,20/h

### Inventário qualitativo das características ambientais e sociais consideradas para o preenchimento das matrizes de análise de impacto

- Ambiental

Considerou-se que os trabalhos de movimentação de grandes quantidades de solo no local, tráfego extenso de máquinas pesadas e transporte de carga podem prejudicar a qualidade do ar (com emissão de fumaça e poeira que afeta a visibilidade) e emitir poluentes para a atmosfera, sendo que estas emissões atmosféricas podem provocar significativos efeitos tóxicos ao meio ambiente. Dentre os poluentes emitidos pelos veículos a diesel estão o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) e o ozônio (O<sub>3</sub>), seguido dos óxidos de nitrogênio e enxofre (NO<sub>x</sub> e SO<sub>x</sub>), e por último os clorofluorocarboneto (CFCs). Quanto maior o consumo de combustível pela técnica maiores são as emissões.

O consumo de água é de fonte superficial necessária somente para a aplicação da fitoremediação na irrigação das plantas. Para o estado de Illinois/Estados Unidos o uso de água superficial na irrigação é de em torno de 55.300 m<sup>3</sup>/dia (Dieter et al., 2018).

Em relação ao solo, as técnicas podem afetar tanto a qualidade quanto as condições e funções básicas, devido principalmente a movimentação do solo no local e o seu transporte. Considerou-se a supressão de algumas espécies arbóreas do local para o acesso e a movimentação das máquinas e caminhões, sendo realizada a compensação florestal. No caso da fitoremediação há um pequeno acréscimo de vegetação ao local em relação a área de abrangência total. Os efeitos sobre a fauna são devido ao tráfego de transporte. Conforme estimativas nacionais, os Estados Unidos possuem uma taxa de mortalidade anual aproximada de 57 animais por quilômetro (Schwartz et al., 2020). Os distúrbios sobre os habitats naturais de animais e plantas é principalmente devido a movimentação e deslocamento de cargas de solo em diferentes áreas. Alguns impactos visuais em função do grande movimento de maquinários e equipamentos no local e em áreas de influência indireta podem interferir na paisagem.

As três técnicas utilizam diesel como combustível. A eletrocinética também faz uso de energia elétrica renovável de fonte solar. As três técnicas também produzem resíduos fundamentalmente perigosos, sendo a disposição final realizada em aterro sanitário. Os recursos naturais utilizados de forma direta pelas técnicas correspondem ao solo limpo e a água no caso da fitoremediação. As técnicas de fitoremediação e eletrocinética também utilizam produtos/materiais não reciclados.

Para a aplicação de todas as técnicas outros meios podem ser afetados. Os efeitos sobre o ar são reais para todas as técnicas devido as emissões relacionadas ao transporte principalmente. Há um efeito potencial sobre a água devido ao manuseio de solo contaminado e outros produtos que podem ser transportados até as águas. O solo também pode ser contaminado em função da disposição dos resíduos gerados. Em relação a possíveis desastres, a eletrocinética pode estar sujeita a alguma explosão devido ao manuseio com eletricidade, e a escavação/disposição a processos erosivos em função da escavação do solo. Além disto, estas duas técnicas possuem um potencial de vazamento pois dispõe grande quantidade de resíduo perigoso (solo contaminado) em aterro, além de que a eletromigração gerada pela aplicação da técnica de eletrocinética também pode provocar algum vazamento de contaminação.

- Social

A movimentação de máquinas no local e o transporte de carga, principalmente de solo, pode emitir quantidades consideráveis de material particulado para a atmosfera, além de poluentes tóxicos carcinogênicos e não carcinogênicos. Quanto maior o consumo de combustível pela técnica maiores são os valores dos parâmetros analisados.

Também devido a movimentação das máquinas no local e o tráfego de transporte podem ocorrer riscos à saúde e segurança da comunidade relacionados a ruídos, vibrações e fatalidades, além da emissão de algum tipo de odor em função do manuseio de produtos químicos. No que tangem as fatalidades, considerando a estimativa nacional dos Estados Unidos quanto as fatalidades por milha percorrida de veículos, a aplicação de todo o processo de remediação das técnicas não alcança a ocorrência de uma fatalidade (NHTSA, 2021), sendo a variável então desconsiderada.

A aplicação das técnicas pode provocar riscos físicos devido a ruídos e vibrações; riscos químicos devido a poeiras, gases, vapores, manuseio de produtos químicos e o contato com massas contaminadas; e riscos ergonômicos em função do stress físico e/ou psíquico que os trabalhadores de máquinas pesadas estão sujeitos. Os riscos de acidentes e lesões estão associados principalmente as atividades de transporte, os trabalhos com máquinas pesadas e com eletricidade no caso da eletrocinética.

