

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA POLITÉCNICA

ALLAN PRETTI OGURA

**Avaliação de Risco Ecológico aplicada à revitalização de brownfields: revisão
sistemática das principais metodologias utilizadas**

São Paulo
2022

**Avaliação de Risco Ecológico aplicada à revitalização de brownfields: revisão
sistemática das principais metodologias utilizadas**

Versão Corrigida

Monografia apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos para a obtenção do título de Especialista em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields.

Orientador: Karin Regina Ribeiro de Araujo Guiguer

São Paulo

2022

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo-na-publicação

Ogura, Allan Pretti

Avaliação de Risco Ecológico aplicada à revitalização de brownfields: revisão sistemática das principais metodologias utilizadas / A. P. Ogura -- São Paulo, 2022.

42 p.

Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1. Áreas Contaminadas 2. Poluição Ambiental 3. Ambientes Urbanos 4. Metais 5. Ecotoxicologia I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II.t.

AGRADECIMENTOS

À Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, pela bolsa concedida para o desenvolvimento do MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields.

Aos professores do MBA, pelo conhecimento e experiências trazidos nas aulas e encontros síncronos. À coordenação do MBA, por todo o suporte técnico.

À Karin Regina Ribeiro de Araujo Guiguer, pela colaboração durante as etapas de pesquisa e desenvolvimento da monografia.

À Jacqueline Zanin Lima e à Liliane Folli Trindade, pela companhia durante todas as etapas do MBA, desde o apoio nas disciplinas à colaboração durante a monografia.

À Aline Christine Bernegossi e à Jéssica Marques Pelinsom, pelas contribuições acadêmicas durante o desenvolvimento do MBA.

Ao Evado Luiz Gaeta Espíndola, pela amizade e contribuição com sugestões para o trabalho.

Aos meus pais Luiz Carlos Ogura e Christina Helena Pretti e às minhas irmãs Luiza Pretti Ogura e Tielly Pretti Ogura, pela confiança e motivação durante o desenvolvimento do MBA.

Ao CNPq pela bolsa de doutorado concedida (nº 140411/2018-6).

RESUMO

OGURA, Allan Pretti. Avaliação de Risco Ecológico aplicada à revitalização de brownfields: revisão sistemática das principais metodologias utilizadas. 2022. 43 f. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

Os *brownfields* são áreas abandonadas ou subutilizadas, que podem estar potencialmente contaminadas pelos usos anteriores ou pela área de entorno. Na etapa da investigação detalhada em um processo de gestão de áreas contaminadas, uma avaliação de risco ecológico [ARE] é feita para verificar a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos em ecossistemas e os riscos associados. Uma ARE pode ser utilizada para subsidiar a necessidade de remediação e auxiliar a determinar os riscos ecológicos presentes em uma área. Nesse cenário, o objetivo geral desta pesquisa foi revisar de forma sistemática o estado atual do conhecimento sobre a aplicação da ARE para estudos de *brownfields*. A busca nas bases de dados recuperou 211 documentos e apenas 10 estiveram enquadrados nos critérios de busca. Nove estudos investigaram áreas contaminadas por metais, sendo os mais estudados Cr, Cu, Ni, Pb e Zn. Entretanto, os estudos foram feitos em áreas industriais urbanas abandonadas e esses ambientes apresentam uma diversidade de outros contaminantes. Diferentes metodologias de avaliação de risco foram utilizadas, sendo o índice de potencial risco ecológico a mais aplicada ($n = 6$). Porém, apenas um estudo usou a metodologia Tríade, que é a mais recomendada para uma avaliação de risco integrado. Os avanços de estudos de ARE em brownfields podem contribuir para aspectos legais de identificação de áreas contaminadas e definição das estratégias de remediação.

Palavras-chave: Áreas contaminadas; Ambientes urbanos; Ecotoxicologia; Metais; Poluição Ambiental.

ABSTRACT

OGURA, Allan Pretti. Ecological Risk Assessment applied to the revitalization of brownfields: review of the main used methodologies. 2022. 43 f. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2022.

Brownfields are abandoned or underused areas, which might be potentially contaminated due to previous uses or surrounding areas. In managing the detailed investigation of affected areas, an ecological risk assessment [ERA] can be used to assess the probability of adverse effects in the environment and associated risks to ecological receptors. An ERA can support the need for remediation and help to determine the ecological risks present in an area. In this scenario, the general objective of this research is to systematically review the current state of knowledge about the application of ERA to brownfield areas. The literature search in databases retrieved 211 documents, and only ten of them met the selection criteria. Nine studies investigated areas affected by metals; and Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn were the most studied. However, studies in abandoned urban industrial areas were predominant, and these sites have several other contaminants. Different risk assessment methodologies were used, with the ecological risk index being the most applied ($n = 6$). However, only one study used the Triad methodology, which is the most recommended for integrated risk assessment. Advances in ERA studies in brownfields can contribute to legal aspects of identifying contaminated areas and defining remediation strategies.

Keywords: Contaminated areas; Urban environments; Ecotoxicology; metals; Environment pollution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Dez maiores países de filiação dos autores e dez palavras-chave mais utilizadas..	27
Figura 2 – Síntese da revisão sistemática: análise quantitativa das três etapas de pesquisa e critérios de seleção dos documentos.....	29

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Stakeholders envolvidos no redesenvolvimento de brownfields (adaptado de Alker 2010).....	16
Tabela 2 - Metodologia Tríade de Avaliação de Risco Ecológico, adaptada de Jensen e Mesman (2006).....	18
Tabela 3 – Caracterização da área de estudo e contaminantes-alvo dos estudos selecionados pela revisão sistemática com foco em Avaliação de Risco Ecológico e brownfields.	30
Tabela 4 – Metodologia de avaliação de risco aplicada pelos estudos selecionados na revisão sistemática com foco em Avaliação de Risco Ecológico e brownfields.	34

LISTA DE SIGLAS

ACI – Área contaminada sob intervenção

AEI – Índice de efeito adverso (do inglês, *adverse effect index*)

AI – Área contaminada sob investigação

ARE – Avaliação de Risco Ecológico

ARSH – Avaliação de Risco à Saúde Humana

BAF – Fator de bioacumulação

BCF – Fator de bioconcentração

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CENO – Concentração de Efeito Não Observado

CEO – Concentração de Efeito Observado

Cf – Fator de contaminação (do inglês, *contamination factor*).

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

Cp – Índice de contaminação potencial (do inglês, *potential contamination index*)

CPI – Índice de poluição abrangente (do inglês, *comprehensive pollution index*)

DOI – do inglês, *Digital Object Identifier*

EF – Fator de enriquecimento (do inglês, *enrichment factor*)

Er – Potencial risco ecológico (do inglês, *potential ecological risk*)

ERL – Faixa de efeitos baixos (do inglês, *effects range low*)

GAC – Gerenciamento de Áreas Contaminadas

FT – Fator de translocação

HI – Índice de risco (do inglês, *hazard index*)

HQ – Coeficiente de risco (do inglês, *hazard quotient*)

Igeo – Índice de geoacumulação

LEE – Linha de Evidência Ecológica

LEQ – Linha de Evidência Química

LET – Linha de Evidência Ecotoxicológica

MC – Modelo Conceitual

mCD – Grau de contaminação modificado (do inglês, *modified contamination degree*)

PAH – Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (do inglês, *polycyclic aromatic hydrocarbon*)

PCB – Bifenilos policlorados (do inglês, *polychlorinated biphenyl*)

PLI – Índice de carga de poluição (do inglês, *pollution load index*)

PN – Índice Composto Nemerow

PRE – Potencial Risco Ecológico

RAC – Modelo de Código de Avaliação de Risco (do inglês, *Risk Assessment Code model*)

RCE – Risco ecológico abrangente (do inglês, *comprehensive ecological risk*)

RI – Índice de potencial risco ecológico (do inglês, *potential ecological risk index*)

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS.....	14
3. JUSTIFICATIVA.....	15
4. REFERENCIAL TEÓRICO	16
5. MATERIAIS E MÉTODOS	25
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
6.1. Revisão Sistemática.....	27
6.2. Caracterização das áreas de estudo e os contaminantes investigados	30
6.3. Metodologias de Avaliação de Risco Ecológico aplicadas	33
6.4. Estratégias de recuperação dos <i>brownfields</i> estudados	36
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	38
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	39

1. INTRODUÇÃO

Os *brownfields* são áreas potencialmente contaminadas pelos usos anteriores ou pela área de entorno, que estão abandonadas ou subutilizadas (CLARINET, 2002). Geralmente, os *brownfields* estão localizados em áreas urbanas e precisam de atividades de intervenção para sua recuperação. Nesse contexto, o processo de revitalização de *brownfields* é uma etapa fundamental para o desenvolvimento urbano sustentável, uma vez que prevê a reabilitação de espaços contaminados ou com suspeita de contaminação. Por exemplo, uma antiga área industrial que foi abandonada pode ser reinserida como um parque urbano. Esse processo auxilia a valorização imobiliária não só do terreno a ser recuperado, mas também do ambiente urbano circundante. Portanto, essa é uma alternativa para a revalorização de áreas contaminadas, além de contribuir para o controle de potenciais fontes de poluição.

