# MANUAL DE GERENCIAMENTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

3ª EDIÇÃO REVISADA E AMPLIADA

2025

SÃO PAULO
GOVERNO DO ESTADO
Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística

CETESB

# Apresentação

O *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, atualmente em sua terceira edição revisada e ampliada, teve início ainda nos anos 1990, como um dos produtos do Projeto de Cooperação Técnica CETESB/GTZ, órgão do Governo Alemão, que permitiu o suporte necessário para a capacitação do corpo técnico da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB com vistas a estabelecer a metodologia para a identificação, o gerenciamento e a reabilitação de áreas contaminadas.

As ações proativas adotadas pela CETESB e por outras instituições, refletidas no *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, produziram um arcabouço técnico, legal e administrativo dos mais avançados no mundo, que se aplicam, de forma eficiente e eficaz, na reabilitação de áreas contaminadas no estado de São Paulo e permitem, também, subsidiar e assessorar ações semelhantes em outros estados.

Em função dos avanços ocorridos nos 24 anos desde a publicação da primeira edição do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, em 1999, a CETESB apresenta esta atualização, fruto do empenho do Departamento de Áreas Contaminadas e da Câmara Ambiental de Áreas Contaminadas, órgão integrado por técnicos da CETESB, de universidades e do setor privado.

Esta edição do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas* mantém a forma de apresentação em fascículos, adotada nas edições anteriores, o que possibilita a contínua revisão e atualização de seu conteúdo, de forma a permitir a adoção das melhores tecnologias disponíveis para as medidas de intervenção em áreas contaminadas, garantindo segurança na reabilitação dessas áreas.

Este Manual, assim como as versões anteriores, pretende ser um documento consultivo e propositivo. Consultivo no que diz respeito a fornecer aos técnicos da CETESB, de outros órgãos e de empresas privadas, os conceitos, informações e metodologias que venham a uniformizar as ações dessas instituições. Propositivo no sentido de que serve para mostrar as metodologias de trabalho a serem seguidas nas futuras ações da CETESB em termos de áreas contaminadas.

Destaca-se, finalmente, que o *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, pela sua importância e relevância técnica, é amplamente utilizado por órgãos ambientais; pelos responsáveis técnicos e legais de projetos e empreendimentos; por consultores técnicos; e pelos demais setores envolvidos, além da população em geral, tanto no estado de São Paulo, como em outros estados do Brasil e em países da América Latina, África e Europa (Portugal).

Dessa forma, esperamos que a presente atualização contribua para que o *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas* continue sendo um referencial para todas as partes envolvidas.

Thomaz Miazaki de Toledo

Diretor-Presidente

# Notas explicativas

Esta terceira edição do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas contém 16 capítulos constituídos por 72 seções, apresentadas no formato de fascículos individuais, com o objetivo possibilitar a contínua revisão e atualização dos textos, conforme estabelecido na sua primeira edição.

O **Quadro 1** a seguir apresenta a relação de capítulos e seções que compõem a estrutura da 3ª edição do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, o estado de desenvolvimento de cada seção e a sua última versão publicada.

Esses capítulos e seções estão de acordo e abrangem todo o conteúdo da Lei do Estado de São Paulo nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) e do seu Decreto Regulamentador nº 59.263/2013 (São Paulo, 2009), além da Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), que foram frutos da aplicação dos conhecimentos difundidos graças à publicação das duas primeiras edições do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas* (CETESB, 1999, 2001).

Os capítulos e suas respectivas seções foram elaborados por técnicos da CETESB e por entidades representadas na Câmara Ambiental de Áreas Contaminadas, cuja autoria está registrada na seção de **Autores**.

A publicação do manual é realizada na página eletrônica da CETESB (https://cetesb.sp.gov.br/) após o encaminhamento da proposta pela Câmara Ambiental de Áreas Contaminadas e a aprovação por meio da Decisão de Diretoria da CETESB nº 048/2025/P (CETESB, 2025).

**Quadro 1** – Estrutura do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*

(continua)

| SEÇÃO | ESTADO | VERSÃO |
|---|---|---|
| Capítulo 1 – Introdução ao Gerenciamento De Áreas Contaminadas | | |
| 1.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 1.2 Conceituação | Publicado | 3.2 |
| 1.3 Histórico do Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo | Publicado | 3.2 |
| 1.4 Conceitos de Hidrogeologia | Publicado | 3.2 |
| 1.5 Conceitos sobre Transporte de Substâncias nas Zonas não Saturada e Saturada | Publicado | 3.2 |
| 1.6 Medidas Emergenciais em Áreas Contaminadas | Publicado | 3.1 |
| Capítulo 2 – Bases Legais | | |
| 2.1 Bases Legais do gerenciamento de áreas contaminadas | Publicado | 3.1 |
| 2.2 Legislação Paulista | Publicado | 3.1 |
| 2.3 Legislação Brasileira | Publicado | 3.1 |
| 2.4 Legislação Estadunidense | Publicado | 3.1 |
| 2.5 Legislação Europeia | Publicado | 3.1 |
| Capítulo 3 – Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas | | |
| 3.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 3.2 Sistema de Informações sobre Áreas Contaminadas e Reabilitadas (SIACR) | Publicado | 3.2 |
| 3.3 Divulgação das Informações | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 4 – Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação | | |
| 4.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 4.2 Atividades Potencialmente Geradoras de Áreas Contaminadas | Publicado | 3.2 |
| 4.3 Consulta a Dados Cadastrais Existentes | Publicado | 3.2 |
| 4.4 Consulta a Fotografias Aéreas ou Imagens de Satélite Multitemporais | Publicado | 3.2 |
| 4.5 Classificação 1 e Priorização de Áreas com Potencial de Contaminação | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 5 – Avaliação Preliminar | | |
| 5.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 5.2 Levantamento de Informações Existentes | Publicado | 3.2 |
| 5.3 Levantamento de Informações em Campo | Publicado | 3.2 |
| 5.4 Elaboração do Primeiro Modelo Conceitual e Classificação 2 | Publicado | 3.2 |

**Quadro 1** – Estrutura do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*

(continuação)

| SEÇÃO | ESTADO | VERSÃO |
|---|---|---|
| 5.5 Elaboração do Plano de Investigação Confirmatória | Publicado | 3.2 |
| 5.6 Relatório de Avaliação Preliminar | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 6 – Investigação Confirmatória | | |
| 6.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 6.2 Execução do Plano de Investigação Confirmatória | Publicado | 3.2 |
| 6.3 Elaboração do Segundo Modelo Conceitual e Classificação 3 | Publicado | 3.2 |
| 6.4 Elaboração do Plano de Investigação Detalhada | Publicado | 3.2 |
| 6.5 Relatório de Investigação Confirmatória | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 7 – Investigação Detalhada | | |
| 7.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 7.2 Execução do Plano de Investigação Detalhada | Publicado | 3.2 |
| 7.3 Elaboração do Terceiro Modelo Conceitual e Classificação 4 | Publicado | 3.2 |
| 7.4 Relatório de Investigação Detalhada | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 8 – Avaliação de Risco | | |
| 8.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 8.2 Identificação e Caracterização dos Riscos aos Bens a Proteger | Publicado | 3.2 |
| 8.3 Elaboração do Quarto Modelo Conceitual e Classificação 5 | Publicado | 3.2 |
| 8.4 Relatório de Avaliação de Risco | Publicado | 3.1 |
| 8.5 Planilha de Avaliação de Risco à Saúde Humana | Publicado | 3.2 |
| 8.6 Comunicação de Risco | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 9 – Elaboração do Plano de Intervenção | | |
| 9.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 9.2 Seleção das Medidas de Intervenção | Publicado | 3.2 |
| 9.3 Elaboração do Quinto Modelo Conceitual da Área e Classificação 6 | Publicado | 3.2 |
| 9.4 Plano de Intervenção | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 10 – Execução do Plano de Intervenção | | |
| 10.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 10.2 Implantação das Medidas de Intervenção | Publicado | 3.2 |
| 10.3 Elaboração do Sexto Modelo Conceitual e Classificação 7 | Publicado | 3.2 |

**Quadro 1** – Estrutura do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*

(continuação)

| SEÇÃO | ESTADO | VERSÃO |
|---|---|---|
| 10.4 Relatório de Execução do Plano de Intervenção | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 11 – Monitoramento para Encerramento | | |
| 11.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 11.2 Planejamento e Execução do Monitoramento para Encerramento | Publicado | 3.2 |
| 11.3 Elaboração do Sétimo Modelo Conceitual e Classificação 8 | Publicado | 3.2 |
| 11.4 Relatório do Monitoramento para Encerramento | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 12 – Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado | | |
| 12.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 12.2 Procedimento | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 13 – Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional | | |
| 13.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 13.2 Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia | Publicado | 3.2 |
| 13.3 Acompanhamento das Medidas de Controle Institucional | Publicado | 3.2 |
| 13.4 Elaboração do Oitavo Modelo Conceitual e Classificação 9 | Publicado | 3.2 |
| 13.5 Relatório de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 14 – Técnicas de Investigação de Áreas Contaminadas | | |
| 14.1 Introdução | Publicado | 3.2 |
| 14.2 Técnicas para a Caracterização Geológica e Hidrogeológica | Publicado | 3.2 |
| 14.3 Técnicas para a Caracterização da Contaminação | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 15 – Medidas de Intervenção em Áreas Contaminadas | | |
| 15.1 Introdução | Publicado | 3.1 |
| 15.2 Medidas de Remediação por Tratamento | Publicado | 3.1 |
| 15.3 Medidas de Remediação por Contenção | Publicado | 3.1 |
| 15.4 Medidas de Controle de Engenharia | Publicado | 3.1 |
| 15.5 Medidas de Controle Institucional | Publicado | 3.2 |
| Capítulo 16 – Instrumentos | | |
| 16.1 Introdução | Publicado | 3.1 |
| 16.2 Valores Orientadores | Publicado | 3.1 |

**Quadro 1** – Estrutura do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*

(continuação)

| SEÇÃO | ESTADO | VERSÃO |
|---|---|---|
| 16.3 Fundo Estadual para a Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas (FEPRAC) | Publicado | 3.1 |
| 16.4 Educação Ambiental | Publicado | 3.2 |

Fonte: elaboração própria (CETESB, 2025)

## Referências

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo: CETESB, 1999.

CETESB. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 2001.

CETESB. **Decisão de Diretoria CETESB nº 048/2025/P**. Ementa. São Paulo: CETESB, 2025. Processo SEI 385.00000347/2025-51. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/decisoes-de-diretoria/.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Retificação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial do Estado de São Paulo seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no Diário Oficial do Estado de São Paulo seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/170437. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009**. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 119, n. 127, p. 1-3, 9 jul. 2009. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/156934. Acesso em: maio 2025.

# Organizadores

Elton Gloeden
André Silva Oliveira
Fernando R. Scolamieri Pereira

# Principais Autores

Elton Gloeden
André Silva Oliveira
Vicente de Aquino Neto

# Autores

Afonso Matsura
Agnaldo Ribeiro de Vasconcellos
Alfredo Carlos Cardoso Rocca
Aline Ansara Stefani
Alyne Cetrangolo Chirmici
Ana Carolina Cerqueira Duque
Anderson Milan
Arnaldo Tiago Ribeiro Amorim de Oliveira
Carlos Ferreira Lopes
Chang H. Kiang
Cristina Gonçalves
Daniel Henrique Teixeira
Davi Damasi
Diego Marcondes
Eber Wood
Edson Haddad
Elias H. Teramoto
Erika von Zuben
Fabiana Imagawa
Fabio Netto Moreno
Fabiola Bonini Tomiatti
Fernanda Nani Nogueira Silva

Fernanda Tanure
Fernando R. Scolamieri Pereira
Filipe da Costa Ferreira
Giovano Candiani
Guilherme Silva
Gustavo Cesar Santos Silva
Heitor Gardenal
Juliana G. Freitas
Juliana Ribeiro Cury
Júlio Vilar
Kamilo Ulisses Campos Galvão Leite
Leonardo Tadeu Marquesani Cruz
Lilian Yuri Miyadaira
Lucas Jardim Athayde
Lúcio Alexandre Gonçalves
Lucy Lina Ogura
Luis Carlos Aranha
Mara Magalhães Gaeta Lemos
Márcia Duarte
Marcio Costa Alberto
Marcos Donizete Ceccatto
Marcos Tanaka Riyis
Maria Cristina Spilborghs
Maria da Glória Figueiredo
Maria José de B. Fraccaroli
Mariana Gava Milani
Marina Monné
Marta Condé Lamparelli
Mauro de Souza Teixeira
Michelle Sieiro Fernandes
Miguel A. A. Soto
Monica Betterelli
Mônica Luisa Kulhmann
Natália Cristina Nascimento Silva
Otavio Rodriguez
Patricia Almendro Ruiz
Paulo Fernando Rodrigues

Pedro Dib
Pedro Henrique Álvares
Rafael Fernando Sato Sato
Rafaela Ediene dos Santos
Raoni Azevedo
Samara Cristina Freire da Silva
Samuel Agena
Sérgio Greif.
Sidney Aluani
Silvio Nunes de Almeida
Tamara Dias Quinteiro
Tamyhê Lamberti Cardoso
Tatiane Xavier de Oliveira
Thais Helena Lagrotti Meneguzzo
Thiago Lourenço Gomes
Thiago Marcel Campi
Vera Beatriz R. Domingues
Veronica Gonsalez
Willem Mitsuo Takiya
William Viveiros

## Dados Internacionais de Catalogação

**(CETESB – Biblioteca, SP, Brasil)**

C418m 3.ed.