Considerou-se que todas as medidas de proteção necessárias foram tomadas. Na aplicação das três técnicas há geração de empregos diretos e indiretos, sendo que, quanto maior o número de etapas e processos envolvidos além de materiais/produtos utilizados, mais empregos são gerados, em especial os indiretos.

Foi considerada uma participação de 50% da força de trabalho feminina nas técnicas de fitoremediação e eletrocinética, e 20% na escavação/disposição, com participação principalmente nas atividades de gestão e administração, monitoramento e análise de dados e alguns processos de tomada de decisão.

Assumiu-se que todos os trabalhadores envolvidos diretamente na aplicação do processo de remediação de todas as técnicas passaram por orientações e treinamentos, sendo que, a aplicação das técnicas de eletrocinética e fitoremediação também podem oportunizar atividades de ensino e pesquisa.

O abastecimento e manutenção dos maquinários, sempre que possível, foram realizados junto a fornecedores locais, assim como a prestação de alguns serviços, como por exemplo, escavação, transporte, terraplanagem, injeção, adubação, semeadura e corte das

plantas. Não há atividades comerciais próximas à área que necessitam serem interrompidas, migradas ou encerradas em função da aplicação das técnicas de remediação.

Durante a aplicação das técnicas de remediação há melhorias constantes nas condições das estradas de acesso devido à grande movimentação de veículos, e também nos sistemas de drenagem (saneamento) local para evitar influências no processo. No caso da fitoremediação o espaço verde criado devido a inserção da vegetação pode melhorar a qualidade de vida local, além de que na aplicação da escavação/disposição foi prevista a criação de um espaço recreativo para uso da comunidade.

As atividades de remediação (movimentação de maquinários e de pessoal no local além do transporte de cargas pesadas) podem ser vistas tanto da estrada principal quanto do centro urbano mais próximo, porém, sem comprometimento direto do turismo local e do patrimônio cultural. Além disto, as técnicas de eletrocinética e fitoremediação apresentam atratividade para visitas técnicas e de pesquisa em função dos inúmeros processos envolvidos e que ainda são alvos de muito estudo para aperfeiçoamentos. Ainda, entre as técnicas, a fitoremediação possui capacidade de tornar o ambiente (paisagem e aspectos visuais) esteticamente agradável durante a aplicação do processo de remediação.

É sinalizado um reuso da área para fins residenciais. O aumento significativo do tráfego no local e a movimentação de máquinas pesadas pode interferir nas áreas circunvizinhas, seja nas condições ambientais quanto na acessibilidade. No entanto, visto que a fitoremediação precisa muito mais tempo para alcançar a remediação, a desvalorização de áreas vizinhas pode ser maior, porém, esta pode ser minimizada pelos efeitos estéticos positivos que a técnica permite. Já as outras duas técnicas possibilitam um reuso mais rápido e assim podem promover uma valorização imobiliária das outras áreas.

Os receptores em potencial na área são os residentes e trabalhadores. As necessidades, expectativas e opiniões foram consideradas na aplicação das técnicas. A aplicação das técnicas cumpriu com os quesitos de responsabilidade social estabelecidos, quanto a ética e qualidade nas tomadas de decisão, além da capacidade resiliente frente a mudanças e a conformidade com as políticas locais. No que tange a transferência de impactos para gerações futuras, esta está relacionada principalmente com a disposição de resíduos perigosos (solo e plantas contaminadas) em aterros e as consequências que estes podem trazer a longo prazo. No caso da eletrocinética, em função dos processos de mobilização envolvidos, pode ocorrer a migração de contaminantes ou produtos para fora da zona de tratamento, os quais podem provocar impactos a longo prazo.