Nesse contexto, a Resolução nº 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente [CONAMA] (BRASIL, 2009) foi um marco para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas [GAC] no Brasil, sendo classificadas as áreas contaminadas sob investigação [AI] aquelas que apresentam concentrações das substâncias acima dos valores de investigação (BRASIL, 2009). Por outro lado, uma área contaminada sob intervenção [ACI] se refere a um terreno no qual for comprovada uma contaminação após a investigação detalhada e avaliação de risco, reconhecida pelo órgão ambiental competente (BRASIL, 2009). Na etapa da investigação detalhada, são desenvolvidas as etapas de avaliação de risco ecológico [ARE] e à saúde humana [ARSH]. A ARE consiste em uma análise integrada sobre os efeitos observados em ecossistemas, calculando a probabilidade da ocorrência desses efeitos e quantificando o risco. O estudo dos efeitos dos contaminantes em espécies representativas e nativas apresenta grande relevância ambiental para a elaboração de uma ARE, que pode complementar o monitoramento dos parâmetros físico-químicos para melhor compreender os possíveis efeitos nos ecossistemas, especialmente considerando organismos mais sensíveis.

Como forma de avaliar os riscos ambientais, a Resolução CONAMA nº 420 (BRASIL, 2009) prevê que a ARE pode ser utilizada para a determinação de valores orientadores (i.e., valores de prevenção) ou em situações nas quais uma AI ou ACI possa apresentar impactos ambientais e seja necessário realizar o gerenciamento do risco. Por outro lado, no estado de São Paulo, uma ARE é prevista quando for observado risco inaceitável para os organismos de uma área contaminada, conforme previsto no Decreto Estadual nº 59.263 (SP, 2013). Além disso, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo [CETESB] exige o desenvolvimento de uma ARE para avaliar os riscos para uma espécie, comunidade ou ecossistema. Nesse caso, a ARE

é avaliada por compartimento ambiental e por Unidade de Exposição, considerando efeitos diretos e indiretos aos receptores ecológicos, estruturais e funcionais, nas escalas temporal e espacial (CETESB, 2017). Entretanto, a ARSH ainda é o foco da avaliação de risco conforme a legislação vigente (BRASIL, 2009; CETESB, 2017).

Portanto, a ARE pode subsidiar a necessidade de remediação e auxiliar a determinar os riscos ecológicos presentes em uma área. Após a aplicação das técnicas de mitigação e remediação da área contaminada, a ARE pode verificar se as metas estabelecidas no processo do GAC foram cumpridas e determinar o que ainda é necessário para futuras etapas. No caso do processo de revitalização de brownfields, a ARE pode contribuir para a avaliação dos riscos dos contaminantes presentes antes e após o processo de recuperação, além de auxiliar no monitoramento do pós-remediação. Além disso, a ARE pode ser direcionada à proteção dos ecossistemas, o que incentiva o redesenvolvimento do ambiente urbano e integração das áreas verdes.

2. OBJETIVOS

Nesse cenário, o objetivo geral desta pesquisa foi revisar o estado atual do conhecimento sobre a aplicação da Avaliação de Risco Ecológico para estudos de *brownfields*. Diante disso, os principais objetivos específicos a serem desenvolvidos foram:

- i) reunir informações sobre o processo de revitalização de *brownfields*, destacando qual o papel da ARE nessa etapa do gerenciamento de áreas contaminadas;
- ii) apresentar as principais metodologias de ARE utilizadas e os desafios atuais para a aplicação da ARE no gerenciamento de áreas contaminadas, especialmente referentes à revitalização de *brownfields*; e
- iii) destacar as principais lacunas de pesquisa nesse campo do conhecimento, como forma de propor novas abordagens para futuras pesquisas.

3. JUSTIFICATIVA

Em síntese, a relevância do estudo da aplicação da ARE em *brownfields* está associada aos seguintes fatores:

- i) A demanda pela revitalização dos *brownfields* apresenta-se como uma alternativa para a reintegração dessas áreas dentro do planejamento urbano. Assim, a avaliação de risco ecológico e à saúde humana são fundamentais para garantir maior segurança ambiental após a recuperação;
- ii) A ARE, com base em análises ecotoxicológicas com organismos aquáticos e terrestres ecologicamente representativos, pode promover o conhecimento dos impactos ambientais e quantificar os riscos de exposição. Além disso, os efeitos podem ser estudados mediante as diferentes rotas e vias de exposição;
- iii) A metodologia da ARE pode ser aplicada durante a investigação detalhada e o monitoramento dos *brownfields* reabilitados como forma de complementar as análises químicas e o atendimento à legislação ambiental;
- iv) O desenvolvimento e a aplicação de ARE na revitalização de *brownfields* pode contribuir para a legislação ambiental, seja pelo estabelecimento de valores orientadores ou para novos critérios para uma área ser considerada reabilitada.

4. REFERENCIAL TEÓRICO

O problema da escassez de recursos terrestres e da destruição do ambiente ecológico tornou-se cada vez mais proeminente e mudanças no uso da terra podem levar diretamente à poluição do solo urbano (LIU et al., 2020). O termo “*brownfield*”, em uma perspectiva multidisciplinar, se refere a qualquer terreno ou instalações que foram anteriormente usados ou desenvolvidos e não estão atualmente em uso total, embora possam estar parcialmente ocupados ou utilizados, também podem estar vazios, abandonados ou contaminados (ALKER et al., 2010). Nesse contexto, o redesenvolvimento dos *brownfields* pode ser de interesse de diferentes stakeholders (Tabela 1) (ALKER et al., 2010). Assim, as estratégias de remediação e revitalização dessas áreas contaminadas devem ser direcionadas para os usos futuros, conforme os valores orientadores. Além disso, as políticas públicas precisam interpretar os Modelos Conceituais [MC] da contaminação para compreender as vias de exposição e proteger os receptores ecológicos (BURGER, 2007). Um MC bem desenvolvido permite que os avaliadores consigam esclarecer as suposições sobre as atividades avaliadas, bem como transmitir as informações de risco às partes interessadas (SUTER, 2010). Ademais, o entendimento do MC fornece uma base para organizar e conduzir uma ARE, que deve ser direcionada ao local de estudo, considerando as espécies nativas e o ecossistema avaliado.

Tabela 1 – Stakeholders envolvidos no redesenvolvimento de *brownfields* (adaptado de Alker 2010).

Desenvolvimento	Profissional	Regulatório	Outros interesses
Desenvolvedores de terrenos e propriedades	Advogados	Entidades governamentais	Acadêmicos e pesquisadores
Investidores institucionais e bancos	Planejamento urbano	Agências ambientais	Grupos comunitários
Donos de terrenos e utilidades	Engenheiros civis e ambientais	Autoridades locais	Grupos de conservação ambiental
Empresas industriais e comerciais	Seguradoras	Agentes de saúde e segurança	Organizações de gestão de dados
Organizações do setor público	Consultores ambientais		Indivíduos

Um levantamento feito por BURGER (2007) nos Estados Unidos mostrou que, considerando 31 relatórios de áreas contaminadas do setor energético, 70% dos locais mencionaram a presença de espécies em perigo ou ameaçadas, menos de 40% forneceram listas parciais de espécies para seus locais e menos de 40% forneceram informações sobre habitats únicos. Por outro lado, esse estudo reforçou que quase nenhum local mapeou a distribuição de espécies em perigo ou ameaçadas de extinção. Os recipientes ecológicos foram tratados como uma classe, independentemente de serem terrestres ou aquáticos, sedentários ou migratórios. Apenas 29% dos locais se referiam a avaliações específicas de risco ecológico. No geral, as informações ecológicas apresentadas, quantitativas e qualitativas, não eram consistentes entre os locais, tornando difícil comparar recursos ecológicos em risco, efeitos da remediação ou determinar quais recursos eram mais importantes para proteger em casos de limitação de recursos financeiros. Essas informações podem subsidiar a proteção humana e ecológica contínua e contribuir para a segurança sustentável da contaminação remanescente nos locais. Esse conjunto de dados indica uma necessidade clara de delinear as principais informações ecológicas necessárias para essas partes interessadas antes que decisões eficazes possam ser feitas em um amplo complexo de locais contaminados.

Com o intuito de proteção e uso sustentável, as novas e emergentes políticas para estabelecer padrões ambientais provavelmente exigirão a identificação de áreas de risco geográfico ou prioritárias (BONE et al., 2010). Portanto, é crucial que o solo e a qualidade do solo sejam bem compreendidos para proteção ambiental e atender aos requisitos legais. A qualidade do solo incorpora a capacidade de atender aos requisitos multifuncionais, de fornecer serviços ecossistêmicos e o potencial para afetar outros compartimentos ambientais (BONE et al., 2010). Nesse contexto, a avaliação deve utilizar indicadores multifuncionais para priorizar sistematicamente áreas onde uma investigação detalhada é necessária, usando uma classificação baseada em um nível de ação desejado, podendo ser relativamente rápido, fácil e econômico (BONE et al., 2010). A qualidade do ambiente urbano em locais de recuperação de áreas abandonadas é de vital importância depois que a maioria das antigas áreas industriais foram replanejadas ou transformadas em áreas residenciais e recreativas. Portanto, é necessário repensar se esses locais de reabilitação de *brownfields* não apresentam impactos negativos para a saúde humana (REN et al., 2015). Assim, o redesenvolvimento de áreas abandonadas urbanas é responsabilidade de entidades governamentais e partes interessadas relacionadas, para que possam tomar as medidas de remediação apropriadas (REN et al., 2015). No entanto, poucos estudos avaliam os riscos ecológicos e à saúde humana do reaproveitamento desses solos remediados (XIE et al., 2021).

