

Filipe Viezzer da Silva

**AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO EM SOLOS:  
METODOLOGIAS UTILIZADAS EM ESTUDOS DE CASO E  
LIMITAÇÕES PARA SUA APLICAÇÃO EM ÁREAS  
CONTAMINADAS NO BRASIL**

Dissertação submetida ao Programa de  
Pós-Graduação em Engenharia  
Ambiental da Universidade Federal de  
Santa Catarina para a obtenção do  
Grau de Mestre em Engenharia  
Ambiental  
Orientador: Prof. Dr. Henry Xavier  
Corseuil  
Coorientadoras: Dr.<sup>a</sup> Débora Toledo  
Ramos e Dr.<sup>a</sup> Cristina Cardoso Nunes

Florianópolis  
2018

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,  
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Silva, Filipe Viezzer da  
Avaliação de risco ecológico em solos : Avaliação  
de risco ecológico em solos / Filipe Viezzer da  
Silva ; orientador, Henry Xavier Corseuil ,  
coorientadora, Débora Toledo Ramos, coorientadora,  
Cristina Cardoso Nunes, 2018.  
136 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de  
Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós  
Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis,  
2018.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Solos contaminados.  
3. Avaliação de risco ecológico. 4. ERAGS. 5. Tríade.  
I. , Henry Xavier Corseuil. II. Ramos, Débora  
Toledo. III. Nunes, Cristina Cardoso IV.  
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de  
Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. V. Título.



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



**“AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO EM SOLOS: METODOLOGIAS  
UTILIZADAS EM ESTUDOS DE CASO E LIMITAÇÕES PARA SUA  
APLICAÇÃO EM ÁREAS CONTAMINADAS NO BRASIL”**

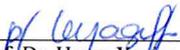
**FILIFE VIEZZER DA SILVA**

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

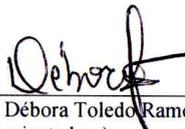
**MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

na Área de Engenharia Ambiental.

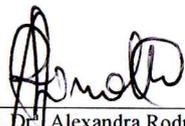
Aprovado por:

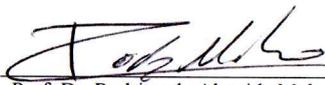
  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Henry Xavier Corseuil  
(Orientador)

  
\_\_\_\_\_  
Dr.ª Cristina Cardoso Nunes  
(Coorientadora)

  
\_\_\_\_\_  
Dr.ª Débora Toledo Ramos  
(Coorientadora)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr.ª Julia Carina Niemeyer  
(videoconferência)

  
\_\_\_\_\_  
Prof.ª Dr.ª Alexandra Rodrigues Finotti

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Rodrigo de Almeida Mohedano

  
\_\_\_\_\_  
Prof.ª Dr.ª Maria Eliza Nagel Hassemer  
(Coordenadora)

FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL  
DEZEMBRO/2018



## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço a todos os colegas do REMA pelo companheirismo e colaboração.

Agradeço às minhas coorientadoras Débora Toledo Ramos e Cristina Cardoso Nunes pela compreensão, empatia, orientação e comprometimento, sem o qual esse trabalho não teria sido concluído.

Agradeço à Patricia Kazue Uda, minha companheira, pelo amor, apoio, orientação e incentivo a continuar com esta pesquisa.

Agradeço a todos os meus familiares que, mesmo indiretamente, me ajudaram na minha jornada acadêmica e sempre estiveram dispostos a me apoiar e confortar.

Agradeço à CAPES pela bolsa de estudos recebida.



## RESUMO

A constante ameaça aos serviços ecossistêmicos imposta por atividades antrópicas vem sendo combatida por meio de políticas de gerenciamento de áreas contaminadas. A avaliação de risco ecológico (ARE) tem sido a principal ferramenta de gerenciamento ambiental destas áreas, com destaque para as abordagens internacionais ERAGS e Tríade. No Brasil, a CONAMA 420/2009 prevê a utilização da ARE, e, atualmente, somente as normas estaduais DD 38/2017 (CETESB) e IN 74/2018 (IMA) possuem diretrizes gerais para sua execução. Este trabalho teve como objetivo principal analisar e avaliar os principais aspectos e incertezas associados à aplicação de metodologias de ARE, ERAGS e Tríade, e suas limitações para utilização no Brasil, considerando o compartimento solo. Para tanto, foram avaliados 42 estudos de caso de AREs em solos contaminados, que utilizaram as abordagens ERAGS (27) e Tríade (15). Os resultados indicaram que a abordagem ERAGS focou na proteção de receptores potencialmente afetados pela contaminação e, a Tríade, na proteção dos serviços ecossistêmicos providos pela biota do solo e sua estrutura. Os contaminantes comumente avaliados foram metais, hidrocarbonetos poliaromáticos e halogenados. Os estudos ERAGS utilizaram predominantemente a linha de evidência (LoE) química (85% dos casos) e, na Tríade, todos os estudos utilizaram a combinação das três LoEs. Para a análise de incertezas, os estudos ERAGS apresentaram apenas uma análise qualitativa, enquanto que nos estudos Tríade a incerteza foi representada quantitativamente pelo parâmetro desvio no resultado do risco integrado. Foi constatado que o uso de múltiplas LoEs pode minimizar as incertezas associadas à conclusão do risco. Em relação ao panorama nacional, observou-se que até o momento há pouco detalhamento nas diretrizes estaduais, escassez de infraestrutura laboratorial capacitada para execução dos testes e a necessidade de uma norma nacional para detalhar e viabilizar a execução da ARE no Brasil, a fim de efetivamente promover a proteção dos serviços ecossistêmicos. Assim, conclui-se que a efetiva execução de AREs em solo contaminado no contexto brasileiro dependerá de desenvolvimento científico, de instruções normativas detalhadas e da expansão da infraestrutura laboratorial no país.

**Palavras-chave:** Solos contaminados. Avaliação de risco ecológico. ERAGS. Tríade.



## ABSTRACT

The ever-increasing threats to ecosystem services posed by anthropogenic activities have been managed by contaminated-sites policies. Ecological risk assessment (ERA) has been extensively used for the environmental management of contaminated sites, especially through the international approaches - ERAGS and Triad. In Brazil, CONAMA 420/2009 suggests the use of ERA, but only the state norms DD 38/2017 (CETESB) and IN 74/2018 (IMA-SC) present guidelines for its execution. This work aimed to analyze and assess the main aspects and uncertainties of the ERA international guidelines (ERAGS and Triad) and the associated limitations to apply them in Brazil, regarding the soil compartment. To meet this purpose, 42 cases of study that applied ERAGS (27) and Triad (15) approaches for ERA of contaminated soils were assessed. Results indicated that ERAGS focused on the protection of potentially affected receptors whilst Triad aimed at the protection of ecosystem services. The most frequently monitored contaminants corresponded to metals, polyaromatic and halogenated hydrocarbons. ERAGS approaches predominantly (85% of the cases) used the chemical line of evidence (LoE) and Triad approaches applied the combination of 3 different LoEs (chemical, ecotoxicological and ecological). While ERAGS presented a qualitative analysis of uncertainties, the deviation of the integrated risk was displayed as a quantitative measure of uncertainties in Triad approaches. Results suggest that the use of multiples LoE can minimize the uncertainties relative to the conclusion of risk. Overall, the current limitations associated to the national panorama pointed to the relatively shallow state guidelines, the lack of laboratory infrastructure to perform the tests commonly requested by ERA, which underlines the need for a national standard guideline that can thoroughly describe the ERA procedures to enable its execution and thereby, effectively promote the protection of ecosystem services. Therefore, the effective execution of contaminated soils ERA in Brazil will depend on the scientific development, preparation of accurate and detailed guidelines and the enlargement of laboratory infrastructure throughout the country.

**Keywords:** Contaminated soils. Ecological risk assessment. ERAGS. Triad.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma das principais etapas e atividades do gerenciamento de áreas contaminadas. ....	29
Figura 2 - Distribuição das áreas contaminadas no Brasil nas regiões Norte (marrom escuro), Nordeste (marrom claro), Centro-Oeste (laranja escuro), Sudeste (laranja claro) e Sul (bege). ....	31
Figura 3 - Estrutura para avaliação de risco ecológico. ....	34
Figura 4 - :Exemplo de modelo conceitual de ARE terrestre considerando o solo como fonte. ....	35
Figura 5 - Organismos edáficos, seus números aproximados e suas atividades ecologicamente importantes. ....	43
Figura 6 - Estrutura da avaliação de risco ecológico para áreas do Programa Superfundo. ....	45
Figura 7 - Esquema de determinação da urgência de remediação. ....	51
Figura 8 – Fluxograma metodológico da dissertação. ....	58
Figura 9 – Receptores avaliados nos estudos ERAGS. ....	68
Figura 10 – Uso do solo pretendido avaliados nos estudos Tríade. ....	69
Figura 11 – Substâncias químicas de interesse (SQIs) nos estudos ERAGS. ....	70
Figura 12 - Atividades poluidoras nos estudos ERAGS. ....	70
Figura 13 - Determinantes de risco nos estudos ERAGS. ....	71
Figura 14 - Substâncias químicas de interesse (SQIs) nos estudos Tríade. ....	72
Figura 15 - Atividades poluidoras nos estudos Tríade. ....	72
Figura 16 - LoEs nos estudos ERAGS. ....	74
Figura 17 - Resultados do risco para estudos ERAGS. ....	76
Figura 18 - Resultado do risco para estudos Tríade. ....	79
Figura 19 - Classificação da incerteza nos resultados do risco nos estudos ERAGS. ....	81
Figura 20 - Classificação da incerteza nos resultados do risco nos estudos Tríade. ....	82
Figura 21 - Formas de estimativa da exposição nos estudos ERAGS. ...	83
Figura 22 - Formas de avaliação da exposição nos estudos Tríade. ....	84
Figura 23 - Bioensaios utilizados nos estudos ERAGS. ....	85
Figura 24 - Bioensaios e biomarcadores utilizados nos estudos Tríade. ....	87
Figura 25 - Levantamentos ecológicos dos estudos ERAGS. ....	89
Figura 26 - Levantamentos ecológicos dos estudos Tríade. ....	91
Figura 27 - Relação entre valores orientadores, risco potencial e ações para prevenção e controle da qualidade do solo. ....	93



## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Tipos e fontes de dados de efeitos usados em AREs. ....	37
Quadro 2 - Serviços ecossistêmicos fornecidos pelo solo e as funções do solo que contribuem para esses serviços. ....	41
Quadro 3 - Parâmetros de estimativa de exposição e hipóteses conservadoras. ....	46
Quadro 4 – Informações fornecidas por diferentes respostas da Tríade.	56
Quadro 5 - Estudos de caso utilizados para a abordagem ERAGS, discriminando a área procedente, atividade poluidora e sua respectiva referência bibliográfica.....	59
Quadro 6 - Estudos de caso utilizados para a abordagem Tríade. ....	62
Quadro 7 - Conformidade das abordagens ERAGS e Tríade aos requisitos da DD 38 (CETESB, 2017) e IN 74 (IMA, 2018). ....	97
Quadro 8 - Relação dos principais testes das linhas de evidência ecotoxicológica e ecológica segundo estudos das abordagens ERAGS e Tríade, e suas respectivas normas técnicas e protocolos de execução.	100
Quadro 9 - Instituições brasileiras ativas (vermelho), esporadicamente ativas (azul) ou com atividades descontinuadas (verde) em ecotoxicologia do solo.....	103
Quadro 10 - Estudos de ARE em solo contaminado no Brasil.....	105



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Matriz de decisão para caracterização do risco da ARE padrão. ....	52
Tabela 2 - Matriz de decisão para caracterização do risco da ARE específica do local. ....	54
Tabela 3 - Exemplo de interpretação do Risco Integrado na Tríade. ....	55
Tabela 4 - Universo amostral dos principais aspectos analisados na caracterização da abordagem ERAGS. ....	61
Tabela 5 – Universo amostral considerado nas análises dos aspectos da abordagem Tríade. ....	63
Tabela 6 - Risco por linha de evidência para os estudos ERAGS. ....	78
Tabela 7 - Risco por linha de evidência para os estudos Tríade. ....	79



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas  
ARE – Avaliação de Risco Ecológico  
CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo  
CCME – Conselho Canadense dos Ministros do Meio Ambiente (sigla do inglês *Canadian Council of Ministers of the Environment*)  
CDB – Convenção sobre a Diversidade Biológica  
CENO – Concentração de Efeito Não Observado  
CEO – Concentração de Efeito Observado  
CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente  
BTEX – Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xilenos  
DD – Decisão de Diretoria  
DDT – Diclorodifeniltricloroetano  
DEFRA – Departamento para Meio Ambiente, Alimentação e Assuntos Rurais do Reino Unido (sigla do inglês *Department for Environment, Food and Rural Affairs*)  
EA – Agência do Meio Ambiente do Reino Unido (sigla do inglês *Environment Agency*)  
EC – Comissão Europeia (sigla do inglês *European Commission*)  
EEA – Agência Ambiental Europeia (sigla do inglês *European Environmental Agency*)  
ERAGS – Guia de Avaliação de Risco Ecológico para Superfundo (sigla do inglês *Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund*)  
EUA – Estados Unidos da América  
FAO – Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (sigla do inglês *Food and Agriculture Organization of the United Nations*)  
GC – Governo do Canadá (sigla do inglês *Government of Canada*)  
HPA – Hidrocarboneto Policíclico Aromático  
IN – Instrução Normativa  
IPTS – Painel Técnico Intergovernamental sobre Solos (sigla do inglês *Intergovernmental Technical Panel on Soils*)  
IMA – Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina  
IP – Índice de Perigo  
LoE – Linha de Evidência (sigla do inglês *Line of Evidence*)  
MEA – Avaliação dos Ecossistemas do Milênio (sigla do inglês *Millennium Ecosystem Assessment*)  
MMA – Ministério do Meio Ambiente  
NEPC – Conselho Nacional de Proteção do Meio Ambiente da Austrália (sigla do inglês *National Environment Protection Council*)

OQD – Objetivo de Qualidade dos Dados  
PAA – Plano de Amostragem e Análise  
QP – Quociente de Perigo  
QR – Quociente de Risco  
REMA – Núcleo Ressacada de Pesquisa em Meio Ambiente  
RI – Risco Integrado  
SBCS – Sociedade Brasileira de Ciência do Solo  
SSSA – Sociedade Americana de Ciência do Solo (sigla do inglês *Soil Science Society of America*)  
PDCG – Ponto de Decisão Científico/Gerenciais  
PT – Pressão Tóxica  
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina  
GOV.UK – Governo do Reino Unido (sigla do inglês *Government of the United Kingdom*)  
UNEP – Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (sigla do inglês *United Nations Environment Programme*)  
USEPA – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (sigla do inglês *United States Environmental Protection Agency*)  
WHO – Organização Mundial da Saúde (sigla do inglês *World Health Organization*)  
WoE – Peso de Evidência (sigla do inglês *Weight of Evidence*)

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	21
2	OBJETIVOS .....	23
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	25
3.1	GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS .....	25
3.1.1	Áreas contaminadas – Contexto e histórico internacional ....	25
3.1.2	Áreas contaminadas no Brasil.....	27
3.1.3	Avaliação de risco.....	31
3.2	AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO .....	33
3.2.1	Conceitos e estrutura básica de uma ARE.....	33
3.2.1.1	Formulação do problema .....	33
3.2.1.2	Avaliação da exposição.....	36
3.2.1.3	Avaliação dos efeitos .....	36
3.2.1.4	Caracterização do risco .....	37
3.2.2	Abordagem de ARE em níveis .....	38
3.2.3	Aspectos ecológicos do solo .....	39
3.2.4	Avaliação de risco ecológicos nos EUA.....	44
3.2.5	Avaliação de risco ecológico na Holanda.....	49
3.2.6	Avaliação de risco ecológico no Brasil .....	56
4	METODOLOGIA .....	58
4.1	CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DOS PRINCIPAIS ASPECTOS DAS METODOLOGIA DE ARE ESTADUNIDENSE E HOLANDESA.....	59
4.1.1	Pesquisa, compilação e avaliação dos estudos de caso segundo a abordagem ERAGS .....	59
4.1.2	Pesquisa, compilação e avaliação dos estudos de caso segundo a abordagem Tríade .....	62
4.2	PANORAMA DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO NO BRASIL .....	64
5	RESULTADOS.....	67
5.1	AVALIAÇÃO DAS ABORDAGENS DE AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO ESTADUNIDENSE (ERAGS) E HOLANDESA (TRÍADE).....	67
5.1.1	Bens a proteger.....	67
5.1.2	Substâncias químicas de interesse, substâncias determinantes de risco e atividades poluidoras .....	69
5.1.3	Linhas de evidência (LoEs) .....	73
5.2	CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DO RISCO NAS METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO	

ESTADUNIDENSE E HOLANDESA E AS INCERTEZAS ASSOCIADAS .....	75
5.2.1 Caracterização do risco .....	75
5.2.2 Incertezas e Desvio .....	80
5.2.3 Testes conduzidos para determinação do risco a partir da linha de evidência química .....	82
5.2.4 Testes conduzidos para determinação do risco a partir da linha de evidência ecotoxicológica .....	85
5.2.5 Linhas de evidência ecológicas .....	88
5.3 PANORAMA DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO EM SOLO NO BRASIL .....	92
5.3.1 Análise da estrutura legal e normativa .....	92
5.3.2 Estudos de ARE realizados no Brasil .....	104
6 CONCLUSÃO .....	109
7 RECOMENDAÇÕES .....	113
8 REFERÊNCIAS .....	115

## 1 INTRODUÇÃO

Áreas contaminadas são definidas como locais, áreas ou terrenos onde a presença de substâncias químicas representa uma ameaça real ou potencial à saúde humana ou ao meio ambiente. As atividades antrópicas, principalmente as industriais, produzem poluentes químicos que podem impactar diversos compartimentos ambientais, como o solo, que, quando contaminado em níveis críticos, pode acarretar a degradação de sua biodiversidade e o seus serviços ecossistêmicos. Estes serviços fornecidos pelo solo incluem servir de estrutura de base para construções, permitir a produção agrícola, o armazenamento de água subterrânea, a ciclagem dos nutrientes, dentre outros. Diante deste cenário, diversos países têm criado políticas públicas para proteger o solo e os ecossistemas terrestres, garantindo o fornecimento dos serviços ecossistêmicos.

Os efeitos tóxicos da presença de contaminantes nos ecossistemas começaram a ser percebidos nos anos 40, mas foi somente no final dos anos 70, devido a graves desastres, que as primeiras políticas de controle de poluição foram desenvolvidas. Os EUA e a Holanda foram pioneiros na criação de leis e normas de gerenciamento de áreas contaminadas, definido como o conjunto de ações responsável por identificar, caracterizar e controlar, ou reduzir, os riscos à população e ao meio ambiente.

A caracterização dos riscos ao meio ambiente pode ser realizada por meio da Avaliação de Risco Ecológico (ARE). A ARE é um processo de determinação da probabilidade de ocorrência de um efeito adverso em organismos, populações, comunidades ou ecossistemas expostos a substâncias químicas. As abordagens desenvolvidas nos EUA e na Holanda para avaliação de risco ecológico de solos contaminados são reconhecidas mundialmente e têm influenciado a elaboração de protocolos nacionais de ARE em diversos países, como Canadá, Austrália, Reino Unido, etc.

No Brasil, as diretrizes nacionais de gerenciamento de áreas contaminadas são definidas na Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 420/2009. Ainda que esta resolução preveja o uso da ARE, a sua aplicação no gerenciamento de solos e águas subterrâneas contaminadas, ainda é incipiente. Atualmente, existem poucos estudos com a aplicação de ARE no território brasileiro e ainda não há uma norma técnica nacional ou manual específico para sua execução. Recentemente, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) e o Instituto de Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA) aprovaram normas estaduais, que, entre outras disposições, definem diretrizes gerais para avaliação do

risco ecológico. Diante desta obrigatoriedade, evidencia-se uma tendência no aumento da exigência, por parte dos órgãos ambientais, da execução de ARE em áreas contaminadas no Brasil, havendo a necessidade de diretrizes orientadoras para nortear sua devida execução. Apesar de a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) estar desde 2014 desenvolvendo uma norma técnica nacional para ARE, que deverá detalhar os procedimentos já requeridos pelas normas estaduais, a Decisão de Diretoria (DD) 38/2017 (CETESB, 2017) e Instrução Normativa (IN) 74/2018 (IMA, 2018) se constituem hoje como as únicas diretrizes orientadoras atualmente disponíveis no Brasil. No entanto, estas normas estaduais não possuem bases metodológicas para balizar a execução da ARE e são baseadas nas orientações internacionais das abordagens ERAGS (*Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund*) e Tríade.

Diante do exposto, esta dissertação tem como objetivo analisar e avaliar os principais aspectos e incertezas associados à aplicação de metodologias estrangeiras de avaliação de risco ecológico, estadunidense (ERAGS) e holandesa (Tríade), e suas limitações para utilização no Brasil, com base em estudos realizados em solos contaminados.

Este estudo faz parte do projeto de desenvolvimento do programa SCBR - Solução Corretiva Baseada no Risco. O SCBR é um código computacional para gerenciamento ambiental de áreas de risco, que vem sendo desenvolvido pelo Núcleo Ressacada de Pesquisa em Meio Ambiente (REMA), da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), para a Petrobras. O atual estágio do projeto SCBR prevê a implementação de uma ferramenta de suporte à avaliação de risco ecológico. Assim, esta dissertação tem também como justificativa subsidiar a criação dessa ferramenta no SCBR.

## 2 OBJETIVOS

O objetivo principal desta dissertação é analisar e avaliar os principais aspectos e incertezas associados à aplicação de metodologias estrangeiras de avaliação de risco ecológico, estadunidense (ERAGS) e holandesa (Tríade), e suas limitações para utilização no Brasil, com base em estudos realizados em solos contaminados. Para tanto, foram formulados os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar as abordagens de avaliação de risco ecológico estadunidense e holandesa, em relação a bens a proteger, substâncias químicas de interesse, atividades poluidoras e linhas de evidência utilizadas;
- Avaliar a caracterização do risco nas metodologias de avaliação de risco ecológico (holandesa e estadunidense) e as incertezas associadas;
- Apresentar o panorama da avaliação de risco ecológico no Brasil em relação às limitações da aplicação das metodologias estrangeiras em áreas contaminadas no Brasil e as lacunas na estrutura legal e normativa.



### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

##### 3.1.1 Áreas contaminadas – Contexto e histórico internacional

Áreas contaminadas são definidas, de uma forma abrangente, como locais, áreas ou terrenos onde a presença de substâncias químicas representa uma ameaça real ou potencial à saúde humana ou ao ambiente (CETESB, 2001; EUGRIS, 2017). Apesar de alguns autores não restringirem os meios passíveis de contaminação em suas definições (USEPA 2015, CCME, 1997), o termo área contaminada pode ser usado para designar especificamente locais onde o solo e a água subterrânea foram impactados (CONAMA, 2009; EEA, 2014). Áreas com solo e água subterrânea contaminadas também são importantes fontes de poluição de águas superficiais (GOV.UK, 2017) e, assim, podem resultar em efeitos ecotoxicológicos em ecossistemas terrestres, subterrâneos e aquáticos (FENT, 2004).

Na maioria dos países desenvolvidos, as atividades industriais são as principais causadoras de contaminação, variando os tipos de indústrias presentes em cada país. De acordo com a *European Environmental Agency* (2009), as fontes de contaminação do solo mais importantes na Europa são atividades como: produção industrial e serviços comerciais (41%), tratamento e a disposição de resíduos municipais (15%), indústria de petróleo (14%), tratamento e a disposição de resíduos industriais (7,3%), armazenamento (5,4%), usinas de energia (3,9%), derrames durante transporte (2,1%), mineração (1,4%), atividades militares (0,9%) e outros (8,2%). Segundo Swartjes (2011), metais e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) são reconhecidos como as substâncias químicas mais abundantes e disseminadas em áreas contaminadas do mundo inteiro. Na Europa, os contaminantes de maior incidência são metais pesados, óleo mineral, HPAs e Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno e Xilenos – BTEX (EAA, 2014).

Estima-se que há 2,5 milhões de áreas potencialmente contaminadas na Europa, dentre as quais 340.000 necessitariam de remediação (EEA, 2014). Nos EUA, atualmente cerca de 1.300 áreas contaminadas estão na lista de prioridades nacionais do Programa do Superfundo<sup>1</sup> (USEPA, 2017a), do inglês *Superfund Program*, e,

---

<sup>1</sup> Programa de financiamento de remediação de áreas contaminadas do governo federal dos EUA.

aproximadamente, 4.000 áreas impactadas pela presença de resíduos perigosos estão sob tutela federal pelo Programa de Ações Corretivas (USEPA, 2017b).

A percepção pública sobre os riscos ambientais da exposição às substâncias químicas iniciou durante os anos 40, por meio da descoberta da resistência de insetos ao pesticida DDT (WHARFE, 2005). No início da década de 1960, Carson (1964) expôs os danos ambientais decorrentes do uso de pesticidas, com destaque para os problemas reprodutivos e mortes de aves. Apesar disso, somente durante a década de 70, as áreas contaminadas começaram a ser vistas como um problema de saúde pública, devido a graves casos de contaminação que ganharam atenção da população e dos legisladores em países como Holanda, Estados Unidos e Japão (BRANDON, 2013).

Nos anos seguintes aos graves acidentes em Lekkerkerk (Holanda) e Love Canal (EUA), políticos e órgãos reguladores buscaram responder às ameaças das áreas contaminadas através de abordagens drásticas de controle de risco. A poluição deveria ser completamente removida, possibilitando que o terreno pudesse ser usado para qualquer fim, atendendo ao princípio da multifuncionalidade. Devido a limitações de implementação técnicas e econômicas, esta prática foi substituída pela abordagem amplamente reconhecida de adequação do nível de contaminantes ao uso do solo atual ou futuro, chamada de adequação para o uso (*fitness for use*). Para tanto, avaliações de risco são conduzidas para garantir que a área é adequada ao uso pretendido. Atualmente, a maior parte dos países da Europa e da América do Norte utilizam abordagens de gerenciamento de áreas contaminadas baseado em risco à saúde humana e/ou ecológico (NATHANAIL; BARDOS, 2009).

O gerenciamento de áreas contaminadas se refere a um conjunto de ações que possibilita identificar e caracterizar os impactos causados pela contaminação, a fim de auxiliar a tomada de decisão quanto à estratégia de remediação mais adequada ou restrição de uso, objetivando a redução de riscos à população e ao meio ambiente (CCME, 1997; CETESB, 2001). A tomada de decisão sobre o modo de intervenção envolve o julgamento do grau de risco a que estão submetidos a população e o ambiente (DEFRA; EA, 2004).

As diretrizes de gerenciamento de áreas contaminadas são diferentes em cada país, contudo podem ser descritas em três fases principais: o inventário, a avaliação de risco e o gerenciamento do risco ou a remediação (GATCHETT; MARCOMINI; SUTER II, 2011):

- Inventário – identifica sítios contaminados, realiza uma investigação preliminar e produz uma lista de prioridades.

- Avaliação de risco – coleta informações relevantes e estima a probabilidade de efeitos adversos à saúde humana e ao meio ambiente, que serão subseqüentemente utilizadas no desenvolvimento dos objetivos de gerenciamento.
- Gerenciamento do risco – inclui a seleção e implementação das ações corretivas na área que levam finalmente à sua remediação, reutilização e monitoramento dos resultados.

### 3.1.2 Áreas contaminadas no Brasil

Tal como nos EUA e na Holanda, a problemática das áreas contaminadas no Brasil começou a ser reconhecida pela sociedade civil e pelos órgãos ambientais após graves casos de contaminação terem sido amplamente noticiados. O primeiro caso a evidenciar os riscos à saúde pública e ao meio ambiente provenientes de áreas contaminadas foi o das Indústrias Matarazzo. Este sítio, localizado na cidade de São Caetano do Sul-SP, teve sua interdição e desativação iniciada em 1975, devido à contaminação provocada pelo manejo inadequado de resíduos químicos como, ácido sulfúrico, ácido clorídrico e hexaclorociclohexano (ARAÚJO *et al.*, 2016).

Em 1980, outro caso veio a público quando foram descobertos depósitos clandestinos de resíduos organoclorados da empresa Rhodia S.A., em Cubatão-SP e São Vicente-SP. Os resíduos originados na fabricação de agrotóxicos vitimaram os funcionários da empresa e populações de baixa renda que vieram a ocupar áreas afetadas pelos depósitos (CORTEZ, 2013).

Outros casos emblemáticos de contaminação incluem o caso de contaminação por pesticidas organoclorados na Cidade dos Meninos em Duque de Caxias-RJ, o lançamento de metais pesados pela Companhia industrial e Mercantil Ingá na Baía de Sepetiba em Itaguaí-RJ e a contaminação por chumbo pela Companhia brasileira de Cobre em Santo Amaro da Purificação-BA (FINAMORE, 2010).

Apesar de os primeiros casos de áreas contaminadas terem surgido no final dos anos 70 e no início dos anos 80, o gerenciamento sistemático de áreas contaminadas só passou a ser realizado no início da década de 90, no estado de São Paulo, pela ação da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo – CETESB (SPÍNOLA; PHILIPPI JR., 2010). De acordo com Araújo-Moura e Caffaro Filho (2015), a CETESB, com apoio da Agência de Cooperação Alemã (GTZ), por muitos anos desenvolveu uma metodologia baseada na abordagem holandesa, que culminou na

importante publicação do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, em 1999 (CETESB, 2001).

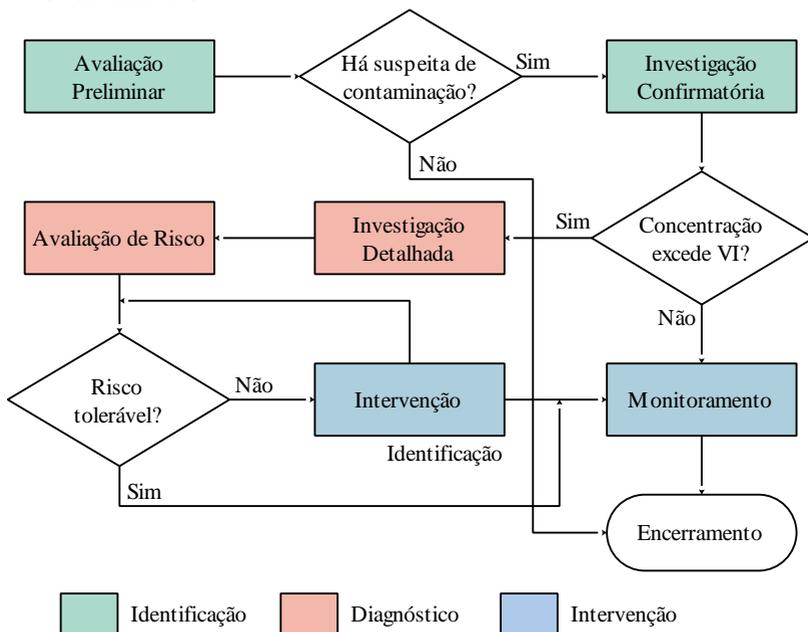
O marco regulatório nacional do gerenciamento de áreas contaminadas foi estabelecido em 2009, através da aprovação da Resolução nº 420 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA que “dispõe sobre os critérios e valores orientadores da qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas” (CONAMA, 2009). Matiasso (2010) destaca que a resolução foi formulada a partir da metodologia desenvolvida pela CETESB, cuja base é modelo holandês, fundamentada na definição de valores de referência de qualidade (valores de *background*), de prevenção e de intervenção para as substâncias químicas presentes no solo e na águas subterrânea, além integrar aspectos de normas de outros países como os EUA.

O princípio norteador da resolução nº 420 é o do gerenciamento baseado em risco e na adequação ao uso do solo pretendido, estruturado em três etapas principais; a identificação, o diagnóstico e a intervenção (Figura 1), tal como utilizado em outros países (GATCHETT; MARCOMINI; SUTER II, 2011). O processo inicia com a identificação das áreas suspeitas de contaminação através de uma avaliação preliminar e, caso haja indícios, a presença de contaminação deve ser comprovada através da investigação confirmatória. A área suspeita é considerada contaminada quando as concentrações das substâncias químicas presentes no solo ou água subterrânea são superiores aos valores orientadores de investigação, os quais são baseados em risco à saúde humana. A fase de diagnóstico é marcada pela avaliação de risco, realizada com base na investigação detalhada, que tem como meta subsidiar a intervenção. A etapa de intervenção é onde as ações de redução ou eliminação da contaminação são executadas e, por fim, é conduzido o monitoramento da área para acompanhamento da eficácia das ações corretivas (CONAMA, 2009).