## Estudo de Caso II

Tabela A2. Dados de inventário quantitativo das técnicas de remediação

Atividades/ Entradas e saídas		Quantidade		Custos
		Nanoremediação	Lavagem de solo	
Transporte	Avião	11151 km 2643 t.km	-	R\$ 5,8/kg (frete)
	Caminhão	484 km	390 km	R\$ 6,00/km (frete)
Combustível	Carro	300 km	840 km	-
	Querosene de aviação	900 litros	-	R\$ 3,30/litro
	Diesel	81 litros	65 litros	R\$ 3,50/litro
	Gasolina	25 litros	70 litros	R\$ 5,79/litro
	Energia	20,33 kwh	428 kwh	R\$ 0,549/kwh
Recursos naturais	Água	702 litros	29160 litros	R\$ 3/m <sup>3</sup>
Produtos/materiais	Tubos de PVC	11 tubos 78 kg	6 tubos 121 kg	R\$ 20,00/tubo*
	Nanoferro	237 kg		R\$300/kg
	Tanques de polietileno	-	3 tanques 432 kg	R\$ 3200/tanque*
	Carvão ativado	-	1000 kg	R\$ 20/kg
Resíduos	Solo e massa contaminada	95 kg	1148 kg	R\$ 380/ton (taxa de disposição)
	Efluente	-	22162 litros	-
	Outros	15,5 kg	21 kg	-
	Trabalho	120 h	162 h	R\$ 60,00/h

\* abatendo 20% do valor devido ao retorno dos tubos e tanques para a reciclagem

### Inventário qualitativo das características ambientais e sociais consideradas para o preenchimento das matrizes de análise de impacto

- Ambiental

Considerou-se que a qualidade do ar é preservada pois a movimentação de solo e tráfego de máquinas pesadas é mínima. As emissões atmosféricas das técnicas estão relacionadas principalmente com o transporte dos insumos, materiais, equipamentos e resíduos, além dos deslocamentos em função do monitoramento, sendo que, estas emissões podem provocar alguns efeitos tóxicos ao meio ambiente. Quanto maior o consumo de combustível pela técnica maiores são as emissões e os valores dos parâmetros ecotoxicológicos.

Há o consumo de água potável para ativação do nanoferro e para todo o processo de lavagem do solo. Em relação ao solo, as técnicas podem afetar tanto a qualidade quanto as

condições e funções básicas, devido principalmente aos processos de injeção. A qualidade também pode ser afetada pelos resquícios de produtos químicos que podem permanecer no solo, como por exemplo o nanoferro.

Considerou-se que a fauna é preservada pois o tráfego de veículos além de ser pequeno não é de forma exaustiva (etapas intercaladas). A flora é preservada, pois muitas atividades são realizadas manualmente, sem grandes movimentações de solo e máquinas pesadas. Não há distúrbios sobre habitats naturais pois não há áreas extras sendo impactadas. Alguns impactos visuais podem interferir sobre a paisagem devido a movimentação e disposição de equipamentos no local na aplicação da técnica de lavagem do solo.

As técnicas utilizam como combustível, querosene de aviação, diesel e gasolina, além de energia elétrica, todas de fonte não renovável. Há geração de resíduos perigosos (solo contaminado escavado e massa de lama com contaminantes), além de resíduos não perigosos (embalagens, tubos de PVC, tanques de polietileno). A disposição final é realizada em aterro sanitário e também destinados a reciclagem. Na técnica de lavagem também há a geração de efluente destinado junto a rede de esgoto.

Os recursos naturais utilizados de forma direta pelas técnicas correspondem a água e o carvão ativado para o tratamento do efluente gerado no processo de lavagem de solo. As técnicas também utilizam produtos não reciclados, representados pelo nanoferro, os tubos de PVC e os tanques de polietileno.

Para a aplicação de todas as técnicas outros meios podem ser afetados. Os efeitos sobre o ar são reais para todas as técnicas devido as emissões atmosféricas. Há um efeito potencial sobre a água devido ao manuseio de produtos químicos ou contaminantes que podem ser transportados até as águas. O solo também pode de ser contaminado em função da disposição dos resíduos gerados. Em relação a possíveis desastres, as técnicas podem estar sujeitas a alguma explosão devido ao manuseio com eletricidade. Além disto, pode haver algum vazamento no aterro onde os resíduos são dispostos, ou vazamento de contaminação ou produtos indesejados para fora da zona de remediação.

- Social

O transporte de carga e os deslocamentos com veículos leves podem emitir material particulado para a atmosfera, além de poluentes tóxicos carcinogênicos e não carcinogênicos. Quanto maior o consumo de combustível pela técnica maiores são os valores dos parâmetros analisados. Devido aos processos de injeção e bombeamento podem ocorrer ruídos e vibrações,

sendo que algum tipo de odor pode ocorrer em função do manuseio de produtos químicos e efluentes. No que tangem as fatalidades, considerou-se a estimativa nacional do Brasil quanto a fatalidade por quilômetro percorrido de veículos.