Dentre as metodologias utilizadas para o desenvolvimento de uma ARE, destaca-se a Tríade envolvendo as Linhas de Evidência Química [LEQ], Ecotoxicológica [LET] e Ecológica [LEE] (Tabela 2) (JENSEN; MESMAN, 2006). Na LEQ, a caracterização físico-química da área contaminada é considerada em comparação com os valores de referência. Na LET, os valores de concentrações de efeito são considerados em relação a uma área de referência (i.e., condição controle). Na LEE, a avaliação dos efeitos ecológicos é considerada em relação a uma área não contaminada ou não impactada, em nível de comunidade e de serviços ecossistêmicos. Após a quantificação do risco pelas linhas de evidência apresentadas individualmente, o risco é calculado a partir da integração das três linhas de evidência. Para a classificação do risco, os valores são arbitrários. Por exemplo, PAGLIARINI; OLIVEIRA; ESPINDOLA (2019) classificaram como baixo (0,000 – 0,250), moderado (0,251 – 0,500), alto (0,501 – 0,750) e altíssimo (0,751 – 1,000). Além disso, a metodologia Tríade é considerada a mais adequada para conduzir avaliações de risco ambiental aprimoradas a fim de alcançar processos de remediação sustentáveis (RIBÉ et al., 2012).

Tabela 2 - Metodologia Tríade de Avaliação de Risco Ecológico, adaptada de Jensen e Mesman (2006).

	$R_1 = \frac{1}{1 + \exp(\log(\text{valor de referência}) - \log(\text{resultado}))\beta}$
Linha de Evidência Química	$R_2 = \frac{R_{1\text{ amostra}} - R_{1\text{ referência}}}{1 - R_{1\text{ referência}}}$
	$R_3 = 1 - ((1 - R_2)^1 \cdot (1 - R_2)^2 \cdot (1 - R_2)^3 \dots (1 - R_2)^n)$
Linha de Evidência Ecotoxicológica	$R_1 = \frac{100 - \text{resultado} (\%)}{100}$
	$R_2 = \frac{R_{1\text{ amostra}} - R_{1\text{ referência}}}{1 - R_{1\text{ referência}}}$
	$R_1 = \frac{\text{resultado}}{\text{valor de referência}}$
Linha de Evidência Ecológica	$R_2 = \log R_1 $
	$R_3 = -1 \sum (R_2)n$
	$R_4 = n (\text{número de resultados})$
	$R_5 = 1 - 10^{(R_3/R_4)}$
Integração dentro de cada Linha de Evidência	$1 - ((1 - R_1) \cdot (1 - R_2) \cdot (1 - R_3) \dots (1 - R_n))^{1/n}$
Cálculo do risco final integrado entre todas as Linhas de Evidência	$1 - ((1 - R_1) \cdot (1 - R_2) \cdot (1 - R_3) \dots (1 - R_n))^{1/n}$

Porém, outras metodologias têm sido empregadas para a avaliação de risco de uma área contaminada. As formas de avaliação de risco podem ser feitas por métodos mais simples, como a comparação das concentrações dos contaminantes estudados com valores de referência ou com uma condição de *background*. Por exemplo, o fator de enriquecimento [EF] ou *enrichment factor* normaliza o teor de metal potencialmente tóxico em relação a um metal de referência (e.g., Fe ou Al) (ARIENZO et al., 2020; MOHD ISHA et al., 2021; RADOMIROVIĆ et al., 2020; TRIFUOGGI et al., 2021; WANG et al., 2021). O cálculo é feito conforme a Equação 1, na qual o índice maior que 1,5 indica que a fonte do metal é devido à poluição antrópica e não a materiais e processos naturais de intemperismo (ARIENZO et al., 2020). Outros autores foram menos restritivos, considerando EF maior que 10 como indicativo de contribuição antropogênica (WANG et al., 2021).

$$EF = \frac{(metal/Fe)_{amostra}}{(metal/Fe)_{background}} \quad \text{Equação 1}$$

O Índice de Geoacumulação [Igeo] ou *geoaccumulation index* define o grau de contaminação de uma amostra, conforme a Equação 2 (ARIENZO et al., 2020; CUI et al., 2021; LIU; WANG; GUO, 2020; MOHD ISHA et al., 2021; RADOMIROVIĆ et al., 2020; SHI et al., 2020; TRIFUOGGI et al., 2021; ZHENG et al., 2020). Assim, o valor de C_i é a concentração do contaminante examinado, B_i é o valor de background geoquímico para esse contaminante e k é o fator de correção da matriz de background devido aos efeitos litogênicos. Dessa forma as amostras podem ser classificadas como não contaminadas ($I_{geo} < 0$), moderadamente contaminadas (de 1 a 2), altamente contaminadas (de 3 a 4) e extremamente contaminadas ($I_{geo} > 5$).

$$I_{geo} = \log (C_i/k B_i) \quad \text{Equação 2}$$

O fator de contaminação [Cf] ou *contamination factor* é a razão entre a concentração de um contaminante no meio e a concentração desse contaminante no *background*, calculado pela Equação 3 (ARIENZO et al., 2020; LIU; WANG; GUO, 2020; MOHD ISHA et al., 2021; TRIFUOGGI et al., 2021). A partir desse índice, também pode ser calculado o grau de contaminação modificado [mCD] ou *modified contamination degree*, conforme a Equação 4 para o cálculo de todos os contaminantes avaliados (ARIENZO et al., 2020; TRIFUOGGI et al., 2021). Além disso, o índice de carga de poluição [PLI] ou *pollution load index* considera

os valores de Cf para todos os contaminantes avaliados, conforme a Equação 5 (ARIENZO et al., 2020; JI et al., 2018; RADOMIROVIĆ et al., 2020; SHI et al., 2020; TRIFUOGGI et al., 2021). Assim, a poluição pode ser classificada como ausente (PLI <1), moderada (entre 1 e 2), pesada (entre 2 e 3) e extremamente pesada (PLI > 3).

$$Cf = \frac{C_{amostra}}{C_{background}} \quad \text{Equação 3}$$

$$mCD = \frac{\sum_{i=1}^n Cf}{n} \quad \text{Equação 4}$$

$$PLI = (Cf1 \times Cf2 \times \dots \times Cfn)^{1/n} \quad \text{Equação 5}$$

O Índice de contaminação potencial [Cp] ou *potential contamination index* considera a concentração máxima de um contaminante na amostra avaliada em relação à concentração desse contaminante em uma condição de referência (i.e., *background*), conforme a Equação 6 (ARIENZO et al., 2020; LIU; WANG; GUO, 2020; TRIFUOGGI et al., 2021). Nesse caso, uma contaminação baixa ocorre quando Cp é menor que 1, contaminação moderada entre 1 e 3 e contaminação severa ou muito severa com valores de Cp acima de 3.

$$Cp = \frac{C_{amostra_maximo}}{C_{background}} \quad \text{Equação 6}$$

O potencial risco ecológico [E_r^i] ou *potential ecological risk* [PRE] é calculado conforme a Equação 7, combinando efeitos ambientais e toxicológicos (ARIENZO et al., 2020; LIU; WANG; GUO, 2020; MOHD ISHA et al., 2021; NAZ et al., 2020; TRIFUOGGI et al., 2021; ZHENG et al., 2020). Assim, essa metodologia engloba os valores de Cf com o fator de resposta tóxica [T_r^i] de um elemento individual (e.g., As = 5, Cd = 5, Cr = 2, Cu = 5, Hg = 40, Ni = 5, Pb = 5 e Zn = 5). Os valores de T_r^i indicam o risco potencial de um contaminante em causar toxicidade em relação à sensibilidade do ambiente (HAKANSON, 1980). Os valores de risco se enquadram como baixo (< 40), moderado (40 – 80), mais alto (80 – 160), alto (160 – 320) e sério (> 320). A soma dos riscos constitui o cálculo do índice de potencial risco ecológico [RI] ou *potential ecological risk index*, conforme a Equação 8 (ARIENZO et al., 2020; CUI et

al., 2021; LIU; WANG; GUO, 2020; MOHD ISHA et al., 2021; NAZ et al., 2020; RADOMIROVIĆ et al., 2020; SHI et al., 2020; TRIFUOGGI et al., 2021; WANG et al., 2021; ZHENG et al., 2020). A classificação de RI indica risco baixo (< 150), moderado (150 – 300), severo (300 – 600), sério (≥ 600) (ARIENZO et al., 2020). Outros autores indicaram valores mais restritivos para RI, sendo considerado baixo quando inferior a 50 (WANG et al., 2021).

$$E_r^i = T_r^i \times C_f \quad \text{Equação 7}$$

$$RI = \sum E_r^i \quad \text{Equação 8}$$

O E_r^i foi uma metodologia apresentada por HAKANSON (1980) para ser usada como uma ferramenta de diagnóstico para fins de controle da poluição. Nesse protocolo, o autor considerou quatro critérios: i) a concentração do contaminante (i.e., de acordo com a dinâmica no ambiente até alcançar os recursos hídricos); ii) o número de substâncias (i.e., corpos hídricos sujeitos a mais contaminantes apresentariam mais risco que aqueles com menos contaminantes); iii) o fator de toxicidade (para a saúde humana e para a biota); iv) sensibilidade aos contaminantes (que depende do local de estudo e das características limnológicas). Assim, é possível determinar quais corpos hídricos e substâncias devem receber atenção especial. Por exemplo, no estudo de ARIENZO et al. (2020), o método do PRE indicou que atividades antrópicas metalúrgicas intensas têm influenciado negativa e severamente o acúmulo de metais potencialmente tóxicos (e.g., Cr, Cu, Hg e Ni) em um nível de risco alto ou sério no Golfo de Pozzuoli (Itália). A análise estatística multivariada mostrou que Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn e silte argiloso foram influenciados principalmente pela origem antropogênica (oriunda dos *brownfields*), enquanto o As foi influenciado principalmente pelo contexto geológico natural. Porém, a poluição e o risco ecológico não estiveram limitados à área de estudo e esses autores indicaram a necessidade de expandir as análises para as áreas vizinhas, especialmente aquelas localizadas em áreas de proteção marinha.