Os procedimentos técnicos relacionados a algumas etapas do gerenciamento possuem normas específicas desenvolvidas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), dentre as quais se destacam as normas para instalação de poços de monitoramento (ABNT, 2007a; ABNT, 2008), a avaliação preliminar (ABNT, 2007b), a investigação confirmatória (ABNT, 2011), a investigação detalhada (ABNT, 2013a), a avaliação de risco à saúde humana (ABNT, 2013b) e o modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas (ABNT,

2013b). As normas ABNT citadas vêm complementar a resolução CONAMA 420/09 em relação à avaliação de risco à saúde humana.

Figura 1 - Fluxograma das principais etapas e atividades do gerenciamento de áreas contaminadas.



Valor de Investigação (VI): é a concentração de determinada substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana, considerando um cenário de exposição padronizado.

Fonte: adaptado de CONAMA (2009).

Dentre as legislações estaduais sobre áreas contaminadas, a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009 (SÃO PAULO, 2009) do Estado de São Paulo, se configura como uma importante ferramenta norteadora por estabelecer as diretrizes do gerenciamento e fornece ferramentas mais específicas de atuação do que a CONAMA 420/09 (MATIASO, 2010). Já o Decreto nº 59.263 de 5 de junho de 2013 (SÃO PAULO, 2013), estabelece mandatoriedade de automonitoramento às empresas com potencial poluidor, cria um fundo estadual destinado à financiar atividades de investigação e remediação de áreas contaminadas, além de exigir acreditação das empresas do ramo (MORAES; TEIXEIRA; MAXIMIANO, 2014). Dos órgãos ambientais estaduais, a CETESB

segue na vanguarda nacional em gerenciamento de áreas contaminadas, não só pelo seu pioneirismo, mas também pela colaboração sistemática para a definição de procedimentos técnicos, diretrizes, normas e padrões utilizados em São Paulo seguidos em outros estados da União (MORAES; TEIXEIRA; MAXIMIANO, 2014).

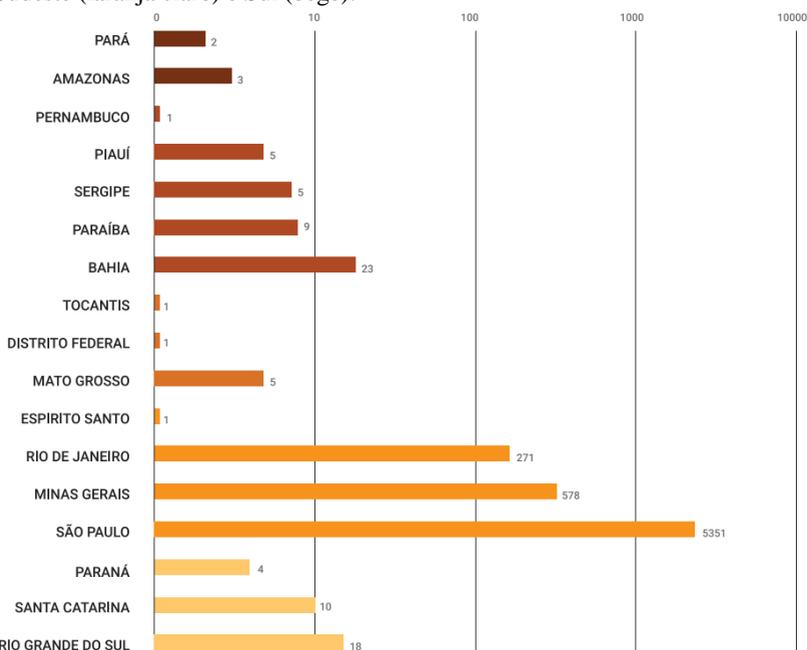
Os estados da região sudeste e sul possuem o melhor nível de gerenciamento de áreas contaminadas, enquanto que, nas demais regiões do país, o gerenciamento ainda é incipiente, não possuindo legislação, setor técnico específico e/ou profissionais capacitados nessa temática no órgãos ambientais (ARAÚJO-MOURA; CAFFARO FILHO, 2015). Na região sudeste, os estados de São Paulo (SÃO PAULO, 2009), Minas Gerais (COPAM; CERH, 2010) e Rio de Janeiro (CONEMA, 2012) têm legislação específica, enquanto que, na região sul, o Rio Grande do Sul (FEPAN, 2011) e Santa Catarina (IMA, 2018) possuem diretriz técnica referente ao gerenciamento de áreas contaminadas.

Um levantamento das áreas contaminadas identificadas por estado, realizado por Teixeira *et al.* (2016), revelou que São Paulo possui a maior concentração (80%), seguido por Minas Gerais, Rio de Janeiro, Bahia, Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Figura 2). Os únicos estados que realizam periodicamente o inventário das áreas contaminadas e o disponibilizam no Banco de Dados Nacional sobre Áreas contaminadas (BDNAC), instituído pela CONAMA 420/09, são Rio de Janeiro, Minas Gerais e São Paulo (IBAMA, 2017). Visto que poucos estados possuem inventário, estrutura legal e normativa para gerenciar suas áreas contaminadas, o cenário atual de contaminação no país, apresentado por Teixeira, Motta e Moraes (2016), pode estar subestimado.

Em São Paulo, 71,5% das 5.351 áreas potencialmente contaminadas correspondem a postos de combustível. No setor industrial, responsável por 13,7% das áreas contaminadas mapeadas, destacam-se as indústrias químicas, seguidas pelas metalúrgicas e equipamentos de transporte, construção civil, máquinas e equipamentos, e material elétrico e eletrônico (ARAÚJO-MOURA e CAFFARO FILHO, 2015). Em 2017, os principais grupos de substâncias químicas existentes nas áreas contaminadas do estado se referem aos solventes aromáticos (3.823 áreas) e HPAs (2.283 áreas), associados a postos de combustíveis, seguidos de metais (910 áreas) e solventes halogenados (400 áreas) (CETESB, 2015). Este cenário é similar nos estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, onde a maior parte das áreas contaminadas é proveniente de contaminações por postos de combustíveis (77,3% e 65%, respectivamente), seguido de indústrias (14,5% e 27%, respectivamente). No setor industrial mineiro, destacam-se a mineração (5,7%), a metalurgia (4,5%) e o refino de

petróleo, coque, combustíveis nucleares e álcool (3%), enquanto que no Rio de Janeiro, a indústria de refino de petróleo, coque, combustíveis nucleares (urânio e tório) e álcool (81,5%), química (5,2%); e metalúrgica (3,3%) são as principais responsáveis por áreas contaminadas (TAVARES; RISSARDI; CAVANI, 2016).

Figura 2 - Distribuição das áreas contaminadas no Brasil nas regiões Norte (marrom escuro), Nordeste (marrom claro), Centro-Oeste (laranja escuro), Sudeste (laranja claro) e Sul (bege).



Fonte: Teixeira *et al.* (2016).

### 3.1.3 Avaliação de risco

Avaliação de risco é o processo de determinação e de estimativa da probabilidade de ocorrência de um efeito adverso, em uma pessoa, grupos de pessoas, plantas, animais e/ou na ecologia de uma área específica que esteja exposta a uma substância química (NEPC, 2013).

Segundo DEFRA e EA (2004), para que haja risco é necessário a coexistência de três elementos essenciais: contaminante, receptor e via de exposição. Assim, um contaminante pode afetar um receptor, através de

uma via de exposição específica (Figura 3). Pode-se definir contaminante, receptor e via de exposição conforme abaixo:

- Contaminante: uma substância química que, presente em um compartimento ambiental, e.g. solo ou água subterrânea, possui potencial para causar danos aos receptores.
- Receptor: em termos gerais, algo que poderia ser adversamente afetado por um contaminante, como pessoas, plantas, animais ou um sistema ecológico.
- Via de exposição: via ou meio pelo qual um receptor pode ser exposto ou afetado por um contaminante, como por exemplo, através da ingestão de solo ou contato dérmico com água subterrânea contaminada.

Segundo Carlon (2007), as metodologias de avaliação de risco de áreas contaminadas são aplicadas em três níveis (*tiers*) distintos:

- Na classificação dos sítios em uma escala regional para auxiliar na definição de áreas prioritárias para intervenção. Geralmente, esse ranqueamento é baseado em informações limitadas e utiliza métodos qualitativos;
- Nas avaliações de riscos de triagens, ou genéricas, que são tipicamente utilizadas para a identificação preliminar de áreas e contaminantes de interesse. Estas tipicamente utilizam valores orientadores de investigação (também referidos como *intervention, screening, standard, criteria, guideline*, ou *benchmark values*), que, geralmente, são derivados de metodologias quantitativas de avaliação de risco. Esses valores, disponíveis em diversos países, assumem a forma de valores de concentração de contaminantes ( $\text{mg.kg}^{-1}_{\text{solo seco}}$ ), acima dos quais certas ações (desde a necessidade de novas investigações até a necessidade de ações de remediação imediatas) são recomendadas ou exigidas;
- Nas avaliações de riscos específicas dos sítios, que são baseadas nas condições ambientais e de exposição específicas de uma dada área contaminada. A avaliação de risco específica do sítio tem como objetivo estimar o risco, para a saúde humana ou para os receptores ecológicos, levando em conta condições específicas do local que podem afetar a exposição ou os efeitos. Este tipo de avaliação de risco pode melhorar substancialmente a precisão das estimativas de risco para um determinado local, reduzindo a necessidade de suposições genéricas e conservadoras associadas aos valores de investigação. No entanto, a qualidade das avaliações de risco específicas do local depende, principalmente, do

detalhamento na caracterização, investigação e análise da área impactada.

## 3.2 AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO

### 3.2.1 Conceitos e estrutura básica de uma ARE

A Avaliação de Risco Ecológico (ARE) estima a probabilidade de ocorrência de efeitos ecológicos adversos como resultado da exposição a um ou mais estressores, podendo os receptores serem organismos, populações, comunidades, ecossistemas, etc. (USEPA, 1998). Segundo Jensen *et al.* (2006), a avaliação de risco ecológico (ARE) é um processo complexo, onde o julgamento criterioso e especializado é fundamental no esquema de tomada de decisão antes, durante e depois do processo de avaliação. A ARE utiliza dados de diferentes compartimentos ambientais e linhas de evidência, como análises químicas de contaminantes, propriedades físicas do ambiente (fração de matéria orgânica, argila, etc.) estudos biológicos e testes toxicológicos com amostras ambientais.

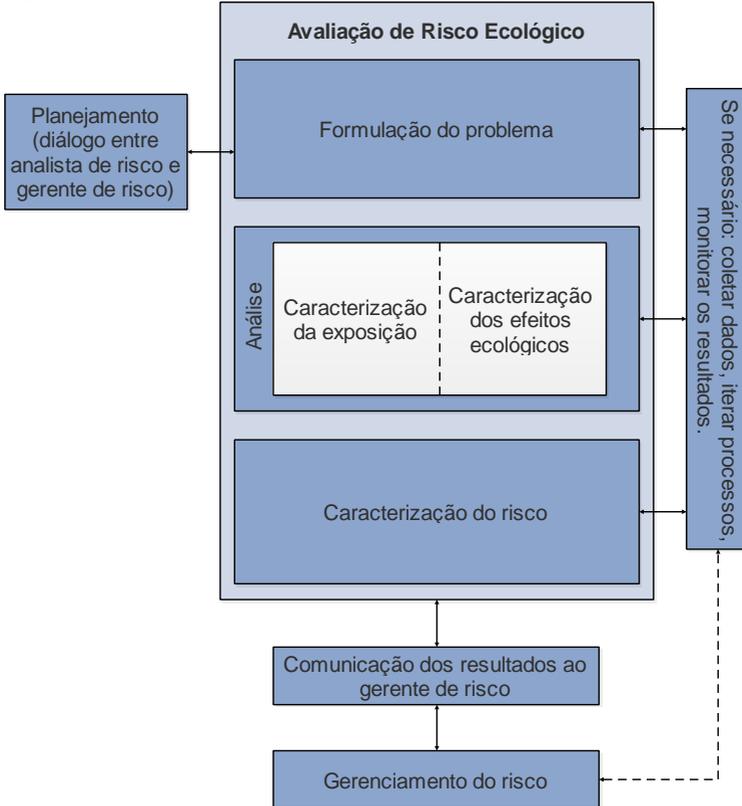
A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, a USEPA, foi pioneira na criação de uma estrutura e um guia para avaliação de risco ecológico (USEPA, 1992, 1998). Segundo Perrodin *et al.* (2011), esta estrutura é amplamente reconhecida como referência em ARE e tem sido revisada e adaptada para a aplicação em áreas contaminadas em diversos países (e.g. Canadá, França, Reino Unido). A Figura 3 apresenta a estrutura da ARE definida por USEPA (1992) e, abaixo, são apresentados os aspectos fundamentais e as diferentes abordagens utilizadas em cada etapa desta avaliação (Figura 3).

#### 3.2.1.1 Formulação do problema

A etapa de formulação do problema consiste na definição do escopo do projeto. Os dados disponíveis e a descrição detalhada do contexto da área devem ser integrados para construir o modelo conceitual do sítio. O modelo conceitual (Figura 4) deve identificar potenciais fontes de contaminação, contaminantes de interesse, vias de exposição (e.g. contato dérmico, ingestão ou inalação), receptores (e.g. espécies, comunidades ou processos ecológicos) e efeitos a serem avaliados (e.g. letalidade, crescimento, reprodução). Com base no modelo conceitual, devem ser estabelecidos os parâmetros de avaliação dos efeitos ecológicos, assim como, um plano de análise para a execução das investigações e metodologias de interpretação dos resultados a serem

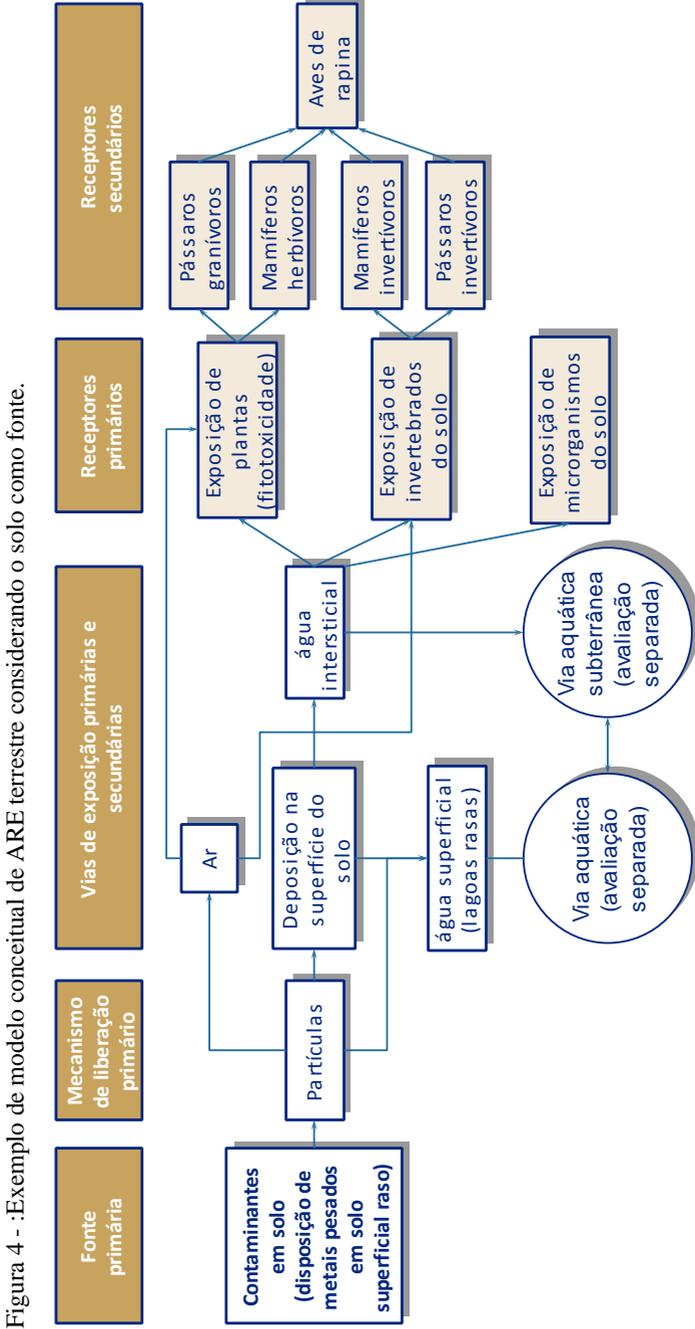
realizadas nas etapas seguintes (USEPA, 1998). Cachada *et al.* (2016) destacam a importância do entendimento do comportamento ambiental dos contaminantes na compreensão da ligação entre a fonte-via-receptor.

Figura 3 - Estrutura para avaliação de risco ecológico.



Fonte: adaptado de USEPA (1992).

Os órgãos reguladores têm um grande impacto na definição das condições de contorno do projeto, como por exemplo, no nível de conservadorismo a ser empregado, e na formulação do propósito da avaliação de risco da área contaminada. Assim, é essencial que haja uma intensa comunicação entre reguladores – gerentes de risco, cientistas – avaliadores de risco, e demais atores envolvidos nos estágios iniciais da ARE (SWARTJES, 2011).



Fonte: adaptado de Weeks *et al.* (2004).

### 3.2.1.2 Avaliação da exposição

O objetivo da avaliação da exposição é caracterizar os mecanismos pelos quais os receptores estão expostos aos compostos químicos de interesse e quantificar a magnitude dessas exposições (GC, 2013). A exposição de organismos no ecossistema é geralmente avaliada pela quantificação das concentrações dos contaminantes nos principais meios ambientais e na biota que serve como fonte de alimento para organismos de níveis tróficos superiores. Essa quantificação pode ser feita com base em dados medidos ou em modelos de transferência de poluentes, e.g. modelos numéricos de destino e transporte em solo e água subterrânea e modelos de exposição de teias alimentares (EC, 2003). Determinar esses valores pode ser complexo, visto que um número considerável de fenômenos podem ocorrer durante o transporte por diferentes vias: diluição, evaporação, biodegradação, bioacumulação, alteração da especiação das substâncias, características do ecossistema, etc (PERRODIN *et al.*, 2011).

### 3.2.1.3 Avaliação dos efeitos

Esta etapa compreende a caracterização dos tipos de efeitos ecológicos que podem ser esperados nos receptores, devido à exposição aos contaminantes (USEPA, 1998). Os dados de efeitos ecológicos podem ser obtidos principalmente através de monitoramento de campo, bioensaios *in situ* ou laboratoriais, onde espécies únicas são expostas ao meio contaminado coletado em campo, testes de toxicidade dos meios contaminados e ensaios laboratoriais de toxicidade de única substância química (SUTER II *et al.*, 2000; JENSEN; PEDERSON, 2006). O Quadro I apresenta a tipologia desses dados e suas respectivas fontes.

Suter II *et al.* (2000) destacam que o avaliador de risco deve estimar os dados relativos aos efeitos de tal forma que possam ser relacionados com as estimativas de exposição, permitindo, assim, a caracterização dos riscos para cada parâmetro de avaliação durante a fase de caracterização do risco.

Quadro 1 - Tipos e fontes de dados de efeitos usados em AREs.

<b>Tipo</b>	<b>Fonte</b>
Toxicidade de substância única	Literatura científica publicada relatando resultados de teste de toxicidade com substâncias químicas ou materiais individuais e resumos dessas literaturas, tal como critérios de qualidade da água
Toxicidade de meio contaminado	Teste de toxicidade, <i>in situ</i> ou laboratorial, de água, sedimento, solo ou alimento contaminado
Levantamento biológico	Amostragem de um local específico ou observação de organismos, populações ou comunidades em áreas contaminadas

Fonte: adaptado e modificado de Suter II *et al.* (2000).

### 3.2.1.4 Caracterização do risco

A caracterização do risco fornece a estimativa do risco através da integração dos resultados da caracterização da exposição e dos efeitos, e deve ser acompanhada da descrição das incertezas associadas aos métodos e valores utilizados em cada etapa (USEPA, 1998). O método de inferência do risco depende, principalmente, dos dados disponíveis, apresentando diferenças em função da quantidade de linhas de evidência ou *Lines of Evidence* (LoE), e na forma de integração das linhas de evidência para chegar a uma conclusão. Na caracterização de risco, uma linha de evidência é uma estimativa da exposição e uma correspondente relação exposição-resposta (SUTER II *et al.*, 2000).

O método do quociente de risco (Equação 1) é o mais simples e amplamente utilizado a nível mundial. A inferência é baseada numa regra simples, onde o risco é considerado aceitável quando o quociente de risco (QR)  $\leq 1$  (PERRODIN *et al.*, 2011). Ele é muito utilizado em avaliações preliminares de risco e, geralmente, é limitado a situações onde só há uma linha de evidência. A linha de evidência mais comum é uma estimativa de exposição de um modelo matemático e um ponto final numérico a partir de um teste de toxicidade (SUTER II, 2006).

$$QR = \frac{\text{valor de exposição}}{\text{valor de efeito não observado}} \quad (1)$$

A abordagem de peso de evidência (WoE – *Weight of Evidence*) integra múltiplas linhas de evidência, as quais podem ser provenientes de um único tipo de evidência (por exemplo, relações de exposição-resposta de diferentes testes) ou de vários tipos (por exemplo, testes de toxicidade

química, testes de meios contaminados e levantamentos biológicos) (SUTER II, 2006). Uma reconhecida aplicação dessa abordagem é a tríade de qualidade de sedimento (CHAPMAN, 1990) e sua adaptação para ARE de solos contaminados (RUTGERS *et al.*, 2000), que integram os resultados de três linhas de evidência para caracterizar o risco ecológico. Dentre outras formas da abordagem de peso da evidência, destaca-se o julgamento *ad hoc*, o julgamento estruturado e a comparação de alternativas (SUTER II, 2006).

### 3.2.2 Abordagem de ARE em níveis

Em países onde os protocolos de avaliação de risco ecológico de áreas contaminadas são bem desenvolvidos, é comumente utilizada uma abordagem em níveis ou *tiers*, com aumento progressivo da complexidade das análises, dos requisitos de tempo, de esforço e de custos. São tipicamente empregados dois níveis: a avaliação de risco de triagem, preliminar, genérica ou de *screening*, e a avaliação de risco definitiva, detalhada ou específica do local (FERGUSON, 1998; JENSEN; PEDERSON, 2006).

A avaliação preliminar destina-se a restringir o escopo da avaliação subsequente, eliminando substâncias químicas, vias e meios de exposição que não são potencialmente causadores de risco. A decisão em avançar para investigações detalhadas é comumente feita com base na comparação das concentrações de exposição, estimadas de forma conservadora, com um valor orientador toxicológico de *screening*. Se a concentração de exposição não exceder a concentração de referência, o composto químico pode ser eliminado das análises subsequentes. As concentrações químicas também podem ser submetidas a triagem em relação às concentrações naturais do solo (*background values*), com base no princípio de que não é razoável remediar concentrações abaixo de sua ocorrência natural (CRITTO; SUTER II, 2009).

Em situações onde as conclusões são claras após uma investigação preliminar, há pouca justificativa para investigações e análises detalhadas. Contudo, as partes responsáveis (proprietários, analistas, gerentes, etc.) podem optar por gastar mais recursos para aumentar o nível de confiança das conclusões, apesar da relativa clareza obtida na etapa preliminar (FERGUSON, 1998).

As avaliações definitivas diferem das avaliações de triagem em diversos aspectos importantes (CRITTO; SUTER II, 2009):

- São direcionadas aos tomadores de decisão e pelas partes interessadas e, portanto, seus resultados devem fornecer as informações necessárias para a seleção de uma ação corretiva que controle os riscos ambientais.
- São focadas nos contaminantes, meios e receptores que passaram a avaliação de triagem, podendo restringir a investigação à geração e análise de informações específicas para um número reduzido de questões.
- São mais específicas do local, assim, as informações coletadas na área de estudo devem substituir suposições e modelos genéricos assumidos anteriormente.
- São mais espaciais. Como as ações de remediação devem ser executadas em local específico, a avaliação detalhada deve associar os riscos a áreas bem definidas.
- Devem incorporar mais linhas de evidências, de forma a reduzir as incertezas associadas às análises de exposição e efeitos e fornecer indícios suficientes de impacto ambiental.
- Utilizam análises quantitativas de incerteza. Ao invés de se basear nos pressupostos conservadores das avaliações de triagem, as avaliações definitivas podem utilizar a análise de incerteza para expressar as consequências da ausência ou imprecisão das informações.
- Podem considerar os riscos e benefícios de diferentes alternativas de ações corretivas, incluindo a alternativa de nenhuma ação, no caso de os impactos ecológicos das ações corretivas serem maiores que a situação de contaminação do local.

Com o avanço do nível da avaliação, esta vai se tornando cada vez mais complexa e onerosa, assim, a decisão deve seguir a premissa: “simples quando possível e complexo quando necessário” (SWARTJES. BREURE; BEAULIEU, 2011).

### **3.2.3 Aspectos ecológicos do solo**

O gerenciamento de áreas contaminadas tem como um de seus objetivos minimizar os riscos ao meio ambiente, comumente ocasionados pela presença de substâncias químicas na zona insaturada e saturada do solo (MMA, 2017). Como essa dissertação tem como foco a avaliação de

risco ecológico em solos contaminados, faz-se necessário o entendimento do conceito de solo e de sua problemática associada.

Em relação à sua origem, o solo é o produto final da influência combinada do clima, da topografia, dos organismos (flora, fauna e ser humano), dos materiais originais (rochas e minerais) ao longo do tempo. Como a formação do solo é um processo lento, que depende das condições ambientais, eles são considerados como um recurso natural não renovável, na escala de tempo humana (OSMAN, 2013).

O solo fornece a estrutura de base para casas, estradas e indústrias, permite a produção de alimentos, abriga os suprimentos de água subterrânea, produz e recicla os materiais orgânicos e armazena e recicla os resíduos orgânicos (EIJSSACKERS, 2004). As condições e os processos através dos quais os ecossistemas naturais e suas espécies, sustentam e permitem a vida humana, são denominados serviços ecossistêmicos. Eles mantêm a biodiversidade e a produção de bens, tais como alimentos, combustíveis, fibras naturais, produtos farmacêuticos e industriais, são funções reais de apoio à vida, tais como a limpeza, a reciclagem e a renovação do solo, e conferem muitos benefícios estéticos e culturais intangíveis (DAILY, 1997). Os diferentes serviços ecossistêmicos podem ser organizados em quatro categorias (MEA, 2005):

- i. Serviços de suporte: serviços necessários para a produção dos demais serviços ecossistêmicos. Seu impacto nas pessoas é geralmente indireto ou ocorre durante um longo período;
- ii. Serviços de regulação: benefícios obtidos através da regulação dos processos ecossistêmicos;
- iii. Serviços de provisão: produtos/bens obtidos dos ecossistemas que beneficiam diretamente as pessoas; e
- iv. Serviços culturais: benefícios imateriais que obtidos a partir de enriquecimento espiritual, experiências estética, preservação de patrimônio e recreação.

A exemplificação destas categorias de serviços ecossistêmicos está descrita no Quadro 2.

Quadro 2 - Serviços ecossistêmicos fornecidos pelo solo e as funções do solo que contribuem para esses serviços.

<b>Serviços Ecossistêmicos</b>	<b>Funções do solo</b>
<b>Serviços de Suporte</b>	
Formação do solo	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Intemperismo de minerais primários e liberação de nutrientes.</li> <li>• Transformação e acumulação de matéria orgânica.</li> <li>• Criação de estruturas (agregados, horizontes) para transporte de gás e água e crescimento de raízes.</li> </ul>
Produção primária	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Meio para germinação de sementes e crescimento de raízes.</li> <li>• Suprimento de nutrientes e água para plantas.</li> </ul>
Ciclagem dos nutrientes	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Transformação dos materiais orgânicos pelos organismos do solo.</li> <li>• Retenção e liberação de nutrientes em superfícies carregadas.</li> </ul>
<b>Serviços de Regulação</b>	
Regulação da qualidade da água	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Filtragem e tamponamento de substâncias na água do solo.</li> <li>• Transformação de contaminantes.</li> </ul>
Regulação do fornecimento de água	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Regulação da infiltração da água no solo e seu fluxo no solo.</li> <li>• Drenagem do excesso de água para fora do solo e para água subterrânea e água superficial.</li> </ul>
Regulação do clima	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Regulação das emissões de CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>.</li> </ul>
Regulação da erosão	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Retenção do solo na superfície da terra.</li> </ul>
<b>Serviços de Provisão</b>	
Fornecimento de alimentos	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Provisão de água, nutrientes e suporte físico para o crescimento de plantas para consumo humano e animal.</li> </ul>
Fornecimento de água	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Retenção e purificação da água.</li> </ul>
Fornecimento de fibras e combustíveis	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Provisão de água, nutrientes e suporte físico para o crescimento de plantas para bioenergia e fibras.</li> </ul>
Fornecimento de materiais de terra bruta	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Provisão de terra, agregados, turfa, etc.</li> </ul>
Estabilidade da superfície	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Suporte de habitações e infraestruturas humanas.</li> </ul>
Refúgio	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Provisão de habitat para animais do solo, pássaros, etc.</li> </ul>
Recursos genéticos	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fonte de materiais biológicos.</li> </ul>
<b>Serviços Culturais</b>	
Estética e espiritual	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Preservação da diversidade de paisagens naturais e culturais.</li> </ul>
Patrimônio	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Preservação de registros arqueológicos.</li> </ul>

Fonte: FAO e IPTS (2016).

Apesar da significância dos serviços ecossistêmicos para o bem estar humano e a manutenção dos sistemas sociais e econômicos, muitos dos serviços prestados não têm um valor explícito na economia de mercado convencional (DAILY *et al.*, 2000). Em 1997, foi estimado o valor econômico dos serviços dos sistemas ecológicos globais, resultando no valor de 33 trilhões de dólares, aproximadamente duas vezes o produto nacional bruto do mundo combinado (COSTANZA *et al.*, 1997). O desempenho desses serviços ecossistêmicos depende do solo e da sua biodiversidade, que é a força motriz do seu funcionamento (MA, 2005; DG ENVIRONMENT, 2010). Estes serviços são atualmente vistos como recursos fundamentais, que devem ser tratados de acordo com princípios de desenvolvimento sustentável (QUERCIA; VIDOJEVIC, 2011).

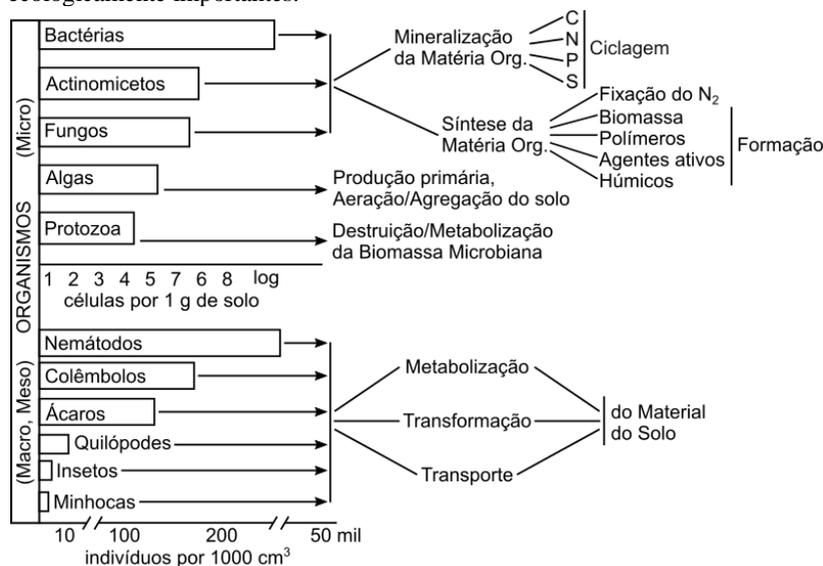
As pressões humanas sobre os recursos do solo estão alcançando limites críticos (FAO, 2015). CCE (2006) aponta como principais fatores da degradação do solo a erosão; diminuição da matéria orgânica, contaminação local e difusa, impermeabilização, compactação e salinização, diminuição da biodiversidade, cheias e desabamentos de terra. É reconhecido que estes e outros fatores afetam diretamente o ecossistema do solo e, conseqüentemente, sua ecologia. Desta maneira, a proteção da ecologia do solo tomou lugar de destaque nas políticas de gerenciamento do solo e de áreas contaminadas, nas últimas décadas, em muitos países. Esta valorização da ecologia do solo, baseia-se nos dois seguintes princípios básicos, que estão intimamente relacionados: (1) a otimização da biodiversidade; e (2) a proteção dos serviços ecossistêmicos (SWARTJES; BREURE; BEAULIEU, 2011).

