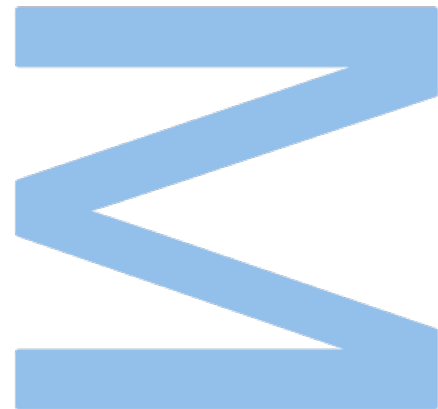


Implementação de um Modelo de Avaliação de Risco Ambiental numa Zona Industrial



Mariel Aranda Fernandes Vieira Gomes

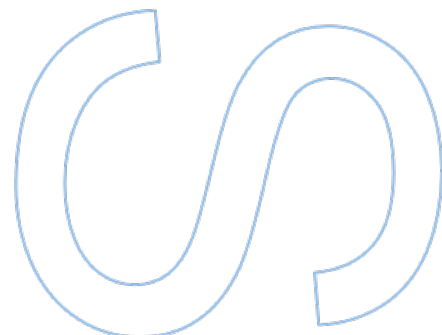
Mestrado em Avaliação e Remediação de Solos

Departamento de Biologia

Faculdade de Ciências da Universidade do Porto

Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto

2025



Implementação de um Modelo de Avaliação de Risco Ambiental numa Zona Industrial

Mariel Aranda Fernandes Vieira Gomes

Dissertação realizada no âmbito do Mestrado em Avaliação e
Remediação de Solos,
Departamento de Biologia
2025

Orientador

Anabela Ferreira De Oliveira Cachada, Investigadora Auxiliar,
GreenUPorto & Departamento de Geociências, Ambiente e
Ordenamento do Território, Faculdade de Ciências da
Universidade do Porto

Coorientadores

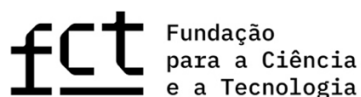
Ruth Maria de Oliveira Pereira, Professora Associada com
Agregação, GreenUPorto & Departamento de Biologia, Faculdade
de Ciências da Universidade do Porto
Eduardo Anselmo Ferreira da Silva, Professor Catedrático,
Geobiotec & Departamento de Geociências da Universidade de
Aveiro

Gostaria de agradecer o apoio financeiro de:

- @10 years - Ten years of OHM: data compilation for a holistic environmental and human health risk assessment, financiado pelo Labex DRIIHM (PIA), através do OHMI Estarreja – Observatório Internacional Hommes-Millieux, do CNRS/INEE – Centro Nacional de Investigação Científica/Instituto de Ecologia e Ambiente.



- Fundação para a Ciência e Tecnologia, através do financiamento programático atribuído ao GreenUPorto – Centro de Investigação em Produção Agroalimentar Sustentável com as referências UID/05748/2025 (<https://doi.org/10.54499/UID/05748/2025>) e UID/PRR/05748/2025 (<https://doi.org/10.54499/UID/PRR/05748/2025>).



Dedicado a Daniel, Helena, Sofia, Carlos e Vera.

Agradecimentos

A realização deste mestrado representa a superação de diversas etapas e desafios, incluindo a experiência de viver em um novo país, integrar-me a uma nova cultura e aprofundar os meus conhecimentos na área ambiental. Nada disso teria sido possível sem o apoio de todas as pessoas que, de diferentes formas, dedicaram tempo e energia para que esta caminhada fosse bem-sucedida.

Em primeiro lugar, expresso o meu profundo agradecimento a todos os professores que lecionaram ao longo do curso, cujo conhecimento e dedicação foram fundamentais para a elaboração desta dissertação. Manifesto, de forma especial, a minha gratidão à Dra. Anabela Cachada, que, além de excelente professora, se revelou uma orientadora extraordinária, sempre presente, disponível e comprometida. Agradeço igualmente aos meus coorientadores, Ruth Pereira e Eduardo da Silva, pelo acompanhamento, apoio e valiosas contribuições ao desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço também a todos os colegas de turma, cuja convivência tornou os dias mais leves e enriquecedores. Em especial, à Vanessa e à Ana, que foram essenciais para a minha integração ao longo desta jornada, oferecendo apoio e parceria constantes.

Por fim, o meu agradecimento mais profundo é dedicado à minha família, que é a minha maior fonte de força e motivação. Às minhas filhas, Helena e Sofia; ao meu marido, Daniel; aos meus pais, Carlos e Vera; e aos meus irmãos, Alicia, Pedro e Vinícius: obrigada por todo o amor, incentivo e apoio incondicional, e por nunca permitirem que eu desistisse, mesmo nos momentos mais desafiadores.

A todos os que contribuíram, direta ou indiretamente, para a realização deste trabalho, deixo o meu mais sincero agradecimento.

Resumo

Este trabalho apresenta uma análise detalhada da contaminação ambiental associada ao Complexo Químico de Estarreja (CQE), em Portugal, bem como da efetividade das técnicas de remediação implementadas na região. A dissertação aborda, por meio de um levantamento bibliográfico intenso, a caracterização histórica e atual da área, identificando os principais contaminantes presentes nos solos e nas águas subterrâneas. A análise sistemática da bibliografia evidencia um elevado número de estudos em matrizes como solo e vegetação, seguidos de água subterrânea, ar e saúde humana. Os estudos em solo destacam a presença de As, Cd, Hg, Pb e Zn, com aplicação de técnicas como extração sequencial e interpolação geoestatística. Na componente água, a atenção recai sobre a contaminação dos aquíferos inferior e superior por metais, cloretos e sulfatos. A matriz atmosférica, por seu lado, ainda é pouco explorada.

Seguiu-se a análise da linha de evidência química para os principais contaminantes e posteriormente foram realizados, através da metodologia baseada em modelos de Avaliação de Risco Ambiental (ARA), os cálculos de risco. Os resultados demonstram que, apesar dos avanços tecnológicos e da adoção de estratégias de contenção e remediação ambiental nas últimas décadas, os efeitos acumulados da contaminação histórica permanecem evidentes. Observou-se uma redução significativa de alguns contaminantes após a remediação, mas persistem concentrações acima dos valores de referência, o que evidencia a necessidade de monitorização contínua e de estratégias complementares de gestão ambiental. O estudo contribui para a consolidação de protocolos técnicos aplicáveis a áreas industriais contaminadas, reforçando a importância da justiça ambiental e da proteção da saúde pública.

Palavras-chave: Complexo Químico Estarreja (CQE), áreas industriais contaminadas, elementos potencialmente tóxicos, remediação ambiental, solos contaminados.

Abstract

This work presents a detailed analysis of the environmental pollution associated with the Estarreja Chemical Complex (ECC) in Portugal, and the effectiveness of remediation techniques in addressing outbreaks in the region. The dissertation, through an intensive bibliographic survey on historical and current activities in the area, identifies the main contaminants present in soil and groundwater. A systematic analysis of the bibliography reveals a high number of studies in matrices such as soil and vegetation, followed by groundwater, air, and human health. Soil studies highlight the presence of As, Cd, Hg, Pb e Zn, with the application of techniques such as sequential extraction and geostatistical interpolation. In water, attention is focused on the contamination of lower and upper aquifers by metals, chlorides, and sulphates. The atmospheric matrix, on the other hand, is still little explored.

The chemical evidence for the main contaminants was then analysed, and subsequently, risk calculations were performed using a methodology based on Environmental Risk Assessment (ERA) models. The results demonstrate that, despite a significant reduction in some contaminants after remediation, concentrations above reference values persist, underscoring the need for continuous monitoring and complementary environmental management strategies. This study contributes to the consolidation of applicable technical protocols for contaminated industrial areas, reinforcing the importance of environmental justice and public health protection.

Keywords: Estarreja Chemical Complex (ECC), contaminated industrial areas, potentially toxic elements, environmental remediation, contaminated soils.

Índice

<i>Lista de Tabelas</i>	<i>viii</i>
<i>Lista de Figuras</i>	<i>x</i>
<i>Lista de abreviaturas</i>	<i>xi</i>
<i>1. Introdução</i>	<i>1</i>
1.1. Avaliação de Risco Ambiental	4
1.2. Implementação de Esquemas de Avaliação de Risco em diferentes países	6
1.3. Justificativa	9
1.4. Objetivos	10
<i>2. Enquadramento do Caso de Estudo de Estarreja</i>	<i>12</i>
2.1. O Complexo Químico de Estarreja	12
2.2. Enquadramento do Passivo Ambiental do CQE	15
2.3. Intervenções de remediação dos solos de Estarreja	16
<i>3. Revisão sistemática dos níveis de contaminação em Estarreja</i>	<i>19</i>
3.1. Potenciais riscos para o Ambiente e Saúde Humana	26
3.1.1 Contaminação dos solos	26
3.1.2 Contaminação das águas	26
3.1.3 Contaminação atmosférica	28
3.1.4 Biomonitorização Humana	29
<i>4. Avaliação da eficácia das medidas de remediação implementadas</i>	<i>31</i>
4.1. Evolução dos níveis de contaminantes nos solos ao longo do tempo	32
4.2. Cálculo de risco para os solos de Estarreja	36
4.2.1 Metodologia para cálculo de risco da Linha de Evidência Química	37
4.2.2 Quociente de Perigo resultante da exposição aos solos de Estarreja	39

4.2.3 Pressão Tóxica de Misturas resultante da exposição aos solos de Estarreja	42
5. <i>Conclusões e Perspetivas Futuras do Estudo</i>	46
6. <i>Referências</i>	48

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Artigos científicos publicados entre 1988 e 2022, contendo dados sobre níveis de contaminantes em diferentes matrizes na zona envolvente ao CQE.....	20
Tabela 2 - Trabalhos publicados entre 2014 e 2025, contendo dados sobre a contaminação na zona do CQE.....	24
Tabela 3 - Resumo do número de estudos para os diferentes compartimentos ambientais	25
Tabela 4 - Estatística descritiva (mínimo, máximo, média e mediana) do conjunto de resultados recolhidos antes da remediação e pós-remediação, assim como os valores de referência estabelecidos pela APA (2019) e os valores de <i>background</i> (back.) sugeridos por Machado (2022). Os valores são expressos em mg/kg.	34

Lista de Figuras

Figura 1 - Localização de Estarreja e do Complexo Químico de Estarreja (CQE), em Portugal. Fonte: Google Earth, 2023.....	12
Figura 2 - Linha do tempo com a história resumida do Complexo Químico de Estarreja.	14
Figura 3 - Localização dos pontos de amostragem de solos considerados para a avaliação dos níveis de PTE antes (vermelho) e depois (amarelo) da segunda fase do ERASE. Dados retirados de Machado (2022) e de Guterres (2025).	33
Figura 4 - Distribuição espacial dos níveis de As (mg/kg) na zona adjacente ao CQE, após a intervenção de remediação na vala de S. Filipe.....	35
Figura 5 - Distribuição espacial dos níveis de Pb (mg/kg) na zona adjacente ao CQE, após a intervenção de remediação na vala de S. Filipe.....	36
Figura 6 - Distribuição espacial dos Quocientes de Perigo (HQ) para o As na zona adjacente ao CQE, após a intervenção de remediação na vala de S. Filipe.	41
Figura 7 - Distribuição espacial dos Quocientes de Perigo (HQ) para o Pb na zona adjacente ao CQE, após a intervenção de remediação na vala de S. Filipe.	41
Figura 8 - Distribuição espacial da pressão tóxica de misturas, expressa em termos de PAF combinado (msPAF), para a zona adjacente ao CQE, antes da intervenção de remediação na vala de S. Filipe.	43
Figura 9 - Distribuição espacial da pressão tóxica de misturas, expressa em termos de PAF combinado (msPAF), para a zona adjacente ao CQE, após a intervenção de remediação na vala de S. Filipe.	45

Lista de abreviaturas

APA	Agência Portuguesa do Ambiente
ARSH	Avaliação de Risco para Saúde Humana
ARA	Avaliação de Risco Ambiental
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
CCDR	Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional
CIRES	Companhia Industrial de Resinas Sintéticas
CQE	Complexo Químico de Estarreja
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CR	Cancer Risk
CUF	Companhia União Fabril (designação histórica)
EPT	Elementos Potencialmente Tóxicos
ESS	Extração Sequencial Seletiva
FCUP	Faculdade de Ciências da Universidade do Porto
HC50	Concentração Associada a Efeito Crítico (Hc50)
HI	Hazard Index
HQ	Hazard Quotient
OHMi	Projeto OHMi Estarreja
OMS	Organização Mundial da Saúde
PAF	Potentially Affected Fraction
PST	Partículas Suspensas Totais
PM₁₀/ PM_{2.5}	Partículas inaláveis
PVC	Policloreto de Vinila
RIA	Repositório da Universidade de Aveiro
RISCAV	Software de Modelação de Risco
ESS	Extração Sequencial Seletiva
TP	Toxic Pressure
UP	Universidade do Porto
USEPA	United States Environmental Protection Agency

VCM	Monómero de Cloreto de Vinila
VR	Valores De Referência
WoE	Weight of Evidence
UE	União Europeia

1. Introdução

A avaliação de risco ambiental desempenha um papel essencial na compreensão dos impactos das contaminações do solo, da água e do ar para o ambiente e saúde humana, e na definição de estratégias para mitigação e remediação. Nas últimas décadas, a compreensão dos impactos da contaminação ambiental em solos e águas subterrâneas tem vindo a aprofundar-se significativamente, impulsionada pela evolução das técnicas analíticas e pelo reconhecimento crescente dos efeitos cumulativos associados a contaminantes persistentes.

A contaminação ambiental em áreas industriais representa um dos principais desafios para a gestão territorial e ambiental, estando frequentemente associada à emissão de contaminantes persistentes, como metais/metaloídes e compostos orgânicos tóxicos. A mobilidade e o destino destes contaminantes dependem tanto das suas propriedades físico-químicas como das características do meio receptor, podendo envolver processos como transporte por águas subterrâneas e superficiais, volatilização, adsorção/desorção em partículas ou incorporação pela biota. Esses mecanismos aumentam o potencial de dispersão espacial e de exposição crónica das populações humanas e ecossistemas (Ashraf *et al.*, 2014; Pennock *et al.*, 2018). A introdução de substâncias químicas no ambiente, seja por processos produtivos, transporte, armazenamento inadequado ou descarte de resíduos, compromete a integridade dos compartimentos ambientais (solo, água, ar e biota) e pode gerar efeitos adversos imediatos e impactos cumulativos de longo prazo, afetando ecossistemas e a saúde humana (Mendes, 2023; Martin & Griswold, 2009).

Embora frequentemente menos visível do que a poluição atmosférica, a poluição dos solos e das águas subterrâneas representa uma via de exposição crítica e, muitas vezes, silenciosa. Nos solos, a presença de elementos potencialmente tóxicos (EPT) e de contaminantes orgânicos persistentes como hidrocarbonetos aromáticos, pode alterar profundamente as propriedades físico-químicas, reduzir a fertilidade e comprometer processos ecológicos essenciais, como decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (FAO & UNEP, 2021; Van Gestel, 2012). Além disso, organismos edáficos — incluindo microrganismos, invertebrados e plantas — podem apresentar inibição do crescimento, alterações metabólicas, resultando em perda de biodiversidade e instabilidade ecológica. Ecossistemas degradados tendem a apresentar resiliência reduzida, tornando-os mais vulneráveis a perturbações adicionais, como secas ou necessidade de mudanças no uso do solo (EC, 2021).

A poluição dos solos pode afetar o ambiente aquático, devido à mobilidade dos poluentes no subsolo e à possibilidade de transporte para aquíferos profundos ou para corpos de água superficiais. A presença de poluentes dissolvidos ou particulados pode comprometer funções vitais de organismos aquáticos, afetando processos fisiológicos como respiração, reprodução e alimentação. A bioacumulação e biomagnificação ao longo das cadeias tróficas, quer no ambiente terrestre quer no aquático, aumentam o risco ecológico, especialmente para predadores de topo, que podem acumular concentrações tóxicas ao longo do tempo. Em casos extremos, a persistência de poluentes pode levar à alteração da estrutura das comunidades biológicas, à perda de espécies sensíveis e ao colapso de funções ecossistémicas essenciais.

Os impactos na saúde humana também são amplamente documentados e ocorrem por múltiplas vias: ingestão de água contaminada, consumo de alimentos cultivados em solos poluídos, contacto dérmico com solos contaminados e inalação de vapores provenientes da volatilização de compostos orgânicos (USEPA, 2001). Elementos potencialmente tóxicos como o arsénio (As), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb) estão associados a efeitos neurotóxicos, carcinogénicos, imunotóxicos e a distúrbios no desenvolvimento infantil (Devóz *et al.*, 2017; Duker *et al.*, 2005). Compostos orgânicos, como benzeno e solventes clorados, apresentam elevada toxicidade hematológica e hepática, podendo provocar desde irritações agudas até neoplasias (Parsarad *et al.*, 2025). A exposição prolongada, mesmo a baixas concentrações, representa um risco acrescido devido à persistência e bioacumulação de alguns destes contaminantes.

Para além dos efeitos biológicos diretos, a contaminação de solos e águas afeta também dimensões socioeconómicas, como a disponibilidade de água potável, a segurança alimentar e a viabilidade das atividades agrícolas. Áreas contaminadas podem sofrer desvalorização imobiliária, restrições de uso e custos elevados associados à remediação, o que reforça a importância de abordagens preventivas e de avaliações de risco robustas. Assim, compreender os impactos da contaminação dos solos e das águas é fundamental para orientar decisões de gestão, identificar prioridades de intervenção e garantir a proteção dos ecossistemas e da saúde das populações humanas expostas. Essa compreensão reforça a necessidade de monitorização contínua, aplicação de critérios técnicos rigorosos e desenvolvimento de estratégias de remediação alinhadas com ao risco real identificado.

Em Portugal, a problemática dos passivos ambientais industriais tem recebido crescente atenção, sobretudo devido ao legado histórico de áreas contaminadas decorrentes de práticas industriais anteriores à existência de regulamentação ambiental rigorosa (APA, 2021). Nas últimas décadas, têm sido desenvolvidos programas

específicos de identificação, monitorização e remediação de locais contaminados, acompanhados pela implementação de políticas mais robustas de gestão ambiental e pela adoção de metodologias de avaliação de risco alinhadas com normas europeias (APA, 2008; 2016; UE, 2025). Apesar dos avanços significativos, vários sítios industriais permanecem classificados como áreas prioritárias para intervenção, o que reflete a persistência de contaminantes no solo e nas águas subterrâneas e evidencia a necessidade de abordagens integradas de gestão dos passivos ambientais no país. Neste sentido, Programa Operacional Sustentabilidade e Eficiência no Uso de Recursos (PO SEUR) assim como os Programas Operacionais Regionais da Estratégia Portugal 2020, previam financiar a intervenção em locais contaminados classificados como passivos ambientais industriais e que envolvam riscos para a saúde pública, o ambiente ou a segurança (APA, 2021). O PO SEUR daria assim continuidade à recuperação dos passivos ambientais prioritários, em particular os de origem industrial já identificados no Documento Enquadrador – Recuperação de Passivos Ambientais para orientação sobre os investimentos prioritários (APA, 2008; 2011), no qual foram identificados os terrenos afetos à antiga zona industrial de Estarreja. Este programa admitia ainda o financiamento da recuperação de novos passivos ambientais que venham a ser identificados, de acordo com o Guia Metodológico para a Identificação de Novos Passivos Ambientais (APA, 2016). Este guia identifica os elementos mínimos para uma Avaliação Quantitativa de Risco, considerando passivos ambientais os locais que apresentem risco inaceitável para a saúde humana e/ou para o ambiente (APA, 2016).