O Índice Composto Nemerow [PN] ou *Nemerow composite index* é calculado conforme a Equação 9 (CUI et al., 2021), considerando a concentração medida do poluente i [C_i], o valor de background ou referência do poluente i [S_i]. Além disso, o PN pode englobar diferentes contaminantes presentes na área de estudo. De forma similar, o índice de poluição abrangente [CPI] ou *comprehensive pollution index* considera o P max como o valor máximo de C_p e o P médio como a média aritmética de C_p , conforme a Equação 10 (LIU; WANG; GUO, 2020).

$$P_N = \{[(C_i/S_i) \text{ máximo} + (C_i/S_i) \text{ médio}]/2\}^{1/2} \quad \text{Equação 9}$$

$$CPI = \{[P \text{ máximo}^2 + P \text{ médio}^2]/2\}^{1/2} \quad \text{Equação 10}$$

O Índice de risco [HI] ou *hazard index* é a razão entre a concentração calculada de um contaminante no ponto de conformidade [POC] em relação à concentração limite ou de referência nas águas subterrâneas, conforme o uso previsto. Em gestão de áreas contaminadas, o ponto de conformidade são os pontos de monitoramento nos receptores potencialmente expostos aos contaminantes. O HI pode ser calculado conforme a Equação 11 (DI SANTE; MAZZIERI; PASQUALINI, 2009), sendo que o ponto não apresentará contaminação quando C_{poc} for menor que a $C_{referência}$. De forma análoga, alguns autores também determinam o coeficiente de risco [HQ, do inglês *hazard quotient*]. O valor de HQ é obtido pela divisão da concentração de um determinado contaminante em relação ao valor estabelecido para a ausência de efeito (i.e., CENO). Quando o $HQ > 1$, é esperado que ocorram efeitos adversos para os organismos avaliados. No Brasil, os valores de prevenção da CONAMA 420 (BRASIL, 2009) podem ser utilizados para a determinação do coeficiente de risco.

$$HI = C_{poc} / C_{referência} \quad \text{Equação 11}$$

O Índice de efeito adverso [AEI] ou *adverse effect index* pode ser calculado conforme a Equação 12 (BONAMANO et al., 2021). O cálculo envolve a concentração do metal e a faixa de efeitos baixos [ERL, do inglês *effects range low*]. A concentração de contaminante é insuficiente para causar efeitos adversos na biota quando $AEI \leq 1$, enquanto valores maiores que 1 podem promover efeitos adversos.

$$AEI = \frac{C_{metal}}{ERL} \quad \text{Equação 12}$$

Em relação ao potencial de acumulação dos contaminantes em plantas, três fatores podem ser utilizados. O fator de bioconcentração [BCF], o fator de bioacumulação [BAF] e o fator de translocação [TF] podem ser calculados a partir da Equação 13, Equação 14 e Equação 15, respectivamente (NAZ et al., 2020).

$$BCF = \frac{\text{Concentração}_{raiz}}{\text{Concentração}_{solo}} \quad \text{Equação 13}$$

$$BAF = \frac{Concentração_{raiz} + Concentração_{parte\ aérea}}{Concentração_{solo}} \quad \text{Equação 14}$$

$$TF = \frac{Concentração_{parte\ aérea}}{Concentração_{raiz}} \quad \text{Equação 15}$$

O Modelo de Código de Avaliação de Risco [RAC] ou Risk Assessment Code model é calculado como indicado na Equação 16 (JI et al., 2018; SHI et al., 2020; XIE et al., 2021). Os resultados indicam valores de risco seguro (< 1%), baixo (1 – 10%), médio (10 – 30%), alto (30 – 50%) e altíssimo (> 50%).

$$R_{ecológico} = C_{risco} / (C_{risco} + C_{redução} + C_{oxidação} + C_{residual}) \quad \text{Equação 16}$$

O risco ecológico abrangente [RCE] ou *comprehensive ecological risk* é calculado conforme apresentado na Equação 17 (GUAN et al., 2018). Esse cálculo assume que o RCE segue uma distribuição normal multivariada, na qual RI é o índice de potencial risco ecológico e VE se refere à vulnerabilidade dos receptores. Os valores de VE variam entre 1 (não frágil) e 6 (extremamente frágil). Por exemplo, áreas com o objetivo de conservação natural são consideradas extremamente frágeis, enquanto áreas industriais e instalações auxiliares se enquadram como não frágil. Dessa forma, também é possível determinar o risco ecológico para cada subárea avaliada, conforme o uso preponderante.

$$RCE = \sum RI \times VE \quad \text{Equação 17}$$

As ferramentas mais sofisticadas para remediação de áreas contaminadas integram dados do Sistema de Informação Geográfica [SIG], visualização, análise geoespacial, análise estatística, avaliação de risco ecológico e à saúde humana, análise de custo-benefício, projeto de amostragem e consequências sociais de remediação e redensenvolvimento de *brownfields* (CAPPUYNS, 2016). Nesse contexto, BONANO et al. (2000) propuseram uma estrutura que integra avaliação de risco e análise de decisão para selecionar a alternativa de remediação mais adequada para um local contaminado. O impacto total para cada alternativa de remediação é obtido em combinação com os resultados de múltiplas avaliações de risco. Os principais riscos ou impactos considerados neste quadro (i.e., saúde humana e segurança, proteção ambiental, custos do ciclo de vida, impacto socioeconômico e cultural) podem ser vistos como elementos de uma avaliação de sustentabilidade.

Um dos desafios na avaliação do risco de contaminantes do solo é contabilizar com precisão as mudanças na mobilidade dos contaminantes ao longo do tempo (RIBÉ et al., 2012). Para estimar os riscos para os organismos terrestres, os avaliadores precisam relacionar a distribuição dos contaminantes à presença dos organismos expostos. Nesse sentido, ANDERSON et al. (2010) usaram uma abordagem de meta-análise para quantificar a zona vertical de maior atividade biológica, para receptores ecológicos do solo comumente utilizados em AREs. Os resultados sugeriram que as estratégias de amostragem devem ser adaptativas, permitindo profundidades variáveis e, para profundidades constantes, a coleta de amostras pode ser feita a uma profundidade de aproximadamente 25 a 30 cm, ao invés de profundidades mais rasas.

A avaliação da qualidade do solo e a caracterização de potenciais riscos ao meio ambiente e à saúde humana podem ser tarefas desafiadoras devido à heterogeneidade e complexidade das matrizes, ao limitado conhecimento sobre o destino dos contaminantes, escassez de dados ecotoxicológicos e variabilidade das diretrizes (CACHADA et al., 2016). Em solos urbanos, essas dificuldades são aumentadas pela natureza irregular das áreas urbanas e pela presença de misturas complexas de contaminantes orgânicos e inorgânicos resultantes da poluição difusa causada por atividades urbanas (e.g., tráfego, atividade industrial e queima de fontes de carbono) (CACHADA et al., 2016). No entanto, várias ferramentas estão disponíveis e podem ajudar a avaliar os riscos de contaminação do solo de uma forma mais simples, econômica e confiável. Dentro dessas ferramentas, uma abordagem de avaliação de risco em camadas (ARC) pode ser útil em áreas urbanas, com base em uma triagem química em combinação com ferramentas geoestatísticas (CACHADA et al., 2016).

5. MATERIAIS E MÉTODOS

Na presente pesquisa, uma revisão sistemática foi desenvolvida para avaliar o estado da arte referente à aplicação da ARE no processo de revitalização de *brownfields*. As etapas metodológicas foram feitas conforme as recomendações das diretrizes PRISMA (MENGIST; SOROMESSA; LEGESE, 2020; MOHER et al., 2009). Para isso, a pesquisa utilizou as bases de dados Web of Science, ScienceDirect, SpringerLink, Taylor & Francis e Scopus. As *strings* de busca adotadas foram “*ecological risk assessment AND brownfield*”, considerando apenas documentos em inglês. Na base de dados Scopus, a pesquisa também foi feita utilizando a expressão “*ecological risk assessment*” e a palavra “*brownfield*” foi inserida no campo “*Search within results*”, uma vez que essa alternativa retornou uma maior quantidade de documentos em relação à *string* utilizada. A base de dados Scielo foi utilizada para verificar os trabalhos que apresentaram o termo “avaliação de risco ecológico”. De acordo com os resultados encontrados, outros termos foram adicionados como forma de abranger a maior quantidade de publicações na área. Não foi estabelecido limite de ano de publicação para os artigos recuperados.

Na primeira etapa, todos os documentos recuperados pelas bases de dados foram inseridos em uma planilha do Excel[®]. As informações reportadas foram: nome do primeiro autor, ano de publicação, base de dados na qual o documento foi encontrado, título do trabalho, palavras-chave e o *Digital Object Identifier* [DOI]. Na segunda etapa, apenas os artigos científicos e relatórios técnicos de agências ambientais foram selecionados, sendo descartados outros tipos de publicações como livros, resumos de evento, teses, dissertações e monografias. As revisões bibliográficas encontradas não foram selecionadas, mas contribuíram na etapa de discussão e referências adicionais. Uma análise inicial foi feita para selecionar os documentos que aplicaram alguma metodologia de ARE. Na terceira etapa, a leitura dos resumos dos trabalhos foi feita para identificar os estudos que aplicaram ARE com foco em *brownfields*. Após o final dessa etapa, outros estudos que foram encontrados fora da revisão sistemática (e.g., lista de referências de artigos ou revisões da literatura) foram incluídos entre os estudos selecionados.