A biodiversidade é definida como a variabilidade entre os organismos vivos, incluindo a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas (MEA, 2005). Além do seu valor intrínscico, a biodiversidade é a base do funcionamento dos ecossistemas e dos serviços ecossistêmicos (MEA, 2005; UNEP, 1992). A importância de sua conservação e uso sustentável foi reconhecida em escala global através da Convenção sobre a Diversidade Biológica, durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente e Desenvolvimento (CDB, 2017). Ainda assim, Rockström *et al.* (2009) identificam a perda da biodiversidade como um dos processos fundamentais do sistema terrestre que opera fora do limite considerado seguro para a humanidade. Segundo DG Environment (2010), os solos abrigam mais de um quarto de todas as espécies vivas da Terra.

A biota do solo, ou biota edáfica, é um componente essencial do ecossistema terrestre. Através de complexas interações, os diferentes grupos de organismos do solo desempenham processos fundamentais

para a manutenção das funções do solo. Dentre estas funções, a dinâmica e a mineralização da matéria orgânica, a formação e a manutenção da estrutura do solo e o apoio e o controle da produção vegetal e diversidade de espécies, são tidas como processos chave para a avaliação da qualidade do solo (VERHOEF, 2004). A Figura 5 apresenta o tamanho e a densidade relativa das diferentes comunidades de micro, meso e macrorrganismos edáficos, representados pelas barras horizontais, e as suas relações com os processos ecológicos importantes do solo. Estes processos correspondem à mineralização da matéria orgânica, incluindo a ciclagem do C, N, P e S, à síntese da matéria orgânica, como de biomassa, polímeros, ácidos húmicos e fixação do  $N_2$ , à metabolização, transformação e transporte do material do solo pela fauna, etc.

Figura 5 - Organismos edáficos, seus números aproximados e suas atividades ecologicamente importantes.



Fonte: adaptado de Filip (2002).

A camada superficial do solo é a zona de maior atividade biológica (USEPA, 2015; VERHOEF, 2004), contudo, a zona saturada de água do solo, considerada como água subterrânea, é também uma importante zona de atividade biológica. No ambiente subterrâneo, os micro-organismos comumente encontrados se referem às bactérias anaeróbias e *Archaeas*, em virtude da reduzida disponibilidade de oxigênio ( $< 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ ) nestes ambientes. Diversas espécies destes micro-organismos possuem

habilidade para biodegradar contaminantes orgânicos, sendo esta característica importante para a proteção e manutenção da qualidade das águas subterrâneas (SWARTJES, BREURE; BEAULIEU, 2011).

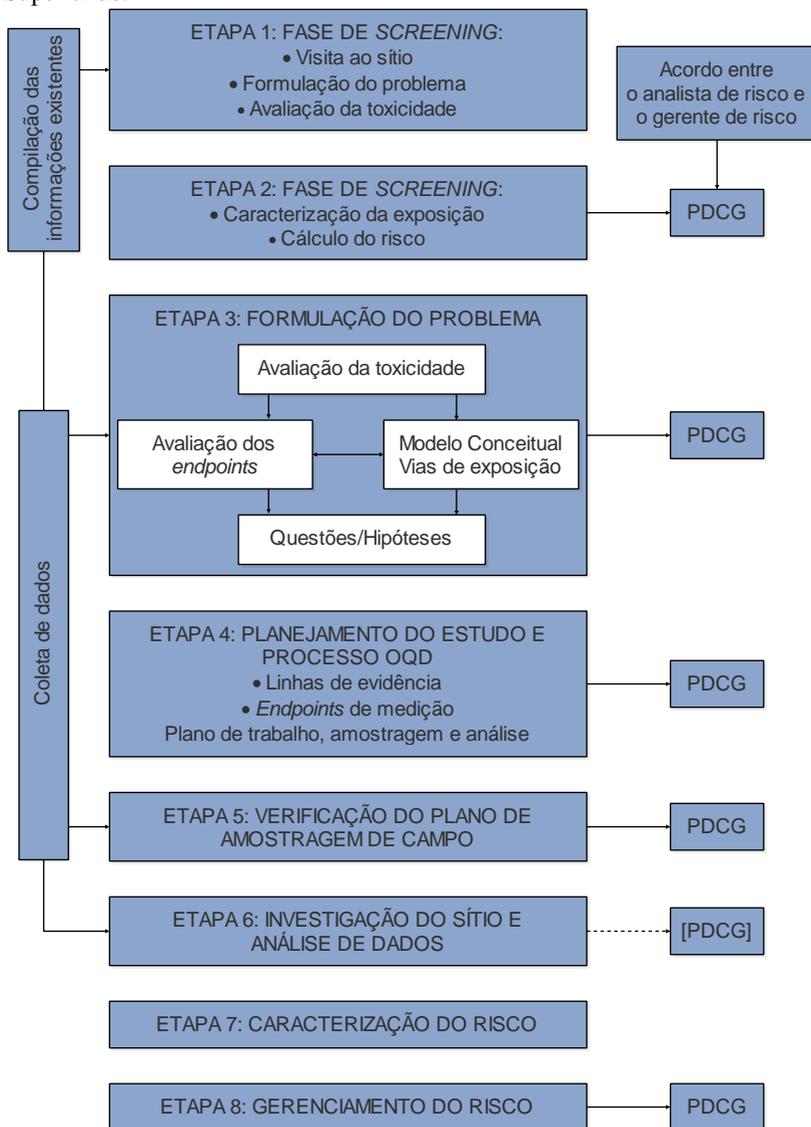
### 3.2.4 Avaliação de risco ecológicos nos EUA

As primeiras leis de regulamentação de áreas contaminadas por resíduos perigosos nos EUA surgiram em resposta aos incidentes em Love Canal e outros, ocorridos no final dos anos 70. O primeiro desses atos foi a Lei de Conservação e Recuperação de Recursos (RCRA – *Resource Conservation and Recovery Act*), de 1976, que regulamentou a contaminação local causada por indústrias licenciadas e em operação. Em 1980, entrou em vigor a Lei de Resposta, Compensação e Responsabilidade Ambiental Integral (CERCLA – *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act*), que trata de áreas contaminadas abandonadas. A CERCLA, tem como um de seus objetivos centrais garantir que qualquer liberação de contaminantes seja remediada, sendo isso obtido principalmente através do chamado Superfundo. O Superfundo é um fundo, de vários bilhões de dólares, destinado a ações de gerenciamento de áreas contaminadas e do qual a legislação deriva seu nome popular, o programa Superfundo (BRANDON, 2013). A CERCLA também confere à USEPA a autoridade para remediar essas áreas, e esta, por sua vez, estabelece os procedimentos e padrões a serem seguidos (CARDWELL e KING, 2014).

A avaliação de Risco Ecológico de áreas contaminadas do programa Superfundo (ERAGS) possui um guia específico (USEPA, 1997), aplicável à contaminação do solo e da água. Este guia é baseado na estrutura e diretrizes de ARE estabelecidas pela USEPA (1992, 1998), apresentadas no item 3.2.1. A ARE é composta por oito etapas (Figura 7) divididas minimamente em dois níveis: ARE de triagem (*Screening*) e ARE definitiva (*Baseline*). Além das oito etapas, o processo inclui Pontos de Decisão Científicos/Gerenciais (PDCG), onde o gestor de risco e a equipe de avaliação de risco se reúnem para aprovar ou reorientar o trabalho, de modo a manter um consenso quanto ao rumo da avaliação de risco (USEPA, 1997).

A ARE tem como foco principal a proteção de populações e comunidades bióticas, além da proteção de indivíduos de espécies ameaçadas de extinção ou protegidas por lei. Para tanto, os efeitos são geralmente analisados em nível de indivíduos e considerados como protetivos em nível de população e comunidade (USEPA, 1999).

Figura 6 - Estrutura da avaliação de risco ecológico para áreas do Programa Superfundo.



Pontos de Decisão Científicos/Gerenciais (PDCG): gestor de risco e avaliador de risco se reúnem para aprovar ou reorientar a avaliação de risco.

Fonte: adaptado de USEPA (1997).

As etapas 1 e 2 constituem a avaliação de risco ecológico de nível de triagem. Para cada via de exposição e para cada contaminante potencial, um valor de toxicidade de *screening* deve ser definido com base em revisão de literatura. Estes valores devem, prioritariamente, representar uma Concentração de Efeito Não Observado (CENO) para exposições de longo prazo (crônicas).

Na caracterização da exposição, as vias de exposição consideradas potencialmente completas (contaminante-via de exposição-receptor) no modelo conceitual devem ser avaliadas. Neste passo, deve-se utilizar a máxima concentração de cada contaminante por meio ambiental, garantindo que nenhum dano potencial seja desconsiderado. Para os parâmetros necessários à estimativa da exposição, aos quais não há dados específicos do local ou sejam difíceis de estimar, hipóteses conservadoras devem ser assumidas. O Quadro 3 apresenta exemplos de parâmetros e suas hipóteses conservadoras para a avaliação dos bens a proteger. A estimativa da exposição deve apresentar uma análise de incertezas, com a descrição dos pressupostos assumidos, incluindo seu possível grau de viés (USEPA, 1997).

Quadro 3 - Parâmetros de estimativa de exposição e hipóteses conservadoras.

<b>Parâmetro</b>	<b>Hipótese conservadora</b>
Fator de uso de área - fator da área contaminada em relação à área utilizada pelo animal	100%
Biodisponibilidade - percentual de disponibilidade do contaminante para o organismo	100%
Fase de vida	A mais sensível
Peso corpóreo e taxa de ingestão de alimento	Mínimo peso corpóreo e máxima taxa de ingestão de alimento
Composição alimentar	100% da dieta compreendida do item alimentar mais contaminado

Fonte: adaptado e modificado de USEPA, 1997.

O risco na fase de *screening* é calculado quantitativamente pela integração dos dados de estimativas da exposição e dos valores de toxicidade de *screening*, pela abordagem do Quociente de Perigo (QP) ou do Índice de Perigo (IP), sendo este, utilizado para substâncias que possuem o mesmo modo de ação tóxica (USEPA, 1997):

$$QP = \frac{\text{Dose}}{\text{CENO}} \quad \text{ou} \quad QP = \frac{\text{CAE}}{\text{CENO}} \quad (2)$$

$$IP = \sum_{i=1}^n \frac{\text{Dose}_i}{\text{CENO}_i} \quad \text{ou} \quad IP = \sum_{i=1}^n \frac{\text{CAE}_i}{\text{CENO}_i} \quad (3)$$

onde Dose é a dose de ingresso do contaminante na área de estudo (e.g. mg contaminante.kg peso corpóreo<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>); CAE é a concentração ambiental estimada do contaminante na área de estudo (e.g. mg contaminante.L água<sup>-1</sup>, mg contaminante.kg solo<sup>-1</sup>, mg contaminante.kg alimento<sup>-1</sup>); CENO é a concentração de efeito não observado (em unidade compatível com Dose ou CAE).

O cálculo da dose envolve a utilização de um modelo de cadeia alimentar a partir de parâmetros como hábitos alimentares, peso corpóreo, fatores de bioacumulação e etc. da espécie em estudo ou de uma espécie substituta, da mesma guilda alimentar (USEPA, 1993).

Um QP ou IP menor que 1 indica que é improvável que os contaminantes possam causar efeitos ecológicos adversos. O processo é concluído com um PDCG, no qual é verificado se (USEPA, 1997):

- Há informações suficientes para concluir que os riscos ecológicos são negligenciáveis, não sendo necessária a remediação com base no risco; ou
- As informações são insuficientes para a tomada de decisão e o processo de avaliação de risco ecológico deve seguir para a etapa 3; ou
- Há potenciais efeitos ecológicos adversos e deve-se seguir para a etapa 3, sendo necessária uma avaliação mais detalhada dos riscos ecológicos, incorporando mais informações específicas do local.

As combinações de vias de exposição e contaminantes, que apresentarem riscos negligenciáveis, podem ser eliminados da fase definitiva (SUTER II *et al.*, 2006; USEPA, 1997).

As etapas 3 a 7 compõem a fase de avaliação de risco ecológico definitiva. Nesta fase, a avaliação deve ser tão realista quanto possível, substituindo os pressupostos conservadores da fase de triagem pelas melhores estimativas de exposições, efeitos ecológicos e incertezas associadas (USEPA, 2004).

Na etapa 3, a caracterização dos efeitos ecológicos dos contaminantes deve ser complementada por meio de revisão de literatura, buscando identificar CENOs, CEOs (Concentração de Efeito Observado), funções de dose-resposta e mecanismos de ação tóxica. A avaliação de

exposição neste nível deve levar em conta os fenômenos físicos, químicos e biológicos que atuam no destino e no transporte dos contaminantes, a fim de identificar as vias de exposição críticas, que podem ocasionar efeitos ecológicos significativos, e os ecossistemas potencialmente em risco. Com base nessas informações, são definidos os aspectos ecológicos da avaliação (*endpoints*), como, por exemplo, a proteção da comunidade dos invertebrados do solo, e as questões específicas ou hipóteses testáveis que, juntamente com o restante do modelo conceitual, formarão a base para a investigação do local (USEPA, 1997).

O planejamento do estudo e o processo de Objetivo de Qualidade dos Dados (OQD) compõem a etapa 4. Nesta etapa, a formulação do problema e o modelo conceitual do sítio são concluídos através da definição dos aspectos ecológicos de medição (USEPA, 1997). Um aspecto ecológico de medição é uma característica ecológica mensurável, como um efeito biológico de mortalidade, reprodução ou crescimento, e deve estar relacionado com o aspecto ecológico de avaliação (USEPA, 1992).

A escolha dos aspectos ecológicos de medição deve se basear, principalmente, na análise da quantidade e da utilidade das linhas de evidências (LoE) necessárias para subsidiar a caracterização do risco. A utilidade dos dados requeridos para cada LoE deve ser ponderada quanto ao seu custo de coleta e à sensibilidade de suas estimativas de risco. Abaixo, são apresentadas as quatro linhas de evidência que podem ser selecionadas para verificar se a contaminação pode provocar efeitos adversos nos aspectos ecológicos de avaliação (USEPA, 1997):

- i. Comparação dos níveis de exposição ao contaminante, estimados ou medidos, com níveis reconhecidamente tóxicos em literatura, para os receptores associados aos aspectos ecológicos de avaliação;
- ii. Comparação dos resultados dos bioensaios laboratoriais do meio local contaminado com os do meio local de referência (não contaminado);
- iii. Comparação dos resultados dos ensaios de toxicidade *in situ* do local contaminado com os do local de referência; e
- iv. Comparação dos efeitos observados nos receptores do local contaminado com os efeitos nos receptores semelhantes do local de referência.

Apesar de não classificarem as LoEs, as linhas citadas se enquadram na LoE química (i), LoE ecotoxicológica (ii e iii) e LoE ecológica (iv), de acordo com as categorias definidas na abordagem Triáde (JENSEN; MESMAN, 2006).

Com a formulação do problema e o modelo conceitual concluídos, passam a ser elaborados o plano de trabalho e o plano de amostragem e análise. Estes planos devem especificar os métodos pelos quais os dados coletados serão analisados, como: parâmetros do modelo de exposição da cadeia alimentar; técnicas de redução de dados; métodos de interpretação de dados; e análises estatísticas que serão utilizadas. O processo OQD representa as etapas de planejamento desenvolvidas durante a elaboração do plano de trabalho e o plano de amostragem e análise para assegurar que o tipo, a quantidade e a qualidade dos dados ambientais a serem coletados sejam adequados às aplicações pretendidas (USEPA, 1997).

A etapa 5, tem o propósito de verificar se o plano de amostragem e análise é apropriado e implementável no sítio, a partir das informações já existentes ou de verificações em campo, e ajustá-lo, se necessário. A etapa 6 consiste da coleta e análise dos dados de campo seguindo o plano de trabalho e o plano de amostragem e análise, tendo como resultados a caracterização da exposição e dos efeitos sobre os aspectos ecológicos de avaliação (USEPA, 1997).

A ARE definitiva é finalizada na etapa 7, onde a caracterização do risco é realizada. Esta fase é composta por duas atividades principais, a estimativa do risco e a descrição do risco. A estimativa de risco é o processo de integração dos resultados das análises de exposição e efeitos, e de avaliação das incertezas associadas (SUTER II *et al.*, 2006; USEPA, 1998). Uma abordagem de peso de evidência baseada no melhor julgamento profissional deve ser utilizada para combinar as diferentes linhas de evidência e, assim, subsidiar a conclusão acerca dos efeitos esperados nos aspectos ecológicos de avaliação. A descrição do risco é o processo de apresentar e interpretar os resultados da estimativa de risco, incluindo sua extensão, magnitude e potencial importância ecológica. Além disso, a descrição do risco deve identificar limiares de concentrações nos meios impactados (e.g. solo e água subterrânea) para efeitos adversos nos receptores ou aspectos ecológicos avaliados, para fins de gerenciamento do risco (etapa 8) (USEPA, 1997).

### **3.2.5 Avaliação de risco ecológico na Holanda**

A Holanda iniciou suas ações de remediação do solo no início dos anos 80, após um inventário nacional de áreas contaminadas ter sido motivado pelo incidente de Lekkerkerk, em 1979. A abordagem holandesa para avaliação e remediação de áreas contaminadas tem sido muito influente no cenário internacional e sua estrutura e valores orientadores genéricos têm sido usados em muitos países (FERGUSON,

1999). Na Holanda, as normas gerais de prevenção à contaminação do solo são estabelecidas pela Lei de Proteção do Solo, introduzida em 1987, enquanto que os procedimentos para a avaliação e remediação de áreas contaminadas atualmente são disciplinadas pela Circular de Remediação do Solo, de 2013 (SWARTJES *et al.*, 2012; MIEN, 2013).

A política holandesa de gerenciamento de áreas contaminadas evoluiu ao longo de quase três décadas, de um procedimento de avaliação rígido focado na recuperação da multifuncionalidade do solo, para uma abordagem de adequação para o uso baseada em risco. Seu princípio fundamental é a comparação das concentrações dos contaminantes presentes no solo e na água subterrânea, com duas categorias de valores orientadores baseados em risco. O menor valor, valor natural ou valor alvo, define o valor abaixo do qual o solo é classificado como não contaminado. O maior valor, chamado de valor de intervenção, define o limite acima do qual o solo é classificado como severamente poluído, necessitando, portanto, de remediação. Concentrações de contaminantes entre o valor natural e o valor de intervenção definem os solos pouco contaminados (SWARTJES *et al.*, 2012; LAMÉ; MARING; SWARTJES, 2014).

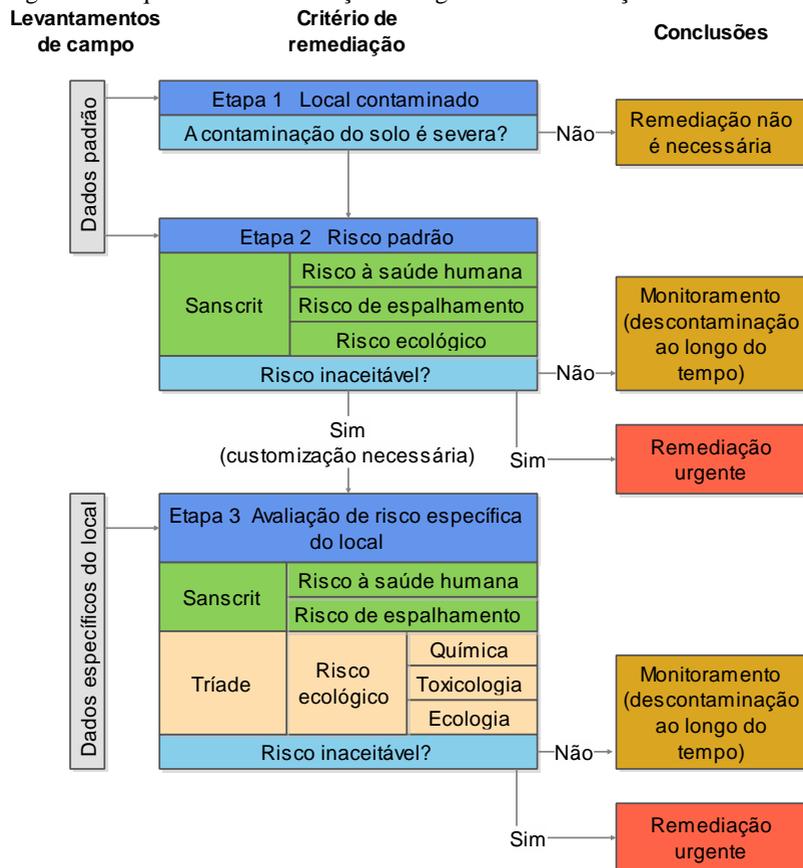
Solos classificados como severamente contaminados devem ser submetidos à avaliação de risco à saúde humana, ecológico e/ou de espalhamento da contaminação, para a determinação da urgência de remediação do sítio. A contaminação de um solo é definida como severa quando pelo menos 25 m<sup>3</sup> de solo da zona não saturada, ou 100 m<sup>3</sup> de solo saturado (água subterrânea) possui contaminação acima dos valores de intervenção, que indicam o risco potencial à saúde humana e ao meio ambiente (SWARTJES *et al.*, 2012; MIEN, 2013).

O procedimento para a determinação da urgência de remediação consiste em uma abordagem em níveis, composta por 3 etapas (Figura 7). A primeira consiste na determinação da classe da contaminação como solo não contaminado, pouco ou severamente contaminado. Se a qualidade do solo for classificada como não contaminado, ou pouco contaminado, não há a necessidade de remediação. No caso de contaminação severa, a segunda etapa consiste em uma ARE padrão. Caso seja concluído que os riscos potenciais são inaceitáveis, decide-se por uma remediação urgente ou pela realização de uma ARE específica do local, na qual um estudo customizado para a área de interesse é realizado para refinar os resultados e reduzir as incertezas. De forma geral, a ARE tem como principal objetivo verificar existência dos seguintes impactos sobre o ecossistema: dano à biodiversidade,

interferência na reciclagem dos nutrientes e ocorrência de bioacumulação e biomagnificação (MIEN, 2013).

A ARE padrão para contaminação em solo utiliza uma matriz de decisão para quantificar o risco. São combinadas informações do uso do solo, da área superficial contaminada e do impacto potencial das substâncias químicas presentes no meio, sendo esta, expressa pelo cálculo da Pressão Tóxica (PT) (MIEN, 2013).

Figura 7 - Esquema de determinação da urgência de remediação.



Fonte: adaptado de Mesman, Schouten e Rutgers (2011).

A Pressão Tóxica expressa a fração de espécies potencialmente afetadas, do inglês *Potentially Affected Fraction* (PAF), devido à exposição a uma mistura de contaminantes. A PAF é calculada em uma

amostra a partir de Distribuições de Sensibilidade de Espécies (DSE), baseadas em valores CE50 de literatura (concentração efetiva que causa imobilidade em 50% dos organismos expostos em teste de toxicidade) (SWARTJES *et al.*, 2012). Para o cálculo da PT de misturas de contaminantes, são utilizados os modelos de aditividade de concentração e aditividade de resposta, propostos por De Zwart e Posthuma (2005). O Instituto Nacional Holandês para a Saúde Pública e do Ambiente (RIVM) possui uma ferramenta *online*, chamada *Sanscrit*, para o cálculo da PT e para a caracterização do risco da ARE padrão (RIVM, 2017).

Calculada a PT para cada ponto amostral no sítio, são delimitadas as áreas onde  $PT > 0,25$  e  $PT > 0,65$ . Por fim, são comparadas as áreas delimitadas com as áreas máximas aceitáveis da Tabela 1, em função do uso do solo (MIEN, 2013). O tamanho aceitável das áreas contaminadas é baseado em princípios ecológicos que relacionam o tamanho da área afetada ao número de espécies observadas (RUTGERS *et al.*, 2008). Assim, os riscos são considerados inaceitáveis se as áreas delimitadas excederem os valores apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Matriz de decisão para caracterização do risco da ARE padrão.

Uso do solo	Máxima área superficial não impermeabilizada	
	PT > 0,25	PT > 0,65
Áreas naturais ou de proteção ambiental	500 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>
Áreas agrícolas, residenciais com hortas/jardins ou espaços verde com funções ecológica	5.000 m <sup>2</sup>	500 m <sup>2</sup>
Outros espaços verdes, áreas urbanas, industriais ou infraestruturais	50.000 m <sup>2</sup>	5.000 m <sup>2</sup>

Fonte: adaptado e modificado de Rutgers *et al.* (2008).

Caso os riscos sejam considerados inaceitáveis, pode-se passar diretamente para a etapa 3 ou pode-se optar por uma consulta pública. Esta, visa a determinar se é útil realizar uma avaliação adicional do local, ou se a decisão sobre a necessidade de remediação e gestão pode ser tomada sem que seja realizada a avaliação específica para o local. A consulta pública deve examinar dois aspectos: (i) a importância da avaliação de risco ecológico específica do local; e (ii) a utilidade e a viabilidade de implementação das medidas de remediação e gestão (MIEN, 2013).

Na etapa 3, a ARE específica do local utiliza a metodologia Tríade em níveis de aumento gradual de complexidade. Segundo Jensen e Mesman (2006), a Tríade é uma abordagem de peso de evidência (WoE) originalmente desenvolvida por Long e Chapman (1985) para avaliação da qualidade de sedimentos, e combina os resultados de três linhas de evidência (MESMAN; SCHOUTEN; RUTGERS, 2011):

- Química, com base em concentrações de poluentes em amostras de solo ou pela estimativa dos efeitos em organismos através do conhecimento da toxicidade das substâncias;
- Ecotoxicológica, onde bioensaios são realizados com amostras de campo; e
- Ecológica, determinada por levantamentos e avaliações biológicas no local ou efeitos observados em campo.

A principal hipótese desta abordagem de WoE é que uma conclusão sobre efeitos ecológicos potenciais, com base em diversas linhas independentes de investigação, diminui a incerteza na tomada de decisão sobre o risco. Uma abordagem multidisciplinar auxilia na redução de falsos positivos e falsos negativos, e reconhece o fato de que ecossistemas são muito complexos para serem analisados sob uma única perspectiva (MESMAN *et al.*, 2006a).

A aplicação da Tríade em níveis é fundamentada no critério da viabilidade econômica, onde, a cada nível subsequente, análises e testes mais específicos, complexos e onerosos são utilizados. Assim, se a avaliação de primeiro nível não apresentar inconsistências, a avaliação de risco pode ser concluída. Caso os resultados não sejam claros, mais investigações devem ser realizadas nos níveis seguintes, aumentando o requerimento financeiro e a complexidade dos testes (MESMAN *et al.*, 2006b).

A quantificação do risco é realizada através do: (1) ajuste de escala dos testes; (2) integração dos resultados de uma linha de evidência (LoE); (3) ponderação de pesos dos testes e/ou da LoE; (4) e integração entre as LoEs pela determinação Risco Integrado (RI) e do desvio (D). O ajuste de escala deve ser realizado para cada teste ou análise, através de sua projeção em escala de efeitos de 0 a 1, correspondendo à ausência de efeito (área de controle não contaminada) até o efeito máximo, respectivamente. Ajustados os resultados de um grupo de testes de uma LoE, seu resultado é integrado em um valor único que representa a resposta média dos testes. Pode ser necessário atribuir pesos diferentes às LoEs ou aos testes, em vista de aspectos como: grau importância de diferentes aspectos ecológicos avaliados, alto grau de incerteza ou

variabilidade de um teste, correção de um viés em efeitos calculados ou medidos, etc. Ao fim, os resultados das três LoEs são combinados em um único valor de Risco Integrado acompanhado de seu desvio, que representa a dispersão entre os valores das LoEs (MESMAN *et al.*, 2006b).

No guia oficial holandês, o resultado final da ARE específica do local é determinado por uma matriz que envolve a combinação de informações do uso do solo, do valor dos limites de áreas em que  $RI > 0,25$  e  $RI > 0,75$ , com valor limite de desvio  $D < 0,4$ . A espacialização dos resultados da Tríade, deve ser feita através do acoplamento entre PT e RI, por regressão linear. A Tabela 2 apresenta a matriz de decisão que define os valores máximos aceitáveis para os limites de áreas desenvolvidos (MESMAN; SCHOUTEN; RUTGERS, 2011).

Tabela 2 - Matriz de decisão para caracterização do risco da ARE específica do local.

Uso do solo	Área superficial não impermeabilizada	
	RI > 0,25 D < 0,4	RI > 0,75; D < 0,4
Áreas naturais ou de proteção ambiental	500 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup>
Áreas agrícolas, residenciais com hortas/jardins ou espaços verde com funções ecológica	5.000 m <sup>2</sup>	500 m <sup>2</sup>
Outros espaços verdes, áreas urbanas, industriais ou infraestruturais	50.000 m <sup>2</sup>	5.000 m <sup>2</sup>

Fonte: adaptado e modificado de Mesman, Schouten e Rutgers (2011).

Alternativamente, como aplicado nos demais países, pode ser usada a matriz de decisão da Tabela 3 para verificar a adequação do uso do solo ao risco integrado e ao desvio calculado (MESMAN *et al.*, 2006b). Ressalta-se que a adequação do uso do solo ao valor de risco integrado é dividido em duas faixas de valor de desvio, onde deve-se proceder a estudos adicionais ou adotar usos do solo menos exigentes do pontos de vista da qualidade na ocorrência de desvio acima de 0,4.

Tabela 3 - Exemplo de interpretação do Risco Integrado na Tríade.

Desvio (D)	Risco Integrado (RI)	Conclusões (Usos do solo)	
		Aceitável	Não aceitável
D < 0,4	0,00 < RI < 0,25	N, A, R, I	-
	0,26 < RI < 0,50	A, R, I	N, A (com espécies de interesse)
	0,51 < RI < 0,75	R, I	N, A, R (com funções verdes)
	0,76 < RI < 1,00	I*	N, A, R, I (com funções verdes)
D > 0,4 Estudos adicionais ou:	0,00 < RI < 0,25	A, R, I	N, A (com espécies de interesse)
	0,26 < RI < 0,50	R, I	N, A, R (com funções verdes)
	0,51 < RI < 1,00	I*	N, A, R, I (com áreas verdes)

N = área natural, A = área agrícola, R = área residencial, I = área industrial e I\* = área industrial com solo impermeabilizado.  
 Funções verdes: atenuação natural, regulação hídrica e proteção da água subterrânea.

Fonte: Adaptado de Mesman *et al.* (2006b).

Segundo Chapman (1990), os resultados de cada LoE individual também podem analisados para fornecer uma interpretação da relação entre a poluição e a degradação dos serviços ecossistêmicos e biodiversidade ecológica (Quadro 4). Esta interpretação tem utilidade tanto para o refinamento das análises do nível (*tier*) seguinte, quanto na conclusão final sobre a necessidade de medidas de controle da contaminação.

A Tríade já foi aplicada em áreas contaminadas em diversos países da Europa, como por exemplo, Espanha (GUTIERREZ *et al.*, 2015), Finlândia (SORVARI *et al.*, 2013), Itália (SEMENZIN *et al.*, 2008), Suécia (RIBÉ *et al.*, 2012), e no Brasil (NIEMEYER *et al.*, 2010, 2015). Em 2017, a metodologia Tríade para a avaliação de solos contaminados foi reconhecida internacionalmente através de sua sistematização como norma técnica da Organização Internacional de Normalização (ISO, 2017).

Quadro 4 – Informações fornecidas por diferentes respostas da Tríade.

Situação	Resposta da linha de evidência			Possíveis conclusões
	Qui	Ecotox	Eco	
1	+	+	+	Forte evidência da presença de degradação induzida pela poluição
2	-	-	-	Forte evidência da ausência de degradação induzida pela poluição
3	+	-	-	Os contaminantes não estão biodisponíveis
4	-	+	-	Há substâncias químicas não avaliadas ou presença de condições com potencial para causar degradação
5	-	-	+	A alteração não é devida a substâncias químicas tóxicas
6	+	+	-	As substâncias químicas tóxicas estão estressando o sistema
7	-	+	+	As substâncias químicas não avaliadas estão causando degradação
8	+	-	+	As substâncias químicas não estão biodisponíveis ou A alteração não é devida a substâncias químicas tóxicas

As respostas são interpretadas como positiva (+) ou negativa (-), se foi determinada maior ou menor degradação em relação às condições de referência, respectivamente.