A aplicação das técnicas pode provocar riscos ocupacionais físicos devido a ruídos e vibrações; riscos químicos devido a poeiras, manuseio de produtos químicos e o contato com massas contaminadas; e riscos ergonômicos, de baixa magnitude, em função do esforço físico para a escavação do solo e colocação e retirada dos tubos de PVC. Os riscos de acidentes e lesões estão associados principalmente com o manuseio com eletricidade e as atividades de transporte de carga e os deslocamentos com veículos leves. Considerou-se que todas as medidas de proteção necessárias foram tomadas: treinamento e orientação dos trabalhadores; sinalização e orientações no local; e uso de EPIs para manuseio dos resíduos perigosos, dos produtos químicos e na coleta de análises para monitoramento.

O nível de empregabilidade se relaciona com número de etapas e processos envolvidos além de materiais/produtos utilizados, sendo que quanto maior, mais empregos são gerados, em especial os indiretos. Foi considerada a participação feminina em todos os processos diretos e/ou indiretos abordados pelas técnicas. Também foi considerado que todos os trabalhadores envolvidos diretamente na aplicação do processo de remediação passaram por orientações e treinamentos, sendo que, a aplicação das técnicas também oportuniza atividades de ensino e pesquisa.

Assumiu-se que a compra dos tubos de PVC e dos tanques de polietileno foram junto a fornecedores locais, além de que depois do uso estes foram encaminhados para a reciclagem local, valorizando e colaborando com a economia e os negócios locais. Não há atividades comerciais próximas à área que necessitam serem interrompidas, migradas ou encerradas em função da aplicação das técnicas de remediação, pois caracterizam processo rápidos e menos perturbadores para o local.

Como a área se localiza distante de centros residenciais, a qualidade de vida e bem estar social não são fatores que necessitam tanta atenção, porém, algumas melhorias são realizadas ao redor da área em função do acréscimo das atividades de remediação no local, como por exemplo, melhorias nas condições das estradas de acesso, e também nos sistemas de drenagem (saneamento) para evitar influências no processo e dispor o efluente tratado após a lavagem do solo. Além de que, a remediação da área potencializa e viabiliza obras de infraestrutura e residência.

Não há comprometimento turístico ou cultural. As técnicas apresentam atratividade para visitas técnicas e de pesquisa em função dos inúmeros processos envolvidos e que ainda são alvos de muito estudo para aperfeiçoamentos. As técnicas não melhoram a estética do local.

É sinalizado um reuso da área para fins industriais, em função dos resquícios de nanoferro que podem permanecer no solo, sendo a sua toxicidade ainda não verificada, além de que muitas características importantes do solo são perdidas durante os processos de lavagem. Assumiu-se que não há interferências diretas nas propriedades vizinhas ao local.

Os receptores em potencial na área são os trabalhadores, para os quais a aceitabilidade deve ser verificada, sendo que, considerou-se que as necessidades, expectativas e opiniões de todas as partes interessadas foram atendidas nas tomadas de decisão sobre a aplicação das técnicas.

Levou-se em consideração que a aplicação das técnicas cumpriu com os quesitos de responsabilidade social estabelecidos, quanto a ética e qualidade nas tomadas de decisão, além da conformidade com as políticas locais. No que tange a transferência de impactos para gerações futuras, esta está relacionada principalmente com a migração de contaminantes ou produtos para fora da zona de tratamento, os quais podem provocar impactos a longo prazo, e com a disposição de resíduos perigosos e as consequências que estes podem trazer. A resiliência frente a mudanças é garantida pois houve a dos fatores externos que podem afetar a aplicação das técnicas.



## Apêndice C. Base de cálculo para a obtenção dos níveis de sustentabilidade

### Estudo de Caso I

Fitoremediação			
$\Sigma S = 11425$	$E(t) = 0,49782$	$HNI(t) = 0,49133$	$Sust(E) = 0,00650$
$E_{max} = 22950$		$ECENI(t) = 0,51443$	$Sust(S) = 0,01640$
$\Sigma S = 17199$	$S(t) = 0,53083$	$ESNI(t) = 0,48286$	$Sust(EC) = -0,01217$
$S_{max} = 32400$			
$\Sigma EC = 8896$	$EC(t) = 0,47069$		<b><math>Sust(T) = 0,01073</math></b>
$EC_{max} = 18900$			