Com o número final de artigos recuperados e selecionados após a etapa de revisão sistemática, a leitura completa dos artigos foi feita. Nessa etapa, oito pontos foram identificados:

- i. Como e onde a ARE foi aplicada?
- ii. Qual foi a metodologia de ARE utilizada?

- iii. Quais as substâncias químicas de interesse estudadas?
- iv. Foi desenvolvido um modelo conceitual? Se sim, quais as rotas e vias de exposição apresentadas?
- v. Quais os ensaios ecotoxicológicos e espécies escolhidas?
- vi. Houve alguma comparação com a ARSH?
- vii. Foram apresentados ou discutidos os aspectos legais?
- viii. Limitações dos estudos

Por fim, uma análise crítica dos estudos selecionados foi feita, de modo a comparar os estudos quando for possível. Assim, o presente trabalho contribuiu para estabelecer o estado da arte da aplicação da ARE em *brownfields*, destacando os principais desafios dessa prática. Espera-se que a maioria dos estudos sejam de outros países e, portanto, esses resultados podem auxiliar futuros estudos no Brasil.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1. Revisão Sistemática

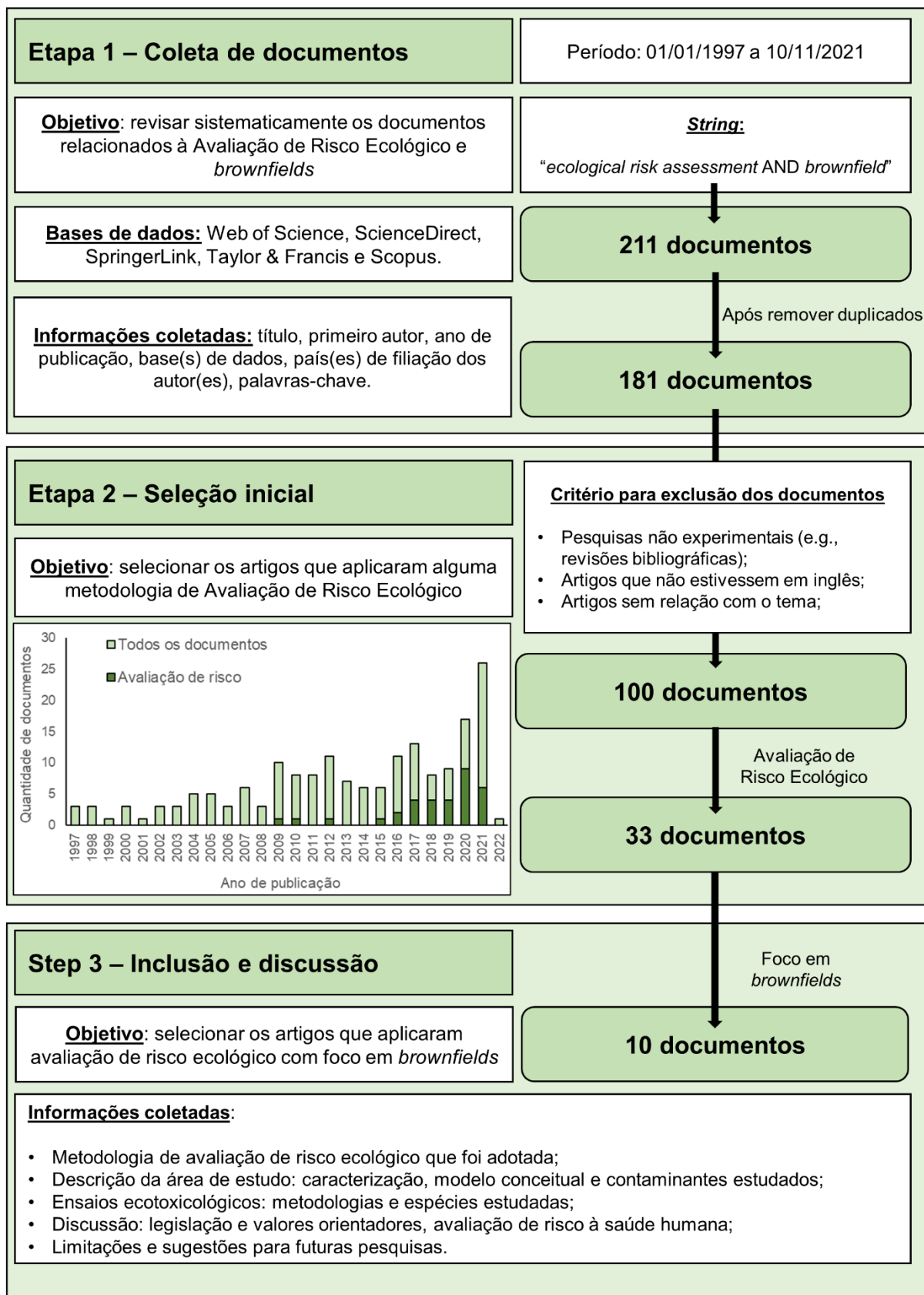
A primeira etapa da revisão sistemática recuperou 211 documentos nas bases de dados utilizadas. Após a remoção dos artigos que estiveram presentes em mais de uma base de dados (i.e., duplicados), esse número reduziu para 181. A maior quantidade de documentos recuperados foi publicada em 2021 ($n = 26$), 2020 ($n = 17$) e 2017 ($n = 13$). Os dez maiores países de filiação dos autores e as dez palavras-chave mais utilizadas pelos artigos recuperados foram apresentadas na Figura 1. Diante desses resultados, foi observado que a China ($n = 35$), os Estados Unidos ($n = 26$) e a Itália ($n = 14$) lideraram a maior parte das pesquisas encontradas. Apenas um artigo recuperado nessa etapa teve autoria do Brasil. Entretanto, esse artigo não se enquadrou nos critérios de seleção por não apresentar nenhuma metodologia de ARE aplicada a *brownfields*. Em relação às palavras-chave, conforme o esperado, a expressão “*Ecological Risk Assessment*” predominou nas buscas, com 43, 77 e 48 ocorrências para cada palavra, respectivamente. Entretanto, foi possível observar que houve predominância de estudos de solos com metais, uma vez que as palavras “*soil*” ($n = 40$), “*heavy*” ($n = 24$) e “*metal*” ($n = 35$) apresentaram destaque.

Figura 1 – Dez maiores países de filiação dos autores e dez palavras-chave mais utilizadas



Na segunda etapa, uma análise inicial foi feita de modo a excluir os documentos que envolveram pesquisas não experimentais (e.g., revisões bibliográficas), os documentos que não estivessem em inglês e artigos sem relação com o tema estudado. Assim, o total de artigos diminuiu para 100. Em seguida, foram identificados os artigos que aplicaram alguma metodologia de ARE e 33 documentos foram selecionados. Além disso, foi possível observar que 2020 e 2021 foram os anos com maior quantidade de documentos nessa etapa (9 e 6, respectivamente). Na terceira etapa, os 10 artigos com foco em *brownfields* foram incluídos na seleção final para discussão na presente pesquisa. Uma síntese do processo de revisão sistemática aplicado foi apresentada na Figura 2.

Figura 2 – Síntese da revisão sistemática: análise quantitativa das três etapas de pesquisa e critérios de seleção dos documentos.



6.2. Caracterização das áreas de estudo e os contaminantes investigados

Diante dos 10 artigos encontrados, a presente pesquisa apresentou um resumo das metodologias consideradas nas AREs, uma breve caracterização da área de estudo e quais substâncias químicas de interesse foram avaliadas (Tabela 3). Nove estudos investigaram áreas contaminadas por metais. Dentre os metais, os mais estudados foram Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, cada um em 8 artigos, seguidos de Cd (n = 6), As (n = 5), Hg (n = 5), Co (n = 1), Fe (n = 1), Mn (n = 1) e V (n = 1). Apenas dois estudos também investigaram as concentrações de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos [PAHs] e bifenilos policlorados [PCBs]. Um estudo também investigou hidrocarbonetos pesados.

Tabela 3 – Caracterização da área de estudo e contaminantes-alvo dos estudos selecionados pela revisão sistemática com foco em Avaliação de Risco Ecológico e *brownfields*.

Referência	Área de estudo	Contaminantes-alvo
DI SANTE <i>et al.</i> (2009)	Planta industrial em desuso, Itália.	PAHs, hidrocarbonetos pesados e PCBs
ALBANESE <i>et al.</i> (2010)	Terreno industrial de Bagnoli (Napoli, Italia), uma das maiores áreas industriais italianas que está em recuperação.	Metais (As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb), PAHs e PCBs
RIBÉ <i>et al.</i> (2012)	Antiga indústria metalúrgica e de tratamento de superfícies em Eskilstuna (Suécia).	Cu, Ni e Zn
QIAN <i>et al.</i> (2017)	Área de <i>brownfield</i> do Liberty Park na região metropolitana de Nova York (Estados Unidos).	As, Cr, Cu, Hg, Pb e Zn
GUAN <i>et al.</i> (2018)	Área industrial a sudeste de Tianjin (China), com mais de 150 empresas industriais, principalmente fabricantes de produtos metálicos e químicos.	As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V e Zn
JI <i>et al.</i> (2018)	Área do rio Yongding no distrito de Mentougou, uma importante região mineradora de carvão para Pequim (China).	Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn
ZHANG <i>et al.</i> (2018)	Fábrica de baterias de chumbo e ácido em desuso (China).	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn
LIU <i>et al.</i> (2020)	Solo contaminado localizado em uma antiga indústria química de cloro e álcalis em Xi'na (China).	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb e Zn
RADOMIROVIĆ <i>et al.</i> (2020)	Antiga indústria de tintas, localizada em Belgrado (Sérvia).	Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb e Zn
CUI <i>et al.</i> (2021)	Antiga área industrial do Grupo Jinan Iron & Steel na Província de Shandong (China)	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn

O trabalho de DI SANTE *et al.* (2009) apresentou um estudo de caso em uma planta industrial em desuso. No local, por mais de 80 anos, foram fabricados eletrodos de grafite e carvão amorfo, utilizando matérias-primas como antracito e piche. A área foi considerada contaminada com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos [PAHs], hidrocarbonetos pesados e bifenilos policlorados [PCBs]. As fontes identificadas dos contaminantes foram derrames acidentais de um tanque subterrâneo e resíduos enterrados para os hidrocarbonetos, além de

vazamentos de PCBs de transformadores na central elétrica. Conforme apresentado por DI SANTE et al. (2009), o Código Ambiental da Itália (DL 152/2006) define as concentrações limite de contaminantes para vários poluentes, variando conforme o uso do local (e.g., industrial ou residencial). Nesse contexto, uma avaliação de risco é necessária quando esses valores são excedidos e o local pode ser considerado como contaminado e passar por um programa de remediação. Além disso, os autores também apresentaram que a Agência Reguladora Nacional Italiana fornece diretrizes específicas para análises de risco.