Fonte: modificado e adaptado de Chapman (1990).

### 3.2.6 Avaliação de risco ecológico no Brasil

Segundo Lima (2009), no Brasil, a avaliação de risco ecológico ainda é pouco utilizada como ferramenta para o cumprimento das leis ambientais ou como norteadora das tomadas de decisões de proteção ambiental, e sua metodologia ainda não foi bem definida e estabelecida. Quando há a necessidade de execução de uma avaliação de risco à saúde humana, utilizam-se as metodologias estadunidense ou holandesa (PEDROZO *et al.*, 2002).

Atualmente, em nível federal, A resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 420 define as diretrizes de gerenciamento de áreas contaminadas. Esta resolução considera áreas contaminadas somente os locais onde a presença de substâncias no solo ou na água subterrânea apresenta risco potencial ou real à saúde humana. Contudo, em áreas onde a contaminação possa causar danos significativos aos recursos

ambientais, a ARE pode ser utilizada no gerenciamento de risco (CONAMA, 2009).

No que se refere às normas nacionais específicas para avaliação de risco, há somente procedimentos estabelecidos para avaliação de risco à saúde humana, para fins de gerenciamento de áreas contaminadas, a NBR 16209 (ABNT, 2013). Apesar disso, metodologias de avaliação de risco ecológico estão sendo estudadas por especialistas do GT-11 - Grupo de Trabalho de Risco Ecológico da CEE-68 - Comissão de Estudo Especial de Avaliação da Qualidade do Solo e da Água para Levantamento de Passivo Ambiental e Avaliação de Risco à Saúde Humana da Associação Brasileira de Normas Técnicas (FIESP, 2015).

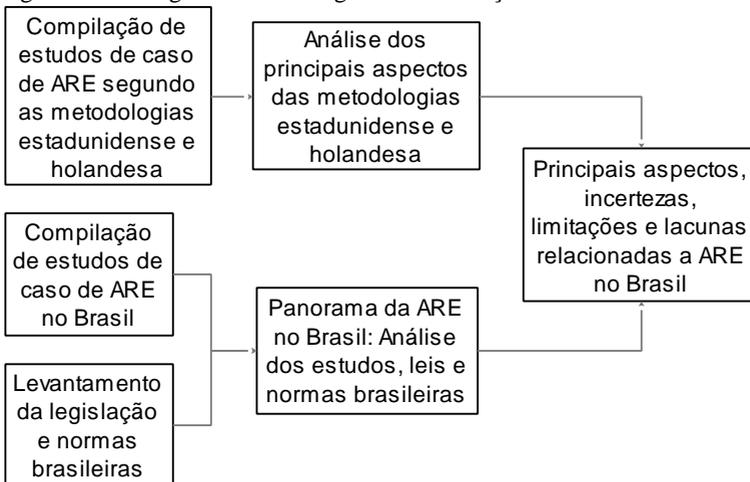
No Estado de São Paulo, o dano potencial ao meio ambiente é condição para classificação da área como contaminada, sendo assim é requerida a avaliação de risco ecológico para o planejamento das medidas de intervenção (SÃO PAULO, 2009; 2013). Recentemente, através da Decisão da Diretoria Nº 038/2017 (CETESB, 2017), foram definidas diretrizes gerais para a realização de AREs no estado, com destaque para a utilização de metodologia que considere no mínimo três linhas: química, ecotoxicológica e ecológica. Em 2018, o Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina definiu normas para gerenciamento de áreas contaminadas, adotando as mesmas diretrizes gerais de ARE definidas pela CETESB (2017) na Instrução Normativa nº 74/2018 (IMA, 2018). A análise detalhada dessas normas, assim como da CONAMA 420, são apresentadas na seção 5.3.1.

## 4 METODOLOGIA

A primeira etapa desta dissertação foi conduzida a partir da pesquisa e compilação de estudos de caso e de estudos primários de Avaliação de Risco Ecológico em solos potencialmente contaminados, segundo as metodologias estadunidense (ERAGS) e holandesa (Tríade), publicados nos últimos 20 e 11 anos, respectivamente. As informações presentes nestes estudos subsidiaram a avaliação e a caracterização dos principais aspectos dessas metodologias (Figura 8).

Na segunda etapa, foi realizada a pesquisa e avaliação dos estudos de ARE realizados em áreas com solo potencialmente contaminado no Brasil. Além disso, foi feito um levantamento das legislações, normas e procedimentos técnicos nacionais relacionadas às AREs nas abordagens estrangeiras e no Brasil. Estes dados foram integrados para a construção de um panorama da ARE no Brasil, apresentando os estudos já realizados até o momento, a atual disponibilidade de legislação e normas técnicas correlatas e pontos limitantes que ainda necessitam ser desenvolvidos nos âmbitos legal e normativo nacional e estadual, para apoiar a execução dessas avaliações e reduzir as incertezas associadas às AREs no Brasil.

Figura 8 – Fluxograma metodológico da dissertação.



## 4.1 CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DOS PRINCIPAIS ASPECTOS DAS METODOLOGIA DE ARE ESTADUNIDENSE E HOLANDESA

Os principais aspectos práticos das metodologias de ARE estadunidense e holandesa foram avaliados por meio de uma pesquisa bibliográfica, abrangendo artigos publicados em periódicos científicos nacionais e internacionais e estudos disponibilizados pelas agências ambientais estadunidense e holandesa. A caracterização das metodologias citadas foi baseada nos seguintes aspectos:

- aspectos ecológicos a serem protegidos;
- substâncias químicas de interesse e atividades poluidoras;
- linhas de evidência e testes utilizados;
- influência das linhas de evidência no resultado do risco; e
- limitações e incertezas associadas à abordagem e aos resultados.

As incertezas avaliadas nessa dissertação dizem respeito ao grau de incerteza apresentado nos estudos de caso analisados.

### 4.1.1 Pesquisa, compilação e avaliação dos estudos de caso segundo a abordagem ERAGS

Os estudos de caso que utilizaram a abordagem ERAGS foram pesquisados na base de dados de áreas contaminadas do Programa Superfundo da USEPA, a *Superfund sites public access database* (<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/srchsites.cfm>). A primeira etapa da pesquisa foi realizada com a aplicação dos seguintes filtros de busca: áreas ativas atualmente na lista de prioridade nacional (em processo de gerenciamento) e solo como compartimento ambiental contaminado, tendo sido encontradas 1.086 áreas com essas características. A segunda etapa da busca consistiu em selecionar áreas que possuíam relatórios de ARE específica do local (BERA) disponibilizados, resultando na seleção de 27 AREs (Quadro 5).

Quadro 5 - Estudos de caso utilizados para a abordagem ERAGS, discriminando a área procedente, atividade poluidora e sua respectiva referência bibliográfica.

<b>Área</b>	<b>Atividade poluidora</b>	<b>Referência</b>
<i>Barker-Hughesville Mining District</i>	Mineração de prata e chumbo.	USEPA (2016a)
<i>Eighteenmile Creek</i>	Instalações comerciais/industriais diversas	USEPA (2016b)
<i>Iron King Mine-Humboldt Smelter</i>	Mineração e fundição chumbo e zinco e indústria de fertilizantes.	USEPA (2016c)

Quadro 5 - Estudos de caso utilizados para a abordagem ERAGS, discriminando a área procedente, atividade poluidora e sua respectiva referência bibliográfica (continuação).

<b>Área</b>	<b>Atividade poluidora</b>	<b>Referência</b>
<i>Former United Zinc &amp; Associated Smelters</i>	Fundição de zinco, chumbo e ferro.	USEPA (2015)
<i>Shieldalloy Corp</i>	Indústria metalúrgica.	USEPA (2013a)
<i>Basing Mining (OU6 Bullion mine)</i>	Mineração e fundição de ouro, prata, cobre, chumbo e zinco.	USEPA (2013b)
<i>Matthiessen and Hegeler Zinc Company</i>	Fundição de zinco, mineração de carvão, indústria química e de fertilizantes.	USEPA (2012)
<i>Casmalia Resources</i>	Aterro industrial.	USEPA (2011)
<i>Peters Cartridge Factory</i>	Indústria de munição de armas.	USEPA (2009a)
<i>Callaham Mining Corp.</i>	Mineração de chumbo, cobre, zinco e prata.	USEPA (2009b)
<i>Sonford Products</i>	Indústria química de derivados de pentaclorofenol (PCP).	USEPA (2009c)
<i>Standard Mine</i>	Mineração de ouro, prata, cobre, zinco e carvão.	USEPA (2008a)
<i>Captain Jack Mill</i>	Mineração de ouro e prata.	USEPA (2008b)
<i>Cam-Or Site</i>	Refinaria de óleo usado.	USEPA (2007a)
<i>Sutton Brook Disposal Area</i>	Aterro de resíduos domésticos e tambores.	USEPA (2007b)
<i>St. Regis Paper co</i>	Indústria de tratamento de madeira.	USEPA (2007c)
<i>Elizabeth Mine</i>	Mineração de cobre e sulfato de ferro.	USEPA (2006a)
<i>Del Amo Facility</i>	Indústria de borracha natural.	USEPA (2006b)
<i>Jacobsville Neighborhood Soil</i>	Indústrias metalúrgicas de aplicações em agricultura, cozinha e munições de armas.	USEPA (2006c)
<i>Sharon Steel Corp (Farrell Works)</i>	Fundição de aço.	USEPA (2005a)
<i>Troy Mills landfill</i>	Aterro de tambores.	USEPA (2005b)
<i>Ryeland Road Arsenic Site</i>	Indústria química e área de disposição de resíduos.	USEPA (2005c)
<i>Shpack Landfill</i>	Aterro de resíduos domésticos, industriais e radioativos.	USEPA (2004a)
<i>Centredale Manor Restoration Project</i>	Indústria química de hexacloropropeno e instalação de reciclagem de tambores.	USEPA (2004b)
<i>Rockwool Industries</i>	Indústria de lã de rocha.	USEPA (2003a)
<i>Jacobs Smelter</i>	Mineração e fundição de ouro, prata, cobre, chumbo e zinco.	USEPA (2003b)
<i>Lava Cap Mine</i>	Mineração de ouro e prata.	USEPA (2001)

Na abordagem ERAGS as avaliações foram realizadas para cada unidade de exposição, receptor e substância química. Cada aspecto da abordagem foi analisado em função de sua ocorrência em cada uma das 128 unidades de exposição definidas nos 27 estudos, independente do receptor, ou em função das unidades de exposição (128) e dos receptores avaliados (de 1 a 4 grupos de receptores por unidade de exposição), totalizando 346 casos. Para a análise das substâncias químicas determinantes de risco (substâncias que apresentaram risco não aceitável), foram consideradas somente as unidades de exposição e receptores que apresentaram risco não aceitável para ao menos uma substância química de interesse, totalizando 184 amostras (Tabela 4).

Tabela 4 - Universo amostral dos principais aspectos analisados na caracterização da abordagem ERAGS.

Aspecto analisado	Classe	Unidade de análise	Amostras (n)
Receptores	Animais silvestres; Plantas; Invertebrados do solo; Microorganismos	Unidades de exposição	128
Substâncias químicas de interesse	Metais; Halogenados; Poliaromáticos; Monoaromáticos; Alifáticos	Unidades de exposição	128
Linhas de evidência	Química; Química e Ecotoxicológica; Química e Ecológica; Ecotoxicológica; Ecológica; Química, Ecotoxicológica e Ecológica	Unidades de exposição e receptores	346
Risco	Não aceitável; Aceitável <b>Subclasse:</b> Todos receptores; Animais silvestres; Plantas; Invertebrados do solo	Unidades de exposição e receptores	346
Risco por linhas de evidência	Não aceitável; Aceitável <b>Subclasse:</b> Química; Química e Ecotoxicológica; Química e Ecológica; Ecotoxicológica; Ecológica; Química, Ecotoxicológica e Ecológica	Unidades de exposição e receptores	346
Substâncias determinantes de risco	Metais; Halogenados; Poliaromáticos; Monoaromáticos; Alifáticos	Unidades de exposição e receptores	184
Classificação da incerteza	Não classificada ou mencionada; Classificada	Unidades de exposição e receptores	346

#### 4.1.2 Pesquisa, compilação e avaliação dos estudos de caso segundo a abordagem Tríade

Diferentemente da USEPA, o RIVM não possui uma base de dados pública de áreas contaminadas, logo, os estudos de caso da abordagem Tríade se basearam principalmente em artigos científicos. A pesquisa foi realizada na busca por assunto no portal de periódicos CAPES/MEC, nas bases Science Direct, SpringerLink, Wiley Online Library e Scopus. As palavras-chave utilizadas foram: *ecological risk assessment*, *soil* e *triad*. Além dos artigos científicos pesquisados, foi também utilizado um exemplo de aplicação da Tríade (DIRVEN-VAN BREEMEN *et al.*, 2006), integrante da principal publicação da abordagem (JENSEN e MESMAN, 2006), e um relatório do RIVM sobre a aplicação da ARE em 8 áreas militares da Holanda (MESMAN *et al.*, 2014). O Quadro 6 apresenta a lista dos 8 estudos da abordagem Tríade utilizados nessa dissertação.

Quadro 6 - Estudos de caso utilizados para a abordagem Tríade.

<b>Atividade poluidora (localização)</b>	<b>Referência</b>
Aterro de resíduos domésticos e industriais (Hernani, Espanha).	Gutierrez <i>et al.</i> (2015)
Resíduos metálicos de atividades militares de treinamento de tiro (Holanda).	Mesman <i>et al.</i> (2014)
Aterro de resíduos diversos, incluindo resíduos oleosos (Finlândia).	Sorvari <i>et al.</i> (2013)
Indústria metalúrgica de tratamento de superfícies (Eskilstuna, Suécia).	Ribé <i>et al.</i> (2012)
Fundição de chumbo (Santo Amaro da Purificação, Brasil).	Niemeyer <i>et al.</i> (2010; 2015)
Indústria química (Cengio, Itália)	Semenzin <i>et al.</i> (2008)
Área altamente industrializada impactada por deposição atmosférica (Alessandria, Itália).	Dagnino <i>et al.</i> (2008)
Revestimento de redes de pesca com óleo de alcatrão (Skagen, Dinamarca).	Dirven-van Breemen <i>et al.</i> (2006)

A maioria dos estudos de caso apresentou e discutiu seus resultados individualmente para cada amostra de solo, logo, a avaliação dos principais aspectos da abordagem foi caracterizada em função do número de amostras, ao contrário da USEPA que considerou as unidades de exposição.

Os estudos de caso avaliados objetivaram prioritariamente avaliar a aplicação da abordagem Tríade e, por isso, não seguem um padrão de

apresentação dos resultados. Alguns estudos não possuem os resultados numéricos de risco por linha de evidência, risco integrado ou desvio para todas as amostras e, por vezes, apresentam estas informações em forma de gráficos triangulares ou de barras. Quando possível, os desvios foram calculados a partir dos valores de RI de cada LoE, do contrário, valores de RI e D foram estimados a partir dos gráficos. A Tabela 5 apresenta o número de amostras e estudos considerados na avaliação de cada um dos aspectos de interesse.

Tabela 5 – Universo amostral considerado nas análises dos aspectos da abordagem Triáde.

<b>Referência</b>	<b>Bens a proteger</b>	<b>SQIs</b>	<b>Resultado do risco</b>	<b>Resultado do risco por LoE</b>	<b>Desvio</b>	<b>Testes das LoEs (Qui, Ecotox e Eco)</b>
Gutierrez <i>et al.</i> (2015)*	2	2	2	2	2	2
Mesman <i>et al.</i> (2014)	-	-	-	-	-	70 <sup>(3)</sup>
Sorvari <i>et al.</i> (2013)	6	6	-	-	-	6
Ribé <i>et al.</i> (2012)	3	3	3	3	3	3
Niemeyer <i>et al.</i> (2010; 2015)*	11	11	22 <sup>(2)</sup>	11	11	11
Semenzin <i>et al.</i> (2008)	2	2	2	2	2	2
Dagnino <i>et al.</i> (2008)	12 <sup>(1)</sup>	12 <sup>(1)</sup>	12 <sup>(1)</sup>	3 <sup>(4)</sup>	12 <sup>(1)</sup>	12 <sup>(1)</sup>
Dirven-van Breemen <i>et al.</i> (2006)*	2	2	2	2	2	2
<b>Total</b>	<b>38</b>	<b>38</b>	<b>43</b>	<b>23</b>	<b>32</b>	<b>108</b>

<sup>(1)</sup> 3 amostras em 4 estações do ano; <sup>(2)</sup> 11 amostras para 2 funções do solo;

<sup>(3)</sup> 70 amostras de um total de 8 investigações; <sup>(4)</sup> somente 3 amostras apresentaram valores de risco por LoE; e \* avaliações em níveis.

SQIs = substâncias químicas de interesse.

Alguns estudos apresentaram avaliações em níveis (*tiers*), sendo considerados somente os resultados do último nível apresentado para o resultados do risco, resultado do risco por LoE e desvio. Niemeyer *et al.* (2010; 2015), além do nível de varredura, avaliou as funções de retenção e habitat do solo, nas quais foram utilizados diferentes testes e, por isso, foram considerados como sendo resultados distintos da mesma área contaminada. No estudo realizado por Sorvari *et al.* (2013), devido a

inconsistências com testes relacionados à LoE ecológica, esta foi descartada do cálculo de risco integrado e, por isso, não foram utilizados nas análises dos aspectos: resultado do risco, resultado do risco por LoE e desvio. Já no relatório de Mesman et al. (2014) sobre 8 investigações de ARE em áreas militares, não foram apresentadas informações em detalhamento compatível com os demais estudos, principalmente no que diz respeito aos resultados numéricos ou gráficos, sendo utilizado somente para a análise dos testes que foram conduzidos para as LoEs química, ecotoxicológica e ecológica.

## 4.2 PANORAMA DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO NO BRASIL

O panorama da avaliação de risco ecológico foi elaborado a partir dos estudos de caso no Brasil e da apresentação e discussão das legislações relacionadas à avaliação de risco ecológico de áreas contaminadas no âmbito federal e estadual.

Foi verificada a existência de orientações normativas nacionais para a condução dos testes ecotoxicológicos e ecológicos utilizados pelas abordagens ERAGS e Tríade, para que fosse possível avaliar a viabilidade de execução destes testes no Brasil. Os testes da LoE química não foram abordados, pois apresentaram pouca variação, tendo sido predominantemente utilizada a determinação da concentração total das substâncias em solo, a qual possui protocolos bastante consolidados no Brasil. Ademais, os testes de avaliação da fração biodisponível por extração química foram utilizados em poucos estudos e não fizeram referência a um protocolo padronizado.

Os estudos de ARE em áreas com solo contaminado no Brasil foram pesquisados em publicações científicas e no catálogo de teses e dissertações da CAPES (<http://catalogodeteses.capes.gov.br>). Esta pesquisa resultou em apenas dois estudos: uma tese em que foi realizada a avaliação de risco a saúde humana e risco ecológico em uma indústria de metalurgia de zinco no estado do Rio de Janeiro (LIMA, 2009) e artigos referentes a uma ARE de fundição de chumbo em Santo Amaro da Purificação, Bahia (NIEMEYER 2012). Estes estudos foram avaliados em relação às abordagens estrangeiras utilizadas (USEPA e Tríade), bens a proteger, testes utilizados para LoE ecotoxicológica e ecológica e, também, em relação às orientações normativas existentes. Acredita-se que a reduzida quantidade de trabalhos se deve ao fato de que i) esta dissertação se restringiu ao levantamento de estudos de caso em ambientes terrestres, uma vez que os ambientes aquáticos costumam ser

mais frequentemente estudados em virtude da exigência normativa de avaliações toxicológicas para o lançamento de efluentes e enquadramento dos corpos hídricos superficiais (CONAMA 357/2005); e ii) a não obrigatoriedade ou exigência de execução de AREs pela maioria dos órgãos ambientais estaduais do Brasil.

Foi realizada também uma avaliação das abordagens ERAGS e Tríade quanto ao cumprimento dos requisitos da ARE presentes na DD 38/2017 (CETESB) e na IN 74/2018 (IMA), visando verificar a aplicabilidade dessas metodologias internacionais no contexto das normas estaduais. Por fim, as informações sobre o panorama brasileiro e as avaliações das AREs estrangeiras foram integradas para identificar os aspectos legais e normativos existentes no país, bem como, apontar as limitações, incertezas e lacunas a serem preenchidas para viabilizar a execução de avaliação de risco ecológico em solos potencialmente contaminados no Brasil.



## 5 RESULTADOS

### 5.1 AVALIAÇÃO DAS ABORDAGENS DE AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO ESTADUNIDENSE (ERAGS) E HOLANDESA (TRÍADE)

Neste item, serão apresentados os resultados da avaliação das abordagens de avaliação de risco ecológico estadunidense e holandesa, de forma comparativa, em relação a bens a proteger, substâncias químicas de interesse, atividades poluidoras e linhas de evidência utilizadas.

#### 5.1.1 Bens a proteger

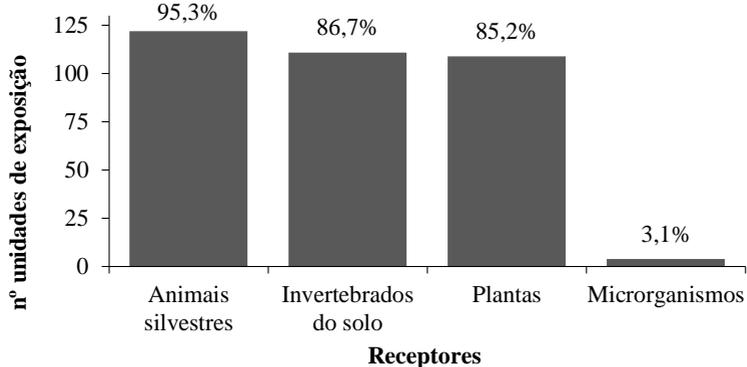
As metodologias de avaliação de risco ecológico supracitadas adotaram diferentes critérios para selecionar seus bens a proteger. Na metodologia ERAGS, a avaliação de risco ecológico objetivou a preservação e a manutenção das populações e comunidades de organismos nativos, e, principalmente, as espécies ameaçadas ou em perigo de extinção que poderiam ser potencialmente impactadas. Já na metodologia Tríade, a avaliação do risco ecológico está baseada na proteção e manutenção dos serviços ecossistêmicos baseado no tipo de uso do solo, majoritariamente desempenhados pelos organismos do solo. O tipo de uso do solo pode ser industrial, natural, agrícola ou residencial, atribuindo diferentes faixas de valor de risco para cada (Tabela 3).

Nas áreas em que foi utilizada a abordagem ERAGS, foram avaliados os seguintes receptores: animais silvestres (i.e. mamíferos, pássaros e répteis), plantas, invertebrados do solo (macro, meso e microfauna) e microrganismos. Foram avaliados um ou mais receptores em cada uma das 128 unidades de exposição existentes nos 27 estudos ERAGS analisados. Dentre os receptores, animais silvestres foram avaliados em quase todas as unidades (95,3%), seguido por invertebrados do solo (86,7%) e plantas (85,2%), enquanto que microrganismos (3,1%) foram avaliados com frequência significativamente inferior (Figura 9). Os animais silvestres, mamíferos e pássaros, são avaliados em nível de população por guildas alimentares, sendo a divisão mais comum entre invertívoros (se alimenta de diversos invertebrados), herbívoros (se alimenta de vegetais e/ou algas), onívoros (se alimenta de matéria vegetal e animal) e carnívoros (se alimenta de animais invertebrados e vertebrados).

Os resultados obtidos corroboram com Rhor *et al.* (2016), os quais afirmam que vertebrados e serviços ecossistêmicos são comumente vistos

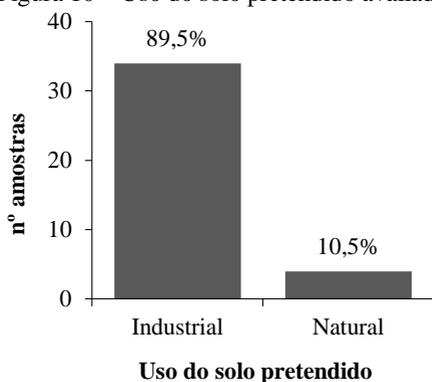
pela sociedade e pelos *stakeholders* como aspectos ecológicos prioritários para conservação. Isto fica evidenciado pelo elevado percentual de estudos (95,3%) que avaliaram animais silvestres como receptores. Ainda, Rhor *et al.* (2016) afirmam que é improvável que os invertebrados do solo ou microrganismos sejam aceitos como bens a proteger, apesar de, segundo Verhoef (2004), serem a força motriz dos serviços ecossistêmicos. Os resultados indicam que invertebrados foram frequentemente monitorados porém, a baixa frequência de monitoramento de microrganismos corrobora com a afirmação de Rhor *et al.* (2016).

Figura 9 – Receptores avaliados nos estudos ERAGS.



Dentre as áreas avaliadas pela metodologia Tríade, cada amostra foi avaliada como sendo somente uma classe de uso do solo pretendido. A maioria das amostras foi classificada como de uso do solo industrial (89,5%) e, uma parcela inferior, como de uso natural (10,5%) (Figura 10). Por se tratar de uma abordagem direcionada à avaliação dos serviços ecossistêmicos relacionados ao uso do solo, os estudos focaram, principalmente, na análise de diferentes grupos taxonômicos: plantas, invertebrados do solo, microrganismos e organismos aquáticos. Ao contrário das áreas avaliadas pela ERAGS, que utiliza a ARE dentro de um processo regulatório de gerenciamento ambiental, a maioria das áreas analisadas com a Tríade foi avaliada em trabalhos acadêmicos. Por este motivo, acredita-se que os autores focaram em trabalhar em áreas tipicamente contaminadas para testar a aplicação da abordagem Tríade, justificando a maior incidência de estudos em áreas industriais do que naturais.

Figura 10 – Uso do solo pretendido avaliados nos estudos Tríade.



A partir do exposto, observa-se que a estudos ERAGS procuraram proteger as populações de animais silvestres, a comunidade das plantas e dos invertebrados do solo. Além disso, tiveram foco na proteção das espécies ameaçadas de extinção e nas diferentes populações de animais silvestres presentes neste habitat. Já na Tríade, os estudos tiveram como objetivo proteger a qualidade do solo para fornecer os serviços ecossistêmicos. As investigações avaliaram os grupos de organismos indicadores ou responsáveis pelo desempenho das funções ecológicas do solo, que serão detalhadamente discutidos no item 5.2.5. Segundo Swartjes, Breure e Bealieu (2011), em países menos densamente povoados e com grandes áreas naturais preservadas, como os EUA, Canadá, Austrália e África, há uma preocupação maior com animais silvestres. Já em países densamente povoados e com poucas áreas naturais e áreas ociosas disponíveis, como a Holanda, os serviços ecossistêmicos passam a ter maior importância para o aproveitamento otimizado do solo.

### **5.1.2 Substâncias químicas de interesse, substâncias determinantes de risco e atividades poluidoras**

As substâncias químicas de interesse (SQIs) das AREs específicas do local, pelas abordagens ERAGS e Tríade, apresentaram semelhanças entre os grupos de substâncias mais comumente avaliadas e em algumas das atividades poluidoras. Os estudos ERAGS ainda apresentaram as substâncias determinantes de risco, definidas na etapa de caracterização do risco.

Nas AREs que seguiram a abordagem ERAGS (Figura 11), substâncias pertencentes ao grupo dos metais foram avaliadas em todas

as unidades de exposição (100%). Destacam-se também os hidrocarbonetos halogenados (46,9%), os poliaromáticos (37,5%), os monoaromáticos (35,9%) e, em menor incidência, os alifáticos (10,2%) e alicíclicos (1,6%). As principais atividades poluidoras desenvolvidas nessas mesmas unidades de exposição foram (Figura 12): mineração, fundição e/ou indústria metalúrgica (64,1%); indústria química e/ou de fertilizante (33,6%); aterros ou áreas de disposição de resíduos diversos (18,8%); demais tipos de indústrias, como, por exemplo, tratamento de madeira, borracha natural e reciclagem de óleo (13,3%); e estabelecimentos comerciais (1,6%). As SQIs identificadas correspondem a contaminantes característicos das atividades apresentadas, como metais em áreas de mineração, fundição e indústrias metalúrgicas, hidrocarbonetos aromáticos em indústrias químicas relacionadas ao petróleo, e halogenados em indústrias químicas e de defensivos agrícolas.

Figura 11 – Substâncias químicas de interesse (SQIs) nos estudos ERAGS.

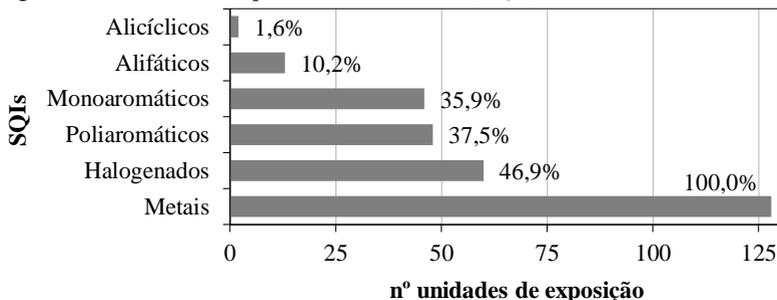
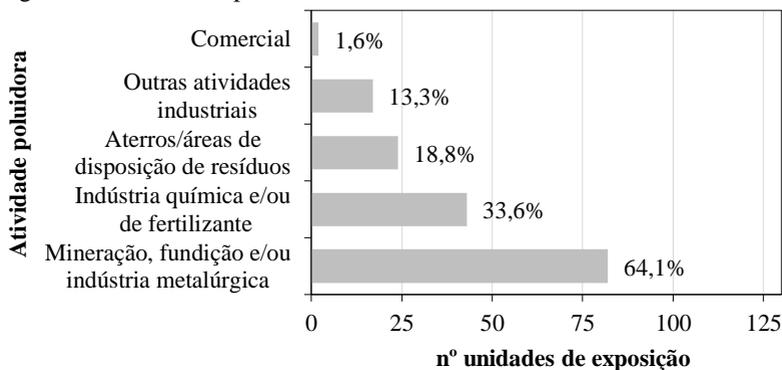
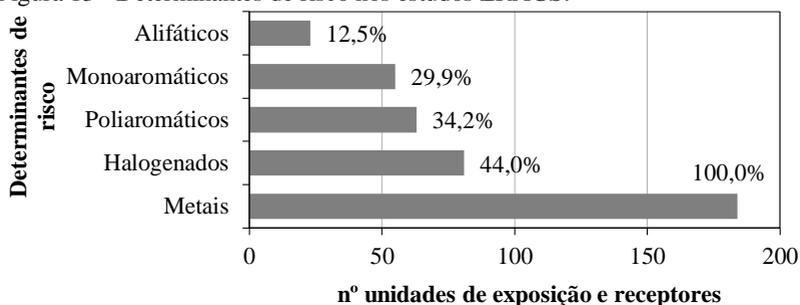


Figura 12 - Atividades poluidoras nos estudos ERAGS.



A caracterização do risco pela metodologia ERAGS apresentou a determinação das substâncias químicas determinantes de risco. Essas substâncias são aquelas que podem ser efetivamente responsáveis por caracterizar risco não aceitável e foram identificadas pela LoE química, através do cálculo do Quociente de Perigo (QP). Os metais foram identificados como determinantes de risco em todas as unidades de exposição e receptores que apresentaram risco não aceitável, como mostra a Figura 13. Também foram identificados como determinantes de risco os hidrocarbonetos halogenados, em 44,0% das unidades de exposição e receptores, poliaromáticos, em 34,2%, monoaromáticos, em 29,9%, e alifáticos, em 12,5%. Esses resultados são semelhantes aos percentuais encontrados na identificação dos SQIs (Figura 11), o que justifica a elevada frequência com que estes compostos são monitorados. O elevado risco que estes compostos como metais e hidrocarbonetos poliaromáticos costumam impor estão associados a sua persistência e potencial de biomagnificação<sup>2</sup>.

Figura 13 - Determinantes de risco nos estudos ERAGS.