Eletrocinética			
$\Sigma S = 11301$	$E(t) = 0,46506$	$HNI(t) = 0,48488$	$Sust(E) = -0,01982$
$E_{max} = 24300$		$ECENI(t) = 0,53627$	$Sust(S) = 0,01181$
$\Sigma S = 15538$	$S(t) = 0,54808$	$ESNI(t) = 0,49024$	$Sust(EC) = -0,02836$
$S_{max} = 28350$			
$\Sigma EC = 8106$	$EC(t) = 0,46188$		<b><math>Sust(T) = -0,03637</math></b>
$EC_{max} = 17550$			

Escavação/disposição			
$\Sigma S = 8157$	$E(t) = 0,37764$	$HNI(t) = 0,50519$	$Sust(E) = -0,12755$
$E_{max} = 21600$		$ECENI(t) = 0,59839$	$Sust(S) = -0,06858$
$\Sigma S = 15020$	$S(t) = 0,52981$	$ESNI(t) = 0,53600$	$Sust(EC) = -0,10242$
$S_{max} = 28350$			
$\Sigma EC = 7024$	$EC(t) = 0,43358$		<b><math>Sust(T) = -0,29854</math></b>
$EC_{max} = 16200$			

### Estudo de Caso II

Nanoremediação			
$\Sigma S = 12243$	$E(t) = 0,45344$	$HNI(t) = 0,49133$	$Sust(E) = -0,01381$
$E_{max} = 27000$		$ECENI(t) = 0,51443$	$Sust(S) = 0,03445$
$\Sigma S = 14572$	$S(t) = 0,56811$	$ESNI(t) = 0,48286$	$Sust(EC) = -0,00593$
$S_{max} = 25650$			
$\Sigma EC = 9162$	$EC(t) = 0,48476$		<b><math>Sust(T) = 0,01471</math></b>
$EC_{max} = 18900$			

Lavagem de solo			
$\Sigma S = 11955$	$E(t) = 0,44278$	$HNI(t) = 0,47275$	$Sust(E) = -0,02997$
$E_{max} = 27000$		$ECENI(t) = 0,54096$	$Sust(S) = 0,019431$
$\Sigma S = 14374$	$S(t) = 0,56039$	$ESNI(t) = 0,49992$	$Sust(EC) = -0,01765$
$S_{max} = 25650$			
$\Sigma EC = 9115$	$EC(t) = 0,48228$		<b><math>Sust(T) = -0,02819</math></b>
$EC_{max} = 18900$			

## 7 CONCLUSÕES FINAIS

A remediação sustentável certamente corresponde a uma evolução na abordagem tradicional de pensar o gerenciamento de áreas contaminadas. A implementação de abordagens de remediação sustentável está transformando as normas e regras que orientam a remediação dessas áreas. Como forma de contribuir ainda mais para este contexto, foi proposto neste estudo um método/modelo que integra diferentes processos orientativos para a tomada de decisão de forma a alcançar a remediação sustentável, oferecendo benefícios potencialmente significativos para avaliadores e futuros usuários.

Atendendo ao primeiro objetivo foi fornecida uma nova lista de indicadores caracterizados e ponderados. Esta lista exaustiva de indicadores por estarem prontos para utilização na avaliação da sustentabilidade de processos remediação, seja quantitativa ou qualitativamente, com análises objetivas ou subjetivas, representa uma contribuição significativa para o cenário da remediação sustentável. Além disto, simboliza uma tentativa de padronizar uma lista de indicadores para aplicação em processos de remediação sustentável.

O segundo objetivo foi alcançado na medida que foram elaboradas estruturas que integram um banco de dados completo sobre as informações necessárias e as características que precisam ser investigadas a campo e consideradas para fazer a seleção de uma determinada técnica de remediação, dentre as disponíveis. O processo traduzido por meio de matrizes orienta, auxilia e possibilita o usuário a selecionar as técnicas de remediação adequadas para a aplicação em determinada área. A elaboração deste processo corresponde a contribuição maior e inovadora deste estudo, além de mitigar o grande problema enfrentado pelos tomadores de decisão em avaliar diferentes opções de remediação e fazer a seleção através de um conjunto adequado de especificações.

O desenvolvimento da ferramenta central de análise da sustentabilidade das técnicas de remediação atendeu ao terceiro e último objetivo. A ferramenta foi projetada em cima de matrizes tradicionais de avaliação de impacto e a manipulação de um modelo matemático de cálculo da sustentabilidade, com as respectivas adaptações necessárias para o contexto específico considerado. Os indicadores desenvolvidos e validados neste trabalho foram utilizados como componentes de impacto nas avaliações da ferramenta. O escopo da ferramenta, portanto, incluiu uma avaliação mais completa e fundamentada sobre os possíveis impactos positivos e negativos de um processo de remediação, e possibilita determinar se o processo é sustentável ou insustentável.