Por outro lado, ALBANESE et al. (2010) avaliaram o risco para o *brownfield* de Bagnoli, uma das maiores áreas industriais abandonadas da Itália em processo de remediação financiada pelo governo italiano, na cidade de Nápoles (sul da Itália). As principais fontes de contaminantes foram a escória e o material de aterro. As análises mostraram que a área estava fortemente contaminada por metais cuja distribuição apresentou relação com o tamanho do grão dos sedimentos do mar e pela presença de compostos orgânicos (e.g., PAHs e PCBs), que estavam bem acima dos valores permitidos pela lei italiana.

RIBÉ et al. (2012) avaliaram uma área de uma antiga indústria metalúrgica e de tratamento de superfícies em Eskilstuna, Suécia. Após a amostragem, os autores identificaram que o padrão de contaminação esteve dentro do esperado, sendo que a área planejada para ser remediada apresentou concentrações maiores de metais em relação à área de referência. Conforme apresentado por RIBÉ et al. (2012), a Agência de Proteção Ambiental da Suécia apresenta um modelo para calcular os valores orientadores para solos contaminados, podendo utilizar um programa de cálculo específico do local. Dessa forma, as avaliações de risco se tornam mais precisas e menos genéricas.

QIAN et al. (2017) avaliaram amostras de solo em 22 locais no Liberty State Park, em Nova Jersey, região metropolitana de Nova York, Estados Unidos, uma das regiões de maior densidade populacional do mundo. De acordo com os autores, a área passou por um levantamento do solo que indicou altos níveis de metais, o que demandou a atuação de projetos de mitigação, como a cobertura limpa do solo e isolamento asfáltico. Porém, a área avaliada está próxima a uma área residencial e acessível à biota, apresentando riscos à saúde humana e ecológicos. Os autores identificaram variação espacial significativa entre as concentrações de metais no solo, incluindo Cu, Pb, Zn, As, Cr e Hg.

GUAN et al. (2018) estudaram uma área industrial típica localizada a sudeste de Tianjin, que é a maior cidade industrial do norte da China. A área engloba mais de 150 empresas industriais e parques industriais, principalmente envolvidos na fabricação de produtos metálicos e químicos. O local é próximo de áreas residenciais (a leste) e agrícolas (a oeste). No entanto,

empreendimentos industriais e parques estão espalhados por toda a área de estudo, o que pode agravar o nível de risco do solo e complicar a situação de risco na área de estudo. Para isso, os autores fizeram monitoramento de As, Cd, Cr, Ni, Cu, Zn, Hg, Pb, Co e V.

JI et al. (2018) avaliaram uma área próxima ao rio Yongding no distrito de Mentougou, uma importante região mineradora de carvão para Pequim (China). No local, predominam minas de carvão fechadas, mas os impactos ambientais ainda são observados em reservatórios e rios da região, especialmente pelas inundações e fluxos de detritos. Nesse estudo, foram feitas coletas de amostras de água e sedimentos dos rios em locais próximos às minas desativadas. As concentrações de metais pesados nos sedimentos apresentaram ordem decrescente de $Mn > Zn > Cr > Ni > Pb > Cu$. Os autores indicaram que a distribuição de metais pesados em sedimentos está relacionada não apenas ao tamanho das partículas (acumulando principalmente nas frações finas < 4 , $4-8$ e $8-16 \mu m$), mas também à composição mineral, matéria orgânica, teor de COT, propriedades magnéticas, formas químicas e fontes de metais pesados, níveis de poluição e outros fatores físicos e químicos.

ZHANG et al. (2018) avaliaram a poluição do solo em uma fábrica de baterias de chumbo-ácido em desuso (desativada em 2011) na região suburbana sudeste da cidade de Suzhou, província de Jiangsu (China). Os autores coletaram 51 amostras para investigar a distribuição espacial dos contaminantes. Dentre os metais estudados (i.e., As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn), os autores identificaram que Pb e Zn ainda são emitidos do solo do local contaminado e que Cd e As são provenientes da atividade agrícola. Os demais metais estiveram dentro dos valores de referência e não indicaram contribuição antropogênica.

RADOMIROVIĆ et al. (2020) analisaram amostras de solo do local da antiga maior fábrica de tintas e vernizes na ex-Iugoslávia foram analisadas para o As e oito metais potencialmente tóxicos (Pb, Cd, Zn, Cr, Ni, Cu, Fe e Hg). A análise multivariada mostrou fortes correlações entre Pb e Zn; e uma correlação moderada entre Cu e Ni. Não houve correlação entre os metais potencialmente tóxicos e nenhum dos parâmetros de propriedades do solo analisados. A modelagem de receptor de fatoração de matriz positiva identificou Zn e Pb provenientes do tráfego de veículos. As emissões de produtos químicos industriais contribuíram para as contribuições do As, enquanto a maioria dos metais potencialmente tóxicos foi atribuído à variação natural. O enxofre foi resultado de atividades anteriores na instalação de pintura.

Por outro lado, LIU et al., 2020 analisaram a concentração de metais (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Hg e As) em um *brownfield* de uma antiga indústria química de cloro e álcalis de Xi'na (China). Os resultados mostraram que as concentrações de Hg, Pb e Zn nas áreas de pesquisa eram maiores do que os valores de referência do solo. De acordo com os resultados da avaliação,

a contaminação de Hg, Pb e Zn foi relativamente severa, especialmente Hg, que apresenta forte toxicidade biológica e bioacumulação, além de potencial risco carcinogênico. A poluição por Pb no solo urbano vem principalmente dos produtos da combustão de combustíveis fósseis.

CUI et al. (2021) avaliaram uma antiga área industrial do Grupo Jinan Iron & Steel na província de Shandong (China). Ao todo, foram coletadas 16 amostras para investigação do solo superficial e migração dos contaminantes (i.e., Cu, Pb, Zn, Cd, Cr e Ni). As atividades de processamento químico/coque foram os principais fatores que levaram ao enriquecimento de metais nos solos. A fase geoquímica dominante de Cu, Zn e Pb nos solos foi a residual com correlação positiva entre as concentrações e a profundidade do solo.

6.3. Metodologias de Avaliação de Risco Ecológico aplicadas

Diferentes metodologias de avaliação de risco foram utilizadas pelos autores dos artigos selecionados, conforme apresentado na Tabela 4. As metodologias mais aplicadas foram RI (n = 6) e Igeo (n = 5), seguidas de Er (n = 4), Cf (n = 3), PLI (n = 3), HI (n = 2), EF (n = 1), HQ (n = 1), RCE (n = 1) e PN (n = 1). Dentre os artigos selecionados, o método Tríade foi utilizado apenas por RIBÉ et al. (2012) para ARE, considerando o risco integrado a partir das LEQ, LET e LEE. A ARE confirmou o risco ambiental da amostra mais contaminada e mostrou que o efeito tóxico foi provavelmente causado por altas concentrações de metais. Para as amostras de solo, os autores avaliaram o kit *Ostracodtoxkit®* (ostracode *Heterocypris incongruens*), além de testes de germinação com sementes de *Raphanus sativus* (rabanete) e *Trifolium repens* (trevo branco). Os bioensaios com *R. sativus* não mostraram interferência na germinação de sementes nas amostras contaminadas. Porém, a germinação de *T. repens* sofreu interferência em solos contaminados em relação ao *background*. Para o lixiviado, foi utilizado o kit Microtox® (bactéria *Vibrio fischeri*) e apenas uma das amostras contaminadas apresentou toxicidade (i.e., resposta tóxica leve). Dessa forma, a partir da integração das linhas de evidência, os autores identificaram que o risco final é inaceitável em todos os três pontos de amostragem. Além disso, os autores indicaram a necessidade de desenvolvimento de métodos mais simples, padronizados e com melhor custo-benefício para análises de campo.

Tabela 4 – Metodologia de avaliação de risco aplicada pelos estudos selecionados na revisão sistemática com foco em Avaliação de Risco Ecológico e *brownfields*.