CETESB (São Paulo)

Manual de gerenciamento de áreas contaminadas [recurso eletrônico] / CETESB ; Organizadores [e] revisores Elton Gloeden, André Silva Oliveira, Fernando Ricardo Scolamieri Pereira ; Autores Elton Gloeden ... [et al.] . — 3.ed. rev., ampl. — São Paulo : CETESB, 2024.

Arquivos de texto (Cap.) : il. color., PDF ; 20 MB

Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/manual-de-gerenciamento-de-areas-contaminadas/informacoes-gerais/apresentacao-2/>

ISBN 978-65-5577-098-8

1. Água subterrânea 2. Áreas contaminadas – gerenciamento 3. Contaminação ambiental 4. Legislação ambiental 5. Remediação – metodologia 6. Solo – uso 7. São Paulo (BR) I. Título.

CDD (21.ed. esp.) 363.737 816 1
628.581 61

CDU (2.ed. port.) 502.174:614.7 (815.6)

Catalogação na fonte: Margot Terada CRB 8.4422



Direitos reservados de distribuição e comercialização.
Permitida a reprodução desde que citada a fonte.

© CETESB 2025.



Av. Prof. Frederico Hermann Jr., 345
Pinheiros – SP – Brasil – CEP 05459900

# Seção 1.1: Introdução

O **Capítulo 1**, Introdução ao Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), apresenta os principais conceitos, bem como a introdução às diferentes metodologias atualmente adotadas durante as etapas do GAC.

Por meio de seis seções, o **Capítulo 1** busca apresentar de forma prática e resumida os principais fundamentos à implementação do GAC, sendo recomendada a sua leitura, de forma sequencial, como ponto de partida para todos aqueles interessados no assunto, em especial, para Órgãos Ambientais Gerenciadores, responsáveis legais e responsáveis técnicos.

As seções do **Capítulo 1** estão divididas da seguinte maneira:

1.1 Introdução
1.2 Conceituação
1.3 Histórico do Gerenciamento de Áreas Contaminadas no estado de São Paulo
1.4 Conceitos de hidrogeologia
1.5 Conceitos sobre transporte de substâncias nas zonas não saturada e saturada
1.6 Medidas emergenciais em Áreas Contaminadas

# Seção 1.2: Conceituação e Metodologia do Gerenciamento de Áreas Contaminadas

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Área com Potencial de Contaminação (AP), Área Contaminada (AC) e Área Reabilitada (AR) ..... 1**
**3. Fontes de contaminação ..... 2**
3.1. Tipo de fonte de contaminação ..... 3
3.2. Origem ..... 4
3.3. Forma de entrada das substâncias no compartimento do meio ambiente ..... 5
**4. Gerenciamento de Áreas Contaminadas ..... 8**
**5. Modelo Conceitual da Área ..... 14**
**6. Substância Química de Interesse (SQI) ..... 16**
**7. Relatórios das etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas ..... 17**
**Referências ..... 19**

## 1. Introdução

Nesta seção, são apresentados os conceitos básicos relacionados ao tema “áreas contaminadas”, com o objetivo de proporcionar melhor entendimento da Metodologia do Gerenciamento de Áreas Contaminadas e dos **capítulos** e **seções** deste *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*.

## 2. Área com Potencial de Contaminação (AP), Área Contaminada (AC) e Área Reabilitada (AR)

Para iniciar o desenvolvimento da conceituação, é necessário definir alguns termos principais utilizados para classificar e distinguir aquelas áreas que são objeto do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC). Uma Área com Potencial de Contaminação (AP) é definida como uma área onde são (ou foram) desenvolvidas atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas.

Por sua vez, uma atividade potencialmente geradora de área contaminada é aquela cujo processo e utilidades manipulam determinadas substâncias que, por suas características de toxicidade ou explosividade, são capazes de gerar problemas de contaminação quando liberadas para o meio ambiente.

Exemplos de atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas são indústrias químicas de diversos ramos, comércios varejistas de combustíveis, serviços de lavanderias, curtumes, entre outros. A **Seção 4.2** deste manual traz informações detalhadas sobre essas atividades.

Sendo assim, em termos gerais, as APs são aquelas áreas onde existe ou existiu pelo menos uma fonte de contaminação potencial. Uma AP pode vir a se tornar uma Área Contaminada (AC) quando, durante o desenvolvimento das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas, as substâncias tóxicas forem liberadas a partir de uma fonte de contaminação primária para os compartimentos do meio ambiente, acumulando-se em ao menos um deles, em quantidade de matéria ou concentrações capazes de causar danos aos bens a proteger, como a saúde humana, por exemplo.

Os compartimentos do meio ambiente são os solos, os sedimentos, as rochas, os materiais utilizados para aterrar os terrenos, as construções, as águas subterrâneas e superficiais, o ar e os organismos vivos.

Destaca-se que o termo “solo”, com a finalidade de simplificação, é utilizado frequentemente durante o GAC para se referir à fase sólida do meio subterrâneo, que pode ser constituída pelo próprio solo e/ou por outros materiais naturais, como rochas e sedimentos, além de materiais antrópicos, como material de aterro e partes de edificações. Outras vezes, o termo “solo” é utilizado para se referir a uma zona não saturada. Para maiores detalhes sobre o termo solo e as fases envolvidas, podem ser consultadas as **seções 1.4** e **1.5**.

O GAC é o conjunto de ações destinadas a identificar as ACs em uma determinada região de interesse, com o propósito de garantir o uso seguro em cada uma delas, por meio de trabalhos que envolvem a identificação, caracterização e implementação de medidas de intervenção. Quando bem-sucedido, o resultado do GAC culmina na classificação das áreas contaminadas como Áreas Reabilitadas para o Uso Declarado (AR).

Portanto, uma área que recebe a classificação como AR, a partir de ações de GAC, tem comprovada a eliminação dos riscos acima dos níveis aceitáveis aos bens a proteger, sem que seja comprometida a viabilidade do seu uso atual ou futuro, mesmo que de maneira restrita.

Além da classificação de AP, AC e AR, o GAC prevê a adoção de outras classificações, a serem definidas oportunamente nesta seção e em outras deste manual.

A classificação é uma maneira de resumir, com apenas uma sigla, as condições encontradas no gerenciamento da área como um todo, sendo importante para se estruturar um cadastro de áreas contaminadas pelo Órgão Ambiental Gerenciador. Sendo assim, para cada área em gerenciamento adota-se apenas uma classificação, que é aplicada por toda a sua extensão territorial e evolui no tempo, conforme o gerenciamento de áreas contaminadas avança.

Quando o gerenciamento de uma área se encontra em diversos estágios, de maneira que mais de uma classificação é possível, o Órgão Ambiental Gerenciador adotará a classificação que melhor representa, como um todo, o momento em que o GAC se encontra.

### 3. Fontes de contaminação

Como explicado anteriormente, o GAC é realizado nas áreas onde existe ou existiu pelo menos uma fonte de contaminação. As fontes de contaminação são divididas de acordo com os seguintes critérios:

- ✓ tipo de fonte de contaminação;
- ✓ origem;
- ✓ forma de entrada das substâncias no compartimento do meio ambiente.

## 3.1. Tipo de fonte de contaminação

Em função do tipo, as fontes de contaminação são classificadas de acordo com as seguintes classes:

- ✓ fonte de contaminação potencial;
- ✓ fonte de contaminação primária;
- ✓ fonte de contaminação secundária.

Uma fonte de contaminação potencial é uma utilidade, como uma máquina, um equipamento, um dreno, um tanque, uma tubulação, um poço de infiltração ou um local utilizado para armazenar ou dispor materiais, que existe ou existiu dentro de uma AP, a partir da qual pode ser liberada quantidade significativa de substâncias para os compartimentos do meio ambiente, tornando-os contaminados.

São exemplos de fontes de contaminação potenciais:

- ✓ máquinas e equipamentos;
- ✓ tanques de armazenamento de combustíveis ou solventes;
- ✓ tubulações para transporte de combustíveis, óleos ou efluentes;
- ✓ locais de disposição ou tratamento de resíduos ou efluentes;
- ✓ depósitos para armazenamento de produtos, matérias-primas e insumos;
- ✓ redes de drenagem de efluentes industriais ou urbanos;
- ✓ tanques sépticos;
- ✓ chaminés industriais;
- ✓ equipamentos utilizados em atividades em que são aplicadas substâncias no solo (efluentes, resíduos, fertilizantes e defensivos agrícolas).

Uma fonte de contaminação potencial se torna uma fonte de contaminação primária quando, durante a sua utilização ou operação, está ocorrendo ou ocorreu a liberação de quantidade significativa de determinada substância para os compartimentos do meio ambiente, tornando-os contaminados.

Dessa forma, uma fonte de contaminação primária é definida como a utilidade a partir da qual está sendo ou foi gerada uma contaminação, identificada em um ou mais compartimentos do meio ambiente existentes na própria área em avaliação ou na sua vizinhança.

Entende-se por “área em avaliação”, a área onde estão sendo desenvolvidas as etapas do GAC.

São exemplos de fontes de contaminação primárias:

- ✓ máquinas para desengraxe de peças com vazamento;

- ✓ tanques de armazenamento de combustíveis e tubulações para transporte não estanques;
- ✓ transformadores com vazamento de óleo;
- ✓ poços para infiltração de efluentes;
- ✓ aterros sanitários e industriais, ou lagoas de tratamento de efluentes, com projeto inadequado e com vazamentos nos sistemas de contenção;
- ✓ lixões;
- ✓ redes de efluentes industriais e urbanos danificadas;
- ✓ tanques sépticos danificados;
- ✓ fossas negras;
- ✓ acidentes rodoviários e ferroviários envolvendo combustíveis, solventes, efluentes e resíduos;
- ✓ chaminés industriais emitindo gases, vapores e material particulado em desacordo com os padrões existentes;
- ✓ equipamentos utilizados em atividades em que são aplicadas substâncias no solo (efluentes, resíduos, fertilizantes e defensivos agrícolas) de forma inadequada.

Uma fonte de contaminação secundária é um compartimento do meio ambiente contaminado por substância liberada de uma fonte de contaminação primária, cujo acúmulo da substância é tal que atua como fonte de contaminação para outro compartimento do meio ambiente, tornando-o também contaminado.

São exemplos de fontes de contaminação secundárias:

- ✓ presença de fase retida de contaminantes na zona não saturada;
- ✓ presença de fase livre de DNAPL ("*dense non-aqueous phase liquid*") na zona saturada ou não saturada;
- ✓ presença de fase livre de LNAPL ("*light non-aqueous phase liquid*") na zona não saturada ou na interface da zona não saturada e saturada.

### 3.2. Origem

Em função da sua origem, as fontes de contaminação são classificadas, de acordo com as seguintes classes:

- ✓ fonte de contaminação antrópica;
- ✓ fonte de contaminação natural.

Uma fonte de contaminação antrópica é aquela decorrente das atividades humanas, construída artificialmente.

Uma fonte de contaminação natural é aquela em que as condições impróprias identificadas na área em avaliação têm origem natural.

São exemplos de fontes de contaminação naturais:

- ✓ a cunha salina;
- ✓ a concentração natural elevada de cromo nas águas subterrâneas na região de Urânia, no estado de São Paulo;
- ✓ áreas de várzea ricas em matéria orgânica, cuja degradação gera metano.

### 3.3. Forma de entrada das substâncias no compartimento do meio ambiente

Em função da forma de entrada das substâncias no compartimento do meio ambiente, as fontes de contaminação são classificadas de acordo com as seguintes classes:

- ✓ fonte de contaminação pontual;
- ✓ fonte de contaminação difusa ou multipontual.

Uma fonte de contaminação pontual é aquela em que a liberação da substância para o compartimento do meio ambiente ocorre em uma área relativamente pequena, restrita à propriedade ou a uma parte da propriedade em avaliação.

São exemplos de fontes de contaminação pontuais:

- ✓ tanques de combustíveis ou solventes;
- ✓ áreas de disposição de resíduos;
- ✓ fossas negras e sumidouros.