O Complexo Químico de Estarreja (CQE) é uma das mais importantes áreas industriais de Portugal, sendo uma das principais unidades em pleno funcionamento há décadas, produzindo entre outros: a) ácido nítrico, anilina e nitrobenzeno; b) resinas sintéticas, principalmente o policloreto de vinilo (PVC) a partir do monômero de cloreto de vinilo (VCM); c) cloro e soda cáustica mediante de salmoura por meio de células eletrolíticas; e d) polímeros de isocianeto de base aromática. O CQE encontra-se numa zona onde a atividade agrícola é extremamente importante, muito próximo da Ria de Aveiro (importância ecológica da zona) e a apenas 1km de distância da cidade de Estarreja. Por esta razão, vários estudos têm sido realizados nesta área, não só em termos de qualidade do ar, do solo e da água, mas também sobre os potenciais impactos na saúde humana. Estes estudos apontam que os maiores passivos ambientais decorrem da deposição histórica de resíduos industriais diretamente no solo e nas valas de drenagem, afetando consideravelmente a qualidade dos solos agrícolas, urbanos e das águas subterrâneas (Inácio *et al.*, 2014a; Marques *et al.*, 2021; Machado, 2022; Bedell *et al.*, 2024). A quantidade de EPT como As, Hg, Pb e zinco (Zn) nos solos da

região tem sido observada e registada em concentrações que ultrapassam os valores máximos de referência para utilização agrícola e residenciais (Batista *et al.*, 2002; Inácio *et al.*, 2014a; Machado, 2022). A existência de plumas contaminantes e de processos de salinização das águas subterrâneas foi identificada em diferentes campanhas de monitorização, indicando uma mobilização constante de contaminantes no subsolo, mesmo após anos do encerramento de diversas empresas (Marques *et al.*, 2021).

Neste contexto, os estudos realizados ao longo dos anos são fundamentais para a caracterização dos riscos ambientais associados ao CQE. Os trabalhos realizados nas últimas décadas também foram essenciais para a implantação dos trabalhos de remediação que têm vindo a ser realizados. No entanto, a recuperação de áreas degradadas é um processo lento e muito complexo num contexto como o de Estarreja, o que levanta a seguinte questão: qual a efetividade dos processos de remediação ambiental implementados na área do Complexo Químico de Estarreja?

1.1. Avaliação de Risco Ambiental

A Avaliação de Risco Ambiental (ARA) consiste em um processo sistemático que busca estimar a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos no meio ambiente em consequência da exposição a agentes de stress, sejam eles de origem química, física ou biológica (USEPA, 2005; Weeks & Comber, 2005; Mendes, 2023, Ashraf *et al.*, 2014). Trata-se de um processo sistemático focado na identificação de perigos e quantificação dos riscos ambientais, estimando a probabilidade de ocorrência de efeitos adversos na saúde humana e nos ecossistemas em decorrência da exposição a contaminantes presentes em meios como o solo, a água e o ar (USEPA, 2001; CONAMA, 2009). A ARA em zonas contaminadas constitui uma abordagem essencial, que inclui o diagnóstico, priorização e tomada de decisões quanto à gestão de áreas impactadas por agentes químicos perigosos. A aplicação de uma ARA contribui diretamente para orientar decisões sobre a necessidade e urgência de medidas de remediação, tendo como base a proteção dos recursos naturais e dos elementos de valor ecológico presentes nas regiões afetadas, como ocorre no caso do CQE, que carece de intervenções que tenham em conta a magnitude dos impactos detetados (Jensen & Mesman, 2006; Weeks & Comber, 2005).

A ARA pode ser conduzida sob duas abordagens complementares: prospetiva (ou preditiva) e retrospectiva (ou diagnóstica). A avaliação prospetiva visa antecipar impactos potenciais no ambiente e na saúde humana, sendo amplamente utilizada em estudos prévios à implantação de atividades potencialmente poluidoras. Ele consiste na

estimativa de riscos ambientais com base em cenários futuros de contaminação, antes que os impactos efetivos se concretizem (USEPA, 2025). Já a avaliação retrospectiva tem como foco a análise de cenários em que a contaminação já ocorreu, permitindo identificar os efeitos adversos existentes e estabelecer medidas de remediação e de monitorização com base em evidências empíricas (Diamond *et al.*, 2018). Em contextos em que há evidências de acúmulo de poluentes em solos, água, ar ou biota (como no CQE), a avaliação retrospectiva é essencial para delimitar áreas de risco efetivo e definir prioridades de remediação (Elsharkawy & Sharkawy, 2025).

Conforme as diretrizes internacionais, a avaliação de risco pode ser classificada em dois grandes eixos:

- i. **Risco para a saúde humana:** centrada na análise de exposição de indivíduos ou populações vulneráveis a poluentes tóxicos por diferentes vias (ingestão, inalação e contato dérmico). Estabelece uma relação direta entre a presença de contaminantes no ambiente e os potenciais efeitos adversos para a saúde, permitindo quantificar a magnitude dos riscos associados à exposição humana a agentes tóxicos. Esse tipo de avaliação fornece uma base científica robusta para decisões regulatórias, priorização de áreas contaminadas e definição de medidas corretivas. O método preconizado pela USEPA consolidou-se como referência internacional na condução de estudos de análise de riscos para a saúde humana (ARSH), sendo amplamente aplicado em diferentes contextos geográficos e regulatórios (ATSDR, 2012; Elsharkawy & Sharkawy, 2025).
- ii. **Risco ecológico:** procura medir os impactos potenciais dos contaminantes sobre organismos não humanos e sobre sistemas ecológicos (Jensen & Mesman, 2006; USEPA, 2025). Oferece apoio técnico para gestão de decisões. Consiste num processo sistemático destinado à estimativa da probabilidade de ocorrência de efeitos adversos em organismos ou ecossistemas expostos a agentes de stress, sob um determinado conjunto de condições ambientais. O seu principal objetivo é fornecer uma base quantitativa e comparável para a tomada de decisão em contextos de gestão ambiental, permitindo equilibrar riscos e priorizar intervenções (Domene *et al.*, 2008; Xu *et al.*, 2014). Preocupa-se em estimar o meio ambiente, a magnitude e a probabilidade de efeitos negativos decorrentes de ações ou condições (Suter & Norton, 2019).

Ambos os eixos são indissociáveis no contexto da gestão ambiental integrada e ganham ainda maior relevância quando os recetores expostos (humanos ou ecológicos) estão localizados em áreas de uso agrícola, urbano ou de recarga hídrica, como o CQE

(ATSDR, 2012; Bedell *et al.*, 2024; Neves *et al.*, 2020). A ARA vem assim sendo consolidada como instrumento técnico-normativo essencial na gestão de áreas contaminadas e na proteção da saúde humana e do meio ambiente (APA, 2016; UE, 2025). Essa abordagem permite não apenas identificar perigos ambientais, mas também estabelecer prioridades e propor estratégias de remediação com base em evidências quantitativas. Apesar de seu reconhecimento como ferramenta robusta, a aplicação da ARA, no entanto, varia significativamente entre contextos nacionais e internacionais, refletindo as especificidades legais, institucionais e socioambientais de cada território (Elsharkawy & Sharkawy, 2025).

1.2. Implementação de Esquemas de Avaliação de Risco em diferentes países

Em Portugal, a ARA para áreas contaminadas ainda carece de um marco normativo robusto e específico. Apesar disso, há iniciativas importantes tanto no âmbito da União Europeia (UE) quanto no de órgãos nacionais, como a Agência Portuguesa do Ambiente (APA, 2016). Atualmente, o país fundamenta sua abordagem nas diretrizes da Diretiva-Quadro da Água (2000/60/CE) e, no caso dos solos, não há legislação específica que forneça orientações para a prevenção e o controle da poluição. No entanto, em novembro de 2025 foi aprovada a Diretiva (UE) 2025/2360 de Monitorização e Resiliência do Solo, que entrará em vigor a 16 de dezembro de 2025 e terá de ser transposta para a legislação nacional até 17 de dezembro de 2028 (UE, 2025). Esta Directiva prevê um conjunto de obrigações e instrumentos relacionados com a avaliação de risco de zonas contaminadas, incluindo: identificação e inventário de locais contaminados; avaliação de risco específica por local; determinação de riscos inaceitáveis e medidas necessárias para mitigar os riscos para o ambiente e saúde humana; listas indicativas de substâncias prioritárias para as quais mais dados de monitorização e avaliação são necessários.

Estudos académicos e de outras instituições têm suprido parcialmente essa lacuna normativa em Portugal, como como se vê no caso do CQE. Diversos trabalhos de investigação, conduzidos por universidades e centros de investigação, aplicaram metodologias da USEPA e outras ferramentas multivariadas. O objetivo foi estimar os riscos ecológicos e para a saúde humana decorrentes da exposição a EPT em diversos compartimentos ambientais, incluindo solos, águas subterrâneas, poeira atmosférica e produtos hortícolas (Bedell *et al.*, 2024; Inácio *et al.*, 2014a; Machado, 2022; Marinho-Reis *et al.*, 2018; Neves *et al.*, 2020). Outro exemplo notável é o pólo industrial de Sines,

que igualmente carece de abordagens de avaliação de risco devido ao armazenamento e ao transporte de combustíveis fósseis e de resíduos industriais perigosos (APA, 2008). Nestes dois casos, de Estarreja e Sines, fica evidente a relevância da academia na produção de conhecimento técnico e na proposição de estratégias de monitoração. Essa atuação da comunidade científica é fundamental, dada a ausência de um sistema nacional de gestão sistemática de áreas contaminadas em Portugal.

Atualmente, na Europa, não existe um procedimento harmonizado para a implementação de esquemas de ARA, contudo, alguns países desenvolveram os seus próprios enquadramentos metodológicos (Pereira, 2026). Os Países Baixos foram pioneiros nesse processo, seguidos pelo Reino Unido, pela Alemanha, pela Dinamarca e, mais recentemente, pela Espanha. De acordo com Pereira *et al.* (2006), as práticas atualmente adotadas para a ARA nestes países são bastante conscientes entre eles. Os princípios fundamentais incluem o paradigma fonte-via-recetor, privilegiando decisões orientadas pelo risco em detrimento de decisões orientadas pelo perigo. Também a abordagem faseada, que gera dados em etapas sequenciais, com complexidade crescente e menores incertezas, é comum a vários esquemas implementados. De acordo com estes esquemas, no final de cada fase, os riscos são estimados, sendo recomendado avançar para o seguinte apenas se os resultados não forem satisfatórios. Esta abordagem faseada fornece os dados necessários da forma mais eficiente e economicamente vantajosa e inclui as seguintes etapas: investigação preliminar do local, investigação detalhada do local e investigações suplementares. De acordo com a nova Directiva de Monitorização e Resiliência do Solo, cada Estado-Membro deve definir a metodologia específica para a avaliação de risco de locais contaminados, desde que mantendo as seguintes fases:

- a) Caracterização da contaminação: Identificação dos contaminantes, origem, concentrações e distribuição no solo e nas águas, considerando também os níveis de fundo.
- b) Avaliação da exposição: Identificação das vias de exposição e cálculo da dose diária com base nas concentrações, parâmetros de exposição e características dos recetores; elaboração do modelo conceptual do local.
- c) Avaliação da toxicidade: Análise dos efeitos adversos potenciais, da toxicidade e da sensibilidade dos recetores; definição de doses ou concentrações de referência.
- d) Caracterização do risco: Integração das etapas anteriores para estimar risco para a saúde e ambiente, apoiar decisões de gestão e remediação e definir objetivos; a avaliação das incertezas é essencial.

Nos Estados Unidos, a *Environmental Protection Agency* (USEPA) estabeleceu, desde a década de 1980, uma estrutura consolidada para a avaliação e gestão de áreas contaminadas, que se tornou uma referência internacional (USEPA, 2001). O destaque é o programa *Superfund*, que prioriza locais de alto risco para a saúde humana e o meio ambiente. A metodologia de quatro etapas proposta pela USEPA inclui: (a) identificação de perigos, (b) avaliação da exposição, (c) caracterização dos efeitos e (d) caracterização do risco. A ARA geralmente é realizada para tomar decisões de remediação, avaliar o potencial de risco de um local e determinar se a remediação é necessária. Estes processos também utilizam uma abordagem faseada para avaliar o potencial de exposição à contaminação e os efeitos adversos sobre recetores humanos e ecológicos. O objetivo é fornecer ao gestor de risco informação sobre a natureza e extensão da contaminação, os efeitos existentes ou potenciais nos recetores identificados e as possíveis alterações no risco ou nos impactes ao longo do tempo.

A China, em função da rápida industrialização das últimas décadas, acumulou um expressivo passivo ambiental, especialmente relacionado com a contaminação de solos por EPT como As, cádmio (Cd) e Pb. Em resposta, o governo chinês implementou planos nacionais de remediação de solos, como o “*Soil Pollution Prevention and Control Action Plan*” de 2016, fundamentados em modelos de avaliação de risco ecológico e humano, adaptados às condições ambientais e demográficas do país (Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China, 2016; XU *et al.*, 2015). Pesquisas recentes indicam que esses modelos têm orientado a priorização de áreas para intervenção e a definição de limites para EPT, visando proteger a saúde pública e os ecossistemas (Xu *et al.*, 2015; Lu *et al.*, 2015).

No Brasil, a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 420/2009 (CONAMA, 2009) é o principal instrumento regulatório para a avaliação de áreas contaminadas, estabelecendo critérios e valores orientadores para solos e águas subterrâneas. A metodologia brasileira baseia-se em modelos amplamente utilizados pela USEPA e pela Agência de Proteção Ambiental do Canadá, incluindo a Avaliação de Risco para a Saúde Humana como uma etapa fundamental no processo de investigação e remediação de locais contaminados. O Estado de São Paulo, por meio da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), é reconhecido como pioneiro na gestão e no controle de áreas contaminadas no país. A CETESB mantém um cadastro de áreas contaminadas público e atualizado, e também publica manuais técnicos que orientam sobre avaliação de risco, investigação detalhada e monitorização ambiental contínua. Outros estados, como Rio de Janeiro, Bahia e Minas Gerais, vêm

implementando iniciativas semelhantes, embora com diferentes níveis de institucionalização e de maturidade técnica (CETESB, 2014).

Um dos casos mais emblemáticos de contaminação ambiental e de exposição humana no Brasil é o do município de Cubatão, no estado de São Paulo. Considerada na década de 1980 uma das cidades mais poluídas do mundo, Cubatão concentrava indústrias químicas, siderúrgicas e de fertilizantes, cujas emissões atmosféricas e efluentes industriais resultaram em elevados níveis de degradação ambiental e em impactos severos para a saúde pública. Estudos epidemiológicos e ambientais identificaram aumento de anomalias congénitas e de doenças respiratórias, neurológicas e dermatológicas entre a população exposta, especialmente em áreas como o bairro da Vila Parisi (Garcia *et al.*, 2012; CETESB, 2014; Miranda *et al.*, 2007). A partir da mobilização pública, somada às ações do Ministério Público e da CETESB, foram implementadas políticas de controle ambiental, de monitorização e de remediação. Essas medidas resultaram em melhorias significativas nos indicadores ambientais da região. Cubatão tornou-se, assim, um modelo de reabilitação de áreas contaminadas, embora os impactos históricos ainda permaneçam em debate. O caso é frequentemente citado como exemplo de como a avaliação de riscos ambientais e a governança interinstitucional podem mitigar cenários extremos de poluição industrial (CETESB, 2014; Garcia *et al.*, 2012).

Apesar dos avanços, o Brasil ainda enfrenta desafios estruturais persistentes na gestão de áreas contaminadas, como a ausência de um programa nacional abrangente, a fragmentação institucional, a insuficiência de dados sobre populações expostas e a necessidade de maior integração entre órgãos ambientais e de saúde (Silva *et al.*, 2024; Young, 2012). A desigualdade socioambiental intensifica os riscos para grupos mais vulneráveis, especialmente comunidades localizadas em periferias urbanas e em áreas industriais degradadas. Nesse contexto, a adoção de uma perspectiva de justiça ambiental torna-se essencial, garantindo que a avaliação de riscos cumpra seu papel não apenas técnico, mas também ético e social (Young, 2012).

1.3. Justificativa

A relevância deste estudo justifica-se, primeiramente, pela necessidade de consolidar e sistematizar o conhecimento científico disponível sobre os riscos associados ao legado do CQE, por meio de uma abordagem integrada que analise o solo, com base em diretrizes nacionais e internacionais de avaliação de risco (CONAMA, 2009; USEPA, 2025). Embora existam diversos estudos científicos relevantes sobre o tema, muitas

informações permanecem fragmentadas ou voltadas para análises específicas, dificultando uma compreensão holística da magnitude e da persistência dos efeitos tóxicos no ambiente e nas populações residentes.

A contaminação histórica de Estarreja representa um caso de injustiça ambiental, uma vez que atinge populações vulneráveis, expostas por décadas sem informações claras sobre os impactos na sua saúde (Bedell *et al.*, 2024; Neves *et al.*, 2020). A compreensão e a quantificação desses riscos são fundamentais para subsidiar políticas públicas de reabilitação, compensação e prevenção, promovendo a equidade e a justiça ambiental.

Por fim, esta pesquisa justifica-se pela intenção de avaliar e validar, ou não, a eficácia do projeto de remediação implantado na área diretamente impactada pelos anos de exposição e pelo uso não sustentável da área. Dessa forma, espera-se que este estudo contribua para o avanço do conhecimento sobre os impactos ambientais do CQE e auxilie na formulação de medidas eficazes para mitigar os riscos associados à sua contaminação.

1.4 Objetivos

O objetivo geral deste estudo é contribuir para o processo de avaliação de risco ambiental associado à contaminação na área industrial de Estarreja, de modo a apoiar o desenvolvimento de futuras estratégias de gestão e remediação na região. Para isso, pretende-se:

- identificar os principais contaminantes na área, os seus padrões de dispersão no meio físico e a sua evolução temporal;
- recolher informação sobre os recetores em risco, identificando possíveis efeitos sobre a saúde humana e o ambiente;
- avaliar a eficácia das medidas de remediação aplicadas na região e verificar a necessidade de iniciar um processo de ARA.

De forma a atingir o objetivo geral, este trabalho envolveu as seguintes etapas:

1. Realizar o levantamento bibliográfico dos estudos efetuados na área industrial de Estarreja.
2. Identificar os principais contaminantes presentes na área industrial de Estarreja e as matrizes em que se encontram.
3. Avaliar a evolução dos níveis de contaminantes nos solos ao longo do tempo, em particular antes e após a última intervenção de remediação
4. Aplicar uma metodologia de cálculo de risco para avaliar a efetividade do projeto de remediação implementado na área.

2. Enquadramento do Caso de Estudo de Estarreja

2.1. O Complexo Químico de Estarreja

O Complexo Químico de Estarreja (CQE) está localizado no município de Estarreja, na região Centro de Portugal (Figura 1), sendo uma das principais áreas industriais do país, tendo registado um histórico relevante de emissões ambientais. Desde meados da década de 50, a instalação de unidades industriais de grande porte, incluindo fábricas de cloro-álcali, de ácido sulfúrico, de PVC e de compostos orgânicos clorados, dentre outros produtos químicos, consolidou Estarreja como um polo industrial químico em Portugal (Machado, 2022; PACOPAR, 2017).