Referência	Metodologia aplicada
DI SANTE et al. (2009)	HI
ALBANESE et al. (2010)	HQ
RIBÉ et al. (2012)	Triade
QIAN et al. (2017)	Igeo, Cf, Er e RI
GUAN et al. (2018)	Er, RI e RCE
JI et al. (2018)	Igeo, Cf e PLI
ZHANG et al. (2018)	PLI, RI, Er e HI
LIU et al. (2020)	PI, CPI, Igeo, Cf, Er, RI
RADOMIROVIĆ et al. (2020)	EF, Igeo, PLI, RI
CUI et al. (2021)	PN, Igeo, RI

DI SANTE et al. (2009) avaliaram um local com três níveis topográficos diferentes e, assim, a caracterização, o modelo conceitual e a avaliação de risco foram feitos de forma separada para cada área. Os autores apresentaram um modelo conceitual para a área de estudo, o que contribuiu para o desenvolvimento de uma avaliação de risco mais adequada. Nesse caso, os autores consideraram os corpos hídricos subterrâneos e um rio próximo ao local como potenciais receptores dos contaminantes. A ARE foi aplicada para águas subterrâneas e superficiais, além da ARSH, conforme exigido pela Legislação Italiana. Para a avaliação de risco, foram feitos testes de lixiviação para determinar o coeficiente de partição solo-água específico do local. Para o cálculo dos riscos ambientais considerando os valores residenciais e industriais, os autores aplicaram a metodologia HI, conforme apresentado na Equação 11. Os autores utilizaram o *software* RISC[®] (*Risk Integrate Software for Clean-ups* ver. 4.05), que permite prever as concentrações de águas subterrâneas em função do tempo até 100 anos. Dessa forma, considerando o cenário residencial, esse estudo não identificou risco de contaminação nesse prazo avaliado para o aquífero superior, enquanto a concentração de hidrocarbonetos pesados ultrapassaria o limite após 17 anos no aquífero inferior. Além disso, para benzo(a)pireno, o risco se tornaria inaceitável após 80 anos. Para o cenário industrial, os cálculos não mostraram risco para as águas subterrâneas e superficiais na área de estudo.

Outras abordagens foram utilizadas, como a identificação do coeficiente de risco das concentrações dos contaminantes estudados em relação aos valores orientadores da legislação local. O estudo de ALBANESE et al. (2010) aplicou o HQ, considerando a concentração máxima de poluente medida dividida por um valor de referência selecionado representando a "concentração sem efeito" prevista. Os contaminantes avaliados foram As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, PAHs e PCBs em sedimentos do fundo do mar (0 –20 profundidade de amostragem). Os

resultados mostraram que os sedimentos marinhos costeiros foram caracterizados por $HQ > 1$, incluindo valores muito altos (e.g., 14.737 e 1.666 para PAHs e PCBs, respectivamente).

No estudo de QIAN et al. (2017), o Igeo mostrou que os níveis de enriquecimento de metais seguiram uma ordem de $Cu > Pb > Zn > As > Cr > Hg$, enquanto o E_r^I indicou que os metais estavam na ordem de $Cu > Pb > As > Hg > Zn > Cr$. Entre esses 22 locais, essa investigação identificou 9 locais com risco ecológico moderado, 3 locais com risco ecológico considerável e 4 locais com alto risco ecológico de acordo com o índice RI . Esse estudo mostrou que as abordagens estatísticas combinadas com um índice de avaliação de risco fornecem uma interpretação mais abrangente da contaminação da terra do que uma única abordagem em apoio ao planejamento do redesenvolvimento do terreno.

A área industrial estudada por GUAN et al. (2018) apresentou resultados diferentes para a distribuição espacial dos riscos ecológicos e sociais abrangentes. As áreas de alto risco de risco ecológico abrangente do solo na área de estudo eram principalmente terras agrícolas e reservas naturais. As áreas habitadas e as zonas industriais foram menos afetadas pelo risco ecológico abrangente do solo. Os autores concluíram que a avaliação da vulnerabilidade dos receptores de risco (i.e., VE) forneceu um complemento adequado para a avaliação do risco de poluição do solo. Entretanto, esse estudo indicou a necessidade de compreender melhor as fontes de contaminação para estabelecer um modelo conceitual que defina os receptores e as fontes de risco.

Ji et al. (2018) indicaram que os valores de PLI de sedimentos em três locais no rio Yongding mostraram poluição moderada devido a Cr, Cu, Mn, Ni, Pb e Zn. De acordo com o RAC, se as frações dos sedimentos estiverem abaixo de 1%, não há risco significativo para o sistema aquático. Contudo, os autores destacaram que esse método não envolve as concentrações totais de metais potencialmente tóxicos. Os resultados do Igeo mostraram que diferentes frações de tamanho de partículas de sedimentos do rio Yongding geralmente pertencem a áreas não contaminadas. Dentre os metais deste estudo, o Pb apresenta o maior grau de contaminação. Em geral, os resultados da avaliação de metais em poros e sedimentos demonstram que a poluição por Pb nos sedimentos é grave e que Mn, Ni e Pb podem causar efeitos biológicos adversos. Portanto, estratégias de recuperação dessas áreas de mineração devem ser propostas para evitar fontes de contaminação após a desativação das minas.

ZHANG et al. (2018) obtiveram PLI de metais em todas as amostras variando entre 1,4 e 2,05, o que sugere que as amostras de solo ao redor do *brownfield* são levemente poluídas a moderadamente poluídas. Para o cálculo de E_r , os sete elementos avaliados seguiram a ordem de $As > Cd > Pb > Ni > Cu > Zn > Cr$, com valor máximo de 15,5 para As. Os valores de RI de

toda a área de estudo variam de 28 a 41 (<150), indicando risco ecológico leve em toda a área. Essas avaliações sugerem a necessidade de ações imediatas de remediação de áreas abandonadas e redução da quantidade de uso de fertilizantes químicos e pesticidas nas áreas agrícolas. A área de estudo está carregada em um nível de risco ecológico leve, mas ainda existe um nível de PLI moderadamente poluído na área. Entretanto, os autores indicaram que um risco cumulativo excessivo pode decorrer da potencial bioconcentração e a toxicidade dos metais.

Apenas moderada poluição do solo por Pb e Zn foi encontrada no estudo de RADOMIROVIĆ et al. (2020), sendo que os valores de Igeo mostraram um solo moderadamente poluído com esses metais. Entretanto, embora estiveram presentes em concentrações muito baixas, esses contaminantes são de grande preocupação devido à sua alta toxicidade. Em geral, risco ecológico moderado foi estimado para a maioria das amostras de solo, exceto para um pequeno número de amostras de alto risco. Portanto, o principal risco ecológico da contaminação por metais não esteve relacionado ao processo tecnológico de produção das tintas, mas sim a outras atividades do local que depositam metais potencialmente tóxicos no solo.

Através do método do IP e do método do Igeo, LIU et al. (2020) classificaram um total de 26 pontos amostrais em diferentes áreas em diferentes graus de poluição. Os resultados do IP indicaram que 34,6% dos pontos de amostragem estavam fortemente poluídos. Os valores médios de Igeo para um único metal pesado foram arranjados na ordem de Hg > Zn > Pb. Portanto, a poluição do Hg foi relativamente séria e extensa, principalmente devido à poluição histórica produzida pelas fábricas de produtos químicos. A poluição de Pb em cada ponto era bem diferente, principalmente influenciada por atividades relacionadas a automóveis. Assim, o risco ecológico foi originado principalmente pela produção industrial anterior e demais atividades humanas.

6.4. Estratégias de recuperação dos *brownfields* estudados

Os resultados da ARE podem contribuir com a determinação das estratégias de recuperação e remediação de uma área contaminada. Entretanto, destaca-se que a ARSH ainda é a prioridade para a GAC no contexto de *brownfields* em ambientes urbanos. No estudo de DI SANTE et al. (2009), por exemplo, o cenário futuro de reutilização do *brownfield* avaliado ainda não foi definido e, conseqüentemente, os resultados da ARE podem contribuir para o programa de remediação. Diante dos objetivos de identificar as principais vias de exposição e o risco do local, os autores indicaram a escolha da tecnologia de remediação. Nesse sentido, os

autores propuseram uma ação simples de remediação que consiste na substituição do solo superior (1 m) por solo não contaminado, além da implementação de uma barreira aos vapores. Como o local de estudo está localizado em uma região central de uma cidade de médio porte da Itália, os autores apresentaram que a revitalização econômica e urbana desse *brownfield* é necessária.

Diante dos valores elevados de HQ obtidos, ALBANESE et al. (2010) indicaram a necessidade de planejar um projeto de remediação para HPAs e PCBs nos sedimentos marinhos. Os autores indicaram que a área é comumente utilizada como balneário, especialmente nos meses de verão e a população pode estar exposta aos contaminantes. Dessa forma, a área deveria ser interditada até que seja concluída a sua recuperação. Os autores indicaram que uma solução seria a remoção do sedimento contaminado do fundo do mar até uma profundidade de 2 m (totalizando aproximadamente 1.660.000 m³ de material). Entretanto, esse sedimento deveria ser remediado ou armazenado em um depósito de resíduos perigosos. Porém, os autores não apresentaram se essa alternativa seria economicamente viável.

QIAN et al. (2017) indicaram estratégias de remediação com base nos resultados da ARE desenvolvida. Na área com baixo risco ecológico, foi recomendada a atenuação natural monitorada. Na área com nível de contaminação moderado, os metais (e.g., Cu, Cr, Pb e Zn) podem ser imobilizados no solo através da fitorremediação para controlar as concentrações abaixo dos critérios de qualidade para a área de estudo. No local de maior risco ecológico e à saúde humana, foi recomendado o capeamento do solo e monitoramento da contaminação das águas subterrâneas, lavagem do solo após a escavação e recuperação do solo. Entretanto, os autores indicaram que há necessidade de informações mais detalhadas, como nível de contaminação das águas subterrâneas e textura do solo para aplicação de abordagens de remediação mais específicas.