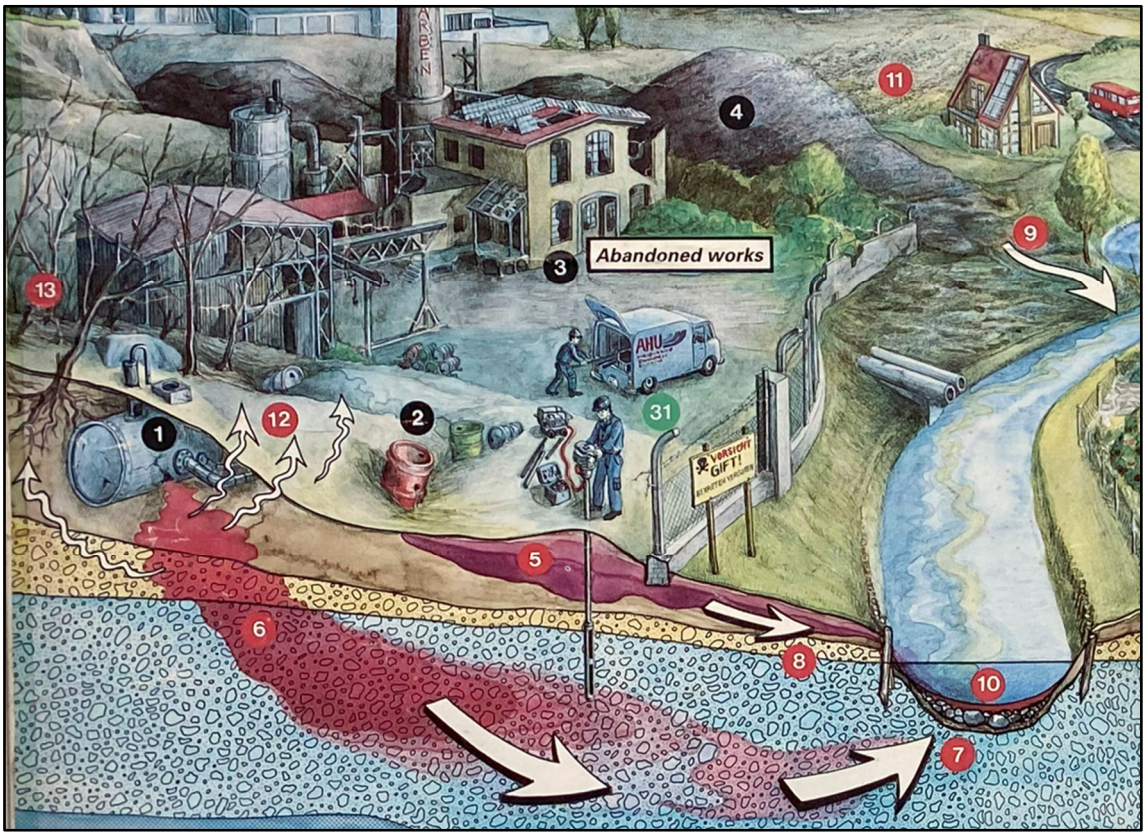
Uma fonte de contaminação difusa ou multipontual é aquela em que a liberação da substância para o compartimento do meio ambiente ocorre em uma área relativamente grande, que abrange várias propriedades, grandes propriedades, ou regiões urbanas ou rurais.

São exemplos de fontes de contaminação difusas:

- ✓ rede de esgoto urbano danificada em inúmeros pontos;
- ✓ inúmeras fossas sépticas em municípios sem rede de esgoto;
- ✓ aplicação de substâncias no solo em áreas agrícolas (efluentes, resíduos, fertilizantes, defensivos agrícolas).

Como visto, as fontes de contaminação podem ser diversas e a liberação de substâncias químicas tóxicas para o meio ambiente tem um potencial de gerar diversos problemas. As **figuras 1.2-1**, **1.2-2** e **1.2-3** ilustram, de maneira esquematizada, os perigos e problemas gerados a partir de uma área contaminada, os quais são objeto de gerenciamento, cuja metodologia é descrita no item quatro a seguir.

**Figura 1.2-1 – Representação de uma área contaminada por indústria desativada, com fontes de contaminação primárias em seu interior**

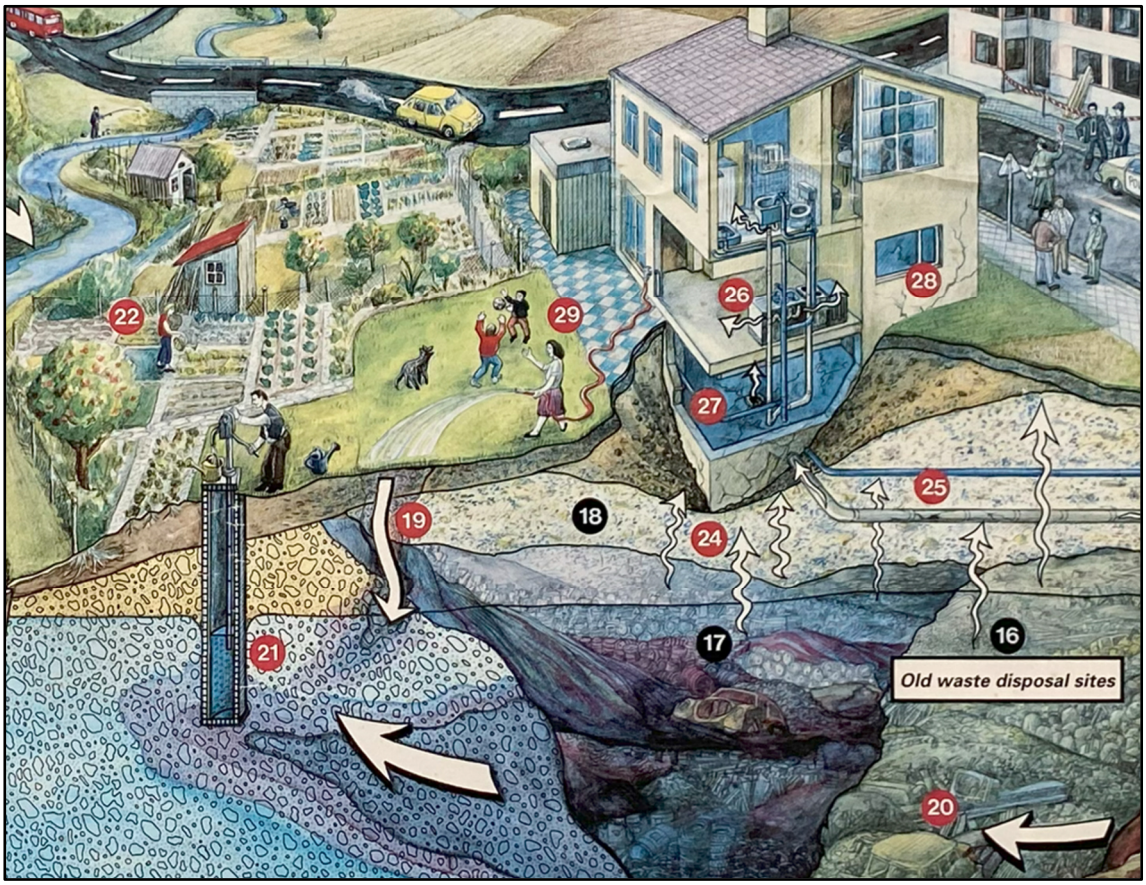



Fonte: AHU e BUND.
Notas:
1 tanque e linhas subterrâneas de produtos químicos
2 tambores enterrados com resíduos tóxicos
3 infiltração no solo de antigos derramamentos a partir do piso danificado
4 pilha de resíduos secos a céu aberto

Os problemas e perigos indicados na **Figura 1.2-1** podem ser:

5 – Contaminação do solo.
6 – Contaminação da água subterrânea.
7 – Percolação de água subterrânea contaminada para o rio.
8 – Fluxo de água subterrânea rasa e superficial em direção ao rio.
9 – Erosão e carregamento de resíduos sólidos tóxicos para o rio.
10 – Deposição de metais pesados tóxicos no leito do rio.
11 – Dispersão aérea de poeira tóxica a partir da pilha de resíduos.
12 – Evaporação de solventes tóxicos.
13 – Efeito da poluição do ar na vegetação.

**Figura 1.2-2 – Área contaminada por resíduos tóxicos enterrados sem controle, em que houve ocupação residencial e agrícola posterior sobre camada de solo**

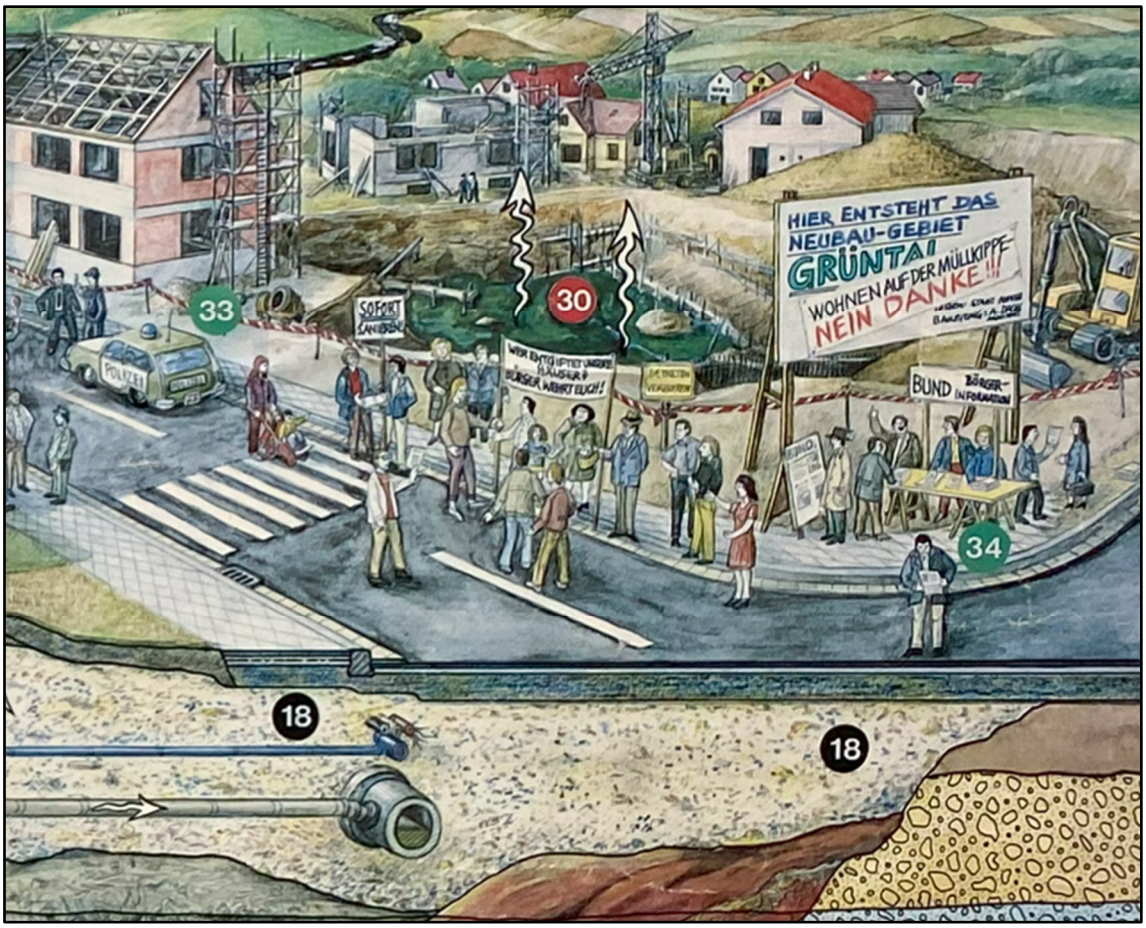



Fonte: AHU e BUND.
Notas:
16 resíduos sólidos urbanos
17 resíduos industriais
18 escória e material de demolição

Os problemas e perigos indicados na **Figura 1.2-2** podem ser:

19 – Percolação de lixiviados contaminados para a água subterrânea.
20 – Contaminação de água subterrânea por percolação através dos resíduos.
21 – Captação de água subterrânea contaminada para consumo.
22 – Irrigação de vegetais com água subterrânea contaminada.
24 – Emissão de gases tóxicos a partir dos resíduos.
25 – Infiltração de gases tóxicos para o interior de drenos rachados.
26 – Inalação de gases tóxicos por ocupantes de residência.
27 – Acúmulo de misturas explosivas em ambientes fechados/confinados.
28 – Danos à estrutura civil devido ao recalque do aterro.
29 – Ingresso de materiais tóxicos através da pele e pela boca.

**Figura 1.2-3 – Obra interditada de edificação em área contaminada**




Fonte: AHU e BUND.
Nota:
30 atividades de escavação que atingem resíduos tóxicos, solo e água subterrânea contaminada, cujos problemas e perigos envolvem o manuseio de resíduos tóxicos, a exposição de trabalhadores de obras a substâncias tóxicas, o envio de materiais de escavação contaminados para outros locais e acidentes com fontes de contaminação enterradas desconhecidas.

Nas figuras **1.2-1**, **1.2-2** e **1.2-3** é possível identificar algumas ações iniciais que fazem parte do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, como atividades de investigação de contaminação no solo, água subterrânea e gases do solo (31 – **Figura 1.2-1**), interdição de obra em área contaminada (33 – **Figura 1.2-3**) e comunicação ao público dos perigos relacionados à contaminação do solo (34 – **Figura 1.2-3**). O conceito e metodologia do Gerenciamento de Áreas Contaminadas é tratado no item quatro a seguir.

## 4. Gerenciamento de Áreas Contaminadas

O GAC foi introduzido no estado de São Paulo e no Brasil por meio da publicação da primeira edição do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, em 1999. Um histórico da evolução do GAC pode ser consultado na **seção 1.3** deste **capítulo**.

Atualmente o GAC é aplicado de maneira ampla, uma vez que foi incorporado à legislação ambiental vigente, sendo descrito na Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), na Lei do Estado de São Paulo nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) e no seu Decreto Regulamentador nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013). Mais informações sobre as bases legais do GAC podem ser consultadas no **Capítulo 2**.

A Metodologia de Gerenciamento de Áreas Contaminadas é composta por dois processos sequenciais, denominados Processo de Identificação de Áreas Contaminadas e Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas.

Com o objetivo de otimizar recursos técnicos e econômicos, a Metodologia de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, baseia-se em uma estratégia constituída por etapas sequenciais, em que a informação obtida em cada etapa é a base para a execução da etapa posterior.

O Processo de Identificação de Áreas Contaminadas é compreendido por um conjunto de etapas que buscam identificar e caracterizar as áreas contaminadas, incluindo a avaliação dos riscos a ela associados, possibilitando a decisão sobre a necessidade de adoção de medidas de intervenção.

As cinco etapas que constituem o Processo de Identificação de Áreas Contaminadas são as seguintes:

- ✓ Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação;
- ✓ Avaliação Preliminar;
- ✓ Investigação Confirmatória;
- ✓ Investigação Detalhada;
- ✓ Avaliação de Risco.

O Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas é compreendido por um conjunto de etapas que visa selecionar e implementar medidas de intervenção em áreas contaminadas, buscando torná-las reabilitadas.

O Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas é constituído por cinco etapas:

- ✓ Elaboração do Plano de Intervenção;
- ✓ Execução do Plano de Intervenção;
- ✓ Monitoramento para Encerramento;
- ✓ Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado;
- ✓ Acompanhamento da Medida de Controle de Engenharia ou da Medida de Controle Institucional.

Uma das ferramentas mais importantes para representar, de maneira integrada, os resultados de uma determinada etapa e, consequentemente, indicar as condições para a realização da próxima, é o Modelo Conceitual da Área (MCA).

Por definição, o MCA é um relato escrito, acompanhado de representação gráfica ou outros recursos visuais, que descreve os processos associados ao transporte das substâncias químicas de interesse na área investigada, desde as fontes de contaminação, até os potenciais ou efetivos receptores.

Com esse modelo, busca-se, entender a situação ambiental da área em termos de contaminação de maneira simples, rápida e direta, sem deixar de ser acessível à ampla gama de atores envolvidos com o GAC.

Como um MCA é elaborado ao final de cada etapa, durante o GAC são elaborados nove MCAs, sendo o MCA 1 na Avaliação Preliminar, o MCA 2 na Investigação Confirmatória e assim por diante, até o MCA 9, na etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle Institucional e de Engenharia. Mais detalhes sobre os MCAs são tratados no item cinco, a seguir.

Como regra básica da Metodologia de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, todas as informações obtidas em cada uma de suas etapas são armazenadas no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

Para fins de elaboração do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas, em termos dos riscos aos bens a proteger identificados, ou das medidas de intervenção adotadas, as áreas podem receber as seguintes classificações, previstas no Decreto Estadual 59.263/2013 (São Paulo, 2013):

- ✓ Área com Potencial de Contaminação (AP);
- ✓ Área Suspeita de Contaminação (AS);
- ✓ Área Contaminada (AC):
  - ➢ Área Contaminada sob Investigação (ACI);
  - ➢ Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRi);
  - ➢ Área Contaminada em Processo de Remediação (ACRe);
  - ➢ Área Contaminada em Processo de Reutilização (ACRu).
- ✓ Área em Processo de Monitoramento para Encerramento (AME);
- ✓ Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR);

A partir dessa lista de classificações, observa-se que existem quatro tipos de ACs, com as siglas de ACI, ACRi, ACRe e ACRu.

A Lei Estadual 13.577/2009 (São Paulo, 2009), regulamentada pelo Decreto Estadual nº 59.263/2013, estabelece um sistema de classificação mais simplificado, conforme a seguir:

- ✓ Área com Potencial de Contaminação (AP)
- ✓ Área Suspeita de Contaminação (AS)
- ✓ Área Contaminada sob Investigação (AI)
- ✓ Área Contaminada (AC)
- ✓ Área Remediada para o Uso Declarado (AR)

A Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), que define regras para o GAC no âmbito federal, adota um rol de classificações semelhante, listado a seguir:

- ✓ Área Suspeita de Contaminação (AS)
- ✓ Área Contaminada sob Investigação (AI)
- ✓ Área Contaminada sob Intervenção (ACI)
- ✓ Área em Processo de Monitoramento para Reabilitação (AMR)
- ✓ Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR)

- ✓ Áreas Contaminadas Críticas

A **Tabela 1** resume as classificações definidas em cada norma.

**Tabela 1: Classificações de áreas estabelecidas na Legislação do Estado de São Paulo e na Resolução CONAMA nº 420/2009**

| Lei Estadual 13.577/2009 | Res. CONAMA 420/2009 | Decreto Estadual 59.263/2013 | Política Nacional de Resíduos (Lei Federal 12.305/2010 |
|---|---|---|---|
| AP | | AP | |
| AS | AS | AS | |
| AI | AI | ACI | |
| AC | ACI | ACRi | |
| | | ACRe | |
| | | ACRu | |
| | Área Contaminada Crítica | Área Contaminada Crítica | |
| | | | Área Órfã Contaminada |
| | AMR | AME | |
| AR | AR | AR | |

Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2024)

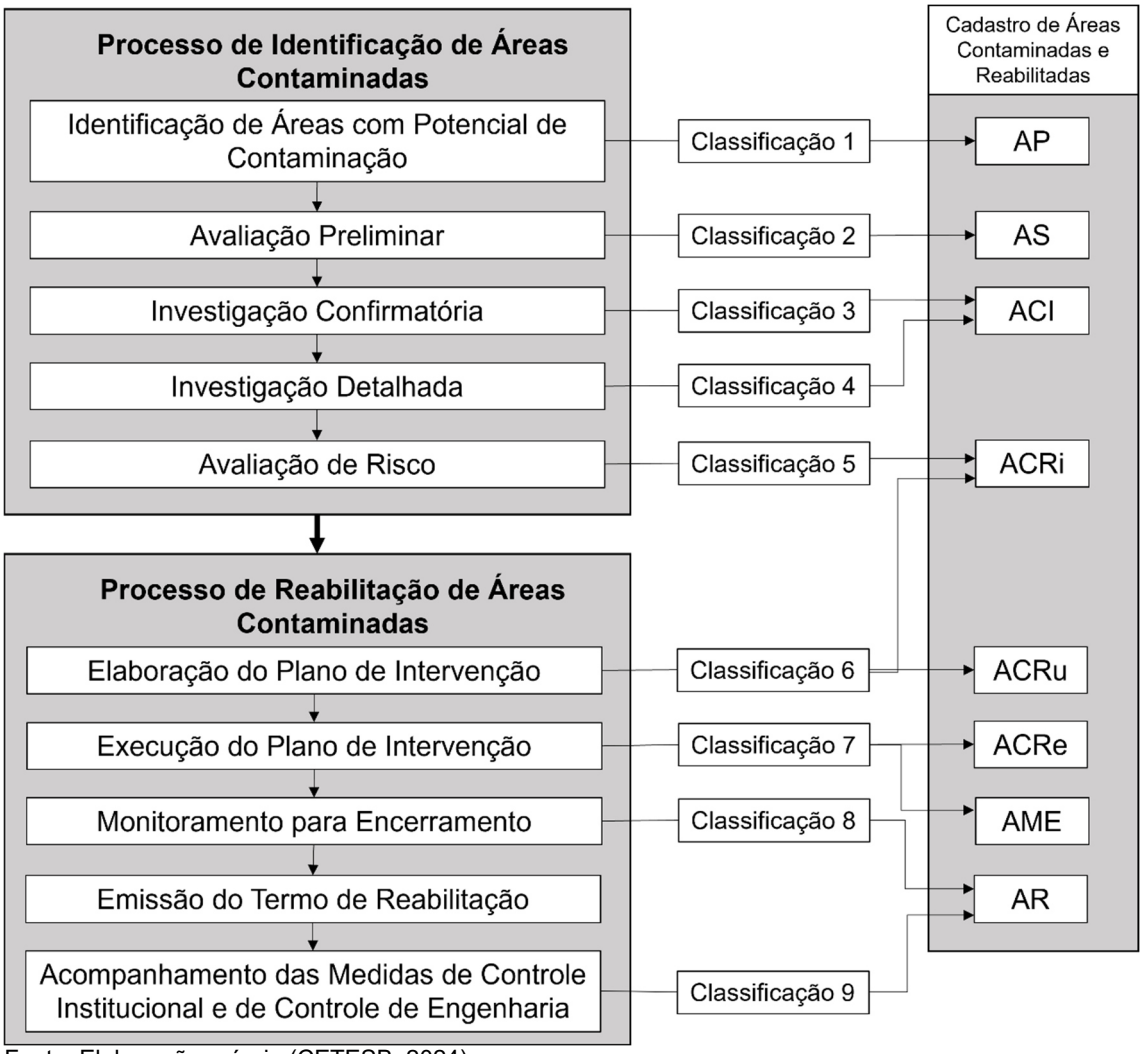
O Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas é utilizado para dar publicidade às ações de Gerenciamento de Áreas Contaminadas na região de interesse.

As informações armazenadas no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas também são úteis para apoiar as demais instituições que possuem obrigações relativas ao GAC. No **Capítulo 3** constam informações mais detalhadas sobre o Cadastro de Áreas Contaminadas.

A classificação recebida após a execução de cada uma das etapas do GAC (Classificação 1 a 9 na **Figura 1.2-1**) é importante para definir a necessidade de continuidade ou de encerramento do GAC.

A **Figura 1.2-1** mostra esquematicamente os processos e as etapas do GAC.

**Figura 1.2-1: Processo e etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC)**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2024)
Nota:
As classificações utilizadas no Cadastro de Áreas Contaminadas são aquelas estabelecidas no Decreto Estadual 59.263/2013.

A responsabilidade pela execução das etapas do GAC cabe ao responsável legal e ao responsável técnico, com exceção das etapas de Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação e de Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado, que cabem ao Órgão Ambiental Gerenciador.

O responsável legal é uma pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, responsável, direta ou indiretamente, pela área em avaliação (classificadas como AP, AS, AC ou AR).

O responsável técnico é uma pessoa física ou jurídica, com capacidade e conhecimento técnico específico sobre o assunto, designado pelo responsável legal para planejar e executar as etapas do GAC.

Cabe ao órgão ambiental gerenciador coordenar a execução do GAC na região de interesse, fiscalizar o cumprimento das exigências previstas, além de gerir e divulgar as informações obtidas durante a sua execução.

A região de interesse é a região onde o GAC está sendo desenvolvido, cujos limites compreendem a abrangência de atuação do órgão ambiental gerenciador.

A CETESB, por exemplo, é o órgão ambiental gerenciador que coordena a execução do GAC no Estado de São Paulo, de acordo com a Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) e Decreto Estadual Regulamentador nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

A seguir, são descritas resumidamente as etapas do GAC e seus objetivos gerais, com a indicação do capítulo correspondente neste manual.

A primeira etapa do Processo de Identificação de Áreas Contaminadas, denominada etapa de Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação (**Capítulo 4**), consiste na elaboração de uma relação de APs em uma região de interesse.

Em seguida, o trabalho das etapas subsequentes segue individualmente em cada AP identificada, cuja responsabilidade de execução passa a ser do responsável legal. O Órgão Ambiental Gerenciador pode realizar uma priorização das APs, como parte de uma estratégia regional de gerenciamento, identificando aquelas cujas etapas seguintes se iniciariam preferencialmente.

Na próxima etapa, de Avaliação Preliminar (**Capítulo 5**), são realizadas avaliações e investigações para determinar as fontes de contaminação potenciais, atuais e pretéritas, bem como os indícios de contaminação, ou seja, os locais onde existe a possibilidade da ocorrência de contaminação nos compartimentos do meio ambiente. Esse trabalho é feito por meio de levantamento de informações históricas e da interpretação dos resultados de inspeções e entrevistas.

Na etapa seguinte, de Investigação Confirmatória (**Capítulo 6**), utilizam-se métodos diretos e indiretos de investigação com o objetivo de confirmar, junto aos indícios e fontes de contaminação, a existência de contaminação nos compartimentos do meio ambiente.

Confirmada a contaminação, as investigações continuam na etapa de Investigação Detalhada (**Capítulo 7**), com o objetivo de caracterizar, em maior detalhe, as fontes primárias de contaminação e as plumas de contaminação, possibilitando definir suas dimensões e dinâmica de movimentação.

O Processo de Identificação de Áreas Contaminadas é encerrado na etapa de Avaliação de Risco (**Capítulo 8**), que busca avaliar se a contaminação caracterizada causa riscos acima dos níveis aceitáveis aos bens a proteger potencialmente expostos, expostos ou que foram expostos. Nesse momento, dependendo do caso, algum dano aos bens a proteger pode ser constatado.

O Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas tem início na etapa de Elaboração do Plano de Intervenção (**Capítulo 9**), quando, ao final do Processo de Identificação de Áreas Contaminadas, forem identificados riscos acima dos níveis aceitáveis ou danos aos bens a proteger.

Nessa etapa, são selecionadas e planejadas medidas de intervenção sustentáveis (nas dimensões econômica, social e ambiental), capazes de reduzir os riscos a níveis aceitáveis, além de eliminar ou controlar as fontes de contaminação primárias e secundárias. As medidas de intervenção são descritas no Plano de Intervenção e implementadas na etapa seguinte de Execução do Plano de Intervenção (**Capítulo 10**).

A comprovação do atingimento dos objetivos das medidas de intervenção ocorre na etapa de Monitoramento para Encerramento (**Capítulo 11**). As etapas finais do Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas, a saber, de Emissão do Termo de Reabilitação (**Capítulo 12**) e de Acompanhamento das Medidas de Intervenção a serem mantidas após a reabilitação (**Capítulo 13**), visam formalizar e acompanhar o uso seguro de uma Área Reabilitada.

Durante a execução das etapas do GAC podem ocorrer situações que implicam na adoção de medidas emergenciais, as quais estão descritas na **seção 1.6** deste **Capítulo 1**.

Para cada etapa do GAC, é prevista a elaboração de um relatório técnico, contendo a descrição dos trabalhos realizados, os métodos utilizados, os resultados obtidos, a interpretação dos resultados e o MCA da referida etapa.

Mais detalhes sobre os relatórios a serem elaborados em cada etapa do GAC são tratados no item 7 a seguir.

No **Capítulo 14**, são descritas as técnicas de investigação de áreas contaminadas que podem ser utilizadas durante as etapas do Processo de Identificação de Áreas Contaminadas.