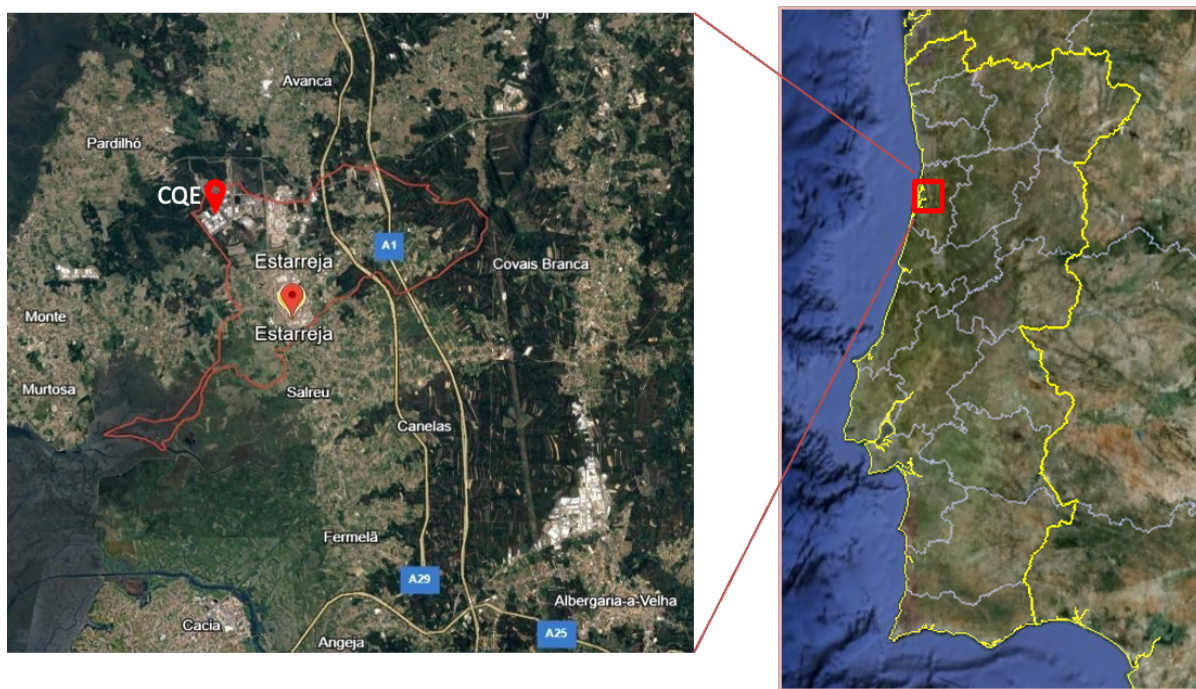


Figura 1 - Localização de Estarreja e do Complexo Químico de Estarreja (CQE), em Portugal.
Fonte: Google Earth, 2023.

A atividade industrial em Estarreja remonta à década de 1930, com a instalação do Complexo Químico de Estarreja (CQE), responsável pela produção de compostos como anilina, benzeno, cloro e ácido nítrico. A partir dos anos 2000, o processo produtivo passou por significativas reformulações, destacando-se a atuação da Bondalti

Química (antiga CUF), que modernizou parte da planta industrial e implementou melhorias ambientais. Neste contexto, é de salientar que, até aos anos 80, as empresas do CQE não possuíam qualquer tipo de tratamento de efluentes industriais e que apenas em 2006 que estes processos foram integrados no sistema de tratamento da SIMRIA - Saneamento Integrado dos Municípios da Ria, S.A. (PACOPAR, 2017).

Em 2021, a empresa passou a importar integralmente o benzeno utilizado na produção de anilina, reduzindo a dependência de matérias-primas nacionais e contribuindo para mitigar parte das pressões ambientais associadas à cadeia de fornecimento anterior (Bedell *et al.*, 2024; Bondalti, 2021). No ano de 2009, o polo industrial do CQE foi ampliado e passou a chamar-se Eco Parque Empresarial, compreendendo aproximadamente 30 empresas instaladas numa área de 290 hectares. Estão alojadas no parque, atividades económicas das áreas comercial, industrial, serviços e armazenagem. Atualmente, o CQE é considerado um dos principais polos industriais do setor químico em Portugal, abrigando um conjunto de unidades com produção integrada e especializada. O núcleo industrial é liderado pela Bondalti Química, S.A. (antiga CUF), responsável por atividades direcionadas à produção de anilina, ácido nítrico, cloro, hipoclorito de sódio, ácido clorídrico e hidróxido de sódio (Machado, 2022; Marques *et al.*, 2021). O complexo abriga outras indústrias com operações interligadas, como a Air Liquide (produção e fornecimento de gases industriais), a Companhia Industrial de Resinas Sintéticas (CIRES) (produção de resinas de PVC em suspensão), a Dow Portugal (química aplicada a materiais e polímeros especiais) e a Águas Químicas de Portugal (AQP) responsável pelo tratamento de águas industriais e fornecimento de insumos químicos líquidos. Este arranjo produtivo local industrial reflete uma estrutura produtiva articulada e voltada ao fornecimento para os setores de plásticos, tratamento de águas e agroquímicos, consolidando o CQE como uma zona de elevada concentração de atividades químicas de base.

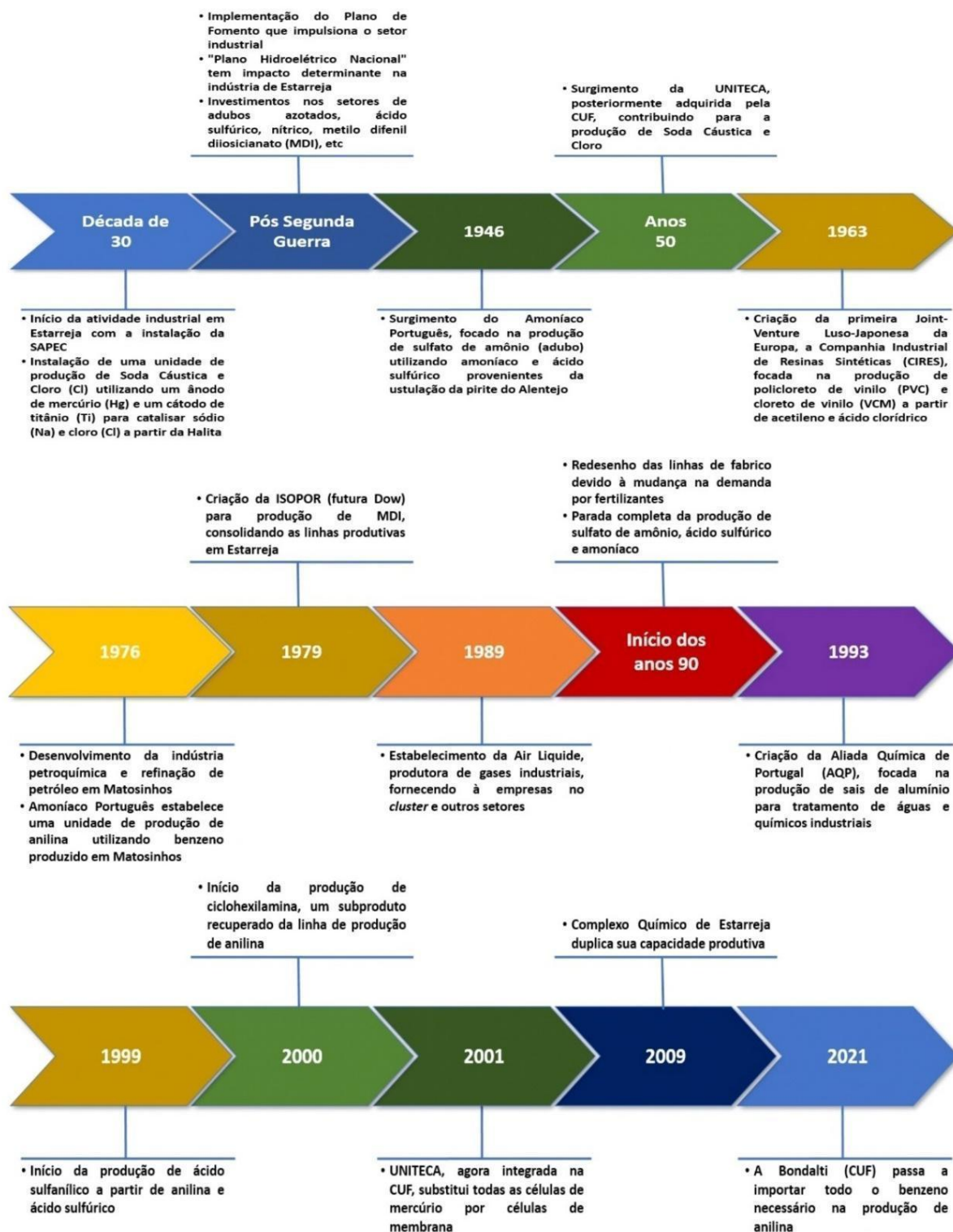


Figura 2 - Linha do tempo com a história resumida do Complexo Químico de Estarreja.

2.2. Enquadramento do Passivo Ambiental do CQE

Ao longo das décadas seguintes após a sua implementação, especialmente entre meados da década de 50 e 70, práticas industriais como o lançamento direto de efluentes líquidos em canais e cursos de água, bem como o depósito de resíduos sólidos em solo exposto, contribuíram para a formação de um passivo ambiental considerável na região (Costa & Jesus-Rydin, 2001; Batista *et al.*, 2002). Entre os resíduos depositados, destacam-se cinzas ricas em pirite, lamas industriais e poeiras contaminadas com EPT, como Hg e As, provenientes do processo de ustulação de arsenopirite e da instalação de cloro-álcali (Costa & Jesus-Rydin, 2001; Branco, 2007). Ao longo dos anos, a ausência de medidas adequadas de contenção e tratamento de resíduos resultou na emissão constante de efluentes industriais líquidos, sólidos e gasosos nas principais fontes de água e nos solos da região. Parte significativa dessa contaminação ocorreu através de valas de drenagem, como a Vala de São Filipe, que era a responsável por transportar efluentes diretamente para a Ria de Aveiro, sobretudo para o Largo do Laranjo, fomentando a acumulação de EPT, tais como o Hg e As, nos sedimentos (Costa & Jesus-Rydin, 2001; Pereira *et al.*, 2009). O CQE tornou-se, assim, um dos casos mais emblemáticos da Europa no que respeita ao passivo ambiental decorrente da atividade industrial.

Os efeitos acumulados das práticas históricas são destaque em diversos estudos, principalmente devido à presença de EPT (ex: As, Hg, Pb, Cu, Zn, Cd e Ni) no solo, água, sedimentos e vegetação (Inácio *et al.*, 2014a; Marques *et al.*, 2021; Pereira *et al.*, 2009). Como resultado da contaminação ambiental, alguns estudos indicam potenciais riscos à saúde humana, como o cancro (Neves *et al.*, 2020), decorrentes da exposição crónica a esses elementos, como evidenciado por biomonitorização em urina e cabelo e pelo consumo de alimentos cultivados em solos contaminados (Reis *et al.*, 2009; Cabral-Pinto *et al.*, 2019a; 2019b). A análise da resposta fisiológica em gramíneas forrageiras, hortícolas (couve, tomate, batata) e em cabelos de humanos que são residentes próximos ao CQE, confirma a bioacumulação desses elementos e sua absorção por diferentes vias de exposição — ingestão de alimentos contaminados, inalação de poeira ou contato dérmico com solo (Inácio *et al.*, 2014a; Neves *et al.*, 2020).

Estudos geoquímicos e de modelação espacial conduzidos na área apontaram para a existência de plumas de contaminação em aquíferos, associadas à mobilização de resíduos industriais antigos, sobretudo nas imediações de valas de drenagem desativadas e da antiga célula de aterro (Neves *et al.*, 2020; Marques *et al.*, 2021). Estes

estudos indicam que a origem da pluma subterrânea de contaminante remonta ao período de deposição de resíduos industriais não controlados. A mobilidade desses poluentes é favorecida pelas características do solo local (tipo podzólico), nomeadamente a textura mais arenosa, a elevada permeabilidade e a dinâmica de podzolização, que promove a eluvição de compostos solúveis e reduz a capacidade de retenção de contaminantes no perfil do solo, bem como pela rede de drenagem artificial associada às antigas valas industriais, o que contribui para o avanço da contaminação além dos limites do complexo (Barradas *et al.*, 1992; Schaetzl & Anderson, 2005; Marques *et al.*, 2021). A persistência desses contaminantes em diversas matrizes ambientais, mesmo após décadas do encerramento ou da modernização de certas atividades, evidencia a dificuldade de mitigar os efeitos de longo prazo da poluição industrial crónica (Bedell *et al.*, 2024). Tais evidências indicam que a gestão ambiental da área industrial necessita monitorização contínua e integração entre as indústrias e os órgãos de fiscalização, sobretudo em função dos riscos decorrentes de exposições prolongadas, que podem afetar a saúde humana e o meio ambiente (Inácio *et al.*, 2014a). Apesar da implementação de algumas medidas de remediação e reabilitação ambiental nas últimas décadas, que serão detalhadas na secção seguinte, os efeitos históricos da poluição persistem, sendo o CQE considerado uma área crítica para a avaliação do risco ambiental e para a saúde pública em Portugal (Inácio *et al.*, 2014a; Neves *et al.*, 2020; Marques *et al.*, 2021).

2.3. Intervenções de remediação dos solos de Estarreja

A fim de mitigar os problemas e remediar os solos das áreas afetadas pelas décadas de emissões industriais do CQE, diversas medidas foram implementadas ao longo dos anos. Entre 2002 e 2021, o projeto ERASE conduziu à remediação dos solos contaminados associados ao CQE, estruturada em duas fases (Mendes, 2023).

A primeira fase da remediação, executada entre 2004 e 2006, concentrou-se no interior do complexo industrial e teve como objetivo eliminar os resíduos históricos acumulados nos chamados parques de lamas — depósitos não impermeabilizados onde eram descartados resíduos sólidos contendo elevadas concentrações de As, Hg e outros EPT resultantes sobretudo da produção de cloro por eletrólise com mercúrio e dos resíduos de pirite (Instituto do Ambiente, 2005; ERASE, 2014). Nesta fase, foram removidas cerca de 303 toneladas de resíduos industriais anteriormente expostos nos três parques de lama situados dentro do CQE (Costa & Jesus-Rydin, 2001; Mendes, 2023). Os resíduos foram colocados num aterro impermeabilizado, o qual se espera ter

condições de segurança durante 50 anos. Foram também realizados 20 furos ao redor do aterro para monitorização das águas subterrâneas (lençol freático), incluindo nível piezométrico e qualidade química (metais pesados e outros contaminantes associados ao CQE). A ação marcou o encerramento dos passivos internos mais críticos e permitiu direcionar os esforços para a contaminação ainda presente nas valas hidráulicas externas ao complexo.

A segunda fase, denominada “Remediação Ambiental de Vala Hidráulica na Envoltória do CQE, incluindo Estrutura de Confinamento (Aterro) para os Solos Contaminados a serem removidos da Vala de S. Filipe”, correspondeu à descontaminação da Vala de S. Filipe e das áreas agrícolas adjacentes, nas quais estudos realizados desde 1995 identificaram níveis preocupantes de As e Hg (ERASE, 2014). As principais ações compreenderam a escavação e remoção dos solos contaminados, a modelação dos taludes e do fundo da vala, e a reposição com solos limpos de características semelhantes aos solos agrícolas da região (ERASE, 2014). No total, foi intervencionada uma área de cerca de 80 000 m², correspondendo a uma extensão de 2,7 km. Os solos das valas foram removidos até uma profundidade máxima de 50 cm. Foram também removidos os solos em alguns locais na envoltória da vala. No total, cerca de 27 mil toneladas de solo contaminado foram retiradas da vala e destinadas a tratamento especializado (Mendes, 2023). Foram ainda implementadas medidas para garantir a estabilidade e drenagem da vala, incluindo o revestimento do fundo com pedra, manualmente disposta sobre geogrelha, e a criação de uma barreira natural com troncos de madeira para proteção contra desmoronamentos provocados pelas práticas agrícolas (ERASE, 2014).

Inicialmente, o projeto previa a construção de uma estrutura de confinamento (aterro) para deposição final dos solos contaminados removidos (ERASE, 2014). Contudo, durante o procedimento de Avaliação de Impacte Ambiental, a Decisão de Impacte Ambiental (DIA), emitida em 4 de fevereiro de 2015, foi favorável apenas à remoção dos solos contaminados e desfavorável à construção do aterro na localização proposta (Mendes, 2023). A não aprovação da estrutura obrigou a uma reformulação do projeto, conduzindo à decisão de transportar todo o material removido para uma instalação externa licenciada, o CIRVER – Centro Integrado de Recuperação, Valorização e Eliminação de Resíduos Perigosos (ERASE, 2014; Mendes, 2023). O processo enfrentou, assim, diversos entraves administrativos e legais, sobretudo devido à discordância entre o beneficiário do projeto (ERASE) e a APA quanto à solução técnica mais adequada. Esta divergência originou sucessivas reuniões, pedidos de esclarecimento, reavaliações e reformulações do projeto, o que atrasou

significativamente a execução da obra (Mendes, 2023). A indefinição sobre qual entidade deveria licenciar o projeto — APA ou Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional (CCDR) — também contribuiu para a morosidade dos procedimentos, uma vez que a CCDRC esclareceu que não haveria lugar a licenciamento regional, dado que a deposição final não ocorreria *in situ* mas numa instalação já licenciada (Mendes, 2023)

A implementação do projeto ERASE em Estarreja foi concluída em 2021, após o envio dos solos removidos para tratamento especializado, ano em que se finalizaram as operações de remediação da Vala de S. Filipe, encerrando o ciclo de intervenção iniciado em 2002 (Mendes, 2023).

3. Revisão sistemática dos níveis de contaminação em Estarreja

A compreensão dos riscos ambientais associados a áreas industriais contaminadas exige uma análise crítica da literatura científica acumulada sobre o território em questão. No caso do CQE, o histórico de deposição de resíduos industriais, a variedade de fontes poluidoras e os impactos documentados ao longo de décadas justificam a crescente produção académica voltada para a avaliação de suas condições ambientais e para a identificação de estratégias de mitigação e remediação (Machado, 2022; Bedell *et al.*, 2024).

A revisão científica sobre o CQE reuniu artigos publicados na base de dados *Scopus* e teses do Repositório Institucional da Universidade de Aveiro (RIA). Como critério de busca, foram empregues os termos “(Soil OR Water OR Air) AND Estarreja AND (Contamin* OR Pollut*)”, nos campos “Article title, Abstract, Keywords”. Diante dessa combinação, a pesquisa resultou em 52 artigos, dos quais apenas 22 atendiam aos critérios de inclusão, como acesso livre para download, apresentação de níveis de contaminantes no solo, no ar e na água, e biomonitorização ambiental e humana, entre os anos de 1988 e 2025 (Tabela 1). Quanto ao Repositório da Universidade de Aveiro, foram selecionadas seis dissertações de mestrados publicadas entre 2009 e 2025 (Tabela 2). Esta pesquisa, quer de artigos científicos, quer de outros documentos relevantes, como teses ou documentos técnicos, foi posteriormente complementada através da consulta de outros estudos, em particular o de Machado (2022) e Bedell *et al.* (2024). A partir de então, procedeu-se à análise dos resultados encontrados nas pesquisas, a fim de desenvolver uma base de dados com informações secundárias sobre a contaminação em diferentes matrizes na área do CQE. A produção científica na envolvente do CQE abrange cerca de quatro décadas, com publicações académicas desde os anos 1980 até os estudos mais recentes de 2022. Essa trajetória evidencia não apenas a persistência dos problemas ambientais associados à contaminação do solo, da água e do ar, mas também uma crescente sofisticação metodológica na abordagem dos riscos ambientais e para a saúde humana. Os estudos iniciais focaram-se principalmente nos aspetos geoquímicos e nas fontes industriais de EPT. Nas últimas décadas, o foco ampliou-se para temas como bioacessibilidade humana, biomarcadores humanos, bioacumulação em organismos terrestres e governança ambiental participativa, como demonstrado pelo projeto OHMi Estarreja (Bedell *et al.*, 2024).