A partir dos resultados obtidos, ficou claro que conseguiu-se elaborar um processo que integra os elementos essenciais que ajudam o tomador de decisão a maximizar o tempo na busca pela alternativa de remediação mais adequada no que tange sua aplicabilidade e sustentabilidade. Este estudo mostrou a estrutura de interação entre todos estes aspectos de forma transparente. A metodologia proposta pode ser usada como guia para planejar ações gerenciais na remediação e priorizar técnicas de remediação no que tange a sustentabilidade, fazendo com que os tomadores de decisão se sintam mais confiantes sobre as decisões e a implementação de um processo de remediação sustentável.

Portanto, em relação aos trabalhos já realizados neste contexto, as principais contribuições desta tese e o preenchimento das principais lacunas ainda existentes ancoraram-se sob quatro aspectos: (1) a lista de indicadores utilizados nas análises de sustentabilidade do método elaborado foi desenvolvida no respectivo estudo, não utilizando recortes fixados de indicadores; (2) a elaboração de um processo específico para seleção de técnicas de remediação considerando as características de aplicabilidade, o que até então ainda não havia sido inserido diretamente nos estudos voltados para o contexto da remediação sustentável; (3) o desenvolvimento de uma ferramenta de avaliação da sustentabilidade que engloba todas as análises em uma única estrutura, sem necessariamente depender de ferramentas adicionais para a sua execução; (4) e o foco voltado para os solos contaminados, área menos difundida se comparada às águas no que tange a gestão e remediação, mas que recentemente vem recebendo maior destaque e por isso necessita de mais estudos direcionados.

Contudo, como qualquer desenvolvimento de processo, ajustes, aprimoramento e novas aplicações são necessárias para alcançar a otimização, a fim de se aproximar cada vez mais de uma metodologia padronizada de remediação sustentável. Além das sugestões já destacadas em cada artigo em particular apresentado neste trabalho, sugere-se que esforços futuros sejam voltados para inserir ao método o contexto da remediação de águas subterrâneas, com adaptações ou inclusão de novos indicadores específicos, ajuste das matrizes de triagem de técnicas e da ferramenta de avaliação da sustentabilidade.

Propõe-se também como trabalho futuro, o agrupamento, organização e inserção de todas as informações, procedimentos, análises, estruturas e ferramentas desenvolvidas neste estudo em um sistema computacional. O objetivo é de fornecer aos usuários e profissionais da área um método útil com interface dinâmica e tangível para a tomada de decisão, e que permite acesso aberto e mais facilitado, rápido e com uma maior interação entre todas as etapas de um processo de remediação sustentável.

## 8 REFERÊNCIAS GERAIS

AMPONSAH, N. Y.; WANG, J.; ZHAO, L. A review of life cycle greenhouse gas (GHG) emissions of commonly used ex-situ soil treatment technologies. **Journal of Cleaner Production**, v. 186, p. 514–525, 2018.

ANDERSON, R.; NORRMAN, J.; VOLTAR, P. E.; SÖDERQVIST, T.; ROSEN, L. What's the point? The contribution of a sustainability view in contaminated site remediation. **Science of The Total Environment**, v. 630, p. 103-116, 2018.

ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM E2876-13 - Standard Guide for Integrating Sustainable Objectives into Cleanup**. ASTM Internacional: West Conshohocken, PA, 2013.

BARDOS, P.; LEWIS, A.; NORTCLIFF, S.; MATIOTTI, C.; MAROT, F.; SULLIVAN, T. **Review of Decision Support Tools for Contaminated Land Management, and their Use in Europe**. Final report. Áustria: Umweltbundesamt - Federal Environment Agency, on behalf of Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET), 2002, 192 p.

BARDOS, P.; BONE, B.; BOYLE, R.; ELLIS, D.; EVANS, F.; HARRIES, N. D.; SMITH, J. W. N. Applying Sustainable Development Principles to Contaminated Land Management Using the SuRF-UK Framework. **Remediation Journal**, v. 21, n. 2, p. 77-100, 2011.

BARDOS, P.; BAKKER, L.; DARMENDRAIL, D.; HARRIES, N.; HOLLAND, K.; MACKAY, S.; PACHON, C.; SLENDERS, H.; SMITH, G.; SMITH, J.; WILTSHIRE, L. Sustainable and green remediation—Global update. In: AquaConSoil: ThS E3 Sustainable use of the subsurface, 12., 2013, Barcelona. **Proceedings...** Barcelona: [s.ed.], 2013.