No **Capítulo 15**, são descritas as medidas de intervenção que podem ser utilizadas durante as etapas do Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas.

No **Capítulo 16**, são descritos instrumentos que podem ser aplicados na implementação do GAC.

Embora não estejam no âmbito do GAC, é fundamental a implementação de ações preventivas para evitar a geração de novas ACs.

## 5. Modelo Conceitual da Área

Em todas as etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, a estruturação do MCA é feita por meio de plantas georreferenciadas, tabela, fluxograma de exposição e texto explicativo, que são formas de representação das informações adequadas para demonstrar a situação ambiental da área e vizinhança em termos de contaminação, além de facilitar a definição sobre a continuidade do GAC.

Cada um dos oito MCAs possíveis de serem elaborados irá representar, de maneira particular, os resultados inerentes à etapa em que é elaborado. O MCA 1, por exemplo, produto da consolidação dos resultados obtidos na etapa de Avaliação Preliminar, descreve as áreas-fonte, fontes de contaminação e porções dos compartimentos do meio ambiente representativas para amostragem na etapa de Investigação Confirmatória.

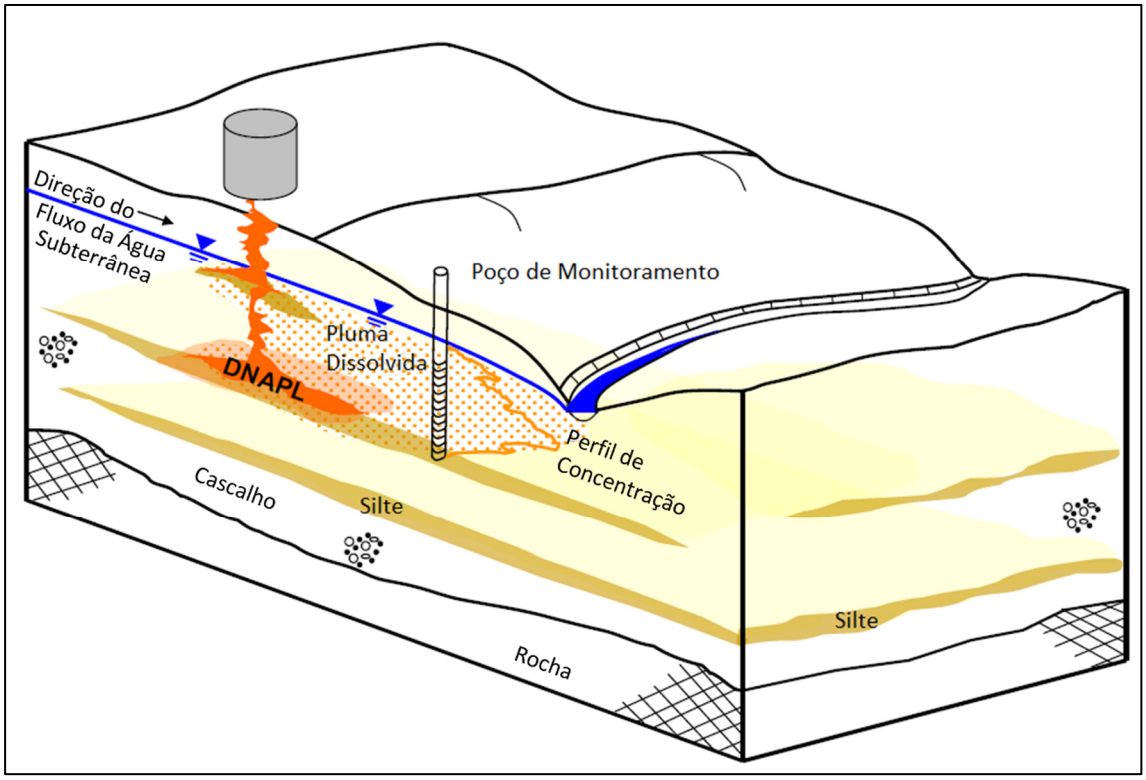
Em outro exemplo, o MCA 4, elaborado na etapa de Avaliação de Risco, busca representar, de forma geral, os riscos aos bens a proteger identificados e caracterizados.

Além disso, o modelo conceitual da etapa seguinte é uma atualização do anterior. Assim, o terceiro modelo conceitual da área (MCA 3), elaborado na etapa de Investigação Detalhada, é uma atualização das plantas georreferenciadas, fluxograma

de exposição, tabela e texto explicativo do segundo modelo conceitual da área (MCA 2), elaborado na Investigação Confirmatória.

Durante o GAC, é produzida uma grande quantidade de informações. Por isso, os MCAs se valem de todos os recursos disponíveis, inclusive gráficos e figuras (**Figura 1.2-4**), para representar de maneira fácil e resumida a principal informação de interesse no GAC, que é a possibilidade dos receptores e bens a proteger serem atingidos e entrarem em contato com substâncias químicas causadoras de contaminação.

**Figura 1.2-4 – Exemplo de representação do Modelo Conceitual da Área por meio de figura**




Fonte: Adaptado de Canadian Council of Ministers of the Environment (2016).

Dependendo das dimensões e do número de fontes de contaminação existentes na área em avaliação, o MCA pode ser dividido em partes, desde que não seja prejudicado o entendimento sobre a contaminação e os riscos relacionados aos receptores e bens a proteger.

Ressalta-se que os MCAs têm a função de transmitir o problema de contaminação identificado da maneira mais resumida, abrangente e fácil de compreender possível, conforme se espera que seja utilizada essa ferramenta. Não há a necessidade de ser detalhado com interpretações técnicas avançadas dos processos envolvidos e valores de concentração, visto que essas informações constarão da interpretação dos resultados dos relatórios das etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (tratados no item 7 adiante). Caso seja produzido um Modelo Conceitual com plantas, tabelas, fluxogramas e textos complexos e longos, corre-se o risco de perder o sentido dessas partes comporem um modelo conceitual, que é uma ferramenta simples de transmitir as informações do Gerenciamento de Áreas Contaminadas.

Um quesito de grande importância a ser tratado pelo responsável técnico em todos os MCAs é a incerteza remanescente após a realização de uma determinada etapa, pois,

ao final de todas as etapas do GAC, sempre haverá um nível de incerteza, que é inerente ao trabalho investigativo do meio subterrâneo. Sendo assim, pode-se considerar uma etapa do GAC encerrada e a próxima apta a ser iniciada, quando as lacunas de informação existentes (as quais geram as incertezas) forem reduzidas a um nível que permita uma tomada de decisão adequada sobre as ações e objetivos da etapa que se encerra, fornecendo bases sólidas o suficiente para iniciar o planejamento da etapa seguinte.

Por representar de maneira clara as condições de continuidade do GAC, os MCAs são a base para que o responsável técnico proponha a classificação da área, e o Órgão Ambiental Gerenciador avalie essa proposta e adote ou não a classificação por meio de um ato administrativo.

As diretrizes e métodos para elaboração dos oito modelos conceituais previstos no GAC estão descritos nas seguintes seções:

- ✓ Seção 5.5 (MCA 1 – Avaliação Preliminar);
- ✓ Seção 6.3 (MCA 2 – Investigação Confirmatória);
- ✓ Seção 7.3 (MCA 3 – Investigação Detalhada);
- ✓ Seção 8.3 (MCA 4 – Avaliação de Risco);
- ✓ Seção 9.3 (MCA 5 – Elaboração do Plano de Intervenção);
- ✓ Seção 10.5 (MCA 6 – Execução do Plano de Intervenção);
- ✓ Seção 11.3 (MCA 7 – Monitoramento para Encerramento);
- ✓ Seção 13.4 (MCA 8 – Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e Institucional).

## 6. Substância Química de Interesse (SQI)

O processo de identificação de áreas contaminadas é centrado na avaliação das substâncias químicas liberadas, ou que podem ter sido liberadas, das fontes de contaminação. A lista de substâncias químicas manuseadas em uma fonte de contaminação pode ser extensa, de maneira que, para garantir a efetividade e racionalidade de recursos no gerenciamento, é necessário que esforços técnicos e financeiros sejam direcionados para aquelas substâncias consideradas de interesse para o gerenciamento de áreas contaminadas.

Como parâmetro para determinar uma Substância Química de Interesse (SQI), podem ser consideradas a toxicidade da substância e quantidade manuseada ou concentração identificada no compartimento do meio ambiente.

Nesse sentido, uma determinada substância química pode ter sido liberada em grande quantidade na área, mas, se não apresentar toxicidade elevada a ponto de causar riscos inaceitáveis ou danos, pode deixar de ser considerada uma SQI.

Também, uma substância com toxicidade relevante, porém manuseada em quantidade insignificante ou identificada em concentrações traço, pode ser desconsiderada como SQI.

Por outro lado, substâncias com alta toxicidade e manuseadas em grande quantidade ou quantificadas em concentrações relevantes, serão definidas como de interesse, e possivelmente serão aquelas que direcionarão a seleção das medidas de intervenção.

Destaca-se que essa avaliação muitas vezes é negligenciada ao longo do gerenciamento, mas precisa ser criteriosa e bem fundamentada, pois é um trabalho cujo resultado tem potencial de organizar e direcionar recursos para as situações mais importantes no controle dos riscos.

Sendo assim, por exemplo, na etapa de Avaliação Preliminar, a lista de substâncias químicas de interesse pode ser definida a partir da avaliação conjunta da toxicidade da substância e das quantidades manuseadas, obtida por meio de documentos históricos. Como nessa etapa ainda não existem resultados de concentrações nos compartimentos do meio ambiente, serão parte das SQIs aquelas substâncias com toxicidade elevada e que podem ter sido utilizadas em grande quantidade, tanto nas matérias-primas, resíduos e efluentes da atividade ou fonte avaliada.

Nas etapas posteriores de investigação confirmatória e investigação detalhada, a lista de SQIs pode ser aperfeiçoada, sendo mantidas nessa categoria aquelas substâncias com toxicidade elevada e que também foram identificadas em altas concentrações nos compartimentos do meio ambiente.

O refinamento final do rol de SQIs ocorre durante a Avaliação de Risco, em que são mantidas como SQIs as substâncias que geraram riscos acima dos níveis aceitáveis, as quais serão objeto de medidas de intervenção.

O gerenciamento de uma área contaminada pode ser prejudicado quando esse trabalho de avaliação e seleção das SQIs é negligenciado, ou feito com pouco critério, pois recursos podem ser desperdiçados em investigações e análises químicas de substâncias que, no final dos trabalhos, não se mostraram de interesse.

Como forma de organização e clareza de informações sobre as substâncias químicas identificadas ao longo das etapas de gerenciamento de áreas contaminadas, estas podem ser listadas em uma tabela, atualizada nos relatórios de cada etapa. Essa tabela deve relacionar, para cada substância, sua toxicidade, a quantidade manuseada ou liberada, em qual estado foi ou pode ter sido liberada para o meio ambiente (materiais sólidos, gases, vapores ou líquidos), a ordem de grandeza das concentrações identificadas nos compartimentos do meio ambiente e se foi considerada como uma SQI.

## 7. Relatórios das etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas

Os resultados da execução das etapas do GAC são encaminhados ao órgão ambiental gerenciador por meio de relatórios elaborados pelo responsável técnico.

De maneira geral, os relatórios elaborados para cada uma das etapas do GAC contêm os seguintes tópicos:

- ✓ motivos que levaram à realização da etapa do GAC;
- ✓ métodos utilizados;
- ✓ resultados obtidos e a sua interpretação;
- ✓ MCA atualizado;

- ✓ proposta de classificação da área;
- ✓ cronograma executado da etapa;
- ✓ plano da etapa seguinte do GAC,
- ✓ texto conclusivo.

Dos itens listados anteriormente, o plano da etapa seguinte do GAC se mostra mais relevante para as etapas do Processo de Identificação de Áreas Contaminadas (Avaliação Preliminar até a Elaboração do Plano de Intervenção), pois o Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas consiste principalmente na execução do Plano de Intervenção.

No corpo do relatório, as informações são apresentadas de maneira consolidada e interpretada, em uma escala única de trabalho. Esse formato facilita sua integração e avaliação. Para que seja possível rastrear as informações interpretadas e conferir credibilidade, nos anexos dos relatórios são inseridas as informações brutas utilizadas como base de dados, e outros documentos, como a Anotação de Responsabilidade Técnica, laudos analíticos, memoriais de cálculo e certificados.

Conforme já mencionado, a partir da experiência acumulada da aplicação dos procedimentos de GAC, tem-se que as informações normalmente existentes para uma determinada área são incompletas e, muitas vezes, imprecisas. Por isso, esforços para minimizar essas falhas são de extrema importância.

Sendo assim, é bastante valiosa a opinião do responsável técnico pela realização de uma determinada etapa do GAC sobre a completude (suficiência) e acurácia das informações, complementando o que já pode ter sido tratado nos MCAs sobre esse assunto.

Essa avaliação crítica é importante para a elaboração do plano das etapas seguintes do GAC, que podem prever a aplicação de métodos capazes de lidar com um nível elevado de incerteza ou, ao contrário, podem prever métodos direcionados de investigação, cujos resultados serão, em grande parte, definitivos quando existem poucas incertezas.

É parte das conclusões e recomendações dos relatórios das etapas do GAC a indicação, dentre os responsáveis legais e solidários existentes, daqueles que serão os responsáveis pela execução da etapa posterior, e demais ações corretivas ou preventivas necessárias. Essa proposta otimiza o tempo de análise dispendido pelo Órgão Ambiental Gerenciador, que direcionará de maneira mais efetiva as suas demandas.