Tabela 1 - Artigos científicos publicados entre 1988 e 2022, contendo dados sobre níveis de contaminantes em diferentes matrizes na zona envolvente ao CQE.

Localização	Ano	Matriz	Nº de locais/detalhes amostragem	Contaminantes	Referência
Zona Industrial	-	Aerossol atmosférico (PST - partículas suspensas totais)	Coletas em pontos da área industrial de Estarreja (número exato não disponível)	Material particulado total	Pio <i>et al.</i> 1989
Estarreja (1km do CQE)	1983-1985	Aerossol atmosférico (PST)	1 local; entre 20 e 70 medições ao longo do tempo	Amónio, nitrato (NO ₃ ⁻), compostos orgânicos (C).	Borrego e Pio, 1991.
Área circundante ao CQE	1988-1989	Solo e água subterrânea	100 amostras de solos (agrícolas e industriais) distribuídas por 3 séries temporais; 50 amostras de água subterrânea	solos: Cu, Pb, Zn, Co, Ni, Cd, Cr, etc águas: Cl, NO ₂ , NO ₃ , SO ₄ , Na, K, Ca, Mg, Fe, Cu, Pb, Zn, Cd, Co, Ni, Mn	Barradas <i>et al.</i> , 1992
Esteiro de Estarreja	1993	Água, material particulado em suspensão (e sedimentos)	6 pontos de coleta ao longo do Esteiro	Hg	Pereira <i>et al.</i> , 1995
Área circundante ao CQE	-	Solo	103 amostras de solos agrícolas (0–5 cm) numa área de 60 km ² , 7 perfis até 85 cm em Podzóis e Cambissolos	Hg	Inácio <i>et al.</i> , 1998
Áreas de deposição de resíduos, valas e Esteiro	1998	Solo, sedimento	45 locais nas áreas de deposição de resíduos (solos recolhidos a diferentes profundidades); 170 amostras de solos nas valas; 170 amostras de sedimentos no Esteiro	As, Hg, Pb, Zn	Costa & Jesus-Rydin, 2001
Região próxima a Estarreja, Portugal	1998-1999	Solo	985 pontos em grade regular de 200 x 200 m, em 49 km ² ; 20 cm de profundidade	Cu, Pb, Zn, As, Cr, Ni, Co, Fe, Mn	Batista <i>et al.</i> , 2002

Tabela 1 (cont.) - Artigos científicos publicados entre 1988 e 2022, contendo dados sobre níveis de contaminantes em diferentes matrizes na zona envolvente ao CQE.

Localização	Ano	Matriz	Nº de locais/detalhes amostragem	Contaminantes	Referência
Margens do Esteiro de Estarreja	1995	Solo, planta	12 amostras de solos agrícolas	Hg	Pereira <i>et al.</i> 2005
Área circundante ao CQE; Zona urbana; Ria de Aveiro (Largo do Laranjo)	-	Solo; Sedimento (superficial), Água (Ria de Aveiro), biota (macroalgas, caranguejo, peixe)	Artigo de revisão com foco no ambiente aquático (Ria de Aveiro); inclui estudos de solo (urbano e agrícola)	Hg	Pereira <i>et al.</i> 2009
Vala de S.Filipe/área urbana	-	Solo, planta forrageira (<i>Lolium perenne</i>), vegetais diversos, água subterrânea, peixe, cabelo humano	139 amostras de solo agrícola (0–15 cm); 94 plantas, 21 vegetais, 6 amostras de águas recolhidas em poços, 30 peixes (mercado local), 45 amostras de cabelos	Hg	Reis <i>et al.</i> 2009
Esteiro de Estarreja,	-	Solo, planta (<i>Rubus ulmifolius</i>) – raízes, caules e folhas	4 pontos de coleta ao longo da margem do “Esteiro de Estarreja” (separados por 20 m); 3 plantas e 1 amostra de solo superficial por ponto (0–20 cm)	As, Pb, Ni	Marques <i>et al.</i> , 2009
Zona urbana; Área circundante ao CQE	-	Solo	26 amostras de solo urbano e agrícola (0-10 cm e 10-20 cm)	Hg	Cachada et al., 2009
Área circundante do CQE, Esteiro de Estarreja,	-	Solo planta (raízes e partes aéreas)	Amostras recolhidas em 4 áreas, na primavera e inverno	Zn	Moreira <i>et al.</i> , 2011
Vala de S. Filipe	-	Solo; planta (raízes e partes aéreas)	2 locais contaminados e 2 não contaminado; Solo superficial (0–10 cm e 10–20 cm) recolhido nas proximidades da vala; plantas (gramíneas) recolhidas nos mesmos locais	As, Cu, Hg, Pb, Zn	Anjum <i>et al.</i> , 2013

Tabela 1 (cont.) - Artigos científicos publicados entre 1988 e 2022, contendo dados sobre níveis de contaminantes em diferentes matrizes na zona envolvente ao CQE.

Localização	Ano	Matriz	Nº de locais/detalhes amostragem	Contaminantes	Referência
Área circundante do CQE e zona urbana	-	Solo	26 amostras de solo urbano e agrícola (0 - 10 cm)	As, Cu, Pb, Zn, Ni, Cd, Mn, Cr, PAHs, PCBs	Cachada <i>et al.</i> , 2012
Região de Estarreja	2012	Ar	32 locais (100 km ²); 4 campanhas de amostragem semanais de abril a junho	NO ₂ ; Compostos orgânicos voláteis	Nunes <i>et al.</i> , 2013
Área circundante do CQE	2011	Solo; vegetais	26 amostras de solos de hortas (0-15 cm)	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Inácio <i>et al.</i> , 2014a,b; Cabral Pinto, 2020
Área circundante do CQE e zona urbana	-	Poeira	21 amostras de poeira urbana (áreas públicas)	Al, Ba, Ca, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, P, Pb, Sb, Ti, Zn	Patinha <i>et al.</i> , 2015a,b
Área circundante do CQE e zona urbana	-	Poeira; biomarcador humano (unhas)	21 poeiras interiores e exteriores de residências; 30 moradores	Cu, Mn, Pb, Zn	Reis <i>et al.</i> , 2015; Marinho-Reis <i>et al.</i> , 2018
Área circundante do CQE	-	Solo agrícola, industrial, pradaria e floresta; bitoa (<i>Eisenia fetida</i>)	4 amostras compostas; ensaios de bioacumulação com oligoquetas	Cd, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn	Coelho <i>et al.</i> , 2018
Área circundante do CQE	-	Urina	103 residentes	Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, Zn	Cabral Pinto <i>et al.</i> , 2018

Tabela 1 (cont.) - Trabalhos publicados entre 1988 e 2022, contendo dados sobre níveis de contaminantes em diferentes matrizes na zona envolvente ao CQE.

Localização	Ano	Matriz	Nº de locais/detalhes amostragem	Contaminantes	Referência
Área circundante do CQE	-	Urina	103 residentes	Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Se, Zn	Cabral Pinto <i>et al.</i> , 2018
Área circundante do CQE	-	Unhas	58 indivíduos	Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Li, Mn, Ni, Pb, Sb,	Cabral Pinto <i>et al.</i> , 2019a
Área circundante do CQE	-	Cabelo humano; Solo	79 indivíduos; 26 amostras de solo (dados de Inácio <i>et al.</i> , 2014)	Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Hg, Pb	Cabral Pinto <i>et al.</i> , 2019b
Área circundante do CQE e background	2006; 2010; 2013	Água subterrânea; cabelo e urina	29 amostras em 2006; 22 em 2013; 35 amostras em 2010 (estudo anterior); 75 amostras de urina e 73 de cabelos	Al, As, Cd, Hg, Ni, Pb, Zn	Cabral Pinto <i>et al.</i> , 2020a
Área circundante do CQE	maio a agosto de 2018	Atmosfera	2 locais (urbano e rural:) amostras exteriores recolhidas mensalmente e analisadas para a fração solúvel e insolúvel da deposição atmosférica	Al, As, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Ti, V e Zn	Oliveira <i>et al.</i> , 2020
Área circundante do CQE e zona urbana	-	Cabelo humano	127 residentes (88 adultos, >55 anos; e 39 crianças, 4–8 anos)	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Neves <i>et al.</i> , 2020
Área circundante do CQE	-	Água subterrânea (monitorização geofísica e química)	Dados de campanhas entre 2006 e 2016; número de locais não informado, mas inclui áreas de pluma e hotspots	Na, Cl, SO ₄ ²⁻ , Fe	Marques <i>et al.</i> , 2021.

Tabela 2 - Trabalhos publicados entre 2014 e 2025, contendo dados sobre a contaminação na zona do CQE.

Localização	Ano	Matriz	Nº de locais/detalhes amostragem	Contaminantes principais	Referência
Área circundante do CQE	2007	Água subterrânea (Aquífero Superior)	Prospecção geofísica; 34 amostras de água (parâmetros físico-químicos e PTE); 20 amostras (compostos orgânicos) Estudo hidrogeoquímico e georadar	EPT; orgânicos	Castelo Branco, 2007
Esteiro de Estarreja	2006	Sedimento e plantas	Sedimentos e plantas de sapal	Hg	Carvalho, 2009
Área circundante do CQE	2011	Solo e plantas forrageiras	Solos agrícolas e industriais. Uso de extrações e análises químicas	As, Ba, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn	Cruz, 2011
Vala de São Filipe	2021	Solo	23 amostras de solo agrícola recolhido junto à vala de S. Filipe (LoE química)	EPT; orgânicos	Machado, 2022
CQE (cenários acidentais)	2008	Modelação atmosférica	RISCAV - fogénico	Fosgénico	Oliveira, 2008
Área circundante do CQE	2023-2024	Solo; água subterrânea	41 amostras de solo; 24 amostras de águas	EPT	Guterres, 2025
CQE (AIA - remediação)	2015; 2021	Solo/ Sedimento	Declaração de Impacte Ambiental (DIA) e obras de remediação	As, Hg	APA, 2015; CME, 2021

Na Tabela 3, os artigos foram elencados de acordo com a matriz ambiental investigada, possibilitando uma análise do foco da pesquisa. Foi observado que a maioria dos estudos aborda apenas solo e vegetação, havendo uma lacuna na articulação integrada com o ar e a saúde humana, fatores relevantes para uma visão holística de risco. A literatura evidencia que os principais contaminantes identificados na região do CQE são EPT como As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn (Inácio *et al.*, 2014; Neves *et al.*, 2020; Marques *et al.*, 2021). Esses elementos foram detetados em diferentes matrizes (Tabelas 1-3). No entanto, é de salientar que, com exceção do compartimento atmosférico, os estudos focaram-se principalmente nos contaminantes inorgânicos. Em termos espaciais, os principais hotspots incluem o Esteiro de Estarreja, as zonas agrícolas e as áreas próximas às valas industriais desativadas. Bedell *et al.* (2024) alertam para a necessidade de obter dados atualizados sobre a distribuição dos contaminantes em causa, dado que os dados mais recentes sobre solos e águas subterrâneas datam de quase dez anos, tal como se pode observar na Tabela 1. Esta lacuna foi colmatada pelo trabalho de Guterres (2025), que avaliou o estado de contaminação dos solos e das águas subterrâneas em Estarreja, numa área extensa que circunda o CQE. É de salientar que este último estudo foi realizado após a conclusão da fase final do projeto ERASE.

Tabela 3 - Resumo do número de estudos para os diferentes compartimentos ambientais.

Matriz	Nº de estudos relevantes	Exemplos de estudos	Observações
Solo	>15	Inácio <i>et al.</i> (2014), Cruz (2011)	Foco principal; destaca presença de As, Pb, Zn, Cd. Aplicação de métodos como extração sequencial e índices geoquímicos.
Água	>7	Marques <i>et al.</i> (2021)	Menor frequência que os estudos com solo; importante foco em aquíferos contaminados com plumas persistentes. Poucos estudos com modelagem de risco humano.
Ar/poeira	4	Patinha <i>et al.</i> (2015), Oliveira, 2008	Matriz ambiental subestimado na literatura local. Quando analisada, mostra potencial de bioacessibilidade de Cu e Pb e efeitos de partículas atmosféricas, podendo deste modo contribuir para exposições significativas.
Biota vegetal	>10	Moreira <i>et al.</i> (2011), Reis <i>et al.</i> (2009)	Relevante para análise da cadeia alimentar e fitorremediação. Foco em gramíneas, hortícolas e transferência solo-planta.
Saúde humana	3	Neves <i>et al.</i> (2020), Cabral-Pinto <i>et al.</i> , 2020	Escassa produção quantitativa; enfoque em de biomarcadores (cabelos) de exposição e avaliação de risco cancerígeno. Pouca articulação com políticas locais.

3.1. Potenciais riscos para o Ambiente e Saúde Humana

3.1.1 Contaminação dos solos

A análise sistemática dos estudos evidencia uma forte concentração de pesquisas em matrizes como o solo e a vegetação terrestre. Solos agrícolas e residenciais, incluindo áreas de cultivo de hortícolas, têm sido investigados por diversos autores, com destaque para a presença de As, Pb, Zn e Hg em níveis acima dos valores de referência para uso agrícola e urbano (Cruz *et al.*, 2011; Inácio *et al.*, 2014). Diversos estudos identificaram a bioacumulação de contaminantes em vegetais, gramíneas e alimentos consumidos localmente, como couve, tomate e milho, apontando riscos alimentares em função da absorção de As e Hg pelas plantas (Carvalho, 2009; Moreira *et al.*, 2011; Inácio *et al.*, 2014; Cabral-Pinto *et al.*, 2020). Inácio *et al.*, (2014) e Neves *et al.* (2020) associam esses contaminantes a riscos cancerígenos e não cancerígenos, com destaque para o As, tanto por ingestão direta do solo quanto por meio da cadeia alimentar. Neves *et al.* (2020) salientam que as crianças são o grupo mais exposto à contaminação por ingestão acidental ou por consumo de alimentos cultivados no local. Anjum *et al.*, (2012) e Moreira *et al.* (2011) alertam para a vulnerabilidade ecológica em áreas de vegetação espontânea, com alto potencial para utilização em fitorremediação. Esta análise reforça a necessidade de combinar dados químicos com abordagens de biomonitorização para tomar decisões de remediação e de restrição de uso.

Cruz (2011) comparou solos industriais e urbanos, indicando maior contaminação nos solos industriais. A avaliação de risco em solos depende da identificação dos níveis totais e biodisponíveis de contaminantes, da sua mobilidade e do uso atual e futuro da área. Métodos como extração selectiva sequencial (ESS), ensaios de bioacessibilidade oral e análises geoestatísticas (krigagem, interpolação espacial) têm sido amplamente aplicados para estimar o potencial de exposição humana e os impactos sobre a vegetação, os microrganismos e a fauna edáfica (Batista *et al.*, 2002; Cachada *et al.*, 2016; Guterres, 2025; Inácio *et al.*, 1998).

3.1.2 Contaminação das águas

As águas subterrâneas são particularmente vulneráveis à contaminação em áreas industriais com histórico de lançamento de efluentes e de deposição de resíduos não confinados. No Complexo Químico de Estarreja (CQE), estudos hidrogeoquímicos e geofísicos identificaram concentrações elevadas de cloretos, sulfatos, sódio e ferro nos aquíferos, associadas à remobilização de resíduos industriais acumulados ao longo de

décadas de atividade química intensa (Marques *et al.*, 2021). Estes trabalhos evidenciam ainda a presença de plumas contaminantes persistentes e processos de salinização, com destaque para níveis elevados de As, Cl^- , SO_4^{2-} e Fe, particularmente no aquífero inferior (Marques *et al.*, 2021). Contudo, a contaminação afeta tanto o aquífero inferior quanto o superior, como demonstrado pelas anomalias químicas identificadas no aquífero superficial em estudos regionais que avaliaram parâmetros físico-químicos e elementos potencialmente tóxicos (Castelo Branco, 2007; Marques *et al.*, 2021). Investigações clássicas no território reforçam este cenário, revelando a persistência de EPTs e outros contaminantes associados a resíduos industriais históricos, os quais continuam a influenciar a qualidade das águas subterrâneas em profundidade (Costa & Jesus-Rydin, 2001; Oliveira, 2016).

A análise de risco no meio aquático exige o mapeamento detalhado das plumas de contaminação, a estimativa do fluxo e de transporte de poluentes e a comparação dos resultados com padrões de potabilidade e de uso agrícola. Ferramentas como geofísica aplicada, modelos hidrogeoquímicos e monitorização multitemporal são essenciais para compreender a dinâmica dos contaminantes subterrâneos e identificar áreas críticas (Marques *et al.*, 2021). Estudos hidrogeoquímicos realizados na região de Estarreja revelam que as zonas mais afetadas coincidem com a proximidade das antigas valas industriais, áreas de deposição histórica de resíduos — incluindo setores adjacentes ao canal de Estarreja — e zonas agrícolas periurbanas sujeitas a uso contínuo do solo, onde a interação prolongada entre sedimentos contaminados e o aquífero favorece a mobilização de espécies químicas. Conforme apontado por Marques *et al.* (2021), as plumas deslocam-se preferencial de leste para sudoeste, de acordo com o gradiente aquífero. O padrão geral de desenvolvimento da contaminação mostra um comportamento radial influenciado pela dinâmica do lençol freático e pelas estruturas de drenagem construídas durante décadas de atividade industrial.

A persistência dessas plumas por mais de duas décadas indica que a contaminação de aquíferos representa não apenas um risco ambiental, mas também um fator limitante ao uso de recursos hídricos locais. Estudos apontam que, mesmo após a implementação de medidas mitigadoras na primeira fase do ERASE, a contaminação ambiental persiste, sendo identificadas plumas de poluentes em aquíferos subterrâneos, com níveis elevados de sódio (Na), cloreto (Cl), sulfato (SO_4^{2-}) e ferro (Fe), associadas à redistribuição de contaminantes antigos durante a operação de um aterro industrial que ocorreu entre 2003 e 2005 (Marques *et al.*, 2021).

3.1.3 Contaminação atmosférica

Em ambientes industriais, as partículas atmosféricas frequentemente transportam EPT ou compostos orgânicos tóxicos, que podem ser inalados diretamente ou depositados no solo e na vegetação, contaminando, de forma secundária, os demais meios (Borrego; Pio, 1990; Santos *et al.*, 2021). A avaliação de risco associada à exposição por via respiratória abrange normalmente, a análise de poeiras sedimentáveis, partículas inaláveis (PM_{10} e $PM_{2.5}$), EPT, e compostos voláteis ou semivoláteis.

No contexto de Estarreja, a matriz atmosférica ainda é pouco explorada, com exceção de alguns estudos pioneiros de modelação e de caracterização química das partículas atmosféricas (Pio *et al.*, 1989; Borrego & Pio, 1991). Estes estudos mostraram que a fração atmosférica das partículas contém amónio, nitratos, compostos orgânicos e carboidratos biogénicos, sugerindo múltiplas origens (indústrias químicas, partículas de solo exposto) e potenciais efeitos adversos na saúde respiratória humana.