As áreas contaminadas, avaliadas pela abordagem Tríade, também apresentaram metais como o grupo de substâncias de interesse mais frequentemente monitorado (91,2%), seguido dos hidrocarbonetos poliaromáticos (42,1%), halogenados (36,8%) e HTP (15,8%) (Figura 14). O parâmetro hidrocarbonetos totais de petróleo (HTP) geralmente está limitado à etapa preliminar de identificação de áreas potencialmente contaminadas. As substâncias que podem estar representadas no HTP podem apresentar características físico-químicas e toxicológicas muito distintas, sendo estas características importantes na ARE. As atividades poluidoras desenvolvidas nessas áreas foram:

<sup>2</sup> A biomagnificação é o aumento da concentração de uma substância nos organismos, à medida que passa de um nível trófica para o seguinte.

fundição e indústrias metalúrgicas (36,8%), deposição atmosférica de poluentes em um polo industrial (32,0%), aterros de resíduos diversos (21,1%), indústrias químicas (5,3%) e preparação de redes de pesca artesanal com alcatrão (5,3%) (Figura 15). Assim como na abordagem ERAGS, as SQIs estão associadas aos contaminantes tipicamente produzidos pelas atividades poluidoras citadas.

Figura 14 - Substâncias químicas de interesse (SQIs) nos estudos Tríade.

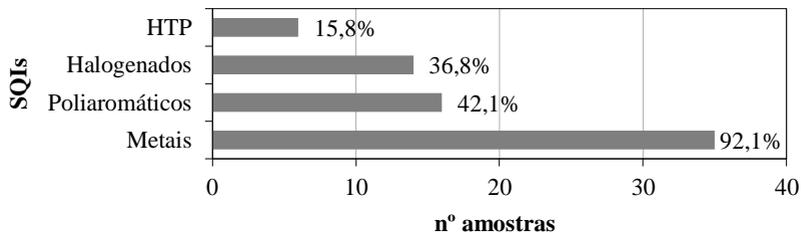
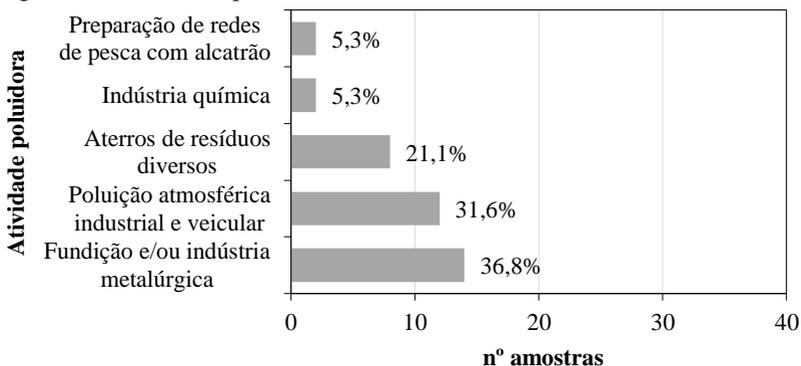


Figura 15 - Atividades poluidoras nos estudos Tríade.



Os estudos que seguiram a metodologia Tríade, não determinaram individualmente as substâncias químicas determinantes de risco em sua caracterização do risco, visto que isto não é um princípio da abordagem e, por isto, os estudos analisados não avançaram até a análise dos determinantes de risco de maneira individualizada e definição das concentrações meta de remediação. Na Tríade, o resultado do risco estimado pela LoE química é o valor combinado da mistura de contaminantes, em que soma-se a pressão tóxica de cada substância química avaliada para, subsequentemente, gerar um único índice de risco.

A predominância dos metais como SQIs em ambas as abordagens, pode ser explicada em função dessas substâncias apresentarem persistência no compartimento do solo, conforme detalhado por Harmsen

e Naidu (2013). Os autores afirmam que, além de não serem biodegradáveis, os metais podem ser imobilizados pela matéria orgânica e pela argila, e, também, podem permanecer insolúveis em função do pH do solo. O grupo dos poliaromáticos e certos halogenados (e.g. PCBs, dioxinas, furanos e pesticidas clorados) são contaminantes ambientais reconhecidos e denominados Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs) (UNEP, 2018). Segundo Bajaj e Singh (2015), os POPs são resistentes à degradação e devido a sua natureza lipofílica e hidrofóbica, podem permanecer adsorvidos na matéria orgânica, na fração argila do solo, além de possuírem elevado potencial de bioacumulação<sup>3</sup> e biomagnificação na cadeia trófica (TCEQ, 2017).

Os contaminantes mais comumente avaliados foram metais, hidrocarbonetos poliaromáticos e halogenados, oriundos principalmente de atividades mineração, fundição e produção de bens de consumo metálicos, indústrias químicas, aterros e áreas de disposição irregular de resíduos. As substâncias determinantes de risco, identificadas nos estudos ERAGS, também foram metais, hidrocarbonetos poliaromáticos e halogenados. Os contaminantes identificados foram amplamente monitorados nas ARE por sua persistência no ambiente, afinidade com componentes do solo (e.g. matéria orgânica e argila), pela sua capacidade de bioacumulação nos organismos do solo e biomagnificação na cadeia trófica.

### **5.1.3 Linhas de evidência (LoEs)**

A caracterização do risco se dá através da avaliação de uma ou múltiplas linhas de evidência. Os tipos de linhas de evidência, química, ecotoxicológica e ecológica, apresentaram diferença significativa entre as metodologias ERAGS e Tríade. Enquanto a Tríade usou majoritariamente os três tipos de LoEs para cada amostra, a ERAGS se limitou ao uso de uma LoE química para a maioria das unidades de exposição e receptores.

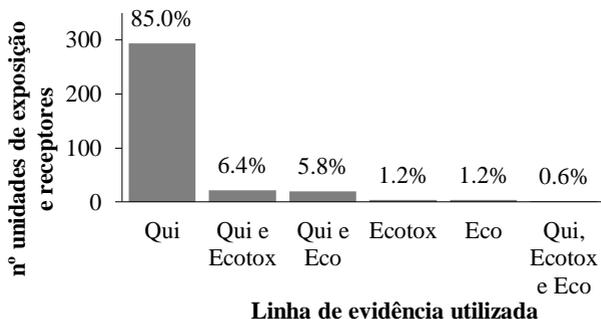
Os estudos que seguiram abordagem ERAGS apresentaram pouca utilização de múltiplas LoEs (Figura 16). Isto pode ter ocorrido devido ao fato que a abordagem ERAGS não define um número mínimo ou tipo de LoEs a serem utilizadas nos seus estudos. A linha química foi a mais frequente, sendo o único tipo de LoE utilizada em 85,0% das unidades de exposição e receptores. A combinação de duas LoEs, química e ecotoxicológica (6,4%) ou química e ecológica (5,8%), foi utilizada em somente 12,2% dos casos. A combinação de três LoEs é ainda mais

---

<sup>3</sup> Acumulação de um substância nos tecidos biológicos de organismos.

incomum, chegando a 0,6% ocorrências. Os estudos realizados exclusivamente pela LoE ecotoxicológicas (1,2%) ou ecológicas (1,2%), representaram 2,4% das avaliações. Os invertebrados do solo e plantas foram os receptores comumente avaliados através da combinação de LoEs química, ecotoxicológica e/ou ecológica, e os únicos receptores a serem avaliados somente pela LoE ecotoxicológica ou ecológica.

Figura 16 - LoEs nos estudos ERAGS.



O princípio da abordagem tríade prevê a utilização dos 3 tipos de LoEs, química, ecotoxicológica e ecológica (JENSEN; MESMAN, 2006; MESMAN; SCHOUTEN; RUTGERS, 2011). Desta maneira, os 15 estudos da Tríade utilizaram os três tipos de linhas de evidência. Niemeyer *et al.* (2015), ao avaliar a função de retenção dos contaminantes pelo solo, utilizou apenas as LoEs química e ecotoxicológica.

De modo geral, os estudos ERAGS são geralmente baseados na LoE química, uma vez que esta abordagem não prevê a integração de múltiplas linhas de evidência e, portanto, a maioria dos estudos utilizou a LoE mais conservadora, que é representada pela LoE química. Alguns estudos incluíram as LoEs ecotoxicológica e/ou ecológica nas avaliações de invertebrados do solo e plantas. Na Tríade, os estudos comumente utilizam a combinação das três LoEs, fornecendo um análise integrada da qualidade do solo, representada pelo diversos grupos de organismos associados aos processos que sustentam os serviços ecossistêmicos.

As LoE ecotoxicológicas e ecológicas também podem detectar efeitos tóxicos de substâncias ou parâmetros que não tem valor toxicológico de referência estabelecido, como, por exemplo, a salinidade. Gao *et al.* (2014) utilizaram a levantamentos da estrutura da comunidade microbiana para avaliar os impactos da salinização do solo em área contaminada por petróleo cru.

## 5.2 CARACTERIZAÇÃO E AVALIAÇÃO DO RISCO NAS METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO ESTADUNIDENSE E HOLANDESA E AS INCERTEZAS ASSOCIADAS

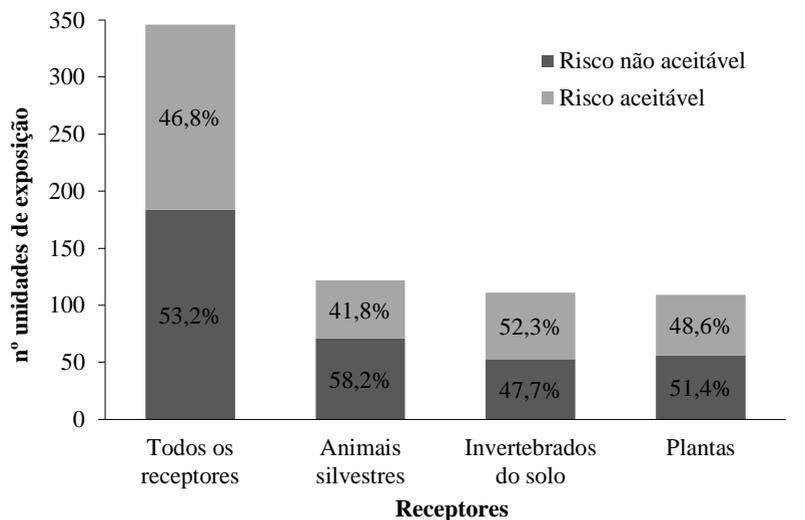
### 5.2.1 Caracterização do risco

A caracterização do risco nas abordagens ERAGS e Tríade foi realizada de forma distinta. A ERAGS avaliou os efeitos dos contaminantes individualmente e ponderou as LoEs qualitativamente (melhor julgamento profissional), enquanto a Tríade avaliou o efeito da mistura de contaminantes e usou uma abordagem quantitativa (indexação) para ponderar das LoEs.

Nos estudos ERAGS, os resultados do risco se aplicaram a cada substância química, cada receptor e cada unidade de exposição. Já nos estudos Tríade os resultados do risco foram caracterizados para cada amostra, e a integração destes foi conduzida a partir da matriz de decisão (Tabela 3), de maneira a representar a resposta de diferentes grupos de organismos (plantas, invertebrados do solo, plantas) responsáveis pelas funções ecológicas do solo e, conseqüentemente, pelos serviços ecossistêmicos.

As avaliações realizadas segundo a abordagem ERAGS apresentaram risco não aceitável em 53,2% dos estudos e risco aceitável em 46,8% das unidades de exposição e receptores, para, ao menos, uma substância química de interesse (Figura 17). Quando analisados os percentuais dos resultados do risco para os principais grupos de receptores, verificou-se valores semelhantes para invertebrados do solo, 47,7% de risco não aceitável e 52,3% de risco aceitável, e para plantas, 51,4% de risco não aceitável e 48,6% risco aceitável. Entre os animais silvestres, a diferença entre os percentuais dos resultados do risco foi maior, com 58,2% unidade de exposição com risco não aceitável e 41,8% com risco aceitável. Essa diferença mostrou que os animais silvestres apresentaram uma resposta relativamente mais sensível ao risco. Isto também pode ter sido atribuído ao fato de que, nesse grupo, estão representados mamíferos, pássaros e répteis de diferentes guildas alimentares e que estariam mais expostos à biomagnificação dos contaminantes. Os animais silvestres também foram avaliados majoritariamente pela LoE química que, por ser reconhecidamente conservadora, poderia justificar um maior número ocorrências de risco inaceitável.

Figura 17 - Resultados do risco para estudos ERAGS.



Nos estudos que seguiram a Tríade, 25,6% das amostras resultaram em risco não aceitável e, 74,4%, em risco aceitável. Em relação às amostras de uso do solo natural (Figura 19), risco aceitável e não aceitável apresentaram o mesmo percentual (50%). Nas amostras de uso do solo industrial, as avaliações mostraram 76,9% de risco aceitável e 23,1% de risco não aceitável. O maior percentual de amostras com risco aceitável em áreas industriais pode ser explicado pela maior permissividade do valor do índice Risco Integrado (RI) para esse uso de solo. Por exemplo, para  $D \leq 0,4$ , o nível de efeito negativo aceitável é de até 75% para áreas industriais com solo impermeabilizado, contra 25% para áreas naturais (Tabela 3).

Para avaliar a preponderância de linhas de evidência na caracterização do risco não aceitável ou aceitável, foram classificados os resultados das avaliações da cada LoE nos estudos ERAGS (Tabela 6).

Dentre as avaliações ERAGS que resultaram em risco não aceitável, foi utilizada somente um tipo de LoE (química, ecotoxicológica ou ecológica) em 44,2% das unidades de exposição e receptores. Analisando somente os estudos que usaram duas LoEs, constatou-se que eles correspondem a 9,0% do total, e a linha química indicou risco não aceitável em todas as investigações cuja conclusão de risco foi de não aceitável (totalizando 31 casos). Ademais, quando utilizadas duas LoEs, ambas indicaram risco não aceitável em 5,7% das unidade de exposição

e receptores com resultado de risco não aceitável: química e ecotoxicológica (4,3%), e química e ecológica (1,4%). Somente a LoE química indicou risco não aceitável em 3,2% das unidades de exposição e receptores, dentre os 9,0% de casos que utilizaram duas LoEs e resultaram em risco não aceitável. Assim, a linha química foi preponderante sobre a ecotoxicológica e a ecológica na indicação de risco não aceitável, em 2,3% e 0,9% das unidades de exposição e receptores, respectivamente.

Em relação à conclusão de risco aceitável, 42,8% das unidades de exposições e receptores foram avaliados com apenas uma LoE (química, ecotoxicológica ou ecológica), enquanto que em 4,0% foram utilizadas LoEs múltiplas (duas ou três LoEs). Quando utilizadas LoEs múltiplas, a linha ecológica foi preponderante para a conclusão de risco aceitável, sobre a LoE química, em 3,2% das unidades de exposição e receptores, e, sobre as LoEs química e ecotoxicológica, em 0,6%. Em apenas 0,6% das unidades de exposição e receptores, houve convergência entre as LoEs química e ecológica na indicação de risco aceitável.

Nas investigações que seguiram a abordagem Tríade foram utilizadas múltiplas LoEs em todos os estudos. Os resultados indicaram que 25,6 % das amostras apresentaram risco não aceitável e 74,4% risco aceitável (Figura 18). Em relação ao uso do solo industrial, 76,9% das amostras apresentaram risco aceitável e 23,1% apresentaram risco não aceitável. Para o uso natural, houve a mesma porcentagem de amostras com risco aceitável e não aceitável.

Para identificar a preponderância das diferentes LoE no resultado do risco integrado (RI), o valor de risco de cada LoE foi analisado individualmente a fim de identificar sua contribuição ao valor de risco integrado (Tabela 7). Para cada amostra, o valor de risco resultante para cada uma das LoEs foi comparado ao valor limite de risco aceitável para o tipo de solo pretendido, de acordo com a Tabela 3. Isto permitiu verificar o número de vezes que cada LoE excedeu o valor limite de risco aceitável. A LoE química indicou risco não aceitável em 6 das 7 amostras que apresentaram RI não aceitável. Nas amostras que apresentaram RI aceitável (69,5%) duas os mais LoEs indicaram risco aceitável, havendo convergência entre todas as LoEs em 47,8% das amostras. Em Observou-se que a LoE ecológica demonstrou risco aceitável em 15 das 16 amostras cujo risco integrado estava dentro do limite aceitável.

Tabela 6 - Risco por linha de evidência para os estudos ERAGS.

		Risco não aceitável				Risco aceitável							
LoE única		LoEs múltiplas				LoE única							
Qui	Ecotox	Qui e Ecotox*	Qui*	Qui e Eco*	Qui	Ecotox	Eco	Qui e Eco*	Eco*	Qui e Eco*	Eco*	Total	
		Qui e Ecotox	Qui e Ecotox	Qui e Eco	Qui e Eco		Qui e Eco		Qui e Eco		Qui, Eco e Ecotox		
N	151	1	15	8	5	3	142	3	3	11	1	2	346
%	43,6	0,3	4,3	2,3	1,4	0,9	41,0	0,9	0,9	3,2	0,3	0,6	100
		9,0				42,8				4,0			

N = número de unidades de exposição e receptores; % = percentual de unidades de exposição e receptores

\* as razões representam:  $\frac{\text{LoE(s) que indicou(ram) risco não aceitável}}{\text{LoEs utilizadas}}$  (para risco não aceitável); ou  $\frac{\text{LoE(s) que indicou(ram) risco aceitável}}{\text{LoEs utilizadas}}$  (para risco aceitável).

Figura 18 - Resultado do risco para estudos Tríade.

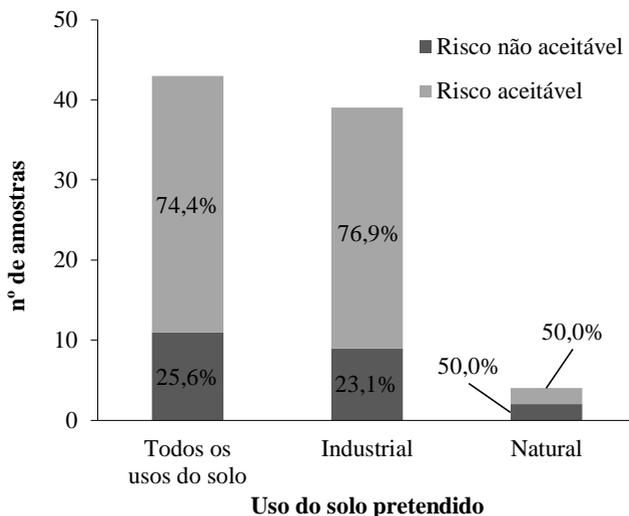


Tabela 7 - Risco por linha de evidência para os estudos Tríade.

LoEs*	Risco não aceitável					Risco aceitável				Total
	Qui	Qui e Ecotox	Qui e Eco	Ecotox e Eco	Qui, Ecotox e Eco	Qui, Ecotox e Eco	Ecotox e Eco	Qui e Eco	Ecotox	
N	2	2	1	1	1	11	3	1	1	23
%	8,7	8,7	4,3	4,3	4,3	47,8	13,0	4,3	4,3	100
	8,7	21,7				65,2			4,3	

N = número amostras; % = percentual de amostras

\* LoEs que indicaram risco não aceitável (para risco não aceitável); ou LoEs que indicaram risco aceitável (para risco aceitável).

As AREs, tanto utilizando a metodologia ERAGS ou a Tríade, apresentaram semelhanças em relação à maior preponderância da LoE química em relação à caracterização de risco não aceitável. Nesses casos, a LoE química resultou em valores de risco superiores aos demais, conduzindo à caracterização final como risco não aceitável. Por outro lado, a LoE ecológica, quando não indicou efeitos negativos significativos, demonstrou ser preponderante para caracterizar o risco como aceitável, apesar de ter sido caracterizado risco não aceitável nas demais LoEs. Os estudos ERAGS utilizaram a LoE química como única

LoE para caracterização do risco na maior parte dos casos (293 de 346 casos) e resultaram em número semelhante de unidades de exposição e receptores com risco caracterizado como não aceitável (184 casos) e aceitável (162 casos). Já para as avaliações segundo a Tríade, houve uma maior ocorrência de amostras com risco aceitável (32 entre 43 amostras). Diante do exposto, entende-se que a combinação de múltiplas linha de evidência fornece uma conclusão mais precisa sobre o risco, que foi evidenciado pela maior proporção de casos com risco aceitável nos estudos Tríade do que nos estudos ERAGS.

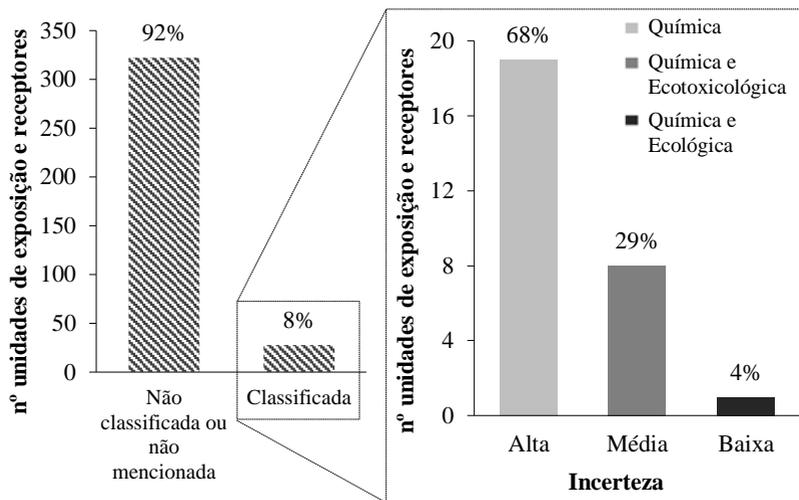
A complementação da LoE química com as linhas ecotoxicológicas e ecológicas representam um custo maior na fase de investigação, contudo podem representar uma economia na fase de remediação. Áreas primeiramente consideradas de risco inaceitável unicamente pela LoE química, por vezes, podem apresentar risco aceitável quando integradas as demais LoEs na avaliação e, consequentemente, haveria uma redução nos custos de intervenção.

### 5.2.2 Incertezas e Desvio

A caracterização qualitativa das incertezas foi apresentada em todos os estudos da abordagem ERAGS. Contudo, a incerteza, ou o nível de confiança, na conclusão sobre o risco foi classificada em somente 8% das unidades de exposição e receptores (Figura 19). Dentre os resultados que classificaram a incerteza, 68% indicaram alta incerteza enquanto que 29% e 3% indicaram média e baixa incerteza, respectivamente. Além disso, verificou-se uma relação entre a alta incerteza e o uso de uma única LoE (química), enquanto que conclusões que indicaram incerteza média e baixa foram descritas em avaliações que utilizaram as combinações de LoEs química e toxicológica, e química e ecológica, respectivamente.

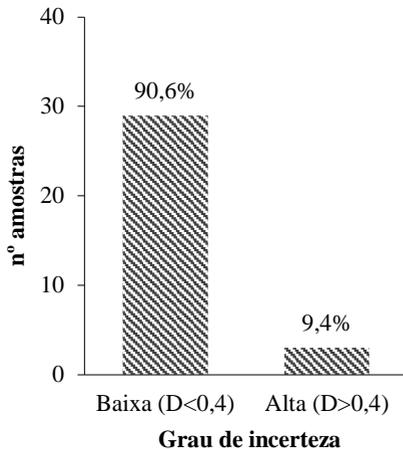
Os estudos segundo a abordagem Tríade, com exceção de Sorvari *et al.* (2013), não apresentaram uma caracterização qualitativa ou quantitativa das incertezas da ARE. Apesar disso, a caracterização do risco pela Tríade exige o cálculo do desvio (D) entre os resultados de risco obtidos pelas LoEs, como forma de avaliar a divergência ou convergência entre elas. De acordo com limite de desvio sugerido por Jensen e Mesman (2006), atribui-se a classificação de incerteza alta para  $D > 0,4$  e incerteza baixa, para  $D \leq 0,4$ . Com base nessa classificação, 9,4% das amostras indicaram incerteza alta e 90,6% indicaram incerteza baixa, mostrando que o uso da combinação de LoEs tem papel na redução das incertezas sobre o resultado das AREs (Figura 20).

Figura 19 - Classificação da incerteza nos resultados do risco nos estudos ERAGS.



A classificação das incertezas sobre a conclusão do risco ficou limitada a 8% unidades de exposição e receptores avaliados nos estudos ERAGS. Nos estudos em que foram classificadas, a incerteza alta foi atribuída aos resultados baseados no uso exclusivo da LoE química e incerteza média e baixa nos resultados baseados na combinação de LoEs. Nas AREs que seguiram a Tríade, o grau de incerteza foi baixo na maioria das amostras avaliadas. Este resultado é consistente com o princípio desta abordagem, que objetiva reduzir a incerteza através do uso de LoEs múltiplas.

Figura 20 - Classificação da incerteza nos resultados do risco nos estudos Tríade.



### 5.2.3 Testes conduzidos para determinação do risco a partir da linha de evidência química

A linha de evidência química apresentou diferentes métodos para o cálculo do risco porém, tanto na ERAGS como na Tríade, houve dominância de análises baseadas na concentração total dos contaminantes no solo para estimativa do risco.

A abordagem ERAGS utilizou o quociente de perigo (QP) como método de cálculo para avaliar o efeito de cada SQI nos receptores e unidades de exposição e determinar o risco da LoE química. O QP foi estimado pela comparação das concentrações de poluentes em amostras de solo ou da biota (exposição) aos valores toxicológicos de referência das substâncias (ex. concentração de efeito observado – CEO, concentração de efeito não observado – CENO, etc.). Estes valores toxicológicos de referência são, em geral, baseados em bioensaios laboratoriais sob condições controladas, com solo artificial fortificado com o contaminante de interesse em forma altamente biodisponível. Segundo Van Gestel (2012), aos resultados desses testes são aplicados fatores de segurança, de certa forma arbitrários, na extrapolação de efeito agudo para crônico, de organismos para população ou comunidade, de condições de laboratório para condições de campo, etc. O QP foi estimado de três formas distintas na abordagem ERAGS (Figura 21):

i) exposição estimada a partir da concentração total dos contaminantes no solo. Para os receptores que estão em contato direto

com o solo, a concentração total é igual à concentração ambiental estimada – CAE (medição direta do contaminante no solo). Para os animais silvestres, que vivem sobre o solo, a exposição é representada pela dose de ingresso, que é estimada por um modelo de cadeia alimentar determinístico que usa dados de concentração total do contaminante no solo, utilizada em 100% dos estudos;

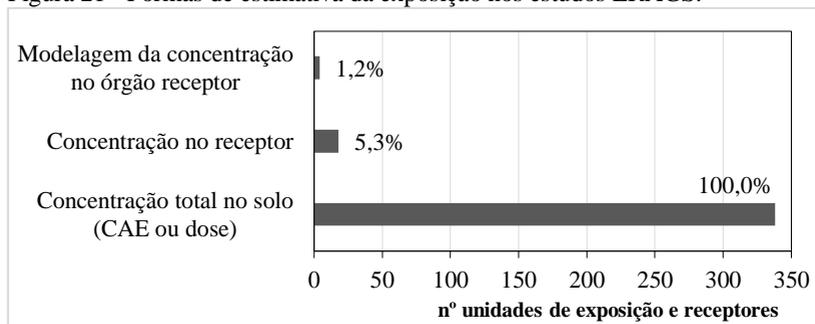
ii) exposição estimada pela concentração dos contaminantes no receptor, medida a partir da amostragem em tecidos ou órgãos do receptor, utilizada em 5,3% dos estudos; e

iii) exposição estimada a partir da modelagem da concentração do contaminante em um órgão do receptor, usando dados de concentração total do contaminante medida no solo, utilizada em 1,2% dos estudos.

O cálculo do QP para microrganismos, invertebrados e plantas, que estão em contato direto com o meio impactado, foi realizado pela comparação da concentração total do contaminante medido na amostra de solo, com um valor toxicológico de referência, em geral, um valor de *screening*. Já para invertebrados, foi calculada a dose de ingresso e comparada com valores toxicológicos de referência CENO e CEO.

Cabe ressaltar que todas as LoEs químicas baseadas na concentração total dos contaminantes no solo, são conservadoras e, portanto, superestimam a exposição, uma vez que não contemplam mecanismos de sequestro dos poluentes no solo. A LoE química assume que a concentração biodisponível dos contaminantes é igual à concentração total, enquanto que a concentração biodisponível costuma ser consideravelmente inferior em virtude da interação do contaminante com as partículas do solo (LOIBNER *et al.*, 2006).

Figura 21 - Formas de estimativa da exposição nos estudos ERAGS.



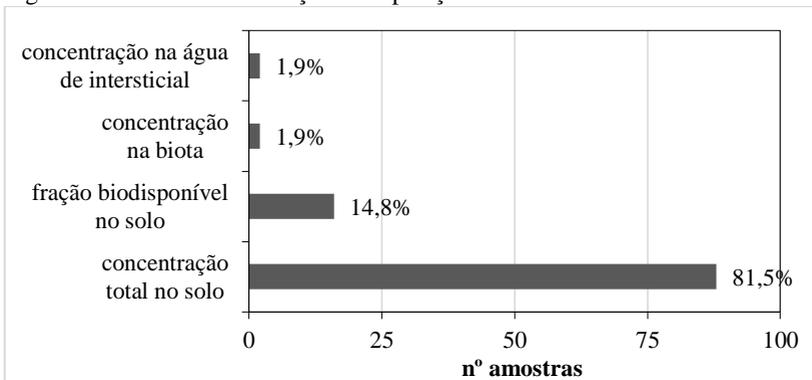
Nos estudos da Tríade, o cálculo do risco pela LoE química foi determinado pela pressão tóxica (PT), que representa a fração dos

organismos potencialmente afetados pela mistura de contaminantes. A PT foi baseada na estimativa da exposição a partir da (Figura 22):

- i) concentração total dos contaminantes no solo, utilizada em 81,5% das amostras avaliadas em todos os estudos;
- ii) fração biodisponível medida dos contaminantes no solo, utilizada em 14,8% das amostras avaliadas;
- iii) concentração total dos contaminantes medida no tecido dos receptores, em 1,9% das amostras avaliadas; e
- iv) concentração total dos contaminantes na água intersticial do solo, em 1,9% das amostras avaliadas.

A PT considera o efeito da mistura de substâncias químicas, pelo adição de concentração ou efeitos, dependendo do modo de ação tóxica das substâncias (JENSEN e MESMAN, 2006).

Figura 22 - Formas de avaliação da exposição nos estudos Tríade.



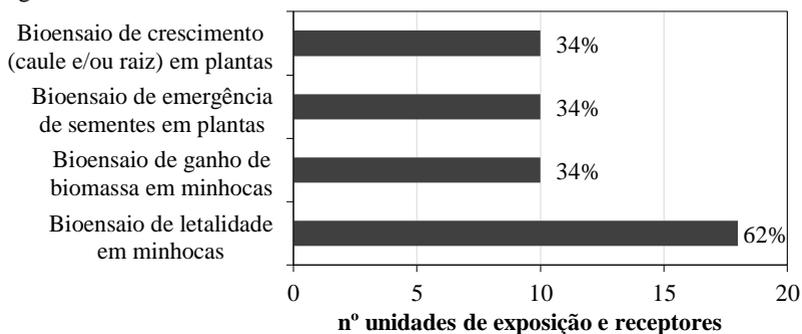
As linhas de evidência utilizadas nas abordagens ERAGS e Tríade utilizaram majoritariamente o métodos de concentrações totais dos contaminantes no solo para o cálculo do risco. Contudo, a ERAGS avaliou os efeitos dos contaminantes individualmente, enquanto a Tríade buscou avaliar os efeitos da mistura de contaminantes. Além disso, alguns estudos Tríade utilizaram métodos de extração química para estimar a concentração biodisponível dos contaminantes, buscando aproximar-se das condições reais encontradas nos ambientes impactados e ampliar a acurácia na determinação do risco. A análise da concentração total dos contaminantes no solo é geralmente realizada na etapa de identificação/caracterização da área contaminada, estando prontamente disponível para uso na ARE.

### 5.2.4 Testes conduzidos para determinação do risco a partir da linha de evidência ecotoxicológica

A linha de evidência ecotoxicológica apresentou predominância de bioensaios com solo contaminado ou com elutriado<sup>4</sup> de solo. As metodologias ERAGS e Tríade diferiram principalmente na diversidade de organismos-teste e *endpoints* avaliados.