Caso o responsável pela execução das etapas seguintes do GAC não seja indicado, o Órgão Ambiental Gerenciador tem a prerrogativa de selecionar o responsável, podendo priorizar o causador da contaminação caso tenha sido identificado.

As diretrizes e métodos para elaboração dos relatórios das etapas do GAC estão descritos nas seguintes seções:

- ✓ Seção 5.6 (Relatório de Avaliação Preliminar);
- ✓ Seção 6.5 (Relatório de Investigação Confirmatória);
- ✓ Seção 7.4 (Relatório de Investigação Detalhada);

- ✓ Seção 8.4 (Relatório de Avaliação de Risco);
- ✓ Seção 9.4 (Relatório do Plano de Intervenção);
- ✓ Seção 10.6 (Relatório de Execução do Plano de Intervenção);
- ✓ Seção 11.4 (Relatório de Monitoramento para Encerramento);
- ✓ Seção 13.5 (Relatório de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e Institucional).

## Referências

AHU, Consultants for Hydrogeology and Environment Inc e BUND (Bund fur Umwelt und Naturschutz, Germany). **Contaminated Land and the Environment**. Ilustração. Consultores técnicos: Dr. H.G Meiners, Dr. H Stolpe, A. Borgmann, D. Gerds, A. Musinski. Design gráfico: Gabriel Feuerstein.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

CCME. **Guidance manual for environmental site characterization in support of environmental and human health risk assessment**. Canada: CCME, 2016. v. 1 (343 p.). ISBN 978-1-77202-026-7 PDF. Disponível em: https://ccme.ca/en/res/guidancemanual-environmentalsitecharacterization_vol_1e.pdf. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 119, n. 127, p. 1-3, 9 jul. 2009. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/156934. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Retificação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no DOE, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/170437. Acesso em: maio 2025.

# Seção 1.3: Histórico do Gerenciamento de Áreas Contaminadas no estado de São Paulo

**Sumário**

1. Introdução....1
2. O Arqueano....1
3. O Proterozoico....2
4. O Paleozoico....2
5. O Mesozoico....5
6. O Cenozoico....6
Referências....8

## 1. Introdução

O Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) é o conjunto de medidas que visa identificar e caracterizar as áreas contaminadas existentes em uma região de interesse, com o objetivo de implementar as medidas de intervenção necessárias para viabilizar o seu uso de forma segura.

A CETESB vem desenvolvendo o GAC no estado de São Paulo há aproximadamente 40 anos, com resultados bastante positivos, conforme histórico apresentado a seguir.

## 2. O Arqueano

Os primeiros registros da ocorrência de áreas contaminadas no estado de São Paulo e no Brasil foram realizados pela CETESB no final da década de 1970 e início da década de 1980. Como exemplo desses registros, destacam-se os casos de disposição inadequada de resíduos organoclorados na Baixada Santista, casos de atendimento emergencial em postos de combustíveis, como o ocorrido em 1984 em Vila Antonieta, em São Paulo (SP), e em depósito clandestino de solventes clorados usados, em 1983, em Porto Feliz (SP).

Naquela época, a CETESB não dispunha de procedimentos técnicos ou administrativos definidos para lidar com essa questão. Os casos eram atendidos por diferentes setores, que não incluíam como atribuição principal o GAC. Esses setores lidavam com o gerenciamento de resíduos sólidos, a qualidade das águas subterrâneas, a pesquisa sobre a qualidade dos solos e o atendimento a emergências químicas, além do trabalho das Agências Ambientais. Para avaliar os casos, a CETESB buscava informações sobre os procedimentos técnicos adotados em outros países, especialmente nos Estados Unidos.

Também não existiam, nessa época, empresas de consultoria especializadas em GAC, o que dificultava o desenvolvimento dos trabalhos de investigação e remediação. As primeiras empresas de consultoria que começaram a trabalhar com o GAC tinham outras áreas de atuação principal, como a mineração, a construção civil e a extração de águas subterrâneas. Para realizar a investigação e remediação das áreas contaminadas, essas empresas de consultoria adaptavam as técnicas já utilizadas na rotina de trabalho.

A legislação existente sobre o assunto era limitada, sendo aplicados os artigos do Decreto Estadual nº 8.468/1976 (São Paulo, 1976), ou seja, o artigo 2º e o inciso V do artigo 3º.

## 3. O Proterozoico

No final da década de 1980 e início da década de 1990, a CETESB identificou diversos casos importantes, como o aterro Mantovani, em Santo Antônio de Posse (SP), a Solvay, em Santo André (SP), e a Shell da Vila Carioca, em São Paulo (SP), além de inúmeros casos relacionados a vazamentos ocorridos em postos de combustíveis. O acompanhamento desses casos propiciou o acúmulo de experiência e de conhecimento pelos técnicos da CETESB no âmbito do GAC.

Nesse período, ocorreu um marco importante na história do GAC no estado de São Paulo: o início do Projeto CETESB/GTZ (Recuperação do Solo e das Águas Subterrâneas em Áreas de Disposição de Resíduos Industriais), em 1993.

Para o desenvolvimento desse projeto, a CETESB firmou um acordo com a Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), órgão do governo alemão, para obtenção de apoio técnico e financeiro.

Os objetivos principais do Projeto CETESB/GTZ foram a capacitação do corpo técnico da CETESB, a criação de uma estrutura administrativa específica e a construção das bases para a elaboração de legislação direcionada ao GAC.

No âmbito do Projeto CETESB/GTZ, iniciou-se a construção da metodologia de gerenciamento de áreas contaminadas, com base nos modelos existentes em outros países, como os Estados Unidos, a Alemanha, a Holanda e a Espanha (País Basco).

Concomitantemente ao avanço da CETESB, começaram a surgir empresas de consultoria especializadas, que introduziram técnicas de investigação e de remediação utilizadas à época em outros países.

## 4. O Paleozoico

O final da década de 1990 e início da década de 2000 foram marcados pela ampla divulgação de casos pela imprensa, como os da Shell em Paulínia (SP), da Shell da Vila Carioca, em São Paulo (SP), do Condomínio Residencial Barão de Mauá, em Mauá (SP), da Solvay, em Santo André (SP), e do Aterro Mantovani, em Santo Antônio de Posse (SP). Além desses, diversos outros incidentes ocorreram devido a vazamentos em postos de combustíveis, gerando, na época, um expressivo número de atendimentos emergenciais com situação de risco iminente. Apenas em 1999, foram registrados 76 casos.

Esse período também foi marcado pela publicação, em 1999, da primeira edição do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas* (CETESB, 1999), produto do Projeto CETESB/GTZ. Esse documento apresenta uma metodologia de gerenciamento de áreas contaminadas, estabelecendo a base técnica a ser adotada pela CETESB para a execução das etapas do GAC, desencadeando várias ações importantes descritas a seguir.

No meio acadêmico, a metodologia de gerenciamento de áreas contaminadas desenvolvida pela CETESB foi objeto de estudo na tese de doutorado “Gerenciamento de Áreas Contaminadas na Bacia Hidrográfica do Reservatório Guarapiranga” (Gloeden, 1999), publicada em 1999 e apresentada no Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (IGUSP).

Em 2000, a CETESB implementou uma estrutura técnica e administrativa para o desenvolvimento do GAC, com a criação de uma área específica para a avaliação dos

casos. Ainda em 2000, publicou duas Decisões de Diretoria, a 023/C/E/2000 (CETESB, 2000b) e a 007/C/E/2000 (CETESB, 2000a), apresentando, pela primeira vez, os procedimentos técnicos e administrativos para o GAC, com base no *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*.

Outra publicação importante ocorreu em 2001, com o Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo (CETESB, 2001), que apresenta as bases para a identificação de áreas contaminadas e para a implementação de ações preventivas, visando evitar o surgimento dessas áreas. Esses valores orientadores foram atualizados pela CETESB em 2005, 2014 e 2021.

Outro destaque nesse período foi o início, em 2002, da publicação da Relação de Áreas Contaminadas e Reabilitadas no Estado de São Paulo pela CETESB (2002) na internet.

No âmbito municipal, faz-se um destaque ao município de São Paulo, que criou, em 2002, uma estrutura técnica e administrativa específica para acompanhar o GAC, instituindo o Grupo Técnico de Áreas Contaminadas (GTAC) da Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente.

Em 2003, foi criado o Grupo Interinstitucional de Áreas Contaminadas (GIAC), que contou com a participação de representantes da CETESB, do Ministério Público do Estado de São Paulo e da Secretaria do Verde e do Meio Ambiente do Município de São Paulo, visando criar procedimentos entre as instituições para melhoria do GAC.

Entre os produtos dos trabalhos do GIAC destaca-se a publicação da Decisão CG nº 167/2005 (São Paulo, 2006), da Corregedoria Geral de Justiça do Estado de São Paulo, de caráter normativo, publicada no *Diário Oficial do Estado de São Paulo* em 2006 (São Paulo, 2006), sobre a necessidade de averbação da contaminação e da reabilitação das respectivas áreas à margem do competente registro imobiliário.

Os trabalhos do GIAC também resultaram no estabelecimento de procedimentos administrativos entre a CETESB e a Secretaria do Verde e do Meio Ambiente do Município de São Paulo.

Nesse período, também foram criados vários dispositivos legais importantes, que passaram a ser aplicados no GAC. A Lei Estadual nº 9.999/1998 (São Paulo, 1998), por exemplo, altera a Lei Estadual nº 9.472/1996 (São Paulo, 1996), que disciplina o uso de áreas industriais, em seu artigo 1º, foi estabelecido que poderiam ser admitidos os usos residencial, comercial, de prestação de serviços e institucional quando se tratar de zona de uso predominantemente industrial (ZUPI) que tenha sofrido descaracterização significativa do uso industrial e não haja contaminação da área. Isso mediante parecer técnico da CETESB, desde que o uso pretendido seja permitido pela legislação municipal.

Destaca-se que o artigo 1º da Lei Estadual nº 9.999/1998 foi o primeiro dispositivo legal que incluiu a necessidade de investigação da presença de contaminação em uma área industrial, visando verificar a viabilidade de uma proposta de mudança de uso (São Paulo, 1998).

Com isso, a CETESB criou o parecer técnico de mudança de uso, para ser aplicado inicialmente nas ZUPI, que foi a base inicial do procedimento atual de reutilização de áreas reabilitadas, previsto no Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

Posteriormente, a aplicação do parecer técnico de mudança de uso foi ampliada, visando atender à demanda decorrente da requalificação urbanística ocorrida na capital, em virtude de alterações promovidas no tecido urbano-territorial pelo Plano Diretor do Município de São Paulo e pelo Plano Diretor Estratégico. Esses regramentos disciplinaram, a partir de 2002, o ordenamento do uso do solo, instituindo um novo zoneamento territorial urbano, com a exclusão de áreas industriais e sua transformação em áreas de uso misto e residencial, alterando, significativamente, a demanda por construções não industriais e a remodelação urbanística de várias regiões (tais como, a Vila Leopoldina, a Lapa de Baixo, o Butantã e outros tantos das zonas oeste, sul e leste da capital).

Esse fenômeno também se expandiu para outras regiões do estado de São Paulo, fruto da dinâmica do uso e ocupação de solo que, ao longo do tempo, vai provocando ou mesmo requerendo a mudança de uso nas várias regiões das cidades.

O parecer técnico para mudança de uso permitiu a recuperação e a reutilização de inúmeros terrenos pela iniciativa privada, promovendo uma verdadeira revolução urbanística, inicialmente, na capital e, em um segundo momento, em todo o território do estado de São Paulo. Isso conferiu segurança e garantia aos usuários de novos empreendimentos instalados em terrenos outrora ocupados por indústrias ou atividades comerciais e de serviços, agora reabilitados.

Em 2013, o parecer técnico de mudança de uso foi substituído pelo parecer técnico sobre plano de intervenção para reutilização, conforme estabelecido no Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

Outro dispositivo legal importante, publicado em 2000, foi a Resolução CONAMA nº 273/2000 (Brasil, 2001), que estabeleceu o licenciamento ambiental de postos revendedores, postos de abastecimento, instalações de sistemas retalhistas e postos flutuantes de combustíveis, além da necessidade de reforma das instalações existentes, e de investigação e adoção de medidas de intervenção nas áreas contaminadas.

O Estado de São Paulo, por meio da CETESB, cumpriu à risca a Resolução CONAMA nº 273/2000 (Brasil, 2001), convocando, na época, cerca de 8,5 mil empreendimentos para o licenciamento ambiental. Com efeito, a CETESB passou a licenciar os postos de combustível, atividade que até então só era objeto de atendimento corretivo, por ocasião de acidentes e atendimento a reclamações em virtude de incômodo à população.

Como destacado anteriormente, a CETESB chegou a registrar 76 casos de atendimento emergencial em postos de combustíveis em 1999, com situação de risco iminente.

Os resultados dessas ações foram extremamente importantes do ponto de vista ambiental, uma vez que no início do ano 2020 a CETESB registrou mais de nove mil licenças de operação emitidas para postos de combustíveis no estado de São Paulo, que realizaram reformas em suas instalações, substituindo as antigas instalações em estado precário por novas instalações seguras e atualizadas.

Outro resultado significativo foi a investigação e adoção de medidas de intervenção em mais de 4,5 mil áreas contaminadas relativas a postos de combustíveis, e a redução para zero, em 2020, do número de atendimentos a situações emergenciais, com riscos iminentes, em postos de combustível.