Atualmente, Estarreja não dispõe de monitorização oficial contínua de $PM_{2.5}$ na rede da APA, o que impede a determinação de valores médios anuais para comparação direta com as diretrizes da OMS. Ainda assim, estudos científicos revelam que o $PM_{2.5}$ na envolvente do Complexo Químico apresenta composição complexa, incluindo sulfatos, nitratos, compostos orgânicos e metais, o que reflete a influência significativa das atividades industriais locais (Alves *et al.*, 2023). A compreensão dos impactos sanitários associados a estas partículas é, portanto, essencial para fundamentar políticas públicas e estratégias de comunicação de risco ambiental. A única avaliação sistemática e de longa duração da qualidade do ar disponível para Estarreja, referente ao período 2000–2009, analisou apenas SO_2 , NO_x , O_3 e PM_{10} , não incluindo medições de $PM_{2.5}$ (Figueiredo *et al.*, 2013). Complementarmente, estudos prévios de modelação atmosférica aplicados à região utilizaram o modelo HYSPLIT para simular trajetórias de massas de ar e caracterizar episódios de transporte e dispersão de poluentes, bem como o modelo DREAM para avaliar o contributo das poeiras do Saara para os níveis de PM_{10} (Figueiredo *et al.*, 2013). Além disso, investigações focadas em compostos orgânicos voláteis (VOCs) demonstraram padrões espaciais coerentes com a dispersão atmosférica de emissões industriais e de tráfego, evidenciando a relevância dos processos de transporte atmosférico para a qualidade do ar local (Nunes *et al.*, 2013).

Estudos recentes evidenciaram a presença de carboidratos de origem biogénica (como glucose, sucrose, arabinitol e myo-inositol) e antropogénica (como levoglucosano, associado à queima de biomassa) na deposição atmosférica coletada em Estarreja. Esses resultados demonstram que a precipitação atmosférica atua como

uma via relevante de transferência de compostos orgânicos para o solo e a vegetação, refletindo a influência combinada de fontes naturais, emissões industriais e processos de combustão (Santos *et al.*, 2021).

Poeiras urbanas e partículas atmosféricas também foram analisadas, revelando a presença de EPT ligados à queima industrial e ao tráfego urbano (Cu, Pb, Zn) (Patinha *et al.*, 2015a, b). Tal como no caso dos solos, a avaliação de risco das poeiras depende da identificação dos níveis totais e biodisponíveis de contaminantes e de sua mobilidade. Por esta razão, métodos como a extração sequencial seletiva, análise geoestatística e bioacessibilidade oral têm vindo a ser utilizados na área (Patinha *et al.*, 2015a; 2015b).

3.1.4 Biomonitorização Humana

Além das análises químicas tradicionais, a avaliação de riscos tem incorporado o uso de bioindicadores e biomarcadores, como os teores de EPT em cabelos humanos, unhas e urina, que indicam a assimilação e os efeitos biológicos dos poluentes. Esses elementos conferem maior realismo às estimativas de risco e têm sido usados em estudos como os de Neves *et al.* (2020) e, Marinho-Reis *et al.* (2018) e Cabral-Pinto *et al.* (2018) em Estarreja. Em particular, o uso de cabelos humanos como biomarcador de exposição foi aplicado por Cabral Pinto *et al.* (2020), que integravam concentrações de As, Hg, Pb e outros elementos-traço em solo, hortícolas e cabelo para avaliação de riscos não cancerígenos e cancerígenos em adultos e crianças residentes nas proximidades do CQE. Os resultados indicaram riscos elevados para a exposição infantil ao As, bem como aumentos de As e Hg no cabelo associados ao contato com o solo e ao consumo de produtos agrícolas locais.

4. Avaliação da eficácia das medidas de remediação implementadas

Apesar dos avanços tecnológicos e da adoção de estratégias de contenção e remediação ambiental nas últimas décadas, os efeitos acumulados da contaminação histórica permanecem evidentes. Após a análise dos referenciais bibliográficos e a elaboração de uma base de dados com informações secundárias sobre a contaminação dos solos na área do CQE, procedeu-se ao aprofundamento em dois estudos específicos que fornecem dados essenciais para a compreensão da evolução da contaminação e da eficiência das ações de remediação implementadas.

O primeiro estudo analisado, intitulado *Avaliação de Risco na Área Circundante ao Complexo Químico de Estarreja*, realizado por Machado (2022), apresenta uma avaliação de risco ambiental na área circundante ao CQE, com destaque para a zona da Vala de São Filipe, um dos locais historicamente mais afetados pela deposição de resíduos industriais. Este trabalho fornece um conjunto abrangente de níveis de contaminantes em solos, recolhidos antes da implementação da última fase do projeto ERASE ser implementada (2021). Para além dos dados obtidos na amostragem realizada em 2021, em torno da vala de S. Filipe, o autor também realizou uma compilação de dados provenientes de estudos anteriores, todos recolhidos após a primeira fase do ERASE.

Posteriormente, foi examinada a investigação de Guterres (2025), intitulada “*Avaliação do estado de contaminação dos solos e águas subterrâneas na zona de Póvoa de Baixo (Estarreja)*”. Este estudo apresenta resultados obtidos após a implementação de medidas de remediação (segunda fase do ERASE), permitindo avaliar alterações nos níveis de contaminantes e na qualidade ambiental do solo e das águas subterrâneas. A amostragem foi realizada entre outubro de 2023 e março de 2024.

Os estudos selecionados complementam-se, pois fornecem informações cronologicamente distintas — antes e depois do processo de remediação — permitindo reconstruir a evolução da contaminação no local. Assim, este capítulo será dedicado à análise comparativa dos dados pré-remediação (Machado, 2022) e pós-remediação (Guterres, 2025), de forma a avaliar, de maneira clara e fundamentada, a eficácia das intervenções realizadas. A confrontação desses resultados permitirá identificar melhorias, persistências ou eventuais mobilizações secundárias de contaminantes ao longo do tempo, constituindo um passo essencial para a avaliação contínua do risco e para o planeamento de futuras ações de gestão ambiental na área do CQE.

4.1. Evolução dos níveis de contaminantes nos solos ao longo do tempo

A análise concentrou-se nos resultados dos EPT presentes nas amostras recolhidas antes e após a última fase de remediação. Considerou-se que a área de impacto engloba todos os pontos amostrados tanto na fase pré-remediação quanto na fase pós-implantação do projeto de remediação. Essa abordagem torna-se necessária porque as amostras não foram coletadas exatamente nos mesmos pontos georreferenciados, embora pertençam à mesma área de impacto direto do CQE em ambas as etapas, o que impossibilita comparações diretas ponto a ponto. Assim, optou-se por uma análise integrada das distribuições espaciais e dos intervalos de concentração observados em cada fase.

Na Figura 3 é possível observar a distribuição dos pontos de amostragem nos dois períodos considerados. Do ponto de vista quantitativo, observa-se que a etapa pré-remediação apresenta maior abrangência amostral, totalizando 58 pontos analisados, em comparação com os 41 pontos avaliados na fase pós-remediação da vala de S. Filipe. Outra diferença relevante é a localização das amostras, uma vez que os trabalhos realizados antes da última intervenção se focaram principalmente na área em torno da vala de S. Filipe, enquanto a amostragem de 2023/2024 teve como objetivo caracterizar uma área mais abrangente. Essa diferença influencia a interpretação dos resultados, uma vez que a maior densidade amostral numa área mais distante da vala de S. Filipe, na etapa pós-remediação, permite identificar maior variabilidade na distribuição dos EPT.

Em relação ao conjunto de elementos analisados, embora diversos elementos tenham sido quantificados nas duas fases, nem todos foram considerados neste estudo. Elementos como o alumínio, apesar de terem sido medidos, não foram incluídos nas interpretações por não constituírem contaminantes com valores de referência estabelecidos para solos, impedindo sua utilização no contexto da avaliação de risco. Dessa forma, os EPT foram selecionados tendo em conta o número de amostras para os quais existiam resultados e a existência de valores de referência e de valores de background. Na Tabela 4 é possível observar a distribuição das concentrações de alguns EPT nos solos, antes e depois da última intervenção no âmbito do ERASE.

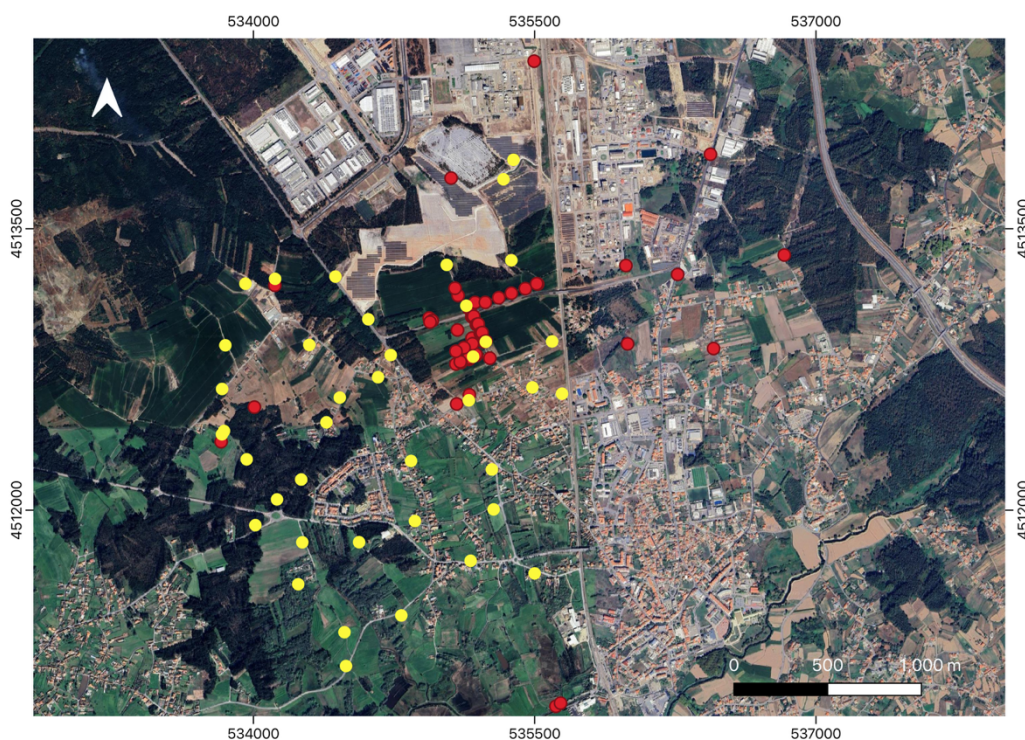


Figura 3 - Localização dos pontos de amostragem de solos considerados para a avaliação dos níveis de PTE antes (vermelho) e depois (amarelo) da segunda fase do ERASE. Dados retirados de Machado (2022) e de Guterres (2025).

A avaliação dos valores apresentados na Tabela 4 evidencia que diversos PTE apresentam concentrações superiores aos valores de referência da APA e ao valor considerado de fundo geoquímico local (*background*) de acordo com Machado (2022), tanto antes como após a remediação. Os valores de referência da APA (valores guia de qualidade dos solos), estão disponibilizados no seu guia técnico para análise de risco de solos contaminados (APA, 2019). Estes valores estão descritos como sendo os valores limite a partir dos quais pode haver risco inaceitável para o ambiente e/ou saúde humana. Os valores foram selecionados com base no uso do solo (agrícola) e as suas características (textura arenosa de acordo com a literatura). Para a seleção dos valores considerou-se também que são solos pouco profundos e que não se encontram a 30 m de uma massa de água superficial.

Antes da intervenção na vala de S. Filipe, os elementos que se destacavam eram o As, Ba, Cu, Pb, e Zn, que exibiram valores máximos bastante elevados, indicando significativa contaminação inicial. O As é particularmente crítico, com um valor mediano

de 237 mg/kg, atingindo um máximo de 6756 mg/kg, superando em muito o limite da APA (11 mg/kg) e o valor de *background* (6,15 mg/kg). Situação semelhante é observada para o Pb, cujo valor mediano foi de 63,2 mg/kg e o máximo foi de 1320 mg/kg, também muito acima do valor de referência da APA (45 mg/kg) e de *background*. O Hg, analisado apenas na etapa pré-remediação, igualmente demonstrou concentrações que extrapolam significativamente ambos os referenciais.

Tabela 4 - Estatística descritiva (mínimo, máximo, média e mediana) do conjunto de resultados recolhidos antes da remediação e pós-remediação, assim como os valores de referência estabelecidos pela APA (2019) e os valores de *background* (back.) sugeridos por Machado (2022). Os valores são expressos em mg/kg.

	Pré-remediação				Pós-Remediação				APA	Back.
	Min	Max	Média	Med.	Min	Max	Média	Med.		
As	5,7	6746	753	237	0,71	229	24,6	6,2	11	6,15
Ba	13,3	738	145	91,9	5,38	124	24,1	14,7	390	14,0
Cd	<0,20	3,16	0,71	0,61	0,10	0,62	0,15	0,10	1,0	0,08
Co	1,10	8,13	3,20	2,20	0,10	10,2	1,47	1,09	22	1,33
Cr	4,95	36,0	12,0	7,53	0,64	29,9	5,13	4,27	67	4,71
Cu	5,1	1344	111	50,3	0,61	78,3	12,6	8,7	140	5,28
Hg	0,12	280	28,6	8,3	-	-	-	-	0,25	0,10
Ni	1,40	55,0	10,1	5,6	0,31	14,6	3,36	2,94	130	2,43
Pb	9,9	1320	227	63,2	1,81	201	23,6	13,2	45	11,5
Sb*	0,13	4,13	1,57	1,88	0,10	4,49	0,48	0,22	7,5	0,03
U*	0,7	1,22	0,98	0,99	0,1	11,73	1,07	0,75	23	0,69
V*	4,70	8,79	7,02	7,10	0,92	47,5	6,91	4,92	86	5,41
Zn	14,0	1485	212	158	1,00	180	42,9	35,8	340	24,8

*Dados apenas para a amostragem realizada em 2021

Após a segunda fase de remediação, embora vários elementos tenham apresentado redução expressiva dos valores máximos — como As, Cu, Pb e Zn— ainda se observam excedências importantes em relação aos valores de referência para o As e Pb, sugerindo que, apesar de a remediação ter reduzido parcialmente a carga contaminante, ainda persistem pontos críticos na área. Tal como observado por Guterres (2025) a distribuição destes elementos, juntamente com o Cu, Pb e Zn, está muito influenciada pela proximidade à vala de S. Filipe. Ou seja, existe uma grande

assimetria dos níveis observados, tal como se pode observar pela diferença entre o valor médio e a mediana. É de salientar que para os elementos acima referidos os valores médios ainda se encontram bastante acima do valor considerado de background, enquanto os valores medianos estão muito próximos. Na Figura 4 é possível observar a distribuição espacial das concentrações de As já após a remediação, e verifica-se que na zona adjacente à vala de S. Filipe os níveis de As permanecem bastante elevados, com algumas amostras a atingirem níveis dez vezes mais altos que os valores de referência/background. Também no caso do Pb (Figura 5), verifica-se a existência de três valores extremos, todos localizados junto à vala. Em alguns casos, como U e V, nota-se até um aumento dos valores máximos na fase pós-remediação, no entanto este aumento é pontual podendo estar relacionado com a geologia local, uma vez que os valores médios e medianos se mantêm semelhantes.

De forma geral, esta análise reforça a necessidade de aprofundamento das investigações, com foco em melhor compreender a distribuição espacial dos contaminantes, os processos que controlam sua mobilidade e a eficácia real das técnicas de remediação aplicadas.

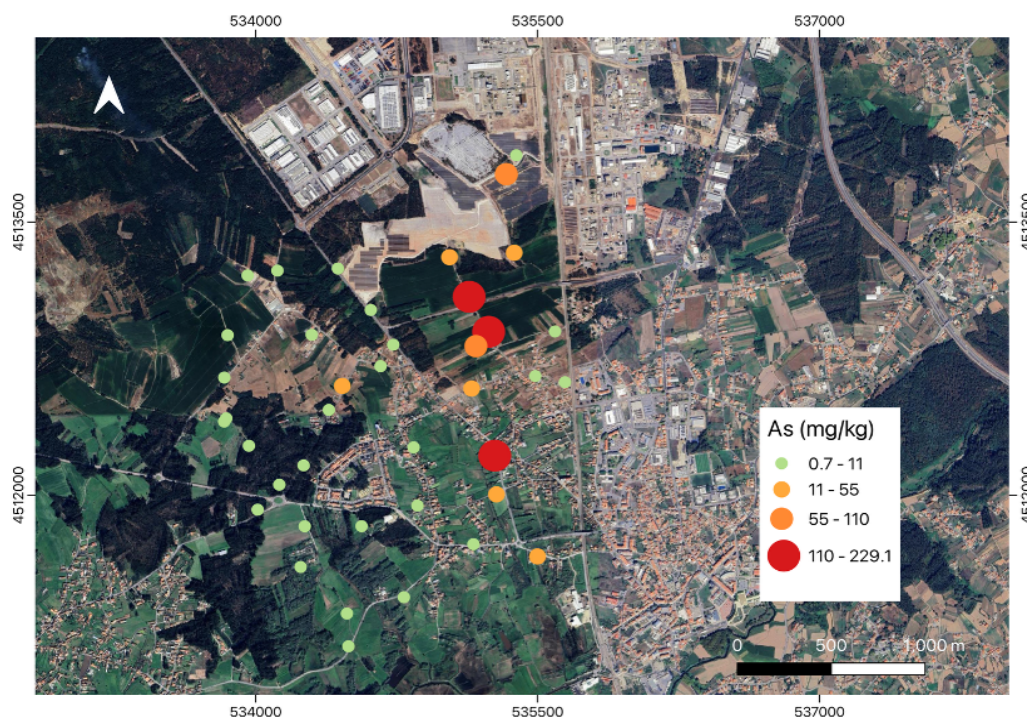


Figura 4 - Distribuição espacial dos níveis de As (mg/kg) na zona adjacente ao CQE, após a intervenção de remediação na vala de S. Filipe.

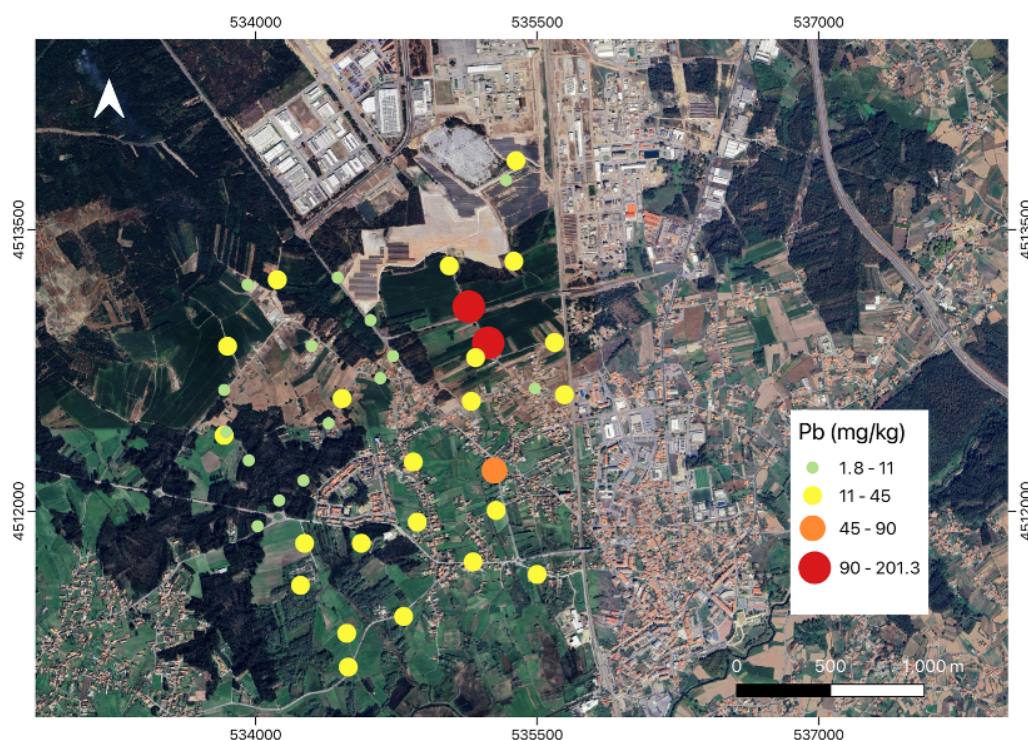


Figura 5 - Distribuição espacial dos níveis de Pb (mg/kg) na zona adjacente ao CQE, após a intervenção de remediação na vala de S. Filipe.