Os estudos da metodologia ERAGS se limitaram à utilização de bioensaios com plantas e minhocas (Figura 23). Dentre as LoEs ecotoxicológicas utilizadas, 62% foram bioensaios de letalidade em minhocas, 34% foram bioensaios de ganho de massa em minhocas, de emergência de sementes de plantas ou bioensaio de crescimento (caule e/ou raiz) em plantas. Estes testes visaram à avaliação de potenciais efeitos negativos aos organismos-teste, ou seja, os efeitos em minhocas e plantas foram utilizados na caracterização de risco para os invertebrados do solo e plantas, respectivamente. Os animais silvestres não foram analisados por meio de bioensaios mas, em 82% das unidades de exposição, foram utilizados testes de bioacumulação em minhocas e amostras de tecido de plantas ou invertebrados locais para estimar coeficientes de bioacumulação (BAFs) específicos do local, a fim de aprimorar os dados para a modelagem da cadeia alimentar.

Figura 23 - Bioensaios utilizados nos estudos ERAGS.



Nas avaliações segundo a Tríade, foi utilizada uma maior variedade de bioensaios e biomarcadores (Figura 24). Destacou-se o uso de bioensaios com organismos aquáticos, principalmente no nível de varredura de avaliações em níveis. Comparativamente, os autores,

<sup>4</sup> Solução aquosa obtida após adição de água de diluição a uma amostra sólida submetida à agitação e posterior decantação e filtração.

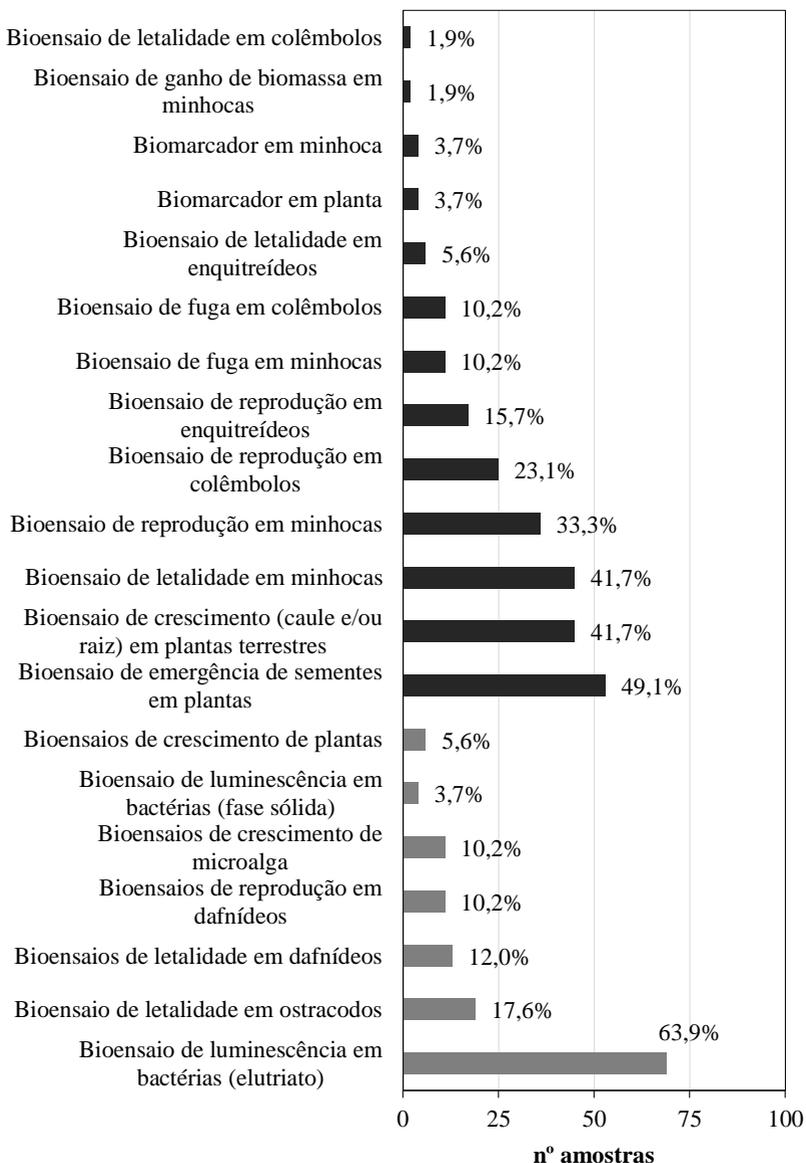
Gutiérrez *et al.* (2015), Dirven Van-Bremen (2006) e Niemeyer *et al.* (2010; 2015), também utilizaram estes bioensaios na etapa de varredura e também para avaliar a função de retenção do solo, estimando, assim, os efeitos ecológicos potenciais da contaminação da água subterrânea. Dentre os bioensaios aquáticos mais recorrentes, a luminescência em *Vibrio fischeri* (microtox), foi o ensaio mais frequentemente utilizado (63,9% das amostras). Outros bioensaios utilizados foram utilizados, como letalidade em ostracodos (17,6%), letalidade em dafnídeos (12%), reprodução de dafnídeos (10,2%), e crescimento de microalgas (10,2%). Em menores proporções, foram utilizados os bioensaios com *Vibrio fischeri* de fase sólida (*solid-phase* microtox), em 5,6%, e crescimento de planta aquática, em 5,6% das amostras.

Os bioensaios com invertebrados do solo e com plantas foram os testes ecotoxicológicos mais utilizados nos estudos da Tríade. Os bioensaios mais utilizados foram: emergência de sementes de plantas (49,1%), crescimento de caule e/ou raiz de plantas (41,7%), letalidade em minhocas (41,7%), e de reprodução em minhocas (33,3%), colêmbolos (23,1%) e enquitreídeos (15,7%). Outros testes, utilizados em menor frequência, incluem bioensaios de fuga em minhocas e colêmbolos (ambos 10,2%), letalidade em enquitreídeos (5,6%), letalidade em colêmbolos (1,9%) e ganho de biomassa em minhocas (1,9%). Biomarcadores de estresse em minhocas e plantas foram pouco utilizados, tendo sido aplicados em apenas 3,7% das amostras.

As avaliações ecotoxicológicas por meio de bioensaios indicam o efeito potencial da interação dos contaminantes no compartimento ambiental do solo. O uso de organismos-teste de diferentes grupos taxonômicos e a avaliação de efeitos agudos e crônicos, também fornece um entendimento mais completo da biodisponibilidade e dos efeitos da contaminação na biota do solo e em plantas de diferentes espécies. O uso de uma variedade de organismos-teste corrobora com Cairns (1986), que defende que não há um organismo mais sensível que possa ser usado para prever os efeitos em nível de comunidade ou ecossistema, para uma variedade de substâncias, havendo, portanto, a necessidade de ampliar a gama de organismos-teste avaliar a complexidade dos impactos dos contaminantes sobre os ecossistemas potencialmente afetados.

De acordo com o exposto, observou-se que a ERAGS, quando utiliza bioensaios, avalia apenas uma espécie de invertebrado do solo (minhoca) e plantas, enquanto a Tríade utiliza uma variedade de organismos do solo, plantas e também diferentes organismos aquáticos. Esta variedade de organismos-teste permite uma avaliação mais robusta da biodisponibilidade e dos efeitos potenciais dos contaminantes no solo.

Figura 24 - Bioensaios e biomarcadores utilizados nos estudos Tríade.



### 5.2.5 Linhas de evidência ecológicas

A linhas de evidência ecológicas utilizadas nos estudos ERAGS e Tríade apresentaram diferenças significativas na proporção entre levantamentos do tipo qualitativo e quantitativo, e na variedade de levantamentos utilizados por cada abordagem.

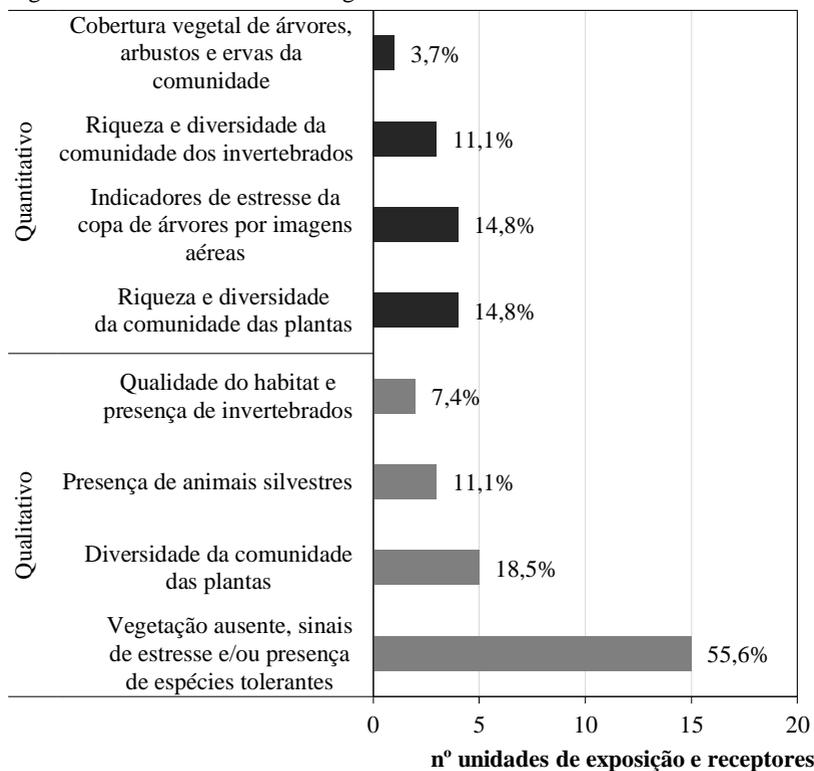
Nos estudos ERAGS somente 27 unidades e exposição e receptores foram avaliados por meio da linha ecológica. Dentre estes casos, animais silvestres foram avaliados em 3, invertebrados em 5 e plantas em 19 unidades de exposição. Somente plantas foram analisadas por meio de mais de um levantamento ecológico, numa mesma unidade de exposição. Os levantamentos observacionais qualitativos dos efeitos da contaminação em plantas, tais como a ausência de vegetação, sinais de estresse e/ou a presença de espécies tolerantes, foram os mais recorrentes, sendo aplicados em 55,6% das unidades de exposição e receptores (Figura 25). Os demais levantamentos qualitativos tiveram pouco uso: diversidade da comunidade das plantas (18,5% das unidades de exposição e receptores), presença de animais silvestres (11,1%) e qualidade do habitat e presença de invertebrados do solo (7,4%). Os levantamentos quantitativos também foram pouco recorrentes, sendo aplicados em até 14,8% das unidades de exposição e receptores. As características analisadas nos levantamentos ecológicos quantitativos foram: riqueza e diversidade<sup>5</sup> da comunidade das plantas (14,8% das unidades de exposição e receptores), indicadores de estresse da copa de árvores por imagens aéreas (14,8%), riqueza e diversidade da comunidade dos invertebrados (11,1%) e cobertura vegetal de árvores, arbustos e ervas da comunidade (3,7%).

A caracterização da abundância e diversidade de invertebrados foi realizada em diferentes grupos de organismos. A análise da comunidade dos nemátodos foi a mais utilizada, sendo realizada em 59,3% das amostras. Já os invertebrados do solo, geralmente representados pelos microartrópodos, foram levantados em 20,4% das amostras, e os invertebrados da superfície, em 10,2%.

---

<sup>5</sup> Riqueza se refere ao número de espécies em um dado conjunto amostral e diversidade se refere à riqueza e a equitatividade de espécies em um dado conjunto amostral.

Figura 25 - Levantamentos ecológicos dos estudos ERAGS.



Os parâmetros microbiológicos analisados foram os que apresentaram a maior variedade de testes dentre as LoEs ecológicas. Os testes de atividade microbiana foram os mais utilizados, com destaque para os testes de nitrificação e de amonificação, determinadas em 40,7% das amostras. As atividades de respiração basal do solo e crescimento microbiano foram estimadas em 12,0% e 6,5% das amostras, respectivamente. A biomassa microbiana foi avaliada em termos de carbono, em 12,0% das amostras, e, de nitrogênio, em 10,2%. A quantificação da atividade enzimática foi realizada em 12,0% das amostras. Esta análise é importante para determinar a qualidade do solo devido ao papel fundamental que exercem nos ciclos biogeoquímicos, acelerando a ciclagem dos elementos químicos e favorecendo a manutenção dos ecossistemas. Foram analisadas as seguintes enzimas, nos respectivos percentuais de amostras: fosfatase ácida (12,0%), desidrogenase (10,8%), asparginase (10,2%) e  $\beta$  glucosidase (6,5%). O

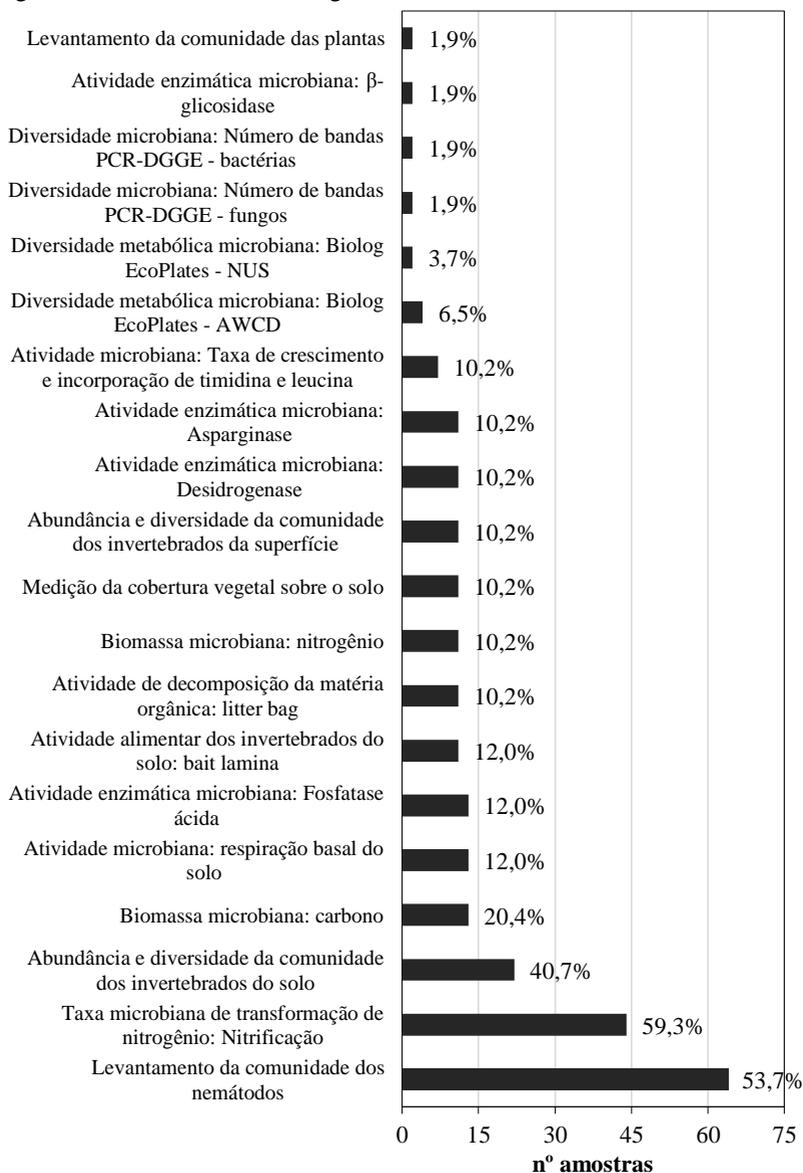
perfil fisiológico da comunidade dos microrganismos foi avaliado em 3,7% das amostras, através do teste Biolog EcoPlates. A diversidade de fungos e de bactérias foi avaliada em 1,9% das amostras, por meio da técnica de biologia molecular PCR-DGGE (*Polymerase Chain Reaction – Denaturing Gradient Gel Electrophoresis*). Testes de decomposição da matéria orgânica, por bolsas de serrapilheira (*litter bags*), e de atividade alimentar dos invertebrados do solo, por *bait lamina*, foram aplicados em 10,2% das amostras. Estes testes envolvem diferentes grupos de invertebrados detritívoros responsáveis pela decomposição da serrapilheira, tais como ácaros, colêmbolos, isópodes, diplópodes, minhocas e cupins (LAVELLE 1996; RÖMBKE *et al.*, 2006).

Dentre os testes relacionados aos grupos das plantas, em 10,8% das amostras foi realizada a medição da cobertura vegetal do solo, e, em somente 1,9% das amostras, foi executado o levantamento da comunidade das plantas.

De maneira geral, os testes realizados dentro da linha de evidência ecológica têm a vantagem de avaliar as alterações ocorridas no local potencialmente contaminado. Essa análise pode evidenciar a soma dos fatores químicos, físicos, toxicológicos, climáticos e ecológicos a que os organismos nativos estão sujeitos no seu ambiente natural, oferecendo informações confiáveis para avaliação do efeito da contaminação. Ademais, a avaliação dos organismos presentes no local, sua densidade, diversidade e alterações metabólicas incorporam o fator de adaptação dos organismos ao poluente, desenvolvida como um efeito da exposição crônica ao agente estressor.

Levando-se em consideração os testes utilizados em cada uma das abordagens, verificou-se considerável diferença entre elas. Os estudos ERAGS se destacaram pelo uso de avaliações ecológicas qualitativas, com foco principal na comunidade das plantas. Nos estudos Tríade, observou-se o aplicação de levantamento e testes quantitativos em uma variedade de grupos de organismos, com destaque para a avaliação de microrganismos e invertebrados. A Tríade também utilizou testes indicativos das funções do solo de decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, indicando uma maior robustez nas avaliações conduzidas.

Figura 26 - Levantamentos ecológicos dos estudos Triáde.



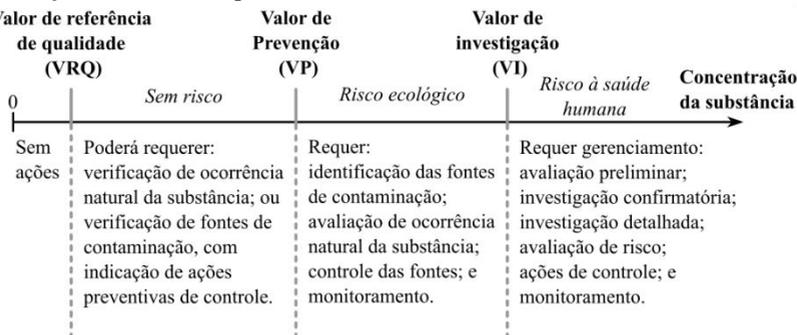
## 5.3 PANORAMA DA AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO EM SOLO NO BRASIL

### 5.3.1 Análise da estrutura legal e normativa

No Brasil, as diretrizes para o gerenciamento do solo e das águas subterrâneas são estabelecidas na resolução nº 420 de 2009, do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 2009). Esta norma é baseada no modelo holandês de gerenciamento de áreas contaminadas, mas também integra aspectos normativos de outros países, como os EUA (MATIASSO, 2010). As normas estaduais DD 38/2017 e IN 74/2018 são baseadas em orientações internacionais e possuem somente diretrizes gerais para ARE, sem bases metodológicas para balizar a execução da ARE. Logo, neste item buscou-se compreender como a ARE está inserida na diretriz nacional de gerenciamento de áreas contaminadas (CONAMA 420/2009) e avaliar a aplicabilidade das normas estaduais (DD 38/2017 e IN 74/2018) em relação à conformidade e estrutura normativa das abordagens ERAGS e Tríade, bem como aos testes ecotoxicológicos e ecológicos comumente requisitados em AREs de solos contaminados.

A CONAMA 420 (2009) estabelece padrões de qualidade e procedimentos técnicos de gerenciamento de áreas contaminadas para, primeiramente, resguardar a saúde humana e eliminar ou reduzir o risco ao meio ambiente, garantindo, assim, a manutenção das funções do solo. As atividades de gerenciamento requeridas em uma área potencialmente contaminada, são definidas a partir da comparação das concentrações das substâncias químicas presentes no solo, com os padrões de qualidade estabelecidos para estas substâncias, denominados de valores orientadores. A Figura 27 relaciona os valores orientadores e ações de gerenciamento associadas à sua excedência.

Figura 27 - Relação entre valores orientadores, risco potencial e ações para prevenção e controle da qualidade do solo.



Fonte: adaptado de CONAMA (2009).

Apesar da excedência do valor de prevenção demonstrar risco ecológico potencial, a avaliação de risco ecológico não é compulsória. A resolução nº 420 (2009) indica a avaliação de risco ecológico como uma alternativa para a definição das ações de controle em áreas contaminadas com potencial impacto aos recursos naturais. Isso significa que a ARE poderá ser realizada em áreas com risco potencial ou confirmado à saúde humana, e mediante solicitação do órgão ambiental. Conforme o parágrafo 1º do artigo 27, da Resolução nº 420 do CONAMA:

§ 1º Nas situações em que a existência de determinada AI ou ACI possa implicar em impactos significativos aos recursos ambientais, o gerenciamento do risco poderá se basear nos resultados de uma avaliação de risco ecológico, a critério do órgão ambiental competente. (CONAMA, 2009, p. 8)

O caráter não obrigatório da ARE na legislação nacional difere das abordagens estadunidense e holandesa. Nas diretrizes de gerenciamento dos EUA e da Holanda, a ARE é compulsória em áreas contaminadas. Na lei holandesa (MIEN, 2013), os valores de intervenção correspondem ao limite aceitável de risco ecológico e de risco à saúde humana, demonstrando importância equivalente entre a saúde do solo e a saúde pública.

Outro aspecto da CONAMA 420 (2009) que merece destaque se refere ao fato de os valores de prevenção não possuírem referência quanto ao nível de proteção, fonte ou método de derivação desses valores orientadores, citando apenas que são baseados em ensaios de

fitotoxicidade e risco ecológico. Diante da diversidade pedológica existentes nas diferentes regiões brasileiras, VPs nacionais podem não representar adequadamente o risco ecológico em todo o território, visto que as características do solo, como a fração de argila e matéria orgânica, têm grande influência na biodisponibilidade dos contaminantes (NAIDU *et al.*, 2008). Essa limitação dos valores orientadores é abordada pela legislação holandesa pelo ajuste dos valores de intervenção às características dos solo local (e.g. argila e matéria orgânica) sob investigação (MIEN, 2013).

A legislação estadual e as ações de gerenciamento de áreas contaminadas de São Paulo são referência nacional (TEIXEIRA *et al.*, 2016), tendo sido a primeira legislação a definir diretrizes para a aplicação da ARE. A Decisão de Diretoria nº 38 da CETESB (2017) traz a obrigatoriedade da execução da ARE em casos onde áreas contaminadas possam potencialmente impactar ecossistemas naturais, conforme o item 4.1.6.2:

Avaliação de Risco Ecológico deverá ser elaborada nas situações em que exista ecossistema natural sob influência ou que possam estar sob influência de uma Área Contaminada sob Investigação (ACI). (CETESB, 2017, p. 32).

A classificação de áreas contaminadas sob investigação é realizada quando é constatada contaminação acima do VI, presença de fase livre, condição de perigo à vida ou à saúde da população, ou presença de resíduos perigosos em desacordo com a legislação. Diante disso, esta classificação permite que a ARE não esteja limitada somente às áreas onde há risco potencial à saúde humana, como na CONAMA 420 (2009) mas também na eventual existência de risco aos serviços ecossistêmicos. Destaca-se que ao mesmo tempo que a DD 38 (CETESB, 2017) amplia essa condição primária (em relação ao risco à saúde humana), ela restringe a aplicação da ARE às áreas próximas a ecossistemas naturais. Isso significa que se não houver proximidade de ecossistemas naturais não há obrigatoriedade legal de realizar a avaliação de risco ecológico. Esta condição exclui a necessidade da ARE em áreas industriais, mesmo que elas possam implicar na degradação de importantes funções do solo, tais como, regulação hídrica, estrutura e proteção da água subterrânea.

A Instrução Normativa nº 74 do Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA, 2018), órgão ambiental estadual, define as regras para a proteção do solo e o gerenciamento de áreas contaminadas, seguindo quase que integralmente a legislação da CETESB. A IN 74 traz

uma definição precisa de ecossistema natural, sendo sua existência a condição para execução da ARE:

Ecossistema natural: designa o conjunto formado por todas as comunidades que vivem e interagem em determinada região e pelos fatores abióticos que atuam sobre essas comunidades, sendo sujeitas a pequena intervenção antrópica. Para efeito do gerenciamento de áreas contaminadas, além dos ecossistemas assim classificados, também são considerados os aquíferos subterrâneos, os recursos hídricos superficiais e as áreas de preservação permanente.” (IMA, 2018, p. 6).

Apesar de apresentar uma definição para os ecossistemas naturais, não fica claro que tipo de uso do solo seria considerado de “pequena intervenção antrópica”, onde a ARE seria aplicável. Outro ponto importante, diz respeito à consideração da água subterrânea como ecossistema natural, o que poderia implicar na aplicação da ARE em qualquer uso do solo, uma vez que a água subterrânea está presente sob a superfície de todos os ambientes terrestres. Estes fatores evidenciam a necessidade de uma definição mais precisa do ecossistema natural, que possa devidamente esclarecer as condições para sua aplicação.

A DD 38/2017 e a IN 74/2018 orientam a ARE por meio da definição dos conteúdos a serem abordados no modelo conceitual, na metodologia de avaliação de risco e na interpretação dos resultados da ARE. Estes conteúdos são, em sua maioria, etapas gerais de uma avaliação de risco, e também orientam a forma de execução das etapas (e.g. mínimo de três LoEs). Assim, para avaliar a aplicabilidade das abordagens ERAGS e Tríade no contexto da DD 38/2017 e IN 74/2018, foi verificado se os requisitos destas diretrizes estão previstos (destacados em verde) ou não (destacados em vermelho) nas normas internacionais, no que se refere à metodologia e à interpretação dos resultados da avaliação de risco (Quadro 7).

A maioria dos conteúdos requeridos pela DD 38/2017 e IN 74/2018 está prevista nas abordagens ERAGS (9/13) e Tríade (9/13), contudo algumas divergências foram identificadas. Em relação ao conteúdo metodológico da avaliação de risco ecológico (A), o item A-i foi considerado como previsto por serem abordagens reconhecidas internacionalmente e por serem orientadoras de AREs de áreas contaminadas nos EUA e na Holanda. No item A-ii, a abordagem ERAGS não define um número mínimo de linhas de evidência a ser considerado

na ARE, destacando que a comparação da concentração ambiental com um valor toxicológico de referência, característico da LoE química, pode ser a única LoE necessária ou viável. Já a Tríade realiza, fundamentalmente, a avaliação combinada de três linhas de evidência: química, ecotoxicológica e ecológica, estando, portanto, em convergência com as exigências das diretrizes analisadas. No que diz respeito à descrição das incertezas, (item A-iii) a ERAGS exige uma análise de incertezas, já a Tríade não prevê essa etapa, mas calcula o desvio entre os resultados das LoEs. O desvio indica a incerteza no resultado representando a convergência, ou divergência, nos resultados de cada LoE.

A respeito dos itens A-iv e A-viii, ambos previstos pelas duas abordagens, os critérios de avaliação de cada LoE, assim como as metodologias de ensaios e amostragem a serem aplicadas, devem estar relacionados aos aspectos ecológicos a serem protegidos (SWARTJES. BREURE; BEAULIEU, 2011). Enquanto a abordagem ERAGS não oferece orientações explícitas em relação aos critérios de avaliação e aos ensaios a serem realizados, a Tríade sugere ensaios específicos, relacionando sua relevância com o uso do solo pretendido na área de estudo (JENSEN e MESMAN, 2006; MESMAN *et al.*, 2014). Para o item A-v, novamente a ERAGS não propõem formulações para o cálculo do risco ou limites para o risco aceitável. Por outro lado, a Tríade apresenta métodos de cálculo para diversas linhas de evidência e indica o uso de uma matriz de decisão para determinação do risco, onde intervalos de valores risco integrado e desvio classificam o risco como aceitável ou não aceitável, de acordo com os diferentes usos do solo.

Em relação ao item A-vi, ambas abordagens possuem conformidade com a DD 38 e IN 74, já que a seleção de uma área de referência (sem contaminação) tem o propósito de ser utilizada para a comparação e normalização dos resultados de análises de áreas contaminadas (SUTER *et al.*, 2000). O solo da área de referência e da área contaminada devem assemelhar-se em determinados parâmetros, como textura (frações de argila, silte e areia), pH, teor de matéria orgânica, capacidade de retenção de água e teor de nutrientes (JENSEN e MESMAN, 2006), uma vez que estes parâmetros exercem influência sobre a biodisponibilidade dos contaminantes (NAIDU *et al.*, 2008) e a composição e atividade da biota do solo (BARDGETT, 2005).

Quadro 7 - Conformidade das abordagens ERAGS e Tríade aos requisitos da DD 38 (CETESB, 2017) e IN 74 (IMA, 2018).

Diretrizes da DD 38/IN 74	ERAGS	Tríade
<u>A) Conteúdo metodológico da Avaliação de Risco Ecológico:</u>		
i. Descrição e justificativa da metodologia selecionada;		
ii. Apresentação das linhas de evidências, considerando no mínimo três linhas: química, ecotoxicológica e ecológica;		
iii. Descrição de incertezas analíticas e de modelos;		
iv. Apresentação dos critérios de avaliação para cada linha de evidência e por compartimento ambiental;		
v. Apresentação da base dos cálculos de risco, informando o nível de risco aceitável;		
vi. Identificação de área de referência com características semelhantes à área contaminada, por compartimentos ambientais;		
vii. Descrição e localização dos pontos de coleta por unidade de exposição;		
viii. Descrição e justificativa das metodologias de amostragem e de ensaios.		
<u>B) Conteúdo interpretativo dos resultados da avaliação de risco:</u>		
i. A quantificação do risco para cada substância química de interesse, em cada caminho de exposição considerado em cada unidade de exposição;		
ii. A quantificação do risco total para cada unidade de exposição;		
iii. O cálculo das Concentrações Máximas Aceitáveis (CMA) para cada substância química de interesse em cada compartimento do meio, por unidade de exposição;		
iv. Mapas de risco com a indicação dos receptores e os <i>hot spots</i> ;		
v. A conclusão acerca da necessidade de implementação de medidas de intervenção.		
<span style="color: green;">■</span> = previsto; e <span style="color: red;">■</span> = não previsto.		

Sobre o item A-vii, as abordagens ERAGS e Tríade não definem explicitamente métodos para determinar pontos de coleta, porém, sugerem que a distribuição dos pontos de coleta represente o gradiente de contaminação. Segundo USEPA (1997), pontos de coleta que representem um gradiente de efeitos ao longo de diferentes níveis de contaminação possibilitam o estabelecimento de causalidade e

proporcionam uma avaliação da relação exposição-resposta que auxilia a identificação das concentrações máximas aceitáveis<sup>6</sup> (CMAs).

Quanto ao conteúdo interpretativo dos resultados da avaliação de risco (B), o item B-i não é atendido pela Tríade, uma vez que esta se propõe a avaliar o risco relacionado à mistura de contaminantes e, nas LoEs químicas, o risco é calculado para cada substância e subsequentemente integrado em um único valor. Assim, seria possível o cálculo do risco individual de cada substância, apesar de esta abordagem estar pautada no risco imposto por uma mistura de contaminantes. Já para as LoEs ecotoxicológicas e ecológicas, não se avalia o efeito específico de cada contaminante da mistura, para ambas abordagens.

Para a quantificação do risco total, item B-ii, a ERAGS prevê o uso de uma abordagem de ponderação de evidências baseada no melhor julgamento profissional para a caracterização do risco de múltiplas LoEs e não propõe um método quantitativo para a integração dos resultados, conforme exigido pelas diretrizes nacionais. Por outro lado, a Tríade traz uma abordagem quantitativa de ponderação de evidência, em que os resultados de cada LoE são escalonados, ponderados e integrados matematicamente. Isto resulta em um valor de risco integrado e em um valor de desvio entre as LoEs.

Nos itens B-iii e B-iv, verifica-se que a Tríade não prevê a derivação das CMAs e a apresentação de mapas de risco como resultado da avaliação. Já a ERAGS indica a representação espacial da extensão da contaminação acima de um limiar de efeito inaceitável (valores acima da CMA), mas não especifica a representação do risco por receptor e a localização de *hot spots*. O item B-v, que dispõe sobre a conclusão acerca da necessidade de implementação de medidas de intervenção, é abordado de maneira diferente nas metodologias ERAGS e Tríade. Ambas apontam que os resultados da avaliação de risco devem subsidiar a etapa de gerenciamento de risco, em que a decisão sobre as ações de controle e redução do risco devem ser definidas. A Tríade não aborda a etapa de gerenciamento de risco, enquanto que a ERAGS indica que a decisão sobre as formas de intervenção devem, entre outros aspectos, levar em consideração os impactos e os riscos ecológicos das diferentes estratégias de remediação, incluindo a alternativa de não intervenção.