BARDOS, R. P.; THOMAS, H. F.; SMITH, J. W. N.; HARRIES, N. D.; EVANS, F.; BOYLE, R.; HOWARD, T.; LEWIS, R.; THOMAS, A. O.; DENT, V. L.; HASLAM, A. Sustainability assessment framework and indicators developed by SuRF-UK for land remediation option appraisal. **Remediation Journal**, v. 31, n. 1, p. 5-27, 2020.

BRAUN, A. B.; TRENTIN, A. W. S.; VISENTIN, C.; THOMÉ, A. Proposal for an optimized method for sustainable remediation evaluation and application: implementation of a multi-criteria process. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 35, p. 35996-36006, 2019.

BRAUN, A. B.; TRENTIN, A. W. S.; VISENTIN, C.; THOMÉ, A. Relevance of sustainable remediation to contaminated sites manage in developed and developing countries: case of brazil. **Land Use Policy**, v. 94, p. 104533, 2020a.

BRAUN, A. B.; TRENTIN, A. W. S.; VISENTIN, C.; THOMÉ, A. Sustainable Remediation: a new environmentally sustainable paradigm in urbanization and industrialization. **Industry, Innovation and Infrastructure**, Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals, Springer, 2020b.

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

CUNDY, A. B.; BARDOS, R. P.; CHURCH, A.; PUSCHENREITER, M.; FRIESL-HANL, W.; MÜLLER, I.; NEU, S.; MENCH, M.; WITTERS, N.; VANGRONSVELD, J. Developing principles of sustainability and stakeholder engagement for “gentle” remediation approaches: The European context. **Journal of Environmental Management**, v. 129, p.283-291, 2013.

FAVARA, P.; GAMLIN, J. Utilization of waste materials, non-refined materials, and renewable energy in *in situ* remediation and their sustainability benefits. **Journal of Environmental Management**, [s.l.], v. 204, p. 730-737, 2017.

FAVARA, P.; RAYMOND, D.; AMBRUSCH, M.; LIBERA, A.; WOLF, G.E; SIMON, J. A.; MACO, B.; COLLINS, E. R.; HARCLERODE, M. A.; MCNALLY, A. D. Ten years later: the progress and future of integrating sustainable principles, practices, and metrics into remediation projects. **Remediation Journal**, v. 29, n. 4, p. 5-30, 2019.

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

HADLEY, P. W.; HARCLERODE, M. Green Remediation or Sustainable Remediation: Moving from Dialogue to Common Practice. **Remediation Journal**, v. 25, n. 2, p. 95-115, 2015.

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**, v. 20, n. 3, p. 410-422, 2015a.

HARCLERODE, M.; RIDSDALE, D. R.; DARMENDRAIL, D.; BARDOS, P.; ALEXANDRESCU, F.; NATHANAIL, P.; PIZZOL, L.; RIZZO, E. Integrating the Social Dimension in Remediation Decision-Making: State of the Practice and Way Forward. **Remediation Journal**, v. 26, n. 1, p. 11-42, 2015b.

HARCLERODE, M. A.; LAL, P.; VEDWAN, N.; WOLDE, B.; MILLER, M. E. Evaluation of the role of risk perception in stakeholder engagement to prevent lead exposure in an urban setting. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 132-142, 2016.

HOU, D.; AL-TABBAA, A. Sustainability: A new imperative in contaminated land remediation. **Environmental Science & Policy**, v. 39, p. 25-34, 2014.

HOU, D.; QI, S.; ZHAO, B.; RIGBY, M.; O'CONNOR, D. Incorporating life cycle assessment with health risk assessment to select the ‘greenest’ cleanup level for Pb contaminated soil. **Journal of Cleaner Production**, v. 162, p. 1157-1168, 2017.

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**, v. 29, n. 4, p. 1005-1018, 2018.

HOU, D.; LI, G. Green and Sustainable Remediation Movement in the New Millennium and Its Relevance to China. In: **Twenty Years of Research and Development on Soil Pollution and Remediation in China**, 1 ed. China: Science Press e Springer, p. 39-53, 2018.

HOU, D.; O'CONNOR, D. Green and sustainable remediation: past, present, and future developments. **Sustainable Remediation Of Contaminated Soil And Groundwater**, p. 19-42, 2020.