4.2. Cálculo de risco para os solos de Estarreja

Após a recolha dos dados disponibilizados pelos autores, com base na localização geográfica dos pontos de amostragem e nas concentrações obtidas em cada um deles, foi possível realizar os cálculos para determinar o risco associado à Linha de Evidência Química para as duas linhas temporais consideradas. A Linha de Evidência Química consiste na determinação das concentrações de contaminantes identificados na definição inicial do problema para posterior cálculo de risco com base em dados toxicológicos existentes ou critérios de qualidade do solo. Quantificar os dados é uma etapa importante para comparar e avaliar os riscos associados a cada elemento dos resultados de testes terrestres.

A avaliação de risco quantitativa foi conduzida segundo os princípios metodológicos propostos por Jensen & Mesman (2006), que recomendam a integração dos resultados de três Linhas de Evidência (Química, Ecotoxicológica e Ecológica) num esquema único e comparável, fundamentado no *Weight of Evidence* (WoE). Considerando também os princípios fundamentais dos esquemas de avaliação de risco

implementados na Europa descritos atrás, que incluem o paradigma fonte-via-recetor e uma abordagem faseada, que gera dados em etapas sequenciais. Este trabalho irá apenas focar-se na etapa de avaliação de risco de rastreio. Tendo em conta que os dados existentes, recolhidos durante a revisão sistemática, esta análise irá focar-se apenas na Linha de Evidência

4.2.1 Metodologia para cálculo de risco da Linha de Evidência Química

Foram utilizadas duas metodologias para o cálculo de risco da Linha de Evidência Química: a) Quociente de Perigo; b) Cálculo da pressão tóxica de misturas de substâncias tóxicas utilizando normas de qualidade ambiental.

a) Quociente de Perigo

O cálculo do Quociente de Perigo (HQ, do inglês Hazard Concentration), baseia-se no rácio entre as concentrações observadas no solo e os critérios de qualidade (SSL, do inglês Soil Screening Levels) definidos para cada elemento (Cachada *et al.*, 2016; Machado, 2022). Neste caso em particular utilizaram-se como SSL, os valores de referência (VR) definidos pela APA apresentados na Tabela 4. Assim, o HQ foi calculado de acordo com a equação 1, considerando-se que locais com valores finais acima de 1 são locais onde há a possibilidade da ocorrência de risco.

$$HQ = \frac{C_{solo}}{VR} \text{ (equação 1)}$$

b) Cálculo da Pressão Tóxica de Misturas

Neste caso, a determinação do risco foi realizada por meio do cálculo da pressão tóxica (TP, do inglês *Toxic Pressure*) associado aos contaminantes identificados nos pontos de amostragem. Para este cálculo, seguiu-se o procedimento de Jensen & Mesman (2006a), que descreve uma forma padronizada de estimar a pressão tóxica de misturas de contaminantes com base na comparação entre concentrações medidas e os critérios de qualidade dos solos (SSL). Para tal, todos os desfechos analíticos são convertidos para uma escala comum de efeitos, variando de 0 a 1, de modo a possibilitar a síntese integrada dos dados e sua posterior comparação com as demais linhas de evidência. Essa abordagem permite conservar a maior quantidade possível de informação

quantitativa, garantindo transparência e consistência na avaliação de risco. O processo envolve cinco etapas principais, descritas a seguir:

1. Determinação das concentrações medidas (R1 – Concentração nas amostras)

Inicialmente, consideraram-se as concentrações obtidas em cada ponto de amostragem. Neste estudo, utilizaram-se as concentrações totais, no entanto poderiam também ser utilizadas concentrações extraíveis ou presentes na água intersticial. Esses valores (R1) constituem a base para o cálculo subsequente da fração de espécies potencialmente afetada (Potentially Affected Fraction, PAF).

2. Seleção dos SSL (R2- Valores de Referência)

Para cada contaminante, adotaram-se como SSL os valores de referência disponibilizados pela APA (2019a; b). Os SSL são utilizados como concentrações de efeito padrão para o escalonamento dos resultados. Esses valores (R2) adotados estão descritos como sendo os valores limite a partir dos quais pode haver risco inaceitável para o ambiente e/ou saúde humana.

3. Cálculo do PAF para cada contaminante (R3- *Potentially Affected Fraction*, PAF)

A partir das concentrações medidas e dos valores SSL, o PAF foi determinado utilizando a equação 2- Esta é uma função logística descrita por Jensen & Mesman (2006), que expressa o efeito relativo entre 0 e 1.

$$R3 = \frac{1}{1 + \exp((\log(R2) - \log(R1))/0,4)} \text{ (equação 2)}$$

Esse procedimento converte cada concentração em um valor escalonado de efeito, assegurando comparabilidade entre diferentes contaminantes. Valores próximos de 1 indicam efeitos elevados; valores próximos de 0 sugerem ausência de impacto. A constante $\beta = 0,4$, utilizada no denominador, corresponde ao valor padrão recomendado pelos autores para uma ampla gama de testes ecotoxicológicos.

4. Correção para concentrações de background (R4- PAF Corrigido)

Com o objetivo de descartar efeitos associados exclusivamente ao *background* local, o PAF calculado para cada contaminante foi ajustado pela equação 3.

$$R4 = \frac{(R3 - R3_{ref})}{(1 - R3_{ref})} \text{ (equação 3)}$$

onde

- $R3_{ref}$ corresponde ao PAF obtido para a área de referência (valores apresentados na Tabela 4),
- R4 representa o efeito ajustado.

Esse procedimento permite isolar o efeito associado exclusivamente à contaminação adicional observada na área de estudo, conforme indicado no exemplo da imagem.

5. Cálculo do efeito combinado de misturas (R5- PAF Combinado)

Para integrar os efeitos de múltiplos contaminantes, aplicou-se o modelo de Adição de Respostas (*Response Addition Model*), recomendado quando substâncias apresentam diferentes modos de ação. Assim, o efeito combinado (R5) foi determinado a partir da probabilidade conjunta de não afetação:

$$R5 = 1 - ((1 - R4)_1 * (1 - R4)_2 * (1 - R4)_3 \dots * (1 - R4)_n) \text{ (equação 5)}$$

- onde n é o número de contaminantes avaliados.

O valor de R5 corresponde ao efeito total resultante da mistura e representa uma estimativa integrada da pressão tóxica da Linha de Evidência Química.

4.2.2 Quociente de Perigo resultante da exposição aos solos de Estarreja

Machado (2022) apresentou o cálculo de riscos com base no Quociente de Perigo (HQ) para os solos de Estarreja no período entre a primeira e a segunda fase de remediação do ERASE. De acordo com os resultados apresentados, seis elementos (As, Cu, Hg, Pb, Zn, Cd) apresentam HQ acima de 1 em alguns locais. Entre estes, os mais notáveis são os valores de As, que para além de os HQ calculados serem superiores a 1 na maioria das amostras estudadas, os valores obtidos foram os mais elevados de todos

os elementos, tendo sido observado um HQ de 613 numa das amostras. As amostras com o valor mais elevado encontram-se nas proximidades da vala de S. Filipe.

No que diz respeito aos dados obtidos após a remediação da vala de S. Filipe, tal como discutido na seção 4.1, os níveis de contaminantes observados são inferiores, o que se reflete no cálculo do HQ. Assim, apenas se observaram HQ superiores a 1 para o As e para o Pb. Nas Figuras 6 e 7 é possível observar a distribuição espacial dos HQ para estes dois elementos. Esta diminuição em termos de risco poderá estar relacionada com a intervenção em si, uma vez que para alguns elementos como o Cd, Cu e o Zn, o risco deixou de existir. Quanto ao As e ao Pb, apesar de ainda se observarem riscos, a dimensão destes diminui bastante, sendo o máximo observado para o As de 21 e para o Pb de 4,5. tal como observado para as amostras recolhidas antes da intervenção, as amostras com o valor mais elevado encontram-se nas proximidades da vala de S. Filipe.

Uma vez que os SSL utilizados para este cálculo foram os valores de referência da APA, é importante interpretar os resultados com base no significado destes critérios de qualidade. Assim, sabendo que os valores indicados pela APA são valores limite a partir dos quais pode haver risco inaceitável para o ambiente e/ou saúde humana, podemos concluir que para os EPT considerados apenas poderão existir riscos inaceitáveis para o As e para o Pb. Para estes elementos, é possível afirmar que, mesmo após a remediação, existem riscos para o ambiente e saúde humana, no entanto estes parecem estar restritos à área envolvente à vala de S. Filipe.

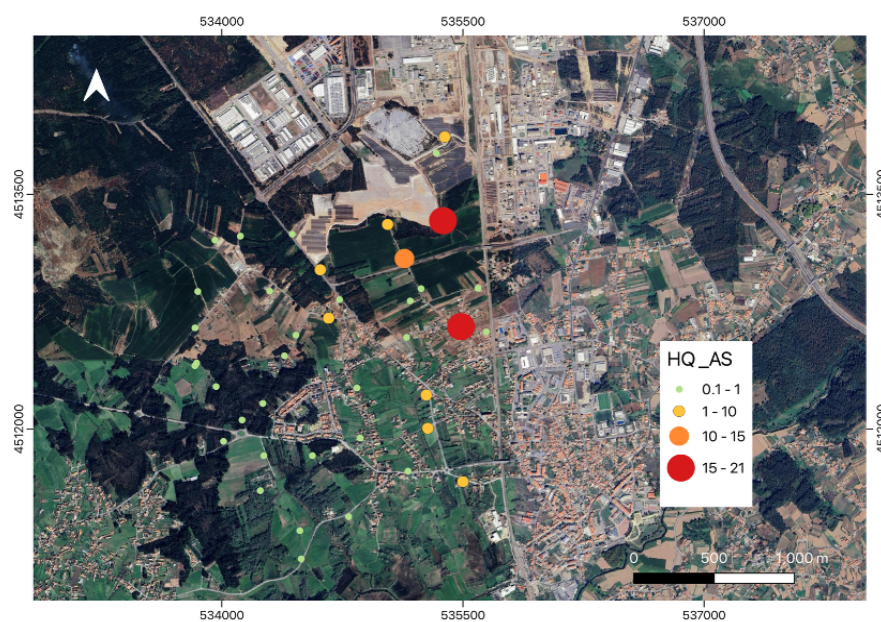


Figura 6 - Distribuição espacial dos Quocientes de Perigo (HQ) para o As na zona adjacente ao CQE, após a intervenção de remediação na vala de S. Filipe.

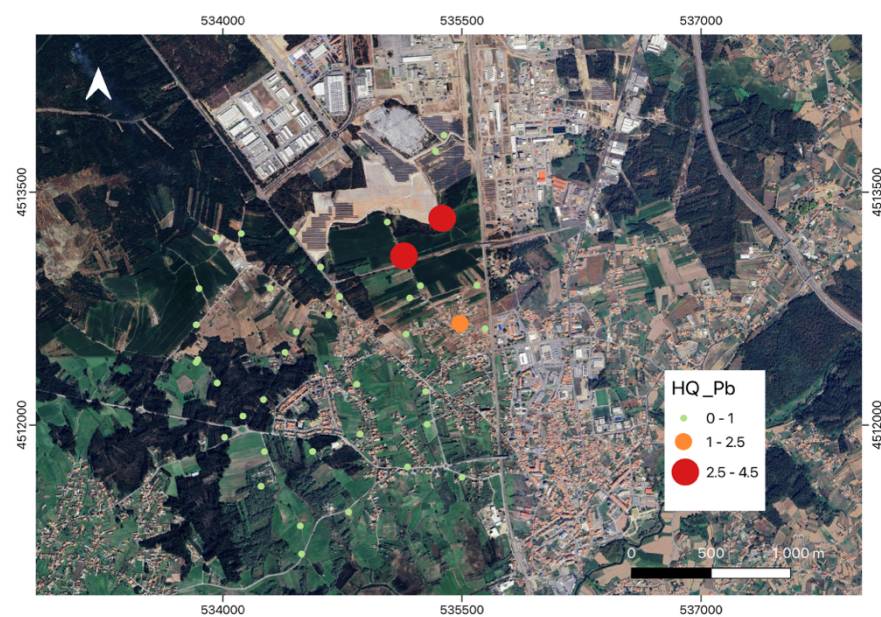


Figura 7 - Distribuição espacial dos Quocientes de Perigo (HQ) para o Pb na zona adjacente ao CQE, após a intervenção de remediação na vala de S. Filipe.

4.2.3 Pressão Tóxica de Misturas resultante da exposição aos solos de Estarreja

A pressão tóxica de misturas permite avaliar o risco ecológico, integrando o efeito de múltiplos contaminantes. Jensen & Mesman (2006), propõe uma metodologia para o cálculo, em casos onde não existem valores de HC50 (Hazardous Concentration for 50% of species), ou seja, a Concentração Perigosa para 50% das espécies obtida a partir das Curvas de Distribuição de Sensibilidade de Espécies. Esta metodologia alternativa sugere o uso de SSL, assumindo que estes foram obtidos para a proteção do ecossistema. Assim, os resultados são interpretados de modo semelhante, calculando a fração das espécies potencialmente afetadas (PAF, do inglês Potentially Affected Fraction). Para tal, assumiu-se o modelo de Adição de Respostas (*Response Addition Model*), recomendado quando substâncias apresentam diferentes modos de ação, e os resultados foram depois expressos em termos de PAF combinado (msPAF).

Assim, a avaliação do msPAF permitiu a integração dos efeitos tóxicos de vários contaminantes presentes no solo do CQE (Tabela 4), fornecendo uma estimativa da pressão tóxica total. Para esta análise foram selecionados apenas o As, Cu, Pb e Zn, pois são elementos comuns aos trabalhos existentes antes e depois da intervenção para a maioria das amostras. Neste tipo de cálculo utilizado, a relevância dá-se através da análise dos valores combinados que nos revelam situações em que, mesmo com concentrações moderadas individualmente, a soma dos efeitos pode resultar em risco ecológico significativo.

Para a análise utilizaram-se como critérios quantificáveis os seguintes parâmetros de msPAF, segundo Jensen & Mesman (2006):

- msPAF < 0,05: risco desprezível;
- 0,05–0,20: risco baixo;
- 0,20–0,50: risco moderado;
- 0,50–1,00: risco alto a crítico.

A Figura 8 apresenta a distribuição dos valores de msPAF para os 58 pontos analisados nas fases pré remediação. Esta análise evidencia um comportamento crítico do msPAF, com a maioria dos pontos apresentando valores iguais a 1,00, o que corresponde a 100% de probabilidade de afetação da biota do solo segundo o modelo de adição de respostas. Esse padrão indica que, ainda que alguns contaminantes

apresentem contribuições distintas entre os pontos, o efeito combinado das substâncias resulta sistematicamente em risco máximo.

Os resultados mostram que a pressão tóxica elevada decorre, sobretudo, da influência de elementos como As, e Pb, que apresentam valores expressivos da pressão tóxica individual em diversos pontos. Esses contaminantes, ao atuarem de forma combinada, intensificam o efeito tóxico global, conduzindo à formação de um cenário marcado por valores extremos de msPAF. Assim, conclui-se que o cenário pré-remediação revela uma pressão tóxica crítica e generalizada em praticamente toda a área avaliada, com múltiplos contaminantes atingindo níveis preocupantes e resultando em efeitos combinados máximos, caracterizando um ambiente altamente comprometido do ponto de vista ecológico.

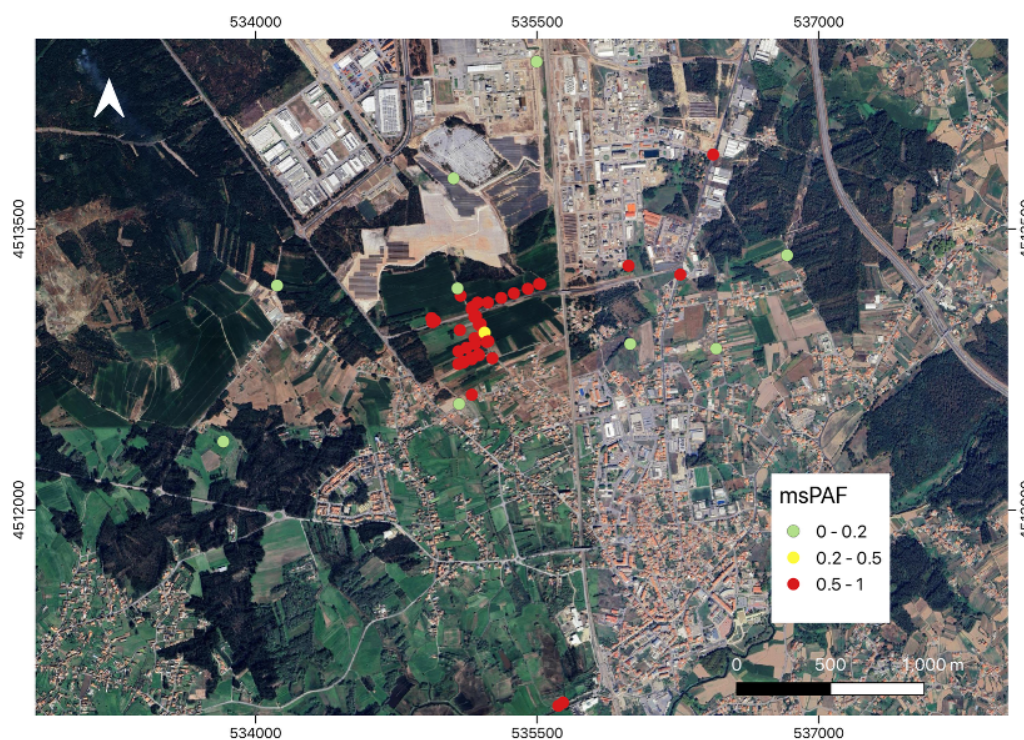


Figura 8 - Distribuição espacial da pressão tóxica de misturas, expressa em termos de PAF combinado (msPAF), para a zona adjacente ao CQE, antes da intervenção de remediação na vala de S. Filipe.

A Figura 9 apresenta a distribuição espacial do msPAF para os pontos analisados nas fases pós remediação para os 40 pontos amostrados. A comparação entre os valores de msPAF obtidos antes e após a remediação permite avaliar a eficácia

das ações executadas na redução da pressão tóxica associada à mistura de contaminantes. Essa análise integrada não evidencia mudanças significativas na pressão tóxica após remediação, tendo em conta que a intervenção foi realizada na vala de S. Filipe, onde se continuam a verificar valores considerados de risco alto a críticos.