CUI et al. (2021) indicaram que Hg apresentou maior biodisponibilidade em comparação com os outros metais devido a uma maior proporção da fração biodisponível. Os índices PN, Igeo e RI mostraram que a maioria dos metais indicava que a área estava levemente contaminada, enquanto o Hg tinha o maior potencial para riscos ecológicos. Por fim, os autores recomendaram que houvesse a continuidade do monitoramento da qualidade do solo deste complexo industrial para que as alterações possam ser observadas. Além disso, também é recomendado a empresa avaliada trabalhe em conjunto com outras partes interessadas (e.g., governos locais, organizações não governamentais locais e comunidade) para buscar possíveis caminhos de mitigação e para que os potenciais riscos de contaminação por metais possam ser mitigados.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante da revisão sistemática desenvolvida, foi possível identificar que a área de estudo referente à aplicação de ARE em *brownfields* ainda precisa de novas pesquisas. Dentre os dez estudos avaliados, a maioria (n = 9) investigou o risco ecológico de áreas contaminadas predominantemente por metais. Entretanto, vale ressaltar que os ambientes urbanos, especialmente aqueles localizados em *brownfields*, apresentam uma diversidade de contaminantes. Dependendo das atividades que existiam no local, outros contaminantes podem ser de interesse para o estudo do risco ecológico. Por exemplo, um posto de gasolina desativado deve se preocupar com hidrocarbonetos (e.g., Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xileno). Um dos maiores desafios encontrados foi a diversidade de metodologias que são adotadas por diversos autores para a interpretação dos resultados apresentados e para o cálculo do risco. Em geral, a maioria das pesquisas identificou o potencial risco ecológico por meio de estimativas e índices. A metodologia Tríade, por exemplo, que é recomendada para uma análise integrada por linhas de evidência, foi estudada por apenas um dos artigos recuperados. Além disso, é importante que as metodologias sejam adaptadas para o local de estudo, bem como para as condições ambientais. Por exemplo, na metodologia da Tríade, espécies nativas podem ser utilizadas para maior representatividade das LET e LEE. Entretanto, apenas o estudo que aplicou a Tríade avaliou o risco ecotoxicológico das amostras por meio de bioensaios. No Brasil, apenas um estudo de ARE foi identificado, apesar de não ter sido relacionado a *brownfields*, o que indica a necessidade de desenvolvimento dessa metodologia no país. Além disso, a padronização das metodologias pode contribuir para aspectos legais de identificação de áreas contaminadas no processo de investigação detalhada. Assim, as metas de remediação nas etapas subsequentes podem ser mais objetivas e específicas para a área de estudo, conforme os usos pretendidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBANESE, S. et al. Geochemical baselines and risk assessment of the Bagnoli brownfield site coastal sea sediments (Naples, Italy). **Journal of Geochemical Exploration**, v. 105, n. 1–2, p. 19–33, 1 abr. 2010.

ALKER, S. et al. The Definition of Brownfield. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 43, n. 1, p. 49–69, jan. 2010.

ANDERSON, R. H.; PRUES, A. G.; KRAVITZ, M. J. Determination of the biologically relevant sampling depth for terrestrial ecological risk assessments. **Geoderma**, p. 336–339, 15 jan. 2010.

ARIENZO, M. et al. Sediment contamination by heavy metals and ecological risk assessment: The case of Gulf of Pozzuoli, Naples, Italy. **Marine Pollution Bulletin**, v. 155, p. 111149, 1 jun. 2020.

BONAMANO, S. et al. Trace-metal Distribution and Ecological Risk Assessment in Sediments of a Sheltered Coastal Area (gulf of Gaeta, Central-eastern Tyrrhenian Sea, Italy) in Relation to Hydrodynamic Conditions. **Mediterranean Marine Science**, v. 22, n. 2, p. 372–384, 2021.

BONANO, E. J. et al. Application of risk assessment and decision analysis to the evaluation, ranking and selection of environmental remediation alternatives. **Journal of Hazardous Materials**, v. 71, n. 1–3, p. 35–57, 7 jan. 2000.

BONE, J. et al. Soil quality assessment under emerging regulatory requirements. **Environment International**, v. 36, n. 6, p. 609–622, 1 ago. 2010.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 420, de 30 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substân. 2009.

BURGER, J. Use of Ecological Risk Data in the Development of Visions, Conceptual Site Models and Maps for Department of Energy Lands: Ensuring Sustainability of Protecting Human and Ecological Health. **Journal of Environmental Planning and Management**, v.

48, n. 5, p. 691–707, set. 2007.

CACHADA, A. et al. Risk assessment of urban soils contamination: The particular case of polycyclic aromatic hydrocarbons. **Science of The Total Environment**, v. 551–552, p. 271–284, 1 maio 2016.

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, 15 dez. 2016.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Decisão de Diretoria nº 038/2017. p. 65, 2017.

CLARINET. Contaminated land rehabilitation network for environmental technologies. In: Brownfields and redevelopment of urban areas. Federal Environment Agency, Austria. 2002.

CUI, X. et al. Distribution, speciation and ecological risk assessment of heavy metals in Jinan Iron & Steel Group soils from China. **Journal of Cleaner Production**, v. 295, p. 126504, 1 maio 2021.

DI SANTE, M.; MAZZIERI, F.; PASQUALINI, E. Assessment of the sanitary and environmental risks posed by a contaminated industrial site. **Journal of Hazardous Materials**, v. 171, n. 1–3, p. 524–534, 15 nov. 2009.

GUAN, Y. et al. Analysis of soil risk characteristics by comprehensive assessment in an industrial area of China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 32, p. 32257–32268, 1 nov. 2018.

HAKANSON, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. **Water Research**, v. 14, n. 8, p. 975–1001, 1 jan. 1980.

JENSEN, J.; MESMAN, M. Ecological risk assessment of contaminated land - Decision support for site specific investigations. p. 138, 2006.

Ji, H. et al. Distribution and risk assessment of heavy metals in overlying water, porewater, and sediments of Yongding River in a coal mine brownfield. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 2, p. 624–639, 1 fev. 2018.

LIU, S.; WANG, L.; GUO, C. Heavy metal pollution and ecological risk assessment in

brownfield soil from Xi'an, China: An integrated analysis of man-land interrelations. **PLOS ONE**, v. 15, n. 11, p. e0241398, 1 nov. 2020.

MENGIST, W.; SOROMESSA, T.; LEGESE, G. Method for conducting systematic literature review and meta-analysis for environmental science research. **MethodsX**, v. 7, p. 100777, 1 jan. 2020.

MOHD ISHA, N. S. et al. Geochemical and mineralogical assessment of sedimentary limestone mine waste and potential for mineral carbonation. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 43, n. 5, p. 2065–2080, 1 maio 2021.

MOHER, D. et al. Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses: The PRISMA Statement. **PLoS Medicine**, v. 6, n. 7, p. e1000097, 21 jul. 2009.

NAZ, A. et al. Potential human health hazard due to bioavailable heavy metal exposure via consumption of plants with ethnobotanical usage at the largest chromite mine of India. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 42, n. 12, p. 4213–4231, 1 dez. 2020.

PAGLIARINI, É. C.; OLIVEIRA, V. B. D. M.; ESPINDOLA, E. L. G. Aplicação da análise de risco ecológico (ARE) para avaliação de impactos em ecossistemas aquáticos naturais. **Ambiente e Sociedade**, v. 22, 2019.

QIAN, Y. et al. Risk assessment and interpretation of heavy metal contaminated soils on an urban brownfield site in New York metropolitan area. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 30, p. 23549–23558, 2017.

RADOMIROVIĆ, M. et al. Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Soil at a Former Painting Industry Facility. **Frontiers in Environmental Science**, v. 8, p. 177, 25 set. 2020.

REN, W. et al. Reconsidering brownfield redevelopment strategy in China's old industrial zone: a health risk assessment of heavy metal contamination. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 4, p. 2765–2775, 1 fev. 2015.

RIBÉ, V. et al. Applying the Triad method in a risk assessment of a former surface treatment and metal industry site. **Journal of Hazardous Materials**, v. 207–208, p. 15–20, 15 mar. 2012.

SHI, C. et al. The distribution and risk of mercury in Shenzhen mangroves, representative

urban mangroves affected by human activities in China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, p. 110866, 1 fev. 2020.

SP. São Paulo. Decreto nº 59.263. Diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas. 2013.

SUTER, G. W. Developing Conceptual Models for Complex Ecological Risk Assessments. **Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal**, v. 5, n. 2, p. 375–396, 2010.

TRIFUOGGI, M. et al. Spatial distribution of trace elements in surface sediments of Hooghly (Ganges) river estuary in West Bengal, India. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1–14, 31 ago. 2021.

WANG, H. et al. Characterization and risk assessment of metals in surface sediments and riparian zone soils of Liaohe River, China. **Applied Geochemistry**, v. 134, p. 105104, 1 nov. 2021.

XIE, S. et al. Two-step calculation method to enable the ecological and human health risk assessment of remediated soil treated through thermal curing. **Soil Ecology Letters** 2021 3:3, v. 3, n. 3, p. 266–278, 22 jun. 2021.

ZHANG, Y. et al. A systemic ecological risk assessment based on spatial distribution and source apportionment in the abandoned lead acid battery plant zone, China. **Journal of hazardous materials**, v. 354, p. 170–179, 15 jul. 2018.

ZHENG, X. J. et al. Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in the Vicinity of Tungsten Mining Areas, Southern Jiangxi Province. **Soil and Sediment Contamination: An International Journal**, v. 29, n. 6, p. 665–679, 17 ago. 2020.