HUYSEGOMS, L.; CAPPUYNS, V. Critical review of decision support tools for sustainability assessment of site remediation options. **Journal of Environmental Management**, v. 196, p. 278–296, 2017.

ISO - INTERNATIONAL STANDARDS ORGANISATION. **ISO/DIS 18504. Soil Quality e Guidance on Sustainable Remediation**. Genebra, Suíça, 2017.

LI, X.; CUNDY, A. B.; CHEN, W.; LYU, S. Systematic and bibliographic review of sustainability indicators for contaminated site remediation: comparison between china and western nations. **Environmental Research**, v. 200, p. 111490, 2021.

MOBBS, S.; ORR, P.; WEBER, I. Strategic considerations for the sustainable remediation of nuclear installations. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 196, p.153-163, 2019.

NORRMAN, J.; SÖDERQVIST, T.; VOLCHKO, Y.; BACK, P-E.; BOHGARD, D.; RINGSHAGEN, E.; SVENSSON, H.; ENGLÖV, P.; ROSÉN, L. Enriching social and economic aspects in sustainability assessments of remediation strategies – Methods and implementation. **Science of the Total Environment**, v. 707, p. 136021, 2020.

O'CONNOR, D.; HOU, D. Targeting cleanups towards a more sustainable future. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 20, n. 2, p. 266-269, 2018.

ONU – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. 2021. **Sustainable Development Goals**. Disponível em: <https://sustainabledevelopment.un.org/?menu=1300>. Acesso em: 10 de agosto de 2021.

PETRUZZI, N. M. A Case Study on the Evaluation and Implementation of Green and Sustainable Remediation Principles and Practices During a RCRA Corrective Action Cleanup. **Ground Water Monitoring & Remediation**, v. 31, n. 2, p. 63-71, 2011.

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**, v. 325, n. 1-3, p. 15-28, 2004.

REDDY, K.; KUMAR, G. Green and sustainable remediation of polluted sites: new concept, assessment tools, and challenges. **Ce/Papers**, v. 2, n. 2-3, p. 83-92, 2018.

REINIKAINEN, J.; SORVARI, J.; TIKKANEN, S. Finnish policy approach and measures for the promotion of sustainability in contaminated land management. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 108-119, 2016.

RIDSDALE, D. R.; NOBLE, B. F. Assessing sustainable remediation frameworks using

sustainability principles. **Journal of Environmental Management**, v. 184, p. 36-44, 2016.

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

SCOPUS. 2021. **Document Search**. Disponível em: <https://www.scopus.com/home.uri>. Acesso em: 10 de agosto de 2021.

SMITH, J. W. N. Debunking myths about sustainable remediation. **Remediation Journal**, v. 29, n. 2, p. 7-15, 2019.

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**, p. 1–15, 2017.

SONG, Y.; HOU, D.; ZHANG, J.; O'CONNOR, D.; LI, G.; GU, G.; 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**, v. 610-611, p. 391-401, 2018.

TRENTIN, A. W. DA S.; REDDY, K. R.; KUMAR, G.; CHETRI, J. K.; THOMÉ, A. Quantitative Assessment of Life Cycle Sustainability (QUALICS): Framework and its application to assess electrokinetic remediation. **Chemosphere**, v. 230, p. 92-106, 2019.

VAN LIEDEKERKE, M., PROKOP, G., RABL-BERGER, S., KIBBLEWHITE, M., LOUWAGIE, G. **Progress in Management of Contaminated Sites in Europe**. European Union, Luxembourg, 2014.

VIDONISH, J. E.; ZYGOURAKIS, K.; MASIELLO, C. A.; SABADELL, G.; ALVAREZ, P. J. J. Thermal Treatment of Hydrocarbon-Impacted Soils: A Review of Technology Innovation for Sustainable Remediation. **Engineering**, v. 2, n. 4, p. 426-437, 2016.

VIK, E. A.; BARDOS, P.; BROGAN, J.; EDWARDS, D.; GONDI, F.; HENRYSSON, T.; JENSEN, B. K.; JORGE, C.; MARIOTTI, C.; NATHANAIL, P.; PAPSSIOPI, N. Towards a framework for selecting remediation technologies for contaminated sites. **Land Contamination and Reclamation**, v. 9, n. 1, p. 119- 127, 2001.



# UPF

UNIVERSIDADE  
DE PASSO FUNDO

UPF Campus I - BR 285, São José  
Passo Fundo - RS - CEP: 99052-900  
(54) 3316 7000 - [www.upf.br](http://www.upf.br)