De forma geral, antes da remediação, observou-se uma ampla ocorrência de valores de msPAF elevados, incluindo diversos pontos com msPAF = 1,00, indicando alta probabilidade de afetar organismos segundo o modelo de Resposta Aditiva. Valores acima de 0,5 eram recorrentes e distribuídos em vários pontos, refletindo forte contribuição conjunta de elementos como As e Pb. Após a remediação, os dados mostram um grande número de amostras com msPAF abaixo de 0,5, com predominância de valores abaixo de 0,30. Estes resultados indicam que a probabilidade de efeitos tóxicos combinados é em geral reduzida, sendo o msPAF próximo ou igual a zero em vários pontos. No entanto, a grande maioria das amostras localizam-se em áreas afastadas da vala de S. Filipe. A comparação direta entre os cenários indica que alguns dos pontos anteriormente críticos (como aqueles com msPAF igual ou próximo de 1,00) apresentaram redução substancial, chegando a valores entre 0,07 e 0,30 após a remediação. Apesar dos níveis de contaminantes observados na zona envolvente à vala serem inferiores após a remediação, continuam a observar-se riscos, evidenciando que não a remoção ou redução das concentrações de contaminantes-chave não foi efetiva.

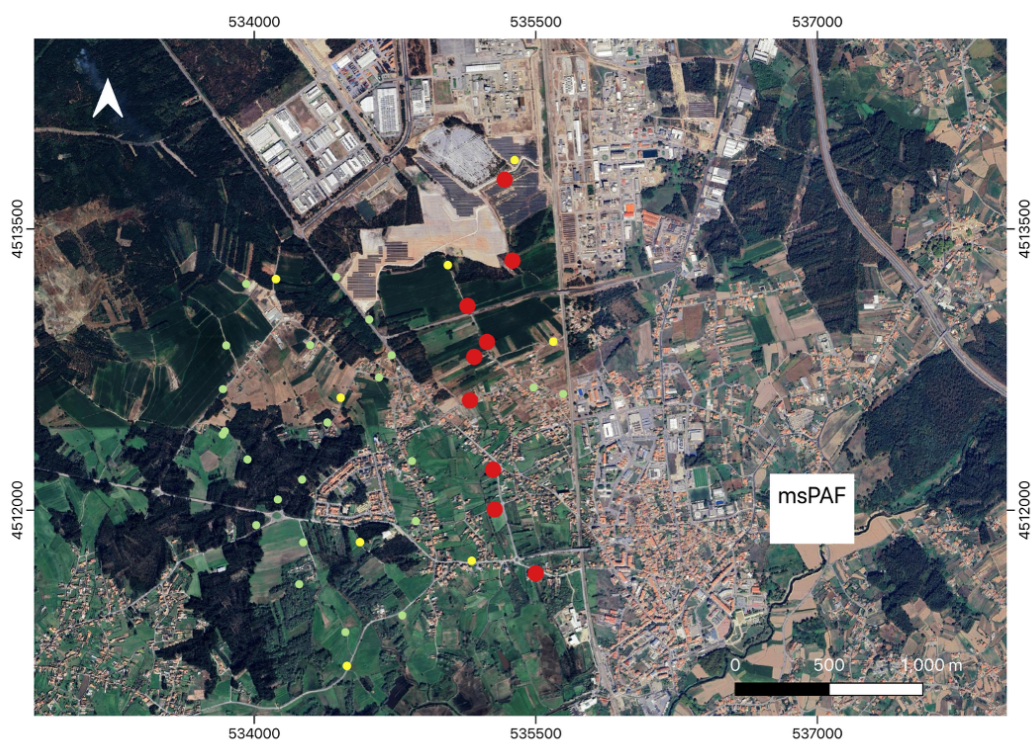


Figura 9 - Distribuição espacial da pressão tóxica de misturas, expressa em termos de PAF combinado (msPAF), para a zona adjacente ao CQE, após a intervenção de remediação na vala de S. Filipe.

Assim, a análise evidencia que as intervenções realizadas não foram eficazes, uma vez que as com efeito tóxico combinado das misturas metálicas. O comportamento observado confirma que a remediação reduziu a toxicidade potencial da matriz ambiental, promovendo condições mais seguras do ponto de vista ecológico.

5. Conclusões e Perspetivas Futuras do Estudo

O presente trabalho permitiu uma análise integrada dos riscos ambientais associados ao Complexo Químico de Estarreja (CQE), com foco na avaliação da efetividade das técnicas de remediação implementadas na região. Através de uma revisão sistemática da literatura e da aplicação de metodologias de Avaliação de Risco Ambiental (ARA), foi possível identificar os principais contaminantes presentes nos diferentes compartimentos ambientais e quantificar, através da linha de evidência química, o risco ambiental associado à contaminação dos solos.

Os resultados obtidos evidenciam que, embora as ações de remediação tenham promovido uma redução significativa na concentração de alguns contaminantes, persistem níveis acima dos valores de referência estabelecidos pela Agência Portuguesa do Ambiente (APA). Esses níveis mais elevados resultam em potenciais riscos para o ecossistema e para a saúde humana, tal como se verificou pelo cálculo do quociente de perigo e pela da pressão tóxica das misturas. Verificou-se que os riscos são elevados, principalmente devido à presença de As e Pb, junto à vala de S. Filipe, precisamente a zona que foi intervencionada. Importa ainda salientar que o Hg não foi analisado nas amostras recolhidas após a remediação, mas espera-se que o comportamento seja semelhante ao As e ao Pb. É possível então concluir que o processo de remediação da vala de S. Filipe, embora eficaz em parte, não foi suficiente para eliminar os riscos ambientais de forma definitiva. Considerando que esta é uma zona de recarga hídrica, podemos concluir que a zona envolvente ao CQE ainda está em sinal de alerta quanto à contaminação de solos. Estes resultados reforçam a necessidade de abordagens multicompartimentais e de monitorização contínua, pautadas pela precaução, pela responsabilidade socioambiental e pela proteção dos ecossistemas e populações vulneráveis.

A pesquisa sistemática dos trabalhos realizados na área proporcionou uma visão consolidada das contribuições científicas e identificou algumas lacunas que os estudos futuros devem enfrentar para melhorar a gestão de riscos na região de Estarreja, especialmente na zona envolvente ao CQE. Apesar do quantitativo de pesquisas científicas sobre o CQE, é possível concluir que ainda existem lacunas consideráveis, como a falta de estudos longitudinais de saúde humana, a ausência integrada entre risco ecológico e sanitário, a escassez de um banco de dados públicos com georreferenciamento dos principais pontos de contaminação. Uma abordagem multidisciplinar e colaborativa, que integre ciência ambiental, políticas públicas e

participação comunitária, revela-se essencial para lidar com a contaminação ambiental. A integração de saberes científicos e sociais pode aprimorar a percepção, a comunicação e a resposta à exposição ambiental. Em suma, a contaminação em áreas industriais como Estarreja representa não apenas um desafio técnico e científico, mas também uma questão de justiça ambiental e de saúde pública.

Diante a complexidade dos impactos esperados, devido aos níveis de contaminação observados em várias matrizes ambientais, a avaliação de risco requer metodologias robustas e multidisciplinares, que combinem análises químicas, modelação estatística e espacial, ensaios de bioacessibilidade e indicadores biológicos. No caso de Estarreja, diferentes estudos aplicaram análise de componentes principais (PCA), krigagem geoestatística, extração sequencial seletiva e testes de bioacessibilidade oral para caracterizar a contaminação e inferir o risco associado à exposição humana e ecológica. No entanto, estes estudos, são fragmentados quer temporalmente quer espacialmente, sendo necessária uma avaliação integradora considerando as diferentes matrizes impactadas e cobrindo uma área suficientemente relevante para inferir conclusões robustas. Ou seja, é necessária uma abordagem interdisciplinar e longitudinalmente integrada no diagnóstico e gestão ambiental.

Do ponto de vista metodológico, este estudo reforça a importância da Avaliação de Risco Ambiental como ferramenta técnica e normativa para a gestão de áreas contaminadas. A aplicação de modelos quantitativos, como o cálculo do PAF (Potentially Affected Fraction) e a correção por background, permitiu uma caracterização mais precisa dos riscos, contribuindo para a definição de prioridades de intervenção e para a formulação de medidas corretivas baseadas em evidências.

Em termos estratégicos, os resultados desta pesquisa podem subsidiar políticas públicas voltadas à reabilitação ambiental, à compensação de populações afetadas e à prevenção de novos passivos industriais. A experiência de Estarreja, embora localizada em Portugal, apresenta paralelos com outros territórios marcados por contaminação histórica, como Cubatão (Brasil), e pode servir de referência para a construção de protocolos técnicos aplicáveis em contextos internacionais.

Por fim, conclui-se que a gestão eficaz de áreas contaminadas exige não apenas ações técnicas de remediação, mas também uma abordagem holística que considere os aspetos ecológicos, sociais, económicos e normativos envolvidos. A proteção da saúde pública e a conservação dos ecossistemas devem ser pilares centrais de qualquer estratégia de intervenção, garantindo que os territórios afetados possam recuperar sua funcionalidade ambiental e sua dignidade social.

6. Referências

- Acseelrad, H. (2010). Ambientalização das lutas sociais: o caso do movimento por justiça ambiental. *Estudos Avançados*, 24(68), 103–119. <https://revistas.usp.br/eav/article/view/10469>
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). (2012). *Environmental Health Resources Self Learning Module: Risk Assessment*. https://www.atsdr.cdc.gov/land-reuse-health-program/media/pdfs/risk_assessment-508.pdf
- Alves, C. A., Vicente, A. M., Custódio, D., Cerqueira, M., Nunes, T., Pio, C., Lucarelli, F., Calzolari, G., Nava, S., Diapouli, E., Eleftheriadis, K., Querol, X., & Musa Bandowe, B. A. (2017). Polycyclic aromatic hydrocarbons and their derivatives (nitro-PAHs, oxygenated PAHs, and azaarenes) in PM_{2.5} from Southern European cities. *Science of the Total Environment*, 595, 494–504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.256>
- Alves, C., Evtugina, M., Vicente, E., Vicente, A., Rienda, I. C., de la Campa, A. S., Tomé, M., & Duarte, I. (2023). PM_{2.5} chemical composition and health risks by inhalation near a chemical complex. *Journal of Environmental Sciences*, 124, 860–874. <https://doi.org/10.1016/J.JES.2022.02.013>
- Anjum, N.A., Ahmad, I., Rodrigues, S.M., Henriques, B., Cruz, N., Coelho, C., Pacheco, M., Duarte, A.C. & Pereira, E. (2013). Eriophorum angustifolium and Lolium perenne metabolic adaptations to metals- and metalloids-induced anomalies in the vicinity of a chemical industrial complex. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 568–581. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1062-2>
- Agência Portuguesa do Ambiente. APA (2008). *Documento Enquadrador – Recuperação de Passivos Ambientais para orientação sobre os investimentos prioritários*. Grupo de Trabalho de Passivos Ambientais criado pelo Despacho n.º 28176/2007, de 14 de dezembro. Agência Portuguesa do Ambiente. https://poseur.portugal2020.pt/media/38027/01_docenq_passivoambiental.pdf
- Agência Portuguesa do Ambiente. APA (2011). *Aditamento à lista de Propostas de Acções/Candidaturas Prioritárias de Sítios Contaminados do Documento Enquadrador*. Programa Operacional Valorização do Território. Eixo Prioritário III- Recuperação do Passivo Ambiental. https://poseur.portugal2020.pt/media/38026/02_adendadocenq_passivoambiental.pdf

- Agência Portuguesa do Ambiente. (2015). *Declaração de Impacte Ambiental — Remediação da vala hidráulica na envolvente do Complexo Químico de Estarreja (AIA 2766)*. APA. <https://siaia.apambiente.pt/AIADOC/AIA2766/dia%20aia2766201529171947.pdf>
- Agência Portuguesa do Ambiente. APA (2016). *Guia Metodológico para a Identificação de Novos Passivos Ambientais*. <https://sniambgeoviewer.apambiente.pt/GeoDocs/geoportaldocs/solos/GuiaMetodologicoNovosPassivosAmbientais.pdf>
- Agência Portuguesa do Ambiente. APA (2021). *Passivos ambientais industriais*. <https://apambiente.pt/avaliacao-e-gestao-ambiental/passivos-ambientais-industriais>.
- Agência Portuguesa do Ambiente. APA. (2019). Valores de Referência para Solos. Solos Contamiantes - Guia Técnico.
- Ashraf, M.A., Maah, M.J., Yusoff, I. (2014). *Soil Contamination, Risk Assessment and Remediation*. In: Environmental Risk Assessment of Soil Contamination. InTech, 2014. <https://www.intechopen.com/chapters/46032>
- ATSDR (2012). Environmental Health Resources Self Learning Module: Risk Assessment. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. https://www.atsdr.cdc.gov/land-reuse-health-program/media/pdfs/risk_assessment-508.pdf. Acesso em: 10/12/2025.
- Barradas, J.M., Cardoso Fonseca, E., Ferreira da Silva, E. & Garcia Pereira, H. (1992). Identification and mapping of pollution indices using a multivariate statistical methodology, Estarreja, central Portugal. *Applied Geochemistry*, 7, 563–572. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(92\)90071-A](https://doi.org/10.1016/0883-2927(92)90071-A)
- Batista, A. C. (1998). *Decomposição estrutural de variáveis regionalizadas: aplicação à cartografia geoquímica* [Tese de Doutoramento, Instituto Superior Técnico].
- Batista, A.C., Ferreira da Silva, E.A.F., Azevedo, M.C.C., Sousa, A.J. & Fonseca, E.C. (2002). Soil data analysis from central Portugal by Principal Component Analysis and geostatistical techniques. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 2, 15–25. <https://doi.org/10.1144/1467-787302-002>
- Bedell, J.-P., Guihard-Costa, A.-M., Paiva, C., Machado, D., Cachada, A., Patinha, C., Durães, N., Sousa, A. C., Beurier, A.-G., & Ferreira da Silva, E. (2024). *OHMi Estarreja: an ecosystem highly anthropized where contamination is the unifying element towards interdisciplinarity*. *Comptes Rendus. Géoscience*, 356(S3), 1–16. <https://doi.org/10.5802/crgeos.237>

- Besis, A., Tsolakidou, A., Balla, D., Samara, C., Voutsas, D., Pantazaki, A., Choli-Papadopoulou, T., & Lialiaris, T. S. (2017). Toxic organic substances and marker compounds in size-segregated urban particulate matter - Implications for involvement in the in vitro bioactivity of the extractable organic matter. *Environmental Pollution*, 230, 758–774. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.06.096>
- Bondalti (2021). *Bondalti imports all benzene for aniline production*. Bondalti Chemicals S.A. <https://www.bondalti.com/en/news/bondalti-imports-all-benzene-for-aniline-production/>.
- Bondalti. (2021). *Relatório de Sustentabilidade 2021*. Bondalti Chemicals S.A. Bondalti. https://assets-global.website-files.com/641c6c206ad14ff92cacb1/649bf40307d5e5f2c3de869a_RI_BONDALTI_2021_PT.pdf
- Borrego, C. & Pio, C.A. (1991). Statistical methods to apportion the sources of particles in the industrial region of Estarreja - Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*, 17, 79–87. <http://link.springer.com/10.1007/BF00399294>
- Bowe, B., Xie, Y., Yan, Y. Y., & Al-Aly, Z. (2019). Burden of Cause-Specific Mortality Associated with PM2.5 Air Pollution in the United States. *JAMA Network Open*, 2(11). <https://doi.org/10.1001/JAMANETWORKOPEN.2019.15834>
- Castelo Branco, C.M.M.O. (2007). *Estudo da contaminação do aquífero superior na região de Estarreja*. Dissertação de Mestrado em Geociências – Ramo Ambiente e Ordenamento do Território. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra. <http://hdl.handle.net/10400.9/1281>
- Cabral Pinto, M.M.S., Marinho-Reis, A.P., Almeida, A. et al. *Human predisposition to cognitive impairment and its relation with environmental exposure to potentially toxic elements*. *Environ Geochem Health* 40, 1767–1784 (2018). <https://doi.org/10.1007/s10653-017-9928-3>
- Cabral Pinto, M.M.S., Marinho-Reis, A.P., Almeida, A., Freitas, S., Simões, M.R., Diniz, M.L., Pinto, E., Ramos, P., Ferreira da Silva, E. & Moreira, P.I. (2019a). Fingernail Trace Element Content in Environmentally Exposed Individuals and Its Influence on Their Cognitive Status in Ageing. *Exposure and Health*, 11, 181–194. <https://doi.org/10.1007/s12403-018-0274-1>
- Cabral Pinto, M.M.S., Marinho-Reis, P., Almeida, A., Pinto, E., Neves, O., Inácio, M., Gerardo, B., Freitas, S., Simões, M.R., Dinis, P.A., Diniz, L., Ferreira da Silva, E. & Moreira, P.I. (2019b). Links between Cognitive Status and Trace Element Levels in Hair for an

Environmentally Exposed Population: A Case Study in the Surroundings of the Estarreja Industrial Area. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16, 4560. <https://doi.org/10.3390/ijerph16224560>

Cabral Pinto, M. M. S., Ordens, C. M., Condesso de Melo, M. T., Inácio, M., Almeida, A., Pinto, E., and Ferreira da Silva, E. A. (2020a). An interdisciplinary approach to evaluate human health risks due to long-term exposure to contaminated groundwater near a chemical complex. *Expo Health*, 12, 199–214. <https://doi.org/10.1007/s12403-019-00305-z>

Cabral Pinto, M. M. S., Inácio, M., Neves, O., Almeida, A. A., Pinto, E., Oliveiros, B., & Ferreira da Silva, E. A. (2020b). *Human Health Risk Assessment Due to Agricultural Activities and Crop Consumption in the Surroundings of an Industrial Area*. *Exposure and Health*, 12(4), 629–640. <https://doi.org/10.1007/s12403-019-00323-x>

Cachada, A., Rodrigues, S.M., Miei-ro, C., Ferreira Da Silva, E., Pereira, E. & Duarte, A.C. (2009). Controlling factors and environmental implications of mercury contamination in urban and agricultural soils under a long-term influence of a chlor-alkali plant in the North–West Portugal. *Environmental Geology*, 57, 91–98. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1284-2>

Cachada, A., Pereira, M.E., Ferreira da Silva, E. & Duarte, A.C. (2012). Sources of potentially toxic elements and organic pollutants in an urban area subjected to an industrial impact. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 15–32. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1943-8>

Cachada, A., Ferreira da Silva, E., Duarte, A. C., & Pereira, R. (2016). Risk assessment of urban soils contamination: The particular case of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Science of The Total Environment*, 551–552, 271–284. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.012>

Câmara Municipal de Estarreja. CME, (2021). Conclusão da obra de remediação ambiental da vala de S. Filipe. <https://www.cm-estarreja.pt/noticias/9007>

Carvalho, A. R. C. (2009). *Mecanismo de resposta a mercúrio em plantas de sapal* [Dissertação de Mestrado, Universidade de Aveiro]. <https://files.core.ac.uk/download/pdf/15561046.pdf>

Castelo Branco, C.M.M.O. (2007) *Estudo da contaminação do aquífero superior na região de Estarreja*. [Dissertação de Mestrado, Universidade de Coimbra]. Repositório LNEG. <http://hdl.handle.net/10400.9/1281>

- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). (2014). *Decisão de Diretoria nº 045/2014/E/C/I: Valores orientadores para solos e águas subterrâneas*. <https://cetesb.sp.gov.br/solo/wp-content/uploads/sites/17/2014/05/DD-045-2014-E-C-I.pdf>
- Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). (2025). *Manual de gerenciamento de áreas contaminadas* (3ª ed.). <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/manual-de-gerenciamento-de-areas-contaminadas/informacoes-gerais/apresentacao-2/>
- Chao, S., Liu, J., Chen, Y., Cao, H., & Zhang, A. (2019). Implications of seasonal control of PM_{2.5}-bound PAHs: An integrated approach for source apportionment, source region identification and health risk assessment. *Environmental Pollution*, 247, 685–695. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.074>
- Coelho, C., Foret, C., Bazin, C., Leduc, L., Hammada, M., Inácio, M., & Bedell, J. P. (2018). Bioavailability and bioaccumulation of heavy metals of several soils and sediments (from industrialized urban areas) for *Eisenia fetida*. *Science of the Total Environment*, 635, 1317–1330. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.213>
- Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). (2009). *Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009*. <https://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/CONAMA/REA0420-281209.PDF>
- Costa, C., & Jesus-Rydin, C. (2001). Site investigation on heavy metals contaminated ground in Estarreja — Portugal. *Engineering Geology*, 60(1–4), 39–47. [https://doi.org/10.1016/S0013-7952\(00\)00087-9](https://doi.org/10.1016/S0013-7952(00)00087-9)
- Cruz, N. M. C. (2011). *Contaminação De Solos Agrícolas Numa Área Urbana em Portugal*. Dissertação de Mestrado em Química. Universidade de Aveiro. RIA. <http://hdl.handle.net/10773/8155>
- Devóz, P.P., Gomes, W.R., Araújo, M.L., Ribeiro, D.L., Pedron, T., Antunes, L.M.G., Batista, B.L., Barbosa, F., Barcelos, G.R.M. (2017) Lead (Pb) exposure induces disturbances in epigenetic status in workers exposed to this metal. *Journal of Toxicology and Environmental Health, PART A*, 80 (19–21), 1098–1105. <https://doi.org/10.1080/15287394.2017.1357364>
- Diamond, J., Altenburger, R., Coors, A., Dyer, S. D., Focazio, M., Kidd, K., Koelmans, A. A., Leung, K. M. Y., Servos, M. R., Snape, J., Tolls, J., & Zhang, X. (2018). *Pellston Mixtures Use of Prospective and Retrospective Risk Assessment Methods That Simplify Chemical*

Mixtures Associated With Treated Domestic Wastewater Discharges.
<https://doi.org/10.1002/etc.4013>

Domene, X., Ramírez, W., Mattana, S., Alcañiz, J. M., & Andrés, P. (2008). Ecological risk assessment of organic waste amendments using the species sensitivity distribution from a soil organisms test battery. *Environmental Pollution*, 155(2), 227–236.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.12.001>

Duarte, A. C., Cachada, A., & Rocha-Santos, T. A. P. (Eds.). (2017). *Soil Pollution: From Monitoring to Remediation*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/C2016-0-02243-X>

Duker, A.A., Carranza, E.J., Hale, M. (2005). Arsenic geochemistry and health. *Environmental International* 31 631–641. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.10.020>

EC, EU Soil Strategy for 2030. (2021) Reaping the Benefits of Healthy Soils for People, Food, Nature and Climate. European Commission, COM(2021) 699 final. Disponível em: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52021DC0699&from=EN>

Elsharkawy, E. E., & Sharkawy, A. A. (2025). Environmental risk assessment (ERA): Mini review. *Archives of Clinical Toxicology*, 7(1), 46–50.
<https://www.probiologists.com/journal/Archives-of-Clinical-Toxicology-current-issues>

Elzein, A., Stewart, G. J., Swift, S. J., Nelson, B. S., Crilley, L. R., Alam, M. S., Reyes-Villegas, E., Gadi, R., Harrison, R. M., Hamilton, J. F., & Lewis, A. C. (2020). A comparison of PM2.5-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in summer Beijing (China) and Delhi (India). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 20(22), 14303–14319.
<https://doi.org/10.5194/ACP-20-14303-2020>

ERASE – Agrupamento para a Regeneração Ambiental dos Solos de Estarreja. (2014). *Remediação ambiental da vala hidráulica na envolvente do Complexo Químico de Estarreja (CQE): Documentação de consulta pública*. Câmara Municipal de Estarreja.
<https://www.cm-estarreja.pt/noticias/6192>

Fang, B., Zhang, L., Zeng, H., Liu, J., Yang, Z., Wang, H., Wang, Q., & Wang, M. (2020). PM2.5-bound polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources and health risk during non-heating and heating periods (Tangshan, China). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(2). <https://doi.org/10.3390/IJERPH17020483>

FAO. (2015). *World reference base for soil resources 2014: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps* (Update 2015). FAO.

- FAO & UNEP (2021) Global assessment of soil pollution: report. FAO and UNEP. Available from: <http://www.fao.org/documents/card/en/c/cb4894en>
- Figueiredo, M. L., Monteiro, A., Lopes, M., Ferreira, J., & Borrego, C. (2013). Air quality assessment of Estarreja, an urban industrialized area, in a coastal region of Portugal. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(7), 5847–5860. <https://doi.org/10.1007/S10661-012-2989-Y>
- Garcia, F. L., Cardoso, M. R. A., & de Castro, H. A. (2012). Environmental pollution and health in Cubatão, Brazil: An overview. *Environmental Science & Policy*, 19-20, 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.02.006>
- Guterres, A. (2025). *Avaliação do estado de contaminação dos solos e águas subterrâneas na zona de Póvoa de Baixo (Estarreja)*. Dissertação de Mestrado em Engenharia do Geológica. Universidade de Aveiro.
- Hu, R., Liu, G., Zhang, H., Xue, H., & Wang, X. (2017). Levels and Sources of PAHs in Airborne PM_{2.5} of Hefei City, China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 98(2), 270–276. <https://doi.org/10.1007/S00128-016-2019-9>
- Inácio, M., Pereira, V. & Pinto, M.S. (1998). Mercury contamination in sandy soils surrounding an industrial emission source (Estarreja, Portugal). *Geoderma*, 85, 325–339. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(98\)00027-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(98)00027-5)
- Inácio, M., Neves, O., Pereira, V., and Ferreira da Silva, E. A. (2014a). Levels of selected potential harmful elements (PHEs) in soils and vegetables used in diet of the population living in the surroundings of the Estarreja Chemical Complex (Portugal). *Applied Geochemistry*, 44, 38–44.
- Inácio, M., Neves, O., Pereira, V., Ferreira Da Silva, E., & Veiga, N. (2014b). Heavy metals accumulation in forage plants and crops growing in Podzols of a Portuguese industrial site In *Especial* (Vol. 101). <http://www.ineg.pt/iedt/unidades/16/paginas/26/30/185>
- Instituto do Ambiente. (2005). *Relatório do Estado do Ambiente 2003*. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. <https://sniambgeoviewer.apambiente.pt/GeoDocs/geoportaldocs/rea/rea2003.pdf>
- Jensen, J., & Mesman, M. (2006). *Ecological risk assessment of contaminated land: Decision support for site-specific investigations* (RIVM Report No. 711701047). National Institute for Public Health and the Environment. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/711701047.pdf>

- Jia, Y. Y., Wang, Q., & Liu, T. (2017). Toxicity research of PM_{2.5} compositions in vitro. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(3). <https://doi.org/10.3390/IJERPH14030232>
- Liu, H., Tian, H., Zhang, K., Liu, S., Cheng, K., Yin, S., Liu, Y., Liu, X., Wu, Y., Liu, W., Bai, X., Wang, Y., Shao, P., Luo, L., Lin, S., Chen, J., & Liu, X. (2019). Seasonal variation, formation mechanisms and potential sources of PM_{2.5} in two typical cities in the Central Plains Urban Agglomeration, China. *Science of the Total Environment*, 657, 657–670. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.068>
- Lu, Y., Song, S., Wang, R., Liu, Z., Meng, J., Sweetman, A. J., Jenkins, A., Ferrier, R. C., Li, H., Luo, W., Wang, T. (2015). Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environment International*, 77, 5-15, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.12.010> [Get rights and content](#)
- Machado, D. C. (2022). *Avaliação de risco na área circundante ao Complexo Químico de Estarreja*. Mestrado em Ciências e Tecnologias do Ambiente. Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- Marinho Reis, A. P., Cave, M., Sousa, A. J., Wragg, J., Rangel, M. J., Oliveira, A. R., Patinha, C., Rocha, F., Orsière, T., and Noack, Y. (2018). Lead and zinc concentrations in household dust and toenails of the residents (Estarreja, Portugal): a source pathway-fate model. *Environ. Sci. Process Impacts*, 20, 1210–1224. <http://xlink.rsc.org/?DOI=C8EM00211H>
- Marques, A.P.G.C., Moreira, H., Rangel, A.O.S.S. & Castro, P.M.L. (2009). Arsenic, lead and nickel accumulation in *Rubus ulmifolius* growing in contaminated soil in Portugal. *Journal of Hazardous Materials*, 165, 174–179. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.09.102>
- Marques, T., Matias, M. S., da Silva, E. F., Durães, N., & Patinha, C. (2021). *Temporal and spatial groundwater contamination assessment using geophysical and hydrochemical methods: The industrial chemical complex of Estarreja (Portugal) case study*. *Applied Sciences (Switzerland)*, 11(15). <https://doi.org/10.3390/app11156732>
- Martin, S., & Griswold, W. (2009). Human health effects of heavy metals. *Environmental Science and Technology Briefs for Citizens* (No. 15). Kansas State University. <https://www.engg.ksu.edu/HSRC/briefs/ESTB/ESTB15.pdf>

- Mendes, A.M.G. (2023). *Contaminação e remediação dos solos: o que aprendemos com o caso de Estarreja?* Dissertação de Mestrado em Economia e Gestão de Ciência, Tecnologia e Inovação. ISEG, Universidade de Lisboa.
- Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. (2016). Soil Pollution Prevention and Control Action Plan. *State Council of China*. <https://english.mee.gov.cn/Resources/Plans/Plans/201712/P020171213578786221890.pdf>
- Miranda, M. L., Edwards, S. E., & Anthopolos, R. (2007). Environmental justice and health in Cubatão, Brazil. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 4(1), 14–22. <https://doi.org/10.3390/ijerph2007010014>
- Moreira, H., Marques, A.P.G.C., Rangel, A.O.S.S. & Castro, P.M.L. (2011). Heavy Metal Accumulation in Plant Species Indigenous to a Contaminated Portuguese Site: Prospects for Phytoremediation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 221, 377–389. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-0797-6>
- Neves, O., Inácio, M., Cabral Pinto, M., Almeida, A., Pinto, E., Ferreira Da Silva, E., & Pereira, V. (2020). Riscos cancerígenos e não cancerígenos para a saúde humana pela exposição a solos e produtos hortícolas numa área industrial. *Comunicações Geológicas*, 107, Especial II, 179-183.
- Nunes, T., Poceiro, C., Evtyugina, M., Duarte, M., Borrego, C., & Lopes, M. (2013). *Mapping anthropogenic and natural volatile organic compounds around Estarreja Chemical Industrial Complex*. In: *Air Pollution XXI* (Vol. 174, pp. 55–64). WIT Press.
- Oliveira, J. P. A. (2008). *Avaliação de riscos para o Complexo Químico de Estarreja* [Dissertação de mestrado, Universidade de Aveiro]. RIA. <http://hdl.handle.net/10773/588>
Versão alternativa: <https://core.ac.uk/download/pdf/15560808.pdf>
- Oliveira, A.R., Rangel, M.J., Noack, Y., Pinto, M.C., Dinis, P., Gomes, E., Costa, J., Costa, C., Terroso, D., Rocha, F., Santos, J.F., Antunes, M. & Reis, P.M. (2020). Atmospheric dust deposition and levels of trace elements in an industrial city in the Portuguese coastline. *Comunicações Geológicas*, 107 (Special Issue 2), 185–194.
- PACOPAR. (2017). *História do Complexo Químico de Estarreja: mais de 60 anos a construir integração e competitividade*. <http://www.pacopar.org/contents/files/historiacqe-pt.pdf>

- PACOPAR. (2021). *Conclusão da obra de remediação ambiental da vala de S. Filipe*. <https://www.pacopar.org/pt/media/noticias/conclusao-da-obra-de-remediacao-ambiental-da-vala-de-s-filipe/>
- Parsarad, M., Ehtiati, S., Olazadeh, K., Dehghan, F.S., Ghorbani, M., Azimian, A., Vaziri, M. H., (2025). Hematological biochemical and liver function changes associated with BTEX exposure in a six-year retrospective cohort study. *Scientific Reports* 15, 5134. <https://www.nature.com/articles/s41598-025-89757-9>
- Patinha, C., Durães, N., Sousa, P., Dias, A.C., Reis, A.P., Noack, Y. & Ferreira da Silva, E. (2015a). Assessment of the influence of traffic-related particles in urban dust using sequential selective extraction and oral bioaccessibility tests. *Environmental Geochemistry and Health*, 37, 707–724. <https://doi.org/10.1007/s10653-015-9713-0>
- Patinha, C., Reis, A.P., Dias, A.C., Abduljelil, A.A., Noack, Y., Robert, S., Cave, M. & Ferreira da Silva, E. (2015b). The mobility and human oral bioaccessibility of Zn and Pb in urban dusts of Estarreja (N Portugal). *Environmental Geochemistry and Health*, 37, 115–131. <https://doi.org/10.1007/s10653-014-9634-3>
- Pennock, D., McLaughlin, M. J., & Ravendra, N. (2018). *Environmental behaviour of trace metals and metalloids*. In D. Barceló (Ed.), *Environmental Geochemistry* (pp. 1–28). Elsevier. https://www.researchgate.net/publication/329554535_Environmental_behaviour_of_trace_metals_and_metalloids
- Pereira, E., Duarte, A.C. & Millward, G.E. (1995). Seasonal variability in mercury inputs into the Ria de Aveiro, Portugal. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29, 291–296. <https://doi.org/10.1007/BF02084227>
- Pereira, E., Vale, C., Tavares, C.F., Válega, M. & Duarte, A.C. (2005). Mercury in plants from fields surrounding a contaminated channel of Ria de Aveiro, Portugal. *Soil and Sediment Contamination*, 14, 571–577. <https://doi.org/10.1080/15320380500263774>
- Pereira, M.E., Lillebø, A.I., Pato, P., Válega, M., Coelho, J.P., Lopes, C.B., Rodrigues, S., Cachada, A., Otero, M., Pardal, M.A. & Duarte, A.C. (2009). Mercury pollution in Ria de Aveiro (Portugal): a review of the system assessment. *Environmental Monitoring and Assessment*, 155, 39–49. <http://link.springer.com/10.1007/s10661-008-0416-1>
- Pereira, R., Sousa, J.P., Niemeyer, J., Markwiese, J., Andersen, C.P. & Cachada, A. (2026). Ecotoxicological effects and risk assessment of pollutants. In: *Soil Pollution*, pp. 241–270. Elsevier.

- Pio, C. A., Nunes, T. V., Borrego, C. A., & Martins, J. (1989). Assessment of air pollution sources in a industrial atmosphere using Principal Component/Multilinear Regression Analysis. *Science of the Total Environment*, 80, 279–292. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(89\)90082-X](https://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90082-X)
- Reis, A. T., Rodrigues, S. M., Araújo, C., Coelho, J. P., Pereira, E., & Duarte, A. C. (2009). Mercury contamination in the vicinity of a chlor-alkali plant and potential risks to local population. *Science of the Total Environment*, 407(8), 2689–2700. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.10.065>
- Reis, A. P., Costa, S., Santos, I., Patinha, C., Noack, Y., Wragg, J., Cave, M., and Sousa, A. J. (2015). Investigating relationships between biomarkers of exposure and environmental copper and manganese levels in house dusts from a Portuguese industrial city. *Environmental Geochemistry and Health*, 37, 725–744. <https://doi.org/10.1007/s10653-015-9724-x>
- Schaetzl, R. J., & Anderson, S. (2005). *Soils: Genesis and geomorphology*. Cambridge University Press.
- Santos, P. S. M., Santos, G. T. A. D., Cachada, A., Patinha, C., Coimbra, M. A., Coelho, E., & Duarte, A. C. (2021). Sources of carbohydrates on bulk deposition in South-Western of Europe. *Chemosphere*, 262, 127982. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127982>
- Sharma, S., Chandra, M., & Kota, S. H. (2020). Health Effects Associated with PM2.5: a Systematic Review. *Current Pollution Reports*, 6(4), 345–367. <https://doi.org/10.1007/S40726-020-00155-3>
- Silva, A. L. S., Philippi, A. JR., Costa, G., G. (2024). Contaminated sites and public policies in São Paulo State, Brazil. In: IntechOpen, 2024. Disponível em: https://cdn.intechopen.com/pdfs/16286/intech-contaminated_sites_and_public_policies_in_sao_paulo_state_brazil.pdf
- Suter, G. W., & Norton, S. B. (2019). Ecological Risk Assessment. *Encyclopedia of Ecology: Volume 1-4, Second Edition*, 1, 402–406. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.11137-6>
- União Europeia. (2025). Directive (EU) 2025/2360 of the European Parliament and of the Council of 12 November 2025 on soil monitoring and resilience (Soil Monitoring Law) (Documento 32025L2360). <http://data.europa.eu/eli/dir/2025/2360/oj>

- United States Environmental Protection Agency. (2001). *Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I – Human Health Evaluation Manual (Part A)*. <https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part>
- United States Environmental Protection Agency. (2001). *Water Quality Criterion for the Protection of Human Health: Methylmercury* (EPA 823-R-01-001). <https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-01/documents/methylmercury-criterion-2001.pdf>
- United States Environmental Protection Agency. (2025). *Ecological Risk Assessment*. <https://www.epa.gov/risk/ecological-risk-assessment>
- Van Den Heuvel, R., Staelens, J., Koppen, G., & Schoeters, G. (2018). Toxicity of urban PM10 and relation with tracers of biomass burning. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(2). <https://doi.org/10.3390/IJERPH15020320>
- Van Gestel, C.A.M. (2012). Soil ecotoxicology: state of the art and future directions. *ZooKeys* (176) 275–296. <https://doi.org/10.3897/zookeys.176.2275>
- Weeks, J. M., & Comber, S. D. W. (2005). Ecological risk assessment of contaminated soil. *Mineralogical Magazine*, 69(5), 601–613. <https://doi.org/10.1180/0026461056950274>
- Xu, F. L., Kong, X. Z., Qin, N., He, W., & Liu, W. X. (2014). Eco-risk assessments for toxic contaminants based on species sensitivity distribution models in Lake Chaohu, China. *Developments in Environmental Modelling*, 26, 75–111. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63249-4.00005-1>
- Yin, P., Brauer, M., Cohen, A. J., Wang, H., Li, J., Burnett, R. T., Stanaway, J. D., Causey, K., Larson, S., Godwin, W., Frostad, J., Marks, A., Wang, L., Zhou, M., & Murray, C. J. L. (2020). The effect of air pollution on deaths, disease burden, and life expectancy across China and its provinces, 1990–2017: an analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. *The Lancet Planetary Health*, 4(9), e386–e398. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30161-3](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30161-3)
- Young, A. F. (2012). Urbanization, environmental justice, and social-environmental vulnerability in Brazil. *In: Urbanization and Sustainability. Human–Environment Interactions*, 3, 95–116.
- Zhang, Y., Yang, L., Zhang, X., Li, J., Zhao, T., Gao, Y., Jiang, P., Li, Y., Chen, X., & Wang, W. (2019). Characteristics of pm2.5-bound pahs at an urban site and a suburban site in

jinan in north china plain. *Aerosol and Air Quality Research*, 19(4), 871–884.
<https://doi.org/10.4209/AAQR.2018.09.0353>

Zhu, J., Hsu, C. Y., Chou, W. C., Chen, M. J., Chen, J. L., Yang, T. T., Wu, Y. S., & Chen, Y. C. (2019). PM 2.5 - and PM 10 -bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the residential area near coal-fired power and steelmaking plants of Taichung City, Taiwan: In vitro-based health risk and source identification. *Science of the Total Environment*, 670, 439–447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.198>