De maneira geral, a abordagem ERAGS diverge da DD 38/2017 e da IN 74/2018 por não exigir o uso mínimo de 3 LoEs (A-ii), não propor uma base de cálculo do risco nem limites de risco aceitável (A-v), não

---

<sup>6</sup> A CMA se refere à concentração da substância acima da qual há risco não aceitável e, conseqüentemente, requer medidas de intervenção.

prever a quantificação do risco total (B-ii) e não exigir mapas de risco (B-iv). A ERAGS deixa a cargo do gestor e do avaliador de risco a escolha dos métodos a serem utilizados em cada etapa. Por outro lado, a Tríade converge em mais itens previstos como conteúdo metodológico (7 de 8 itens) e diverge em mais itens do conteúdo interpretativo (4 de 5 itens). Enfim, a abordagem Tríade não prevê explicitamente uma descrição de incertezas (A-iii), não prevê o cálculo do risco para cada substância química (B-i) e da CMA (B-iii) e não indica a apresentação de mapas de risco (B-iv). Na Tríade há a proposição de métodos específicos a serem utilizados nas etapas, porém não aborda todos os conteúdos requeridos pelas normas estaduais.

Em última análise, foram evidenciadas inconformidades em ambas as abordagens ERAGS e Tríade em relação à DD 38/2017 e IN 74/2018. Diante disso, na ausência de uma norma nacional, a realização das AREs no Brasil dependerá do diálogo entre os órgãos fiscalizadores e os avaliadores de risco para esclarecimentos e orientações em relação às lacunas que foram identificadas, visando o cumprimento dos requisitos das diretrizes estaduais existentes.

Atualmente, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) está elaborando uma norma para sistematizar e orientar as avaliações de risco ecológico no Brasil. Além da norma de ARE já em andamento, a ABNT possui normas em vigor para execução de ensaios ecotoxicológicos que podem ser aplicadas em AREs em áreas com solo contaminado. Estas normas brasileiras são baseadas em reconhecidos protocolos da Organização Internacional para Padronização (ISO), da Sociedade Americana de Testes e Materiais (ASTM) e da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD). O Quadro 8 apresenta a relação dos principais testes realizados em AREs segundo as abordagens ERAGS e Tríade, com seus protocolos de execução nacionais e internacionais associados. Os testes foram ainda classificados de acordo com sua frequência de utilização (alta, média e baixa) nos 42 estudos de caso. Dentre os testes com frequência baixa, foram apresentados somente aqueles que possuem protocolo nacional.

Os resultados indicam que a maioria dos bioensaios de ocorrência alta e média nas AREs avaliadas neste trabalho possui norma ABNT, com exceção do bioensaio de letalidade em ostracodos e de reprodução de minhocas, o qual está para ser publicado em breve (informação verbal)<sup>7</sup>. Isso indica que, do ponto de vista normativo, não haveria dificuldades em utilizar linhas de evidências ecotoxicológicas em AREs no Brasil. Dentre

---

<sup>7</sup> Informação fornecida pela Dr.<sup>a</sup> Julia Carina Niemeyer em dezembro de 2018.

os testes e levantamentos ecológicos quantitativos com maior ocorrência nos estudos ERAGS e Tríade, nenhum possui norma ABNT. Testes de respiração basal do solo, carbono da biomassa microbiana, e procedimento para coleta de invertebrados por armadilha de queda (*pitfall trap*) possuem protocolo desenvolvido pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa (SILVA *et al.*, 2007a,b,c). O Guia prático de biologia do solo (DIONISIO *et al.*, 2016), da Sociedade Brasileira de Ciência do solo, também apresenta protocolos relevantes para a linha de evidência ecológica, destacando-se os métodos de extração de nematoides e de invertebrados do solo (macro e mesofauna). Os testes de nitrificação e de perfil fisiológico da comunidade microbiana não possuem protocolo nacional, porém, o primeiro possui norma ISO e, o segundo, é um teste rápido e com procedimento simples, que vem sendo amplamente utilizado na avaliação comparativa da diversidade funcional microbiana em áreas de solo contaminado (STEFANOWICZ, 2006).

Quadro 8 - Relação dos principais testes das linhas de evidência ecotoxicológica e ecológica segundo estudos das abordagens ERAGS e Tríade, e suas respectivas normas técnicas e protocolos de execução.

Testes	Protocolo nacional	Protocolo internacional <sup>1</sup>
<b>LoE Ecotoxicológica</b>		
Mínhocas: letalidade, crescimento	ABNT ISO 15537 (2014)	-
Plantas: emergência de sementes ou crescimento	ABNT ISO 11269-2 (2014)	-
Mínhocas: reprodução	-	ISO 11268-2 (2012)
<i>V. fischeri</i> <sup>2</sup> : inibição de luminescência (Microtox)	ABNT 15411-3 (2012)	-
Dafnídeos <sup>2</sup> : letalidade	ABNT 12713 (2016)	-
Enquitreídeos: reprodução	ABNT ISO 16387 (2012)	-
Ostracodos <sup>2</sup> : letalidade, crescimento	-	ISO 14371 (2012)
Colêmbolos: reprodução	ABNT ISO 11267 (2011)	-
Microalgas <sup>2</sup> : viabilidade	NBR 12648 (ABNT, 2018)	-
Dafnídeos <sup>2</sup> : reprodução	ABNT 13373 (2017)	-
Mínhocas: fuga	ABNT ISO 17512-1 (2017)	-

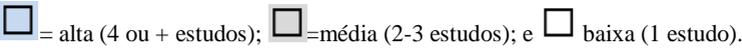
Legenda da frequência:

 = alta (4 ou + estudos);  = média (2-3 estudos); e  baixa (1 estudo).

(<sup>1</sup>) indicado somente na ausência de norma nacional; (<sup>2</sup>) organismo aquático; e

(<sup>3</sup>) métodos de amostragem e coleta (destacado nas referências).

Quadro 8 - Relação dos principais testes das linhas de evidência ecotoxicológica e ecológica segundo estudos das abordagens ERAGS e Tríade, e suas respectivas normas técnicas e protocolos de execução (continuação).

Testes	Protocolo nacional	Protocolo internacional <sup>1</sup>
<b>LoE Ecológica</b>		
Levantamento dos invertebrados	Dionísio <i>et al.</i> (2016) <sup>3</sup> , Aquino <i>et al.</i> (2006) <sup>3</sup>	-
Levantamento dos nematoídes	Dionísio <i>et al.</i> (2016) <sup>3</sup>	-
Teste de respiração basal do solo (RBS)	Dionísio <i>et al.</i> (2016), Silva <i>et al.</i> (2007c)	-
Microrganismos: mineralização do C e N	-	ISO 14238 (2012), ISO 15685 (2012)
Microrganismos: número e biomassa	Silva <i>et al.</i> (2007a,b)	-
Microrganismos: atividade enzimática	-	ISO 23753-1 (2005)
Microrganismos: diversidade metabólica (Biolog)	-	Insam (1997)
Decomposição (método <i>litter bag</i> )	Dionísio <i>et al.</i> (2016)	-
Teste de respiração induzida por substrato (RIS)	Dionísio <i>et al.</i> (2016)	-
Microrganismos: diversidade genética	Aboim <i>et al.</i> (2004)	-
Legenda da frequência:		
		
<sup>(1)</sup> indicado somente na ausência de norma nacional; <sup>(2)</sup> organismo aquático; e <sup>(3)</sup> métodos de amostragem e coleta (destacado nas referências).		

Ainda que os principais testes com organismos do solo, plantas microrganismos possuam norma nacional para sua execução, a viabilidade de execução dos testes ecotoxicológicos e ecológicos é também dependente da disponibilidade de instituições credenciadas que possuam capacidade técnica para realizá-los. Diante disso, Niva *et al.*, (2016) avaliaram a infraestrutura de laboratórios no Brasil que realizam testes ecotoxicológicos e ecológicos. Estas informações foram sintetizadas no Quadro 9, onde as instituições que realizam os testes estão separadas por região, por frequência de atividade (ativa, esporadicamente e descontínua) e tipo de análise (plantas, invertebrados e

microrganismos), de acordo com aquelas desenvolvidas nos 42 estudos de caso analisados.

Nas regiões centro-oeste, nordeste e norte, há apenas três instituições ativas e não estão disponíveis testes com plantas. As regiões sudeste e sul são as que mais possuem instituições ativas e conduzem diferentes tipos de ensaios. Os bioensaios com minhocas, enquitreídeos e/ou colêmbolos estão disponíveis em um maior número de instituições ativas e esporadicamente ativas, enquanto que ensaios com plantas e microrganismos são pouco comuns. Destaca-se que apenas três instituições se caracterizam como laboratórios privados que prestam serviço ao público, sendo as demais instituições de pesquisa ou ensino superior que, segundo Niemeyer (2017), podem prestar serviços de ensaios, mas geralmente não possuem acreditação. Esse cenário de escassez de instituições disponíveis para realização dos ensaios ecotoxicológicos dificultarão a execução de AREs em solo contaminado no Brasil, especialmente nas regiões centro-oeste, nordeste e norte, onde há uma maior escassez de instituições capazes de conduzir os ensaios.

Quadro 9 - Instituições brasileiras ativas (**vermelho**), esporadicamente ativas (**azul**) ou com atividades descontinuadas (**verde**) em ecotoxicologia do solo.

Instituição	Tipo de atividade
<b>Região Sudeste</b>	
Aplysia* (ES)	<u>ML</u> P
UFMG (MG)	<u>MLRF</u>
CETEM (RJ)	<u>MLB</u> m
Embrapa Agrobiologia (RJ)	<u>MLRF</u> <u>ELR</u>
Solotox* (RJ)	<u>MLRF</u> <u>ELR</u>
EESC-USP (SP)	<u>MLRF</u> <u>CLRF</u> <u>ELR</u>
ESALQ (SP)	<u>MLRF</u> <u>CLRF</u> m
IAC (SP)	P
Instituto Biológico (SP)	<u>MLRFB</u> m
UNICAMP (SP)	M
CENA-USP (SP)	m
UFES (ES)	<u>ML</u>
UFF (RJ)	<u>MLRF</u> <u>CLRF</u> <u>ELR</u>
<b>Região Sul</b>	
Bioensaios* (RS)	<u>ML</u> m
FEPAM (RS)	P
FURG (RS)	P
Embrapa Florestas (PR)	<u>MLF</u>
UFPR (PR)	<u>MLF</u>
Universidade Positivo (PR)	<u>MLF</u>
UDESC (SC)	<u>MLRF</u> <u>CLRF</u> <u>ELR</u> m
UFSC (SC)	<u>MLRF</u> <u>CLRF</u> <u>ELR</u>
UFMS (RS)	<u>ML</u>
UEL (PR)	<u>MLF</u>
UTFPR (PR)	<u>ELR</u>
UFFS (SC)	<u>MLRF</u> <u>CLRF</u> <u>ELR</u>
<b>Região Centro-Oeste, Nordeste e Norte</b>	
Embrapa Cerrados (DF)	<u>ELR</u>
UFBA (BA)	<u>MLRF</u> <u>CLRF</u> <u>ELR</u>
UFPE (PE)	m
<b>Embrapa Amazônia Oriental (AM)</b>	<u>MLRF</u>

Legenda: M=minhoca; C=colêmbolo; E=enquitrédeos; m=microrganismo; P=planta; L=letalidade; R=letalidade; F=fuga; e B=bioacumulação.

(\*) Laboratórios comerciais.

Fonte: adaptado e modificado de Niva *et al.* (2017).

### 5.3.2 Estudos de ARE realizados no Brasil

Apesar da menção à ARE na CONAMA 420/2009 e sua recente obrigatoriedade nos estados de São Paulo e Santa Catarina, normatizada pela DD 38/2017 e IN 74/2018, há atualmente poucos estudos desse tipo no Brasil. Em contato com os órgãos ambientais do RS, SC e SP, via e-mail durante o segundo semestre de 2018, foi informado que, até a data, não fora solicitado nenhum estudo de ARE nesses estados. Desde a publicação da CONAMA 420 (2009), apenas três estudos de avaliação de risco ecológico em solos contaminados foram realizados no Brasil, contudo, um deles foi realizado em uma área úmida (MENDES, 2016), e, por isso, não foi contemplado nessa dissertação. Os demais estudos foram conduzidos em área industrial desativada de fundição e metalurgia de zinco e chumbo, realizados por Lima (2009) e Niemeyer (2012), respectivamente (Quadro 10). Essas avaliações tiveram o grupo dos metais como substâncias químicas de interesse.

A ARE realizada por Lima (2009) se baseou na metodologia da USEPA (1998), a qual, apesar de não ser específica para áreas contaminadas, é similar à abordagem ERAGS (USEPA, 1997). A ARE foi realizada considerando o uso do solo futuro como agrícola, e definiu como bens a proteger os organismos terrestres e os animais de criação, tais como gado de corte, gado leiteiro e galinhas. Destaca-se, no entanto, que os animais de criação não são considerados bens a proteger segundo a abordagem ERAGS (USEPA, 1997), assim como também não foram avaliados em nenhum dos estudos ERAGS avaliados nesta dissertação.

A quantificação do risco foi realizada individualmente para cada amostra, mas a conclusão da avaliação foi extrapolada para a área de estudo como um todo. Foi evidenciado risco não aceitável para todos os receptores em todas as amostras analisadas pela LoE química, principalmente para zinco, que apresentou valores de exposição até 8.500 vezes superiores aos valores toxicológicos de referência. Os resultados dos bioensaios da LoE ecotoxicológica também indicaram risco não aceitável para o solo e para o elutriado de solo testados. Assim, todas LoEs corroboraram para a conclusão da presença de risco não aceitável na área de estudo. A ARE realizou uma análise qualitativa das incertezas e definiu as concentrações e meta de remediação baseadas em risco (MRBR).

Quadro 10 - Estudos de ARE em solo contaminado no Brasil.

<b>Área</b>	<b>Metodologia</b>	<b>Bens a proteger</b>	<b>Linhas de Evidência</b>
Fundição e metalúrgica de zinco, Duque de Caxias-RJ (LIMA, 2009)	USEPA (1998)	Animais de criação: gado de corte, gado leiteiro e galinhas.  Organismos terrestres: microrganismos, invertebrados do solo, plantas, pequenos mamíferos.	<u>Química</u> : QP da concentração do total.  <u>Química</u> : QP da concentração do total; e <u>Ecotoxicológica</u> : bioensaios com minhocas e dafnídeos*.
Fundição e metalúrgica de chumbo, Santo Amaro-BA (NIEMEYER, 2012)	Triade (JENSEN; MESMAN, 2006)	Não definido ( <i>Screening/Nível 1</i> )	<u>Química</u> : TP da concentração do total; <u>Ecotoxicológica</u> : bioensaios com minhocas, colêmbolos, dafnídeos* e bactérias*; e <u>Ecológica</u> : respiração basal do solo (RBS), <i>bait lamina</i> e cobertura vegetal.
		Função de retenção (Detalhada/Nível 2): algas e invertebrados aquáticos.  Função de habitat (Detalhada/Nível 2): microrganismos, invertebrados do solo e plantas terrestres.	<u>Química</u> : TP da fração biodisponível; e <u>Ecotoxicológica</u> : bioensaios com dafnídeos* e microalgas*.  <u>Química</u> : TP da concentração do total; <u>Ecotoxicológica</u> : bioensaios com minhocas, colêmbolos, enquitreídeos e plantas; <u>Ecológica</u> : parâmetros microbiológicos, <i>litter bag</i> , e diversidade de invertebrados da superfície.

\*bioensaios com elutriado de solo.

A avaliação de *screening* utilizou as LoEs química, ecotoxicológica e ecológica. A LoE química utilizou a pressão tóxica (PT) da concentração total dos contaminantes em solo. As LoEs ecotoxicológicas foram baseadas em bioensaios de comportamento de fuga com minhocas e colêmbolos, e bioensaios com elutriato de solo de letalidade de dáfias e de inibição de luminescência com a bactéria aquática *Vibrio fischeri*. Os testes ecotoxicológicos seguiram os seguintes protocolos internacionais: fuga em minhocas, ISO 17512-1 (2017); fuga em colêmbolos, ISO 17512-2 (2011); letalidade em dafnídeos, OECD 202 (1984); e luminescência em bactérias, ASTM D5660-96 (2004). Com exceção do ensaio de fuga em colêmbolos, todos possuem norma ABNT equivalente. As linhas de evidência ecológicas utilizaram a caracterização da atividade microbiana de respiração basal do solo, da atividade alimentar dos invertebrados decompositores pelo teste de *bait lamina* e a caracterização da cobertura vegetal sobre o solo. Estes levantamentos ecológicos permitiram uma caracterização expedita dos principais grupos de receptores diretamente influenciados pela contaminação do solo: microrganismos, invertebrados do solo e plantas. A avaliação de *screening* realizada por Niemeyer (2012) utilizou ensaios e levantamentos rápidos e simples, adequados a uma avaliação inicial, mas, ao mesmo tempo, permitiu a análise da biodisponibilidade dos contaminantes, pelos bioensaios, e dos seus possíveis efeitos nos principais grupos taxonômicos de receptores.

A caracterização do risco foi realizada individualmente para cada amostra. A ponderação das evidências considerou pesos iguais a todas as LoEs para o cálculo do risco integrado (RI) e do desvio (D) e, por fim, a conclusão sobre o risco utilizou a matriz de decisão da Tríade (Tabela 3). Os resultados do RI indicaram risco baixo ( $RI > 0,50$ ) em amostras coletadas fora da área da fundição. Já as amostras da área da fundição apresentaram RI variável, de baixo a alto. A autora constatou que as amostras com RI alto ( $RI > 0,75$ ) apresentaram convergência dos resultados de risco obtidos pelas três LoEs, e, também, apresentaram os maiores valores de risco para a linha química, dentre todas as amostras. Essa constatação em relação à LoE química está de acordo com resultados apresentados no item 5.2.1. Devido às incertezas decorrentes de resultados contraditórios das LoEs em algumas amostras, Niemeyer (2012) procedeu com uma avaliação detalhada (nível 2).

A avaliação detalhada, de nível 2, considerou duas funções do solo distintas e, por isso, aplicou linhas de evidência diferentes. As funções de retenção e de habitat avaliadas, correspondem às funções do solo sugeridas no guia de caracterização ecotoxicológica do solo da ISO 15799

(2010). A avaliação da função de retenção utilizou a LoE química da pressão tóxica da fração biodisponível dos contaminantes do solo, e a LoE ecotoxicológica foi analisada pelos bioensaios de reprodução em dafnídeos e de crescimento de microalgas, e seguiram as normas OECD 211 (1998) e OECD 201 (1984), respectivamente. A função de retenção não utilizou LoEs ecológicas. A avaliação da função de habitat seguiu a com a mesma LoE química da avaliação de *screening* (PT da concentração total no solo) e aplicou bioensaios de efeitos crônicos na reprodução de minhocas, enquitreídeos e colêmbolos, seguindo as normas da ISO (2012, 2014a, 2014b), e testes de crescimento em plantas de quatro espécies distintas, seguindo a orientação e o procedimento da norma ISO 17126 (2015). As LoEs ecológicas abrangeram o levantamento da riqueza e diversidade dos invertebrados da superfície, o teste de decomposição da matéria orgânica (*litter bags*) por invertebrados do solo, e diversos parâmetros microbiológicos, incluindo a determinação da biomassa, da atividade enzimática e das taxas de transformação do nitrogênio. Os testes ecotoxicológicos utilizados seguiram normas internacionais, e, com exceção do bioensaio de reprodução em minhocas, todos possuem norma ABNT correspondente. Os testes e levantamentos ecotoxicológicos e ecológicos se destacaram pelo uso de diversos organismos e parâmetros dos invertebrados, plantas e microrganismos, representando diferentes sensibilidades aos contaminantes e, em última análise, reduzindo a incerteza quanto aos efeitos da contaminação na função de retenção e de habitat.

Os resultados da avaliação de risco para a função de retenção indicaram baixo risco integrado para a maioria das amostras. Entre as duas amostras que apresentaram RI alto ( $RI > 0,75$ ), verificou-se somente risco químico alto, sendo uma amostra, externa à área da fundição e, possivelmente, não associada à contaminação industrial. As amostras que apresentaram risco baixo, segundo Niemeyer (2012), indicaram baixa mobilidade dos metais do solo para a água, possivelmente, devido a características do solo e ao processo de *ageing*<sup>8</sup> dos contaminantes. Os resultados de risco para a função de habitat foram semelhantes aos da avaliação de *screening*, e indicaram risco alto ( $RI > 0,75$ ) em diversas amostras dentro da fundição, devido à presença de depósitos de rejeitos sobre a superfície do solo. Esses resultados indicaram a presença de risco não aceitável e a necessidade de remediação da área.

---

<sup>8</sup> Processo de longo prazo no qual substâncias químicas torna-se progressivamente menos disponíveis para absorção pelos organismos.

Nos estudos conduzidos por Lima (2009) e Niemeyer (2012), a maioria dos testes das LoEs químicas, ecotoxicológicas e ecológicas corresponderam àqueles comumente usados nos estudos ERAGS e Tríade abordados nos itens anteriores. Cabe ressaltar que, no caso dos testes com plantas e organismos do solo, Lima (2009), não seguiu normas técnicas brasileiras, provavelmente, em função de sua indisponibilidade na época. O mesmo ocorreu no estudo de Niemeyer (2012), que realizou suas análises em Portugal. Atualmente, existem instituições brasileiras que as executam (Quadro 9), indicando, para futuros estudos, a possibilidade de realizar testes ecotoxicológicos com organismos terrestres no Brasil, seguindo protocolos nacionais. Por fim, estes estudos realizados em áreas contaminadas no Brasil estão de acordo com as práticas internacionais e podem servir como ponto de partida para futuras avaliação de risco ecológico no Brasil.

## 6 CONCLUSÃO

Os principais aspectos e incertezas associados à aplicação das metodologias estrangeiras (ERAGS e Tríade) de avaliação de risco ecológico e suas limitações para utilização no Brasil foram apresentados e as seguintes conclusões foram formuladas:

- Em relação aos bens a proteger, a abordagem ERAGS se caracterizou pela proteção das populações de animais silvestres, comunidades dos invertebrados do solo, plantas, e também, pela proteção de espécies ameaçadas de extinção. Já na Tríade o foco foi a proteção dos serviços ecossistêmicos providos pela biota (comunidades dos invertebrados do solo, plantas e microrganismos) do solo e sua estrutura;
- Ambas as metodologias apresentaram como contaminantes comumente avaliados os metais, hidrocarbonetos poliaromáticos e halogenados, oriundos principalmente de atividades de mineração, fundição e produção de objetos metálicos, indústrias químicas, aterros e áreas de disposição irregular de resíduos. Estes contaminantes persistentes possuem relevância ecológica devido a sua afinidade com componentes do solo e pela capacidade de bioacumulação e biomagnificação na cadeia trófica;
- Nos estudos ERAGS foi predominante o uso exclusivo da linha de evidência química. Na abordagem Tríade, todos os 15 estudos analisados utilizaram a combinação das três LoEs;
- Para a caracterização do risco, a linha de evidência química foi preponderante para caracterização de risco não aceitável, estando presente em todas as avaliações com múltiplas linhas de evidência que resultaram em risco não aceitável, tanto para os estudos ERAGS, quanto para os estudos Tríade. Comparativamente, a linha ecológica foi a principal indicativa de risco aceitável, estando presente em todas as avaliações com múltiplas linhas de evidência que resultaram em risco aceitável, para ambas as abordagens;
- Todos os estudos ERAGS apresentaram uma análise qualitativa das incertezas. No entanto, poucas avaliações mencionaram ou classificaram as incertezas nas suas conclusões sobre o risco. Nos estudos Tríade, o desvio no resultado do risco integrado foi considerado, nessa dissertação, como representativo da incerteza na conclusão sobre o risco. Assim, foi verificado que 90,6% das amostras apresentaram incerteza baixa ( $D < 0,4$ ), indicando uma

convergência entre as múltiplas LoEs, que apontaram na mesma direção, em relação à presença de risco aceitável ou não aceitável;

- O panorama de avaliação de risco ecológico de solos contaminados no Brasil indicou a aplicabilidade das abordagens estrangeiras no contexto estadual. Verificou-se que a maioria dos conteúdos requeridos pela DD 38/2017 e IN 74/2018 estão previstos nas abordagens ERAGS e Tríade. As divergências apresentadas pela ERAGS estão relacionadas ao fato de não haver indicação explícita de formas de cálculo de risco, níveis de risco aceitável e métodos para quantificação do risco total. Com relação à Tríade, as principais divergências se relacionaram aos conteúdos interpretativos dos resultados, os quais estão limitados à caracterização do risco, sem apresentar aspectos ligados à fase de gerenciamento de risco ou de intervenção. Portanto, a realização das AREs no Brasil depende do diálogo entre os órgãos fiscalizadores e os avaliadores de risco para esclarecimentos e orientações, para viabilizar o seu cumprimento e execução.
- A estrutura de normas técnicas para os testes ecotoxicológicos se mostrou satisfatória, já para os testes ecológicos, há menor disponibilidade de protocolos nacionais. Há escassez de laboratórios capacitados para a execução desses testes no Brasil. Dentre as 29 instituições existentes, 25 são de ensino e/ou pesquisa, e estão concentradas nas regiões sul (12) e sudeste (13), o que indica que a logística de transporte de amostras pode representar um fator limitante para a execução de AREs.
- Os estudos brasileiros de ARE em solo contaminado, executados por Lima (2009) e Niemeyer (2012), seguiram as abordagens da USEPA e da Tríade. Estes estudos estão de acordo com as práticas internacionais e podem servir como ponto de partida para futuras avaliação de risco ecológico no Brasil.

Conclui-se, portanto, que as limitações para execução de ARE até o presente momento referem-se à (i) falta de detalhamento das diretrizes estaduais; (ii) à escassez de infraestrutura laboratorial capacitada para execução dos testes e (iii) à necessidade de uma norma nacional que possa detalhar os requisitos já definidos pelas normativas pioneiras. E, diante disso, destaca-se a importância da publicação da norma nacional de ARE, atualmente em desenvolvimento pela ABNT, que possa detalhar e aperfeiçoar os requisitos já definidos pelas normativas pioneiras, DD 38/2017 e IN 74/2018, indicando os testes a serem executados. Além disso, ressalta-se a necessidade do estabelecimento de instituições

capacitadas para executar os testes comumente requisitados em AREs, em todas as regiões do país, a fim de viabilizar sua execução no Brasil e, conseqüentemente, de efetivamente promover a proteção dos serviços ecossistêmicos.



## 7 RECOMENDAÇÕES

A partir das conclusões obtidas com este estudo, recomenda-se:

- A realização de pesquisas e investigações detalhadas e estudos de AREs em solos contaminados, em parceria com órgãos ambientais (i.e. CETESB e IMA-SC), a fim de sistematizar uma metodologia de ARE e testes que possam ser utilizada no contexto legal, científico e ambiental nacional.
- O desenvolvimento de pesquisas de ARE utilizando abordagens inovadoras, como a ecotoxicogenômica. Este relativamente recente ramo científico se refere ao estudo da expressão de genes e proteínas importantes para a caracterizar as respostas dos organismos à exposição a determinados agentes estressores. A ecotoxicogenômica pode auxiliar a estabelecer uma clara etiologia entre alterações no perfil de expressão gênica e perturbações ocasionadas por determinadas substâncias químicas aos organismos que compõem os ecossistemas. Embora esta abordagem ainda não tenha sido consolidada, tem sido apontada como uma potencial ferramenta para as avaliações de risco ecológico.



## 8 REFERÊNCIAS

ABOIM, M.C.R.; BARBOSA, J.C.; COUTINHO, H.L.C.; ROSADO, A.S. **Avaliação da Diversidade Microbiana em Amostras de Solos: Técnica do PCR/DGGE (Protocolo Laboratorial)**. Documentos 68. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 11267: Qualidade do solo – Inibição da reprodução de *Collembola* (*Folsomia candida*) por poluentes do solo**. Rio de Janeiro, 2011.

\_\_\_\_\_. **NBR ISO 17512-1: Qualidade do Solo – Ensaio de fuga para avaliar a qualidade de solos e efeitos de substâncias químicas no comportamento Parte 1: Ensaio com minhocas (*Eisenia fetida* e *Eisenia andrei*)**. Rio de Janeiro, 2011.

\_\_\_\_\_. **NBR 15411-3: Ecotoxicologia aquática – Determinação do efeito inibitório de amostras aquosas sobre a emissão da bioluminescência de *Vibrio fischeri* (ensaio de bactéria luminescente). Parte 3: Método utilizando bactérias liofilizadas**. Rio de Janeiro, 2012.

\_\_\_\_\_. **NBR ISO 16387: Qualidade do solo – Efeitos de poluentes em *Enchytraeidae* (*Enchytraeus* sp.) – Determinação de efeitos sobre reprodução e sobrevivência**. Rio de Janeiro, 2012.

\_\_\_\_\_. **NBR ISO 11269-2: Qualidade do solo - Determinação dos efeitos de poluentes na flora terrestre – Parte 2 – Efeitos do solo na emergência e no crescimento de vegetais superiores**. Rio de Janeiro, 2014.

\_\_\_\_\_. **NBR ISO 15537: Ecotoxicologia terrestre - Toxicidade aguda - Método de ensaio com minhocas (*Lumbricidae*)**. Rio de Janeiro, 2014.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15495-1: Poços de Monitoramento de Águas Subterrâneas em Aquíferos Granulares – Parte 1: Projeto e Construção**. Rio de Janeiro, 2007a.

\_\_\_\_\_. **NBR 12713: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com *Daphniaspp* (Crustacea, Cladocera).** Rio de Janeiro, 2016.

\_\_\_\_\_. **NBR 13373: Ecotoxicologia aquática - Toxicidade crônica - Método de ensaio com *Ceriodaphniaspp* (Crustacea, Cladocera).** Rio de Janeiro, 2017.

\_\_\_\_\_. **NBR 15515-1: Passivo ambiental em solo e água subterrânea – Parte 1: Avaliação Preliminar.** Rio de Janeiro, 2007b.

\_\_\_\_\_. **NBR 15495-2: Poços de Monitoramento de Águas Subterrâneas em Aquíferos Granulares – Parte 2: Desenvolvimento.** Rio de Janeiro, 2008.

\_\_\_\_\_. **NBR 15515-2: Passivo ambiental em solo e água subterrânea – Parte 2: Investigação Confirmatória.** Rio de Janeiro, 2011.

\_\_\_\_\_. **NBR 15515-3: Passivo ambiental em solo e água subterrânea – Parte 3: Investigação Detalhada.** Rio de Janeiro, RJ, 2013a.

\_\_\_\_\_. **NBR 16209: Avaliação de risco à saúde humana para fins de gerenciamento de áreas contaminadas.** Rio de Janeiro, RJ, 2013b.

\_\_\_\_\_. **NBR 16210: Modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas – Procedimento.** Rio de Janeiro, 2013c.

\_\_\_\_\_. **NBR 162648: Ecotoxicologia aquática – Toxicidade crônica – Método de ensaio com algas (*Chlorophyceae*).** Rio de Janeiro, 2018.

AGOSTINI, P. *et al.* Decision Support Systems for Contaminated Land Management: A Review. In: MARCOMINI, A.; SUTER II, G.W.; CRITTO, A. (Eds.). **Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites.** New York: Springer Science, 2009.

ANTUNES, S.C.*et al.* Community-level effects in edaphic fauna from an abandoned mining area: Integration with chemical and toxicological lines of evidence. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 88, p. 65-71, 2013.

AQUINO, A.M.; AGUIAR-MENEZES, E.L.; QUEIROZ, J.M. Recomendações para Coleta de Artrópodes Terrestres por Armadilhas de Queda (“Pitfall-Traps”). Circular Técnica 18. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2006.

ARAÚJO-MOURA, A.A.C.; CAFFARO FILHO, R.A. Panorama do gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil após a Resolução CONAMA 420/09. **Águas Subterrâneas**, v. 29, n. 2, p. 202-212, 2015.