O Decreto Estadual nº 47.397/2002 (São Paulo, 2002a), que altera dispositivos do Decreto Estadual nº 8.468/1976 (São Paulo, 1976), em seu artigo 69-A, estabeleceu a necessidade do equacionamento de eventual contaminação existente na área, antes do

seu licenciamento ambiental. Destaca-se que essas orientações foram posteriormente incorporadas ao Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

Também merecem destaque os artigos 5º, 6º e 7º do Decreto Estadual nº 47.400/2002 (São Paulo, 2002b), que regulamenta a Lei Estadual nº 9.509/1997 (São Paulo, 1997), que institui o procedimento obrigatório de notificação de suspensão ou encerramento de atividade passível de licenciamento pela CETESB, tornando obrigatória a apresentação de plano de desativação e, se necessário, a recuperação da qualidade ambiental da área, visando propiciar a sua utilização futura de forma segura.

Tal procedimento, somado às ações preventivas preconizadas no licenciamento, constitui mais uma importante ferramenta na prevenção e controle de áreas contaminadas no estado de São Paulo.

Destaca-se que os procedimentos de desativação de atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas foram atualizados em 2013, com a publicação do Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

Embora a evolução observada nos procedimentos técnicos, administrativos e legais tenha sido muito significativa nesse período, o objetivo principal da CETESB à época era a implementação de uma lei estadual específica sobre o GAC. Os esforços empreendidos pela CETESB nesse sentido foram recompensados, com a publicação do Projeto de Lei nº 168 de 2005 (Lopes, 2005), tramitado na Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo.

## 5. O Mesozoico

O final da década de 2000 e início da década de 2010 foram marcados pela consolidação da estrutura técnica, administrativa e legal referente ao GAC.

Em 2007, foi publicada a Decisão de Diretoria da CETESB nº 103/2007/C/E (São Paulo, 2007), que consolidou os procedimentos técnicos e administrativos e criou o Grupo Gestor de Áreas Contaminadas Críticas.

Finalmente, em 2009, foi publicada a Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) específica sobre áreas contaminadas, um grande marco na história do GAC no estado de São Paulo e no Brasil, coroando os esforços empreendidos pela CETESB nesse sentido.

A Lei Estadual nº 13.577/2009 unificou os procedimentos já estabelecidos na legislação ambiental sobre o GAC, abrangendo a prevenção da contaminação, a identificação, a investigação e a remediação de áreas contaminadas, a adoção de ações emergenciais, a desativação de empreendimentos, a reutilização de áreas contaminadas e a revitalização de regiões, o cadastro de áreas contaminadas e reabilitadas, assim como a responsabilização e as infrações e penalidades (São Paulo, 2009).

O grande destaque da Lei nº 13.577/2009 foi a criação do Fundo Estadual para Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas (FEPRAC), a ser aplicado, principalmente, nas “áreas contaminadas órfãs” (São Paulo, 2009).

No mesmo ano, no âmbito federal, foi publicada a Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), nos moldes da Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009.

Em 2011, foi criado o Departamento de Áreas Contaminadas da CETESB, aperfeiçoando a estrutura administrativa e técnica existente, que é semelhante à atual.

Em 2013, ocorreu outro grande marco na história do GAC, consolidando a legislação existente, com a publicação do Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013), que regulamenta a Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009), cujo destaque foi a normatização do procedimento de reutilização de áreas contaminadas.

## 6. O Cenozoico

O final da década de 2010 foi marcado pela publicação da Decisão de Diretoria nº 038/2017/C (CETESB, 2017) e da Instrução Técnica nº 039/2017/C da CETESB (2019), em 2017. Esses documentos detalham e aperfeiçoam os procedimentos técnicos e administrativos existentes sobre o GAC.

Também em 2017, foram publicadas as Resoluções da Secretaria Estadual do Meio Ambiente nº 10 e nº 11 (São Paulo, 2017ab), sendo que na primeira são apresentadas as atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas e na segunda as regiões prioritárias para a identificação de áreas contaminadas.

Essas resoluções são a base para a identificação de áreas contaminadas e a realização do GAC em localidades onde há problemas de cunho regional provocados por elas.

Em julho de 2024, por meio da publicação da Decisão de Diretoria nº 056/2024/E (CETESB, 2024), a CETESB alterou a forma com que os estudos relativos ao gerenciamento de áreas contaminadas no estado de São Paulo devem ser apresentados.

A principal alteração desse novo regramento foi organizar as etapas do gerenciamento de áreas contaminadas em três blocos, de acordo com a Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009):

- Bloco 1 (identificação): avaliação preliminar e investigação confirmatória.
- Bloco 2 (diagnóstico): investigação detalhada, avaliação de risco e elaboração do plano de intervenção.
- Bloco 3 (intervenção): execução do plano de intervenção e monitoramento para encerramento.

Depois de quase 40 anos de história, o GAC no estado de São Paulo mostra resultados expressivos como pode ser observado na “Relação de Áreas Contaminadas e Reabilitadas no Estado de São Paulo”, publicada a partir de 2002 no *site* da CETESB (2002).

A última atualização anual, com informações coletadas até o final de 2020, mostrou forte tendência de crescimento do número de Áreas Reabilitadas (CETESB, 2020).

Os resultados mostraram que a soma do número de Áreas Reabilitadas para Uso Declarado (1.902 – 30% do total das áreas cadastradas) e de Áreas em Processo de Monitoramento para Encerramento (1.369 – 21% do total das áreas cadastradas), representavam 51% das áreas cadastradas (total de áreas cadastradas: 6.434), ou seja, praticamente metade dessas áreas já estava (até 2020) apta para o uso declarado, não sendo mais classificadas como “áreas contaminadas”.

Os outros 49% eram representados pelas Áreas Contaminadas em Processo de Remediação (1.463 – 23% das áreas cadastradas, ou seja, as áreas onde estão sendo aplicadas técnicas de remediação), Áreas Contaminadas com Risco Confirmado (780 – 12% das áreas cadastradas, ou seja, as áreas onde está em execução ou foram

realizadas investigação detalhada e avaliação de risco), as Áreas Contaminadas sob Investigação (635 – 10% das áreas cadastradas, ou seja, as áreas onde foi realizada a etapa de investigação confirmatória ou de investigação detalhada) e, finalmente, as Áreas Contaminadas em Processo de Reutilização (285 – 4% das áreas cadastradas, ou seja, aquelas onde a proposta de reutilização foi aprovada pela CETESB).

Os dados armazenados no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas, até 2020, também permitem estimar que, em mais de 3.774 áreas, foram aplicadas técnicas de remediação.

Também é estimado que, até 2020, em mais de 3,5 mil áreas foram implementadas medidas de controle institucional, especialmente a restrição de uso das águas subterrâneas, e, em mais de 110 casos, foram implantadas medidas de controle de engenharia.

Até 2020, a adoção de medidas emergenciais ocorreram em mais de 1.835 áreas, enquanto, onde o processo de reutilização foi aplicado, houve um número superior a 1.049 áreas.

Em uma atualização para dezembro de 2024, verifica-se que permanece a tendência de crescimento do número de Áreas Reabilitadas.

Os resultados mostram que a soma do número de Áreas Reabilitadas para Uso Declarado (2.427 – 34,2% do total das áreas cadastradas) e de Áreas em Processo de Monitoramento para Encerramento (1.427 – 20,24% do total das áreas cadastradas), representavam 54,44% das áreas cadastradas (total de áreas cadastradas: 7.052), ou seja, praticamente metade das áreas cadastradas estava com os riscos controlados, não sendo mais classificadas como “áreas contaminadas”.

Os outros 45,56% eram representadas pelas Áreas Contaminadas em Processo de Remediação (1.290 – 18,29% das áreas cadastradas, ou seja, as áreas onde estão sendo aplicadas técnicas de remediação), Área Contaminada com Risco Confirmado (854 – 12,11% das áreas cadastradas, ou seja, as áreas onde está em execução ou foram realizadas investigação detalhada e avaliação de risco), as Áreas Contaminadas sob Investigação (736 – 10,44% das áreas cadastradas, ou seja, as áreas onde foi realizada a etapa de investigação confirmatória ou de investigação detalhada) e, finalmente, as Áreas Contaminadas em Processo de Reutilização (318 – 4,51% das áreas cadastradas, ou seja, aquelas onde a proposta de reutilização foi aprovada pela CETESB).

É importante mencionar, como parte desses resultados, o papel das consultorias ambientais, que evoluíram bastante nesses anos, disponibilizando técnicas de investigação e de remediação atualizadas, mais eficientes e eficazes.

Outro destaque é a ação do Grupo Gestor de Áreas Contaminadas Críticas, criado em 2007, por meio da Decisão de Diretoria nº 103/2007/C/E (São Paulo, 2007), que vem conseguindo bons resultados. Como exemplo, pode ser citada a reabilitação da área da Shell na Vila Carioca, em São Paulo (SP), e a implementação de medidas de intervenção – com a eliminação dos riscos iminentes e a viabilização do uso de forma segura – na maior parte das áreas contaminadas críticas, como ocorreu no Condomínio Residencial Barão de Mauá, em Mauá (SP), no Shopping Center Norte, em São Paulo (SP), no Aterro Mantovani, em Santo Antônio de Posse (SP), no Bairro do Itatinga, em São Sebastião (SP), e em várias áreas na região de Jurubatuba, em São Paulo (SP).

Outro caso amplamente divulgado pela imprensa, também equacionado com a implementação de medidas de intervenção, é o caso da USP Leste, em São Paulo (SP).

Visando obter mais melhorias, a CETESB vem publicar esta 3ª edição revisada e ampliada do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, com a participação dos setores envolvidos no assunto na Câmara Ambiental de Áreas Contaminadas, criada no início de 2020.

Conforme a descrição resumida feita nesta seção dos 40 anos de história do GAC no estado de São Paulo, é possível verificar que a CETESB vem buscando constantemente melhorar os procedimentos, com o objetivo de viabilizar o uso seguro do maior número possível de áreas contaminadas. As ações proativas tomadas geraram um arcabouço técnico, legal e administrativo dos mais avançados no mundo, que está sendo aplicado de forma eficiente e eficaz pela CETESB na solução dos casos de áreas contaminadas identificados no estado de São Paulo.

Entretanto, embora o GAC esteja sendo executado de forma eficiente e eficaz, e as medidas preventivas, como o licenciamento ambiental, estejam funcionando de forma adequada, ainda há um desafio enorme a ser vencido. Isso porque o estado de São Paulo possui o maior parque industrial do país e um grande número de atividades comerciais com potencial de contaminação, sem contar com a possibilidade da ocorrência de acidentes, que são capazes de provocar o surgimento de novas áreas contaminadas.

Dessa forma, para o enfrentamento dessas questões é necessário o aperfeiçoamento contínuo do GAC pela CETESB, assim como a contribuição de todas as partes envolvidas.

O equacionamento da questão relativa às áreas contaminadas ocorrerá a partir da mobilização de diversos setores da sociedade, cabendo à CETESB o gerenciamento do processo, com a participação efetiva dos órgãos responsáveis pela saúde, recursos hídricos e planejamento urbano, no âmbito estadual e municipal.

Em decorrência dessa mobilização e do gerenciamento adequado, os problemas atualmente existentes poderão ser solucionados ou mesmo transformados em ações de incentivo ao desenvolvimento econômico e à geração de empregos.

O sucesso do programa de GAC no futuro, que já demonstra resultados bastante positivos atualmente, também depende do engajamento das empresas que apresentam potencial de contaminação, dos investidores, dos agentes financeiros, das empresas do setor imobiliário, da construção civil, das empresas de consultoria ambiental, das universidades, do poder público em todos os níveis (legislativo, executivo e judiciário) e da população em geral.

## Referências

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução CONAMA nº 273, de 29 de novembro de 2000**. Estabelece diretrizes para o licenciamento ambiental de postos de combustíveis e serviços e dispõe sobre a prevenção e controle da poluição. Brasília. DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União, Brasília, DF, n.5, p. 20-23, 8 jan. 2001. Alterada pelas Resoluções 276/01 e 319/02. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=271. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília. DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. São Paulo: CETESB, 1999.

CETESB. **Relatório à Diretoria 007/C/E/2000, 18/01/2000**. Implantação de procedimentos para o atendimento a vazamentos de combustíveis em postos de serviço. São Paulo: CETESB, 2000a. 16 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2020/12/DD-007-00-C-E-Implantac%CC%A7a%CC%83o-de-procedimento-parao-atendimento-a-vazam.-de-combusti%CC%81veis.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Relatório à Diretoria 023/C/E/2000, 15/06/2000**. Implantação de procedimentos para o gerenciamento de áreas contaminadas. São Paulo: CETESB, 2000b. 13 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2020/12/RD-023-00-C-E-Implantac%CC%A7a%CC%83o-de-procedimentos-para-o-gerenciamento-de-a%CC%81reas-contaminadas.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2001. 232 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2020/12/2001-Relato%CC%81rio-de-Estabelecimento-de-Valores-Orientadores-para-Solos-e-A%CC%81guas-Subterra%CC%82neas-no-Estado-de-Sa%CC%83o-Paulo.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Diretoria de Controle de Poluição Ambiental; Diretoria de Recursos Hídricos e Engenharia Ambiental. **Áreas contaminadas no estado de São Paulo.** São Paulo: CETESB, 2002. 128 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/relacao-de-areas-contaminadas/. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 103/2007/C/E, de 22 de junho 2007. Dispõe sobre o procedimento para gerenciamento de áreas contaminadas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 117, n. 119, p. 34-39, 27 jun. 2007. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2015/07/DD-103-07-C-E-Procedimento-para-Gerenciamento-de-%C3%81reas-Contaminadas.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 38/2017/C, de 7 de fevereiro 2017. Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece [...]. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, n. 127, n. 28, p. 47-52, 10 fev. 2017. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-038-2017-C.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Diretoria de Controle e Licenciamento Ambiental. **Instrução técnica nº 039/2017/C**. São Paulo: CETESB, 2019. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2019/08/IT_039.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Relação de áreas contaminadas e reabilitadas no estado de São Paulo.** São Paulo: CETESB, 2020. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/relacao-de-areas-contaminadas/. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 56/2024/E, de 22 de julho 2024. Dispõe sobre o agrupamento em blocos das etapas do gerenciamento de áreas contaminadas e o procedimento de solicitação de Pareceres Técnicos para submissão à CETESB dos relatórios referentes à execução das etapas [...]. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 3: Caderno Executivo, São Paulo, v. 134, n.142, p. 33-34, 30 jul. 2024. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2024/07/DD-056-2024-E-Agrupamento-em-blocos-etapas-gerenciamento-areas-contaminadas.pdf. Acesso em: maio 2025.

GLOEDEN, Elton. **Gerenciamento de áreas contaminadas na bacia hidrográfica do Reservatório Guarapiranga, São Paulo.** 1999. Tese (Doutorado) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 1999. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44133/tde-12022015-152823/pt-br.php. Acesso em: maio 2025.

LOPES, Valdomiro. Projeto de Lei n. 168/2005, 15 abr. 2005. Padroniza as informações que deverão constar nos rótulos e/ou embalagens de produtos alimentícios comercializados no Estado. **Diário da Assembléia**, São Paulo, p. 11, 15 abr. 2005. Processo 2244/2005. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/propositura/?id=563104. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto n° 8.468, de 8 de setembro de 1976**. Aprova o Regulamento da Lei n° 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo: Governo do Estado, 1976. Alterações posteriores. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: Atos legislativos, São Paulo, v. 86, n. 171, p. 4-18, 9 set. 1976. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/62153. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 9.472, de 30 de dezembro de 1996**. Disciplina o uso de áreas industriais que especifica e dá outras providências. São Paulo: Governo do Estado, 1996. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 106, n. 250, p. 1, 31 dez. 1996. Retificada no DOE, v. 107, n. 4, p. 1, 7 jan. 1997. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1996/original-lei-9472-30.12.1996.html. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 9.509, de 20 de março de 1997**. Dispõe sobre a Política Estadual do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação. São Paulo: Governo do Estado, 1997. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 107, n. 55, p. 1-3, 21 mar. 1997. Retificada no DOE, p. 1, 9 abr. 1997. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/9375. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 9.999, de 9 de junho de 1998. Altera a Lei n. 9.472, de 30 de dezembro de 1996, que disciplina o uso de áreas industriais. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 108, n. 109, p. 1, 10

jun. 1998. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1998/lei-9999-09.06.1998.html. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 47.397, de 4 de dezembro de 2002**. Dá nova redação ao Título V e ao Anexo 5 e acrescenta os Anexos 9 e 10, ao Regulamento da Lei n.º 997, de 31 de maio de 1976, aprovado pelo Decreto n.º 8.468, de 8 de setembro de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo: Governo do Estado, 2002a. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder executivo, São Paulo, v. 112, n. 232, p. 3, 4 dez. 2002. Retificado no DOE, p. 4, 7 dez. 2002. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/1281. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 47.400, de 4 de dezembro de 2002**. Regulamenta dispositivos da Lei Estadual n.º 9.509, de 20 de março de 1997, referentes ao licenciamento ambiental, estabelece prazos de validade para cada modalidade de licenciamento ambiental e condições para sua renovação, estabelece prazo de análise dos requerimentos e licenciamento ambiental, institui procedimento obrigatório de notificação de suspensão ou encerramento de atividade, e o recolhimento de valor referente ao preço de análise. São Paulo: Governo do Estado, 2002b. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder executivo, São Paulo, v. 112, n. 232, p. 10-11, 5 dez. 2002. Retificado no DOE, p. 4, 6 dez. 2002. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/1284. Acesso em: maio 2025.

SÂO PAULO (Estado). Corregedoria Geral de Justiça. Decisão CG n. 167/2005), Diário Oficial do Estado de São Paulo, 2006. Disponível em: https://esaj.tjsp.jus.br/gecon/parecer/visualizar/BlmW4dZED3. Acesso em: julho 2025.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 119, n. 127, p. 1-3, 9 jul. 2009. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/156934. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei n° 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Alteração posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no DOE, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2013/decreto-59263-05.06.2013.html. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 10, de 8 de fevereiro de 2017*. Dispõe sobre a definição das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas.* **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 127, n. 28, p. 43, 10 fev. 2017a. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2017resolucao_sma_010_2017-1.pdf. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 11, de 8 de fevereiro de 2017*.* Dispõe sobre a definição das regiões prioritárias para a identificação de áreas contaminadas*.* **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 127, n. 28, p. 43-47, 10 fev. 2017b. Disponível em:

https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2017resolucao_sma_011_2017.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 1.4: Conceitos de Hidrogeologia

**Sumário**

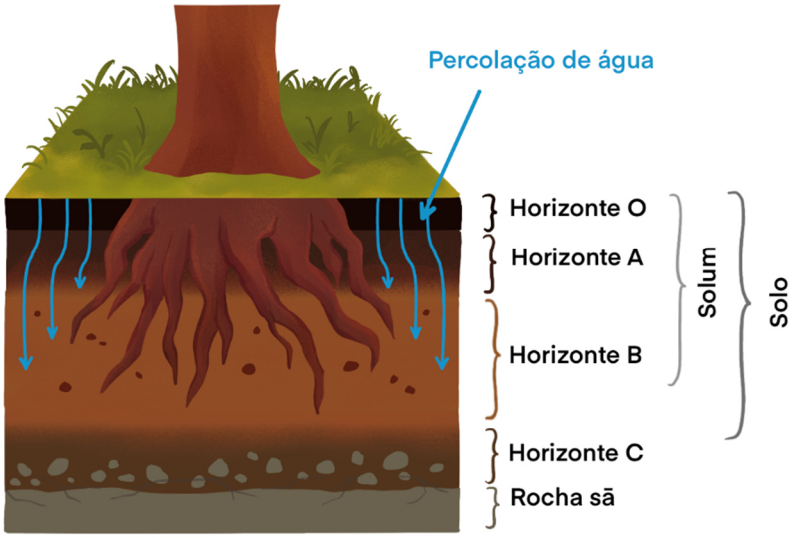
**1. O meio subterrâneo ..... 1**
1.1. Propriedades físicas do solo/sedimentos ..... 2
1.1.1. Textura ..... 2
1.1.2. Estrutura ..... 3
1.1.3. Permeabilidade e condutividade hidráulica ..... 3
1.1.4. Porosidade ..... 4
1.1.5. Densidade do solo e densidade das partículas ..... 5
1.2. Propriedades químicas e mineralógicas dos solos/sedimentos ..... 6
1.2.1. Mineralogia ..... 6
1.2.2. Presença de matéria orgânica ..... 6
1.2.3. pH ..... 6
1.2.4. Capacidade de troca catiônica ..... 8
1.3. Propriedades das rochas ..... 8
1.4. Propriedades dos materiais antrópicos ..... 9
**2. Distribuição e fluxo de água em subsuperfície ..... 9**
2.1. Águas subterrâneas e o ciclo hidrológico ..... 9
2.2. Aquíferos e aquitardes ..... 10
2.3. Aquíferos confinados e livres ..... 11
**3. Fluxo de água subterrânea em meios porosos ..... 11**
**4. Fluxo de água subterrânea em meios fraturados ..... 13**
**Referências ..... 14**
**Anexo A – Exemplos de fraturas em testemunhos de rochas ..... 17**

## 1. O meio subterrâneo

No meio subterrâneo são encontradas rochas, sedimentos, materiais antrópicos e o solo, localizado entre a superfície e a rocha sã ou em decomposição. As rochas presentes na superfície terrestre passam pelo processo de intemperismo, que consiste em alterações de ordem física (como a fragmentação) e química (como a decomposição), gerando os sedimentos e os solos. Essas transformações são influenciadas por diversos fatores, incluindo o clima, o relevo, a presença de fauna e flora, o tipo de rocha e o período de exposição. Essa transformação das rochas pode formar minerais secundários como argilominerais e óxidos de ferro e alumínio, o que é comum nas zonas tropicais úmidas. Os materiais antrópicos são aqueles depositados pelas atividades humanas, como aterros e edificações.

Em conjunto com o intemperismo, os processos pedogenéticos – que envolvem adições, remoções e movimentações internas de matéria e energia – promovem a formação dos solos. Os solos são constituídos por sólidos (resultantes da reorganização de materiais intemperizados associados à matéria orgânica), líquidos e gases. O solo se organiza em horizontes (**Figura 1.4-1**). Os horizontes do perfil mais próximos à superfície (horizontes O, A e B) possuem composição, estrutura e textura cada vez mais diferentes da rocha original, por estarem há mais tempo sujeitos à ação do intemperismo. A camada de materiais não consolidados que recobre as rochas sólidas das quais se originam é conhecida como manto de alteração ou regolito.

**Figura 1.4-1 – Esquema da sucessão de materiais em perfil de alteração ou perfil de solo genérico**




Fonte: Autores e AESAS (2023), adaptado de: Toledo *et al.* 2000.
Nota:
Constituído, de baixo para cima, pela rocha inalterada ou sã, pelo saprolito ou alterita (horizonte C) e pelo solum.

Os sedimentos são partículas de rocha e matéria orgânica que também resultam do processo de intemperismo. Sedimentos podem variar amplamente em tamanho, desde grãos microscópicos de argila até pedras maiores, e são transportados e depositados por diversos agentes geológicos, como água, vento, gelo e gravidade. Os materiais inconsolidados, por sua vez, referem-se a camadas de sedimentos que ainda não foram compactadas e cimentadas o suficiente para se tornarem rochas sedimentares. Esses materiais mantêm uma estrutura solta e porosa, permitindo a fácil circulação de água e outros fluidos subterrâneos. O regolito é uma camada composta principalmente por materiais inconsolidados, tendo um papel crucial na dinâmica do meio subterrâneo, interferindo na recarga de aquíferos e na qualidade da água subterrânea.

Portanto, no ambiente subterrâneo, os sedimentos, materiais inconsolidados e solos desempenham um papel interligado na formação e evolução do meio ambiente, influenciando a hidrologia, a qualidade da água subterrânea, a estabilidade geotécnica e muitos outros aspectos cruciais para a compreensão e gestão desse ambiente complexo.

## 1.1. Propriedades físicas do solo/sedimentos

As propriedades físicas do solo ou dos sedimentos (como textura, densidade, porosidade, estrutura, permeabilidade) controlam o fluxo da água subterrânea e o transporte de poluentes, definindo também as condições que contribuem para a atenuação química e biológica de contaminantes. Serão descritas a seguir as principais características físicas do meio subterrâneo relacionadas ao fluxo de água subterrânea.

### 1.1.1. Textura

Dependendo da espécie mineralógica que deu origem ao solo/sedimento e dos mecanismos de intemperismo e transporte, os solos apresentam diferentes proporções

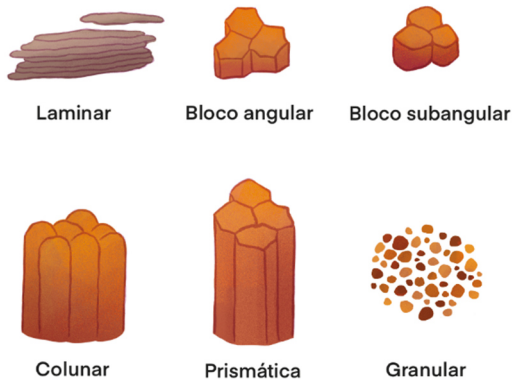
entre partículas de diferentes tamanhos. No Brasil, uma convenção para classificar o tamanho de partículas amplamente aceita foi sugerida pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1979) (https://www.embrapa.br/solos/sibcs/propriedades-do-solo), sendo areia grossa (0,2 - 2 mm), areia fina (0,05 - 0,2mm), silte (0,002 - 0,05 mm) ou argila (< 0,002 mm). A proporção relativa dos tamanhos dos grãos do solo/sedimento é chamada de textura. A granulometria deve ser observada em campo e determinada em ensaios de laboratório pela análise granulométrica.

### 1.1.2. Estrutura

Em condições naturais, a maioria dos solos apresenta partículas sólidas, como minerais e matéria orgânica, unidas entre si para formar agregados. As forças que mantêm essas partículas coesas dentro de um mesmo agregado são geralmente mais intensas do que aquelas que conectam agregados adjacentes. Isso cria planos de fraqueza onde os agregados podem se separar. A estrutura do solo, formada pelo conjunto desses agregados, influencia diretamente a porosidade do meio e tem influência no desenvolvimento de plantas no solo.

A descrição da estrutura do solo considera três aspectos principais: o grau de desenvolvimento das unidades estruturais, a classe (ou tamanho) e o tipo de estrutura. O grau representa a intensidade das ligações internas e externas aos agregados, sendo avaliado pela nitidez dos agregados no perfil e pela resistência à desagregação durante a remoção e manipulação. A classe diz respeito ao tamanho dos agregados, enquanto o tipo refere-se à forma dos agregados, conforme ilustrado na **Figura 1.4-2**.

**Figura 1.4-2 – Tipos de agregados estruturais**




Fonte: Autores e AESAS (2023), adaptado de Embrapa (2006).

### 1.1.3. Permeabilidade e condutividade hidráulica