ARAÚJO, M.M. *et al.* Histórico, motivação e legislação para a dinâmica do GAC no Brasil. In: TEIXEIRA, C.E.; MOTTA, F.G.; MORAES, S.L. (Orgs.). **Panorama do setor de gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil: Panorama GAC**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 2016.

ASTM – AMERICAN SOCIETY FOR TESTING MATERIALS. Conducting Laboratory Soil Toxicity or Bioaccumulation Tests with the Lumbricid Earthworm *Eisenia Fetida* and the Enchytraeid Potworm *Enchytraeus albidus*, **Standard Designation E1676-95**, 1995.

\_\_\_\_\_. Standard Test Method for Assessing the Microbial Detoxification of Chemically Contaminated Water and Soil Using a Toxicity Test with a Luminescent Marine Bacterium. **Standard designation D5660-96**, 2009.

BAJAJ, S; SINGH, D.K. Biodegradation of persistent organic pollutants in soil, water pristine sites by cold-adapted microorganisms: Mini review. **Science of the Total Environment**, v. 300, p. 98-105, 2015.

BRANDON, E. **Global Approaches to Site Contamination Law**. Springer, 2013.

BREURE, A.M. Ecological soil monitoring and quality assessment. In: DOELMAN, P.; EIJSACKERS, H.J.P. (Eds.). **Vital Soil – Function, Value and Properties**. Developments in Soil Science – Volume 29. Amsterdam, NL: Elsevier B.V., 2004.

CAIRNS, J. The Myth of the Most Sensitive Species: Multispecies testing can provide valuable evidence for protecting the environment. **American Institute of Biological Science**, v. 36, p. 670 - 672, 1986.

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, 2016.

CCME – CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Guidance Document on the Management of Contaminated Sites in Canada**. Winnipeg: CCME Secretariat, 1997.

\_\_\_\_\_. **Canadian Environmental Quality Guidelines (CEQG) Summary Table**. Disponível em: <[st-ts.ccme.ca/en/index.html](http://st-ts.ccme.ca/en/index.html)>. Acesso em: mar. 2017.

CARDWELL, R.E.; KING, J.J.O. Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act. In: SULLIVAN, T. F. P. (Ed.) **Environmental Law Handbook**, 22<sup>nd</sup>ed. Lanham, Maryland: Bernan Press, 2014.

CARLON, C. (Ed.). **Derivation methods of soil screening values in Europe**: A review and evaluation of national procedures towards harmonization. EUR 22805-EN. Ispra: European Commission, Joint Research Centre, 2007. 306 p.

CARLON, C.; HOPE, B.; QUERCIA, F. Contaminated Land: A Multi-Dimensional Problem. In: MARCOMINI, A.; SUTER II, G.W.; CRITTO, A. (Eds.). **Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites**. New York: Springer Science, 2009.

CARSON, R. **Primavera silenciosa**. São Paulo: Melhoramentos, 1964.

CHAPMAN, P.M. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. **Science of Total Environment**, v. 97-98, p. 815-825, 1990.

COLEMAN, D.C.; CROSSLEY JR., D.A.; HENDRIX, P.F. **Fundamentals of soil ecology**. 2<sup>nd</sup> ed. Burlington: Elsevier Academic Press, 2004.

CCE – COMISSÃO DAS COMUNIDADES EUROPEIAS. **Comunicação da Comissão ao Conselho, ao Parlamento Europeu, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité das Regiões - Estratégia temática de protecção do solo.** COM(2006)231 final. Bruxelas, 2006.

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.** 2.ed. São Paulo, 2001. 389p.

\_\_\_\_\_. **Texto explicativo: Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo.** Dez. 2015.

\_\_\_\_\_. **Decisão de Diretoria Nº 038/2017/C, de 07 Fevereiro de 2017.** Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Âmbito do Licenciamento Ambiental”, em função da publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 e seu Regulamento, aprovado por meio do Decreto nº 59.263/2013, e dá outras providências. São Paulo, 2017.

\_\_\_\_\_. **Texto explicativo, relação de áreas contaminadas e reabilitadas no Estado de São Paulo.** São Paulo: CETESB, 2015. Disponível em: <<http://areascontaminadas.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/45/2013/11/Texto-explicativo.pdf>>.

CHAPMAN, P.M. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. **The Science of the Total Environment**, vol. 97/98, p. 815-825, 1990.

CONSEMA – CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DO RIO DE JANEIRO. **Resolução CONEMA nº 44 de 14 de dezembro de 2012.** Dispõe sobre a obrigatoriedade da identificação de eventual contaminação ambiental do solo e das águas subterrâneas por agentes químicos, no processo de licenciamento ambiental estadual. Rio de Janeiro: Diário Oficial do Estado, 28 dez. 2012.

COPAM – CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL; CERH – CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 02, de 08 de setembro de 2010.** Institui o Programa Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas, que estabelece as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas. Minas Gerais: Diário Oficial do Estado, 16 set. 2010.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 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 substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Diário Oficial da União nº 249, de 30 dez. 2009.

CONSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, vol. 387, p. 253-260, 15 may 1997.

CBD – CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **The Convention on Biological Diversity.** Disponível em: <<https://www.cbd.int/>>. Acesso em: jan. 2017.

\_\_\_\_\_. **History of the Convention.** Disponível em: <<https://www.cbd.int/history/>>. Acesso em: fev. 2017.

CORTES, P.L. Conception and development of a system used to organize and facilitate access to environmental information. **Journal of Information Systems & Technology Management**, vol. 10, n. 1, p. 161-176, 2013.

CRITTO, A.; SUTER II, G.W. Environmental Risk Assessment. In: MARCOMINI, A.; SUTER II, G.W.; CRITTO, A. (Eds.). **Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites.** New York: Springer Science, 2009.

DAILY, G.C. What Are Ecosystem Services? In: DAILY, G.C. (Ed.) **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems.** Washington, DC: Island Press, 1997.

DAILY, G.C. *et al.* The Value of Nature and the Nature of Value. **Science**, Vol. 289, n. 5478, p. 395-396, 21 jul. 2000.

DEFRA – DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT FOOD AND RURAL AFFAIRS; EA – ENVIRONMENT AGENCY. **Model Procedures for the Management of Land Contamination**. Contaminated Land Report 11. Bristol, UK: Environment Agency, 2004.

DE ZWART, D.; POSTHUMA, L. Complex mixture toxicity for single and multiple species: proposed methodologies. **Environmental Toxicology and Chemistry**, vol. 24, n. 10, p. 2665–2676, 2005.

DIONÍSIO, J.A.; PIMENETEL, I.C.; SIGNOR, D.; PAULA, A.M.; MACEDA, A.; MATTANA, A.L. **Guia prático de biologia do solo**. Curitiba, PR: SBCS, 2016. 152 p.

DIRVEN-VAN BREEMEN, E.M. *et al.* The case study Skagen, Denmark. In: JENSEN, J.; MESMAN, M. (Eds.). **Ecological risk assessment of contaminated land**. RIVM report number 711701047, 2006.

DG ENVIRONMENT. **Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers**: Final Report. Report for European Commission, 2010.

EIJSACKERS, H.J.P. Leading concepts towards vital soil. In: DOELMAN, P.; EIJSACKERS, H.J.P. (Eds.). **Vital Soil – Function, Value and Properties**. Developments in Soil Science – Volume 29. Amsterdam, NL: Elsevier B.V., 2004.

EC – EUROPEAN COMMISSION. **Technical guidance document (TGD) on risk assessment of chemical substances Part II**. 2<sup>nd</sup> ed. Italy: European Chemical Bureau, Joint Research Centre, 2003.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. **Progress in the management of Contaminated Sites in Europe**. Report EUR 26376 EN. Ispra (VA), Italy: Institute for Environment and Sustainability, Joint Research Centre, 2014.

EUROPEAN ENVIRONMENTAL AGENCY. **Overview of activities causing soil contamination in Europe**. Published 12 nov. 2009. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/overview-of-activities-causing-soil-contamination-in-europe>>. Acesso em: mar. 2017.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **Soil and Pulses – Symbiosis for Life**. Rome, IT: FAO, 2016.

FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS; ITPS – INTERGOVERNAMENTAL TECHNICAL PANEL ON SOILS. **Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report**. Rome, IT: FAO, 2015.

FEPAN – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER/RS. **Diretriz Técnica nº 001/2011 – DIRTEC**. Licenciamento ambiental de área industrial degradada. Porto Alegre, RS: FEPAN, 2011.

FERGUSON, C.C. *et al.* (Eds.). **Risk Assessment for Contaminated Sites in Europe**. Volume 1. Scientific Basis. Nottingham, UK: LQM Press, 1998.

FERGUSON, C.C. Assessing Risks from Contaminated Sites: Policy and Practice in 16 European Countries. **Land Contamination & Reclamation**, vol. 7, n. 2, p. 87-108, 1999.

FIESP – FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Informe Ambiental**, Edição 103, p. 8, mar. 2015. Disponível em: <<http://www.fiesp.com.br/indices-pesquisas-e-publicacoes/informe-ambiental-fiesp/>>. Acesso em: mar. 2017.

FILIP, Z. International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 88, p. 169-174, 2002.

FINAMORE, R. Contaminação do solo e conflitos: O caso da empresa CENTRES. **Revista de Gestão Social e Ambiental**, v. 4, n. 3, p. 119-135, Set.-Dez. 2010.

GAO, Y.; WANG, J.; GUO, S.; HU, Y.; LI, T.; MAO, R.; ZENG, D. Effects of salinization and crude oil contamination on soil bacterial community structure in the Yellow River Delta region, China. **Applied Soil Ecology**, v. 86, p. 165-173, 2014.

GATCHETT, A.M.; MARCOMINI, A.; SUTER II, G.W. Introduction. In: MARCOMINI, A.; SUTER II, G.W.; CRITTO, A. (Eds.). **Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites**. New York: Springer Science, 2009.

GC – GOVERNMENT OF CANADA. **Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP): Ecological Risk Assessment Guidance**. Environment Canada, 2012.

GOV.UK – GOVERNMENT OF THE UNITED KINGDOM. **Contaminated Land**. Disponível em: <https://www.gov.uk/contaminated-land/overview>>. Acesso em: fev. 2017.

GUTIÉRREZ, L. *et al.* Application of ecological risk assessment based on a novel TRIAD-tiered approach to contaminated soil surrounding a closed non-sealed landfill. **Science of the Total Environment**, vol. 514, p. 49-59, 2015.

HARMSSEN, J.; NAIDU, R. Bioavailability as a tool in site management. **Journal of Hazardous Materials**, vol. 261, p. 840-846, 2013.

HARRIS, M.R. Recognition of the problem. In: CAIRNEY, T. (Ed.). **Reclaiming Contaminated Land**. Glasgow, UK: Blakie & Son Limited, 1987.

IBAMA – INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Banco de Dados Nacional sobre Áreas Contaminadas (BDNAC)**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/residuos/areas-contaminadas/banco-de-dados-nacional-sobre-areas-contaminadas-bdnac>>. Acesso em: mar. 2017.

INSAM, H. A new set of substrates proposed for community characterization in environmental samples. In: Insam, H., Rangger, A. (Eds.), **Microbial Communities. Functional Versus Structural Approaches**. Heidelberg: Springer, 1997.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 15799: Soil quality - Guidance on the ecotoxicological characterization of soils and soil materials**. Switzerland, 2010.

\_\_\_\_\_. **ISO 17512-2: Soil quality - Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour - Part 2: Test with collembolans (*Folsomia candida*)**. Switzerland, 2011.

\_\_\_\_\_. **ISO 23753-1: Soil quality - Determination of dehydrogenase activity in soils - Part 1: Method using triphenyltetrazolium chloride (TTC)**. Switzerland, 2012.

\_\_\_\_\_. **ISO 11268-2: Soil quality - Effects of pollutants on earthworms - Part 2: Determination of effects on reproduction of *Eiseniafetida/Eisenia Andrei***. Switzerland, 2012.

\_\_\_\_\_. **ISO 14238: Soil quality - Biological methods - Determination of nitrogen mineralization and nitrification in soils and the influence of chemicals on these processes**. Switzerland, 2012.

\_\_\_\_\_. **ISO 15685: Soil quality - Determination of potential nitrification and inhibition of nitrification - Rapid test by ammonium oxidation**. Switzerland, 2012.

\_\_\_\_\_. **ISO 14371: Water quality - Determination of fresh water sediment toxicity to *Heterocyprisincongruens* (Crustacea, Ostracoda)**. Switzerland, 2012.

\_\_\_\_\_. **ISO 11267: Soil quality - Inhibition of reproduction of *Collembola* (*Folsomia candida*) by soil contaminants**. Switzerland, 2014a.

\_\_\_\_\_. **ISO 16387: Soil quality - Effects of contaminants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.) - Determination of effects on reproduction**. Switzerland, 2014b.

ISO – INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **ISO 17126: Soil quality - Determination of the effects of pollutants on soil flora - Screening test for emergence of lettuce seedlings (*Lactuca sativa* L.)**. Switzerland, 2015.

\_\_\_\_\_. **ISO 17512-1: Soil quality - Avoidance test for determining the quality of soils and effects of chemicals on behaviour - Part 1: Test with earthworms (*Eisenia fetida* and *Eisenia andrei*)**. Switzerland, 2008.

\_\_\_\_\_. **ISO 19204:2017: Soil quality – Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach)**. Switzerland, 2017.

JENSEN, J. *et al.* Principles and concepts in ecological risk assessment. In: JENSEN, J.; MESMAN, M. (Eds.). **Ecological risk assessment of contaminated land**. RIVM report number 711701047, 2006.

JENSEN, J.; PEDERSON, M.B. Ecological Risk Assessment of Contaminated Land. In: WARE, G. W. (Ed.). **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology** Vol. 186. New York: Springer, 2006.

KUPERMAN, R.G. *et al.* State of the science and the way forward for the ecotoxicological assessment of contaminated land. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, vol. 44, n. 8, p. 811-824, 2009.

LAMÉ, F.; MARING, L.; SWARTJES, F.A. **Into Dutch Soils**. MIE, 2014. 79 p.

LAVELLE, P. Diversity of Soil Fauna and Ecosystem Function. **Biology International**, n. 33, 1996.

LIMA, C.A. **Avaliação de risco ambiental como ferramenta para o descomissionamento de uma indústria de metalurgia de zinco**. 2009, 131 p. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2009.

LOIBNER *et al.* Sorption and ageing of soil contamination. In: JENSEN, J.; MESMAN, M. (Eds.). **Ecological risk assessment of contaminated land: Decision support for specific investigations**. RIVM report number 711701047, 2006.

LONG, E.R.; CHAPMAN, P.M. A Sediment Quality Triad: Measures of Sediment Contamination, Toxicity and Infaunal Community Composition in Puget Sound. **Marine Pollution Bulletin**, vol. 16, n. 10, p. 405-415, 1985.

MATIASSO, D. Nova fase para gestão de solos contaminados. **Revista água e meio ambiente**, n. 14, ano 3, p. 18-19, fevereiro/março 2010.

MEA – MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis**. Washington, DC: World Resources Institute, 2005.

MENDES, M.P. **Avaliação de risco ecológico em área alagada contaminada por gasolina**. 2016. 182 p. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2016.

MESMAN, M. *et al.* Decision Support system for ecological risk assessment. In: JENSEN, J.; MESMAN, M. (Eds.). **Ecological risk assessment of contaminated land: Decision support for specific investigations**. RIVM report number 711701047, 2006a.

MESMAN, M.; RUTGERS, M.; JENSEN, J. Using the triad in site-specific assessment of contaminated soil. In: JENSEN, J.; MESMAN, M. (Eds.). **Ecological risk assessment of contaminated land: Decision support for specific investigations**. RIVM report number 711701047, 2006b.

MESMAN, M.; SCHOUTEN, A.J.; RUTGERS, M. **Guideline Triad 2011: Site-specific ecological research in step 3 of the Remediation Criterion**. RIVM Rapport 607711003. RIVM, 2011.

MESMAN, M. *et al.* **Evaluatie van Triade-onderzoeken op schietterreinen van defensie**. RIVM Rapport 2014-0077. 2014.

MIEN – MINISTRY OF INFRASTRUCTURE AND THE ENVIRONMENT. **Soil Remediation Circular 2013**, version of 1 July 2013.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Áreas contaminadas**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-perigosos/areas-contaminadas>>. Acesso em: mar. 2017.

MORAES, S.L.; TEIXEIRA, C.E.; MAXIMIANO, A.M.S. (Orgs.). **Guia de elaboração de planos de intervenção para o gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo e BNDES, 2014.

NATHANAIL, C.P.; BARDOS, R.P. **Reclamation of Contaminated Land**. Chichester, UK: John Wiley & Sons Ltd, 2004.

NATIONAL ENVIRONMENT PROTECTION COUNCIL. **National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure 1999**. Canberra: Office of Parliamentary Counsel, 2013.

NATIONAL INSTITUTE FOR PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT. **Instruments to support site-specific management of soil quality and soil use**. Disponível em: <<https://www.risicotoolboxbodem.nl/english/>>. Acesso em: jan. 2017.

NETHERLANDS NATIONAL INSTITUTE FOR PUBLIC HEALTH AND THE ENVIRONMENT. **Risicotoolbox Bodem – instrument voor duurzaambeheer em toetsing van bodemkwaliteit** (em holandês). Disponível em: <<https://www.risicotoolboxbodem.nl/>>. Acesso em: mar. 2017.

NIEMEYER, J.C. **Ecological risk assessment of a tropical metal contaminated area - the case study of Santo Amaro, Bahia, Brazil**. 2012. 261p. Tese - Doutorado em Biologia, especialidade em Ecologia, Departamento de Ciências da Vida, Faculdade de Ciências e Tecnologia Universidade de Coimbra. Coimbra, Portugal, 2012.

NIEMEYER, J. C. *et al.* Environmental risk assessment of a metal-contaminated area in the Tropics. Tier I: screening phase. **Journal of Soils and Sediments**, vol. 10, p. 1557-1571, 2010.

NIEMEYER, J.C. *et al.* Ecological Risk Assessment of a Metal Contaminated Area in the Tropics. Tier II: Detailed Assessment. **Plos One**, vol. 10, n. 11, 2015.

OECD – ORGANIZATION FOR ECONOMIC COOPERATION AND DEVELOPMENT. **Guideline for Testing of Chemicals, n° 202** “Daphnia sp Acute Immobilisation Test and Reproduction Test”. Paris, 1984.

\_\_\_\_\_. **Guideline for Testing of Chemicals, n° 201 "Alga, Growth Inhibition Test"**. Paris, 1984.

\_\_\_\_\_. **Guideline for Testing of Chemicals, n° 207 “Earthworm, Acute Toxicity Tests”**. Paris, 1984.

\_\_\_\_\_. **Guideline for Testing of Chemicals, n° 211 "Daphnia magna Reproduction Test"**. Paris, 1998.

OSMAN, K.T. **Forest Soils – Properties and Management**. Switzerland: Springer international Publishing, 2013.

PEDROZO, M.F.M. *et al.* **Ecotoxicologia e avaliação de risco do petróleo**. Salvador: Centro de Recursos Ambientais, 2002.

PERRODIN, Y. *et al.* Ecological risk assessment of urban and industrial systems: A review. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 5162-5176, 2011.

PHILLIPS, A.S.; HUNG, Y.; BOSELA, P.A. Love Canal Tragedy. **Journal of Performance of constructed Facilities**, v. 21, n 4, p. 313-319, 2007.

QUERCIA, F.F.; VIDOJEVIC, D. **Clean Soil and Safe Water**. NATO Science for Peace and Security Series. Dordrecht: Springer, 2011.

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**, vol. 207-208, p. 15-20, 2012.

ROCKSTRÖM, J. *et al.* A safe operating space for humanity. **Nature**, vol. 461, p. 472-475, 24 september 2009.

ROHR, R. *et al.* The Pros and cons of ecological risk assessment based on data from different levels of biological organization. **Critical Reviews in Toxicology**, vol. 46, n. 9, p. 1-29, 2016.

RÖMBKE, J. *et al.* Feeding activities of soil organisms at four different forest sites in Central Amazonia using the bait lamina method. **Journal of Tropical Ecology**, vol. 22, p. 313-320, 2006.

RUTGERS, M. *et al.* **Site-specific ecological risks: A basic approach to function-specific assessment of soil pollution**. Report 28. Wageningen: The Netherlands Integrated Soil Research Programme, 2000.

RUTGERS, M. *et al.* **Ecological risks of soil contamination in the second step of the Remediation Criterion**. RIVM Rapport 711701072. RIVM, 2008.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009**. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. Diário Oficial do Estado, São Paulo, 8 jul. 2009.

\_\_\_\_\_. **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo, 2013.

SEMENZIN, E.; CRITTO, A.; RUTGERS, M. MARCOMINI, A. Integration of bioavailability, ecology and ecotoxicology by three lines of evidence into ecological risk indexes for contaminated soil assessment. **Science of the Total Environment**, vol. 389, p. 71-86, 2008.

SILVA, E.E.; AZEVEDO, P.H.S.; DE-POLLI, H. **Determinação do nitrogênio da biomassa microbiana do solo (BMS-N)**. Comunicada Técnico 96. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007a.

SILVA, E.E.; AZEVEDO, P.H.S.; DE-POLLI, H. **Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo (BMS-C)**. Comunicada Técnico 98. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007b.

SILVA, E.E.; AZEVEDO, P.H.S.; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO<sub>2</sub>)**. Comunicada Técnico 99. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2007c.

SORVARI, J.; SCHULTZ, E.; HAIMI, J. Assessment of Ecological Risks at Former Landfill Site Using TRIAD Procedure and Multicriteria Analysis. **Risk Analysis**, vol. 33, n. 2, 2013.

SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA. **Glossary of Soil Science Terms**. Madison, USA: SSSA, 2008.

SPÍNOLA, A.L.S.; PHILIPPI JR., A. Contaminated sites and brownfield management State of art in Brazil and in Germany. **Management of Environmental Quality**, vol. 21, n. 3, p. 299-307, 2010.

SUTER II, G.W. *et al.* **Ecological Risk Assessment for Contaminated Land**. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers, 2000.

SUTER II, G.W. (Ed.). **Ecological Risk Assessment**. 2<sup>nd</sup> ed. Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 2006.

SWARTJES, F.A. Introduction to Contaminated Site Management. In: SWARTJES, F.A. (Ed.). **Dealing with Contaminated Sites: From Theory towards Practical Application**. Dordrecht: Springer, 2011.

SWARTJES, F.A.; BREURE, A.M.; BEAULIEU, M. Introduction to Ecological Risk Assessment. In: SWARTJES, F. A. (Ed.). **Dealing with Contaminated Sites: From Theory towards Practical Application**. Dordrecht: Springer, 2011.

SWARTJES, F.A. *et al.* State of the art of contaminated site management in The Netherlands: Policy framework and risk assessment tools. **Science of the Total Environment**, vol. 427-428, p. 1-10, 2012.

TAVARES, T.; RISSARDI, M.; CAVANI, A.C.M. Mapeamento das áreas contaminadas no Brasil. In: TEIXEIRA, C.E.; MOTTA, F.G.; MORAES, S.L. (Orgs.). **Panorama do setor de gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 2016.

TCEQ – TEXAS COMMISSION ON ENVIRONMENTAL QUALITY. **Conducting Ecological Risk Assessments at remediation Sites in Texas**. Austin, TX, January 2017.

TEIXEIRA, C.E.; MOTTA, F.G.; MORAES, S.L. (Orgs.). **Panorama do setor de gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil**. São Paulo: Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, 2016.

UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Convention on Biological Diversity**. VNEP No. 92-8314. Nairobi, KE, 1992.

\_\_\_\_\_. **Global Chemicals Outlook – towards Sound Management of chemicals**. UNEP, 2013.

\_\_\_\_\_. **Stockholm Convention. What are POPs**. Disponível em: <<http://www.pops.int/TheConvention/ThePOPs/tabid/673/Default.aspx>> . Acesso em: set. 2018.

USDA – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Soil & Men: Yearbook of Agriculture 1938**. Washington, DC: USDA, 1938.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Framework for Ecological Risk Assessment**. EPA 630/R-92/001. U.S. Risk Assessment Forum, 1992.

\_\_\_\_\_. **Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments**. EPA 540-R-97-006. Edison, NJ: USEPA, 1997.

\_\_\_\_\_. **Guidelines for Ecological Risk Assessment**. EPA/630/R095/002F. Washington, DC: USEPA, 1998.

\_\_\_\_\_. **EPA Risk Assessment Principles and Practices**. EPA/100/B-04/001. Washington, DC: USEPA, 2004.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Remedial Investigation Report, Public Release Draft. Volume 2: Appendix F**, Ecological Risk Assessment. Lava Cap Mine Superfund Site, Nevada County, California. November 2001. Preparado por CH2M Hill, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0904343>>. Acesso em: Jun. 2017.

\_\_\_\_\_. **Remedial Investigation/Feasibility Study. Rockwool Industries, Inc., Belton, Texas.** April 2003a. Preparado por CH2M Hill, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0605009>>.

\_\_\_\_\_. **Ecological Risk Assessment, Final Report, Volume 1 of 2. Jacobs Smelter Site, Stockton, Utah.** May 16, 2003b. Preparado por Lockheed Martin Technology Services e REAC Environmental Services. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0801674>>.

\_\_\_\_\_. **Baseline Ecological Risk Assessment, Draft. Text, Tables & Appendices. Shpack Landfill Superfund Site, Norton/Attleboro, Massachusetts.** June 14, 2004a. Preparado por Metcalf & Eddy, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0100655>>.

\_\_\_\_\_. **Baseline Ecological risk Assessment, Interim Final, Volume I of II. Centredale Manor Restoration Project Superfund Site, North Providence, Rhode Island.** 30 September 2004b. Preparado por MACTEC Engineering and Consulting, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0101388>>.

\_\_\_\_\_. **Final Baseline Ecological Risk Assessment. Sharon Steel Farrell Works Site, Farrell, Mercer County, Pennsylvania.** June, 2005a. Preparado por Black & Veatch Special Projects Corp. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0300530>>.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Remedial Investigation, Final. Volume III - Appendix K, Final Baseline Ecological Risk Assessment. Troy Mills Landfill Superfund Site, Troy, New Hampshire.** September, 2005b. Preparado por Metcalf & Eddy, Inc. e AECOM. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0101127>>.

\_\_\_\_\_. **Remedial Investigation (RI) Report, Volume I. Ryeland Road Arsenic Site, Womelsdorf, Berks Country, Pennsylvania.** October, 2005c. Preparado por Tetra Tech NUS, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0301755>>.

\_\_\_\_\_. **Baseline Ecological Risk Assessment, Draft Final Report. Elizabeth Mine, South Strafford, Vermont.** June 9, 2006a. Preparado por URS Corporation. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0102071>>.

\_\_\_\_\_. **Baseline Risk Assessment Report. Appendix I, Ecological Risk Assessment. Del Amo Superfund Site, Los Angeles, California.** September 7, 2006b. Preparado por Geosyntec Consultants e URS Corporation. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0901293>>.

\_\_\_\_\_. **Final Remedial investigation Report. Jacobsville Neiborhood Soil Contamination Site, Evansville, Indiana.** September 2006c. Preparado por CH2M Hill, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0508142>>.

\_\_\_\_\_. **Cam-Or Site Extended Group. Remedial Investigation Report - Ver.03. Volume VI of VII, Appendices R-S. Cam-Or Site, Westville, Indiana.** May 2007a. Preparado por Arcadis Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0501297>>.

\_\_\_\_\_. **Remedial Investigation and Feasibility Study. Baseline Risk Assessment. Sutton Brook Disposal Area Superfund Site, Tewsbury, Massachusetts.** May, 2007b. Preparado por Woodard & Curran. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0100686>>.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Human Health and Ecological Risk Assessment, Volume I of IV. St. Regis Paper Company Site, Cass Lake, MN.** September 28, 2007c. Preparado por Integral Consulting, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0503781>>.

\_\_\_\_\_. **Baseline Ecological Risk assessment, Final. Standard Mine, Gunnison County, Colorado.** March 19, 2008a. Preparado por Syracuse Research Corporation. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0801669>>.

\_\_\_\_\_. **Captain Jack Superfund Site. Remedial Investigation and Risk Assessment report. Vol. 2.** May 2008b. Preparado por Walsh Environmental Scientists and Engineers, LLC. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0800892>>.

\_\_\_\_\_. **Remedial Investigation Report. Former Peters Cartridge Facility.** 25 February 2009a. Preparado por Geosyntec Consultants. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0507087>>.

\_\_\_\_\_. **Baseline Ecological Risk Assessment, Final, Volume III of III. Callahan Mine Superfund Site, Brooksville, Maine.** April 2009b. Preparado por MACTEC Engineering and Consulting, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0101028>>.

\_\_\_\_\_. **Ecological Risk Assessment Sonford Products Site, Flowood, Rankin County, Mississippi.** June 2009c. Preparado por Black & Veatch Special Projects Corp. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0402405>>.

\_\_\_\_\_. **Final Remedial Investigation Report, Volume 8 of 9. Appendix U - Ecological Risk assessment. Casmalia Resources Superfund Site, Casmalia, California.** 2011. Preparado por Arcadis. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0901257>>.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Appendix RA, Final risk Assessment. Remedial investigation Report. Matthiessen and Hegeler Zinc Company site, Lasalle, Illinois.** June 2012. Preparado por Geosyntec Consultants e Sultrac Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0507364>>.

\_\_\_\_\_. **OU2 Remedial Investigation Report, Draft. Volume IV: Appendix B, Draft Final BERA. Shieldalloy Metallurgical Superfund Site, Newfield, New Jersey.** February, 2013a. Preparado por TRC Engineers, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0200203>>.

\_\_\_\_\_. **Focused Remedial Investigation, Final, Volume 1. Bullion Mine, OU6, Jefferson County, Montana.** November 2013b. Preparado por CH2M Hill, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0801057>>.

\_\_\_\_\_. **Determination of the Biologically Relevant Sampling Depth for Terrestrial and Aquatic Ecological Risk Assessments.** EPA/600/R-15/176. Cincinnati, OH: National Center for Environmental Assessment, Ecological Risk Assessment Support Center, 2015.

\_\_\_\_\_. **Ecological Risk Assessment, Final Report. former United Zinc Superfund Site, Iola, Kansas.** May, 2015. Preparado por SRC, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0705026>>.

\_\_\_\_\_. **Remedial Investigation Report. Barker-Hughesville Mining District Superfund Site, Cascade and Judith Counties, Montana.** June 27, 2016a. Preparado por CDM Federal Programs Corporation. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0801208>>.

\_\_\_\_\_. **OU2 Supplemental RI/FS. Final Baseline Ecological Risk Assessment, Operable Unit 2. Eighteenmile Creek Superfund Site.** July 2016b. Preparado por Ecology & Environment, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0206456>>.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Remedial Investigation Report. Iron King Mine-Humboldt Smelter Superfund Site, Dewey-Humboldt, Yavapai County, Arizona.** September, 2016c. Preparado por CH2M Hill, Inc. Disponível em: <<https://cumulis.epa.gov/supercpad/cursites/csitinfo.cfm?id=0905049>>.

\_\_\_\_\_. **Superfund: National Priorities List (NPL).** Disponível em: <<https://www.epa.gov/superfund/superfund-national-priorities-list-npl>>. Acesso em: fev. 2017a.

\_\_\_\_\_. **Hazardous Waste – Learn about Corrective Action.** Disponível em: <<https://www.epa.gov/hw/learn-about-corrective-action>>. Acesso em: fev. 2017b.

VAN GESTEL, C.A.M. Soil ecotoxicology: state of the art and future directions. **ZooKeys**, vol. 176, p. 275-296, 2012.

VERHOEF, H.A. Soil biota and activity. In: DOELMAN, P.; EIJSACKERS, H.J.P. (Eds.). **Vital Soil – Function, Value and Properties.** Developments in Soil Science – Volume 29. Amsterdam: Elsevier B.V., 2004.

WEEKS, J.M. *et al.* **Biological Test Methods for Assessing Contaminated Land.** Stage 2 - A demonstration of the use of a framework for the ecological risk assessment of land contamination. Bristol, UK: Environment Agency, 2004.

WHARFE, J. Historical perspective and overview. In: THOMPSON, K. C.; WADHIA, K.; LOIBNER, A. P. (Eds.). **Environmental Toxicity Testing.** Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd., 2005.

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Contaminated sites and health.** Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe, 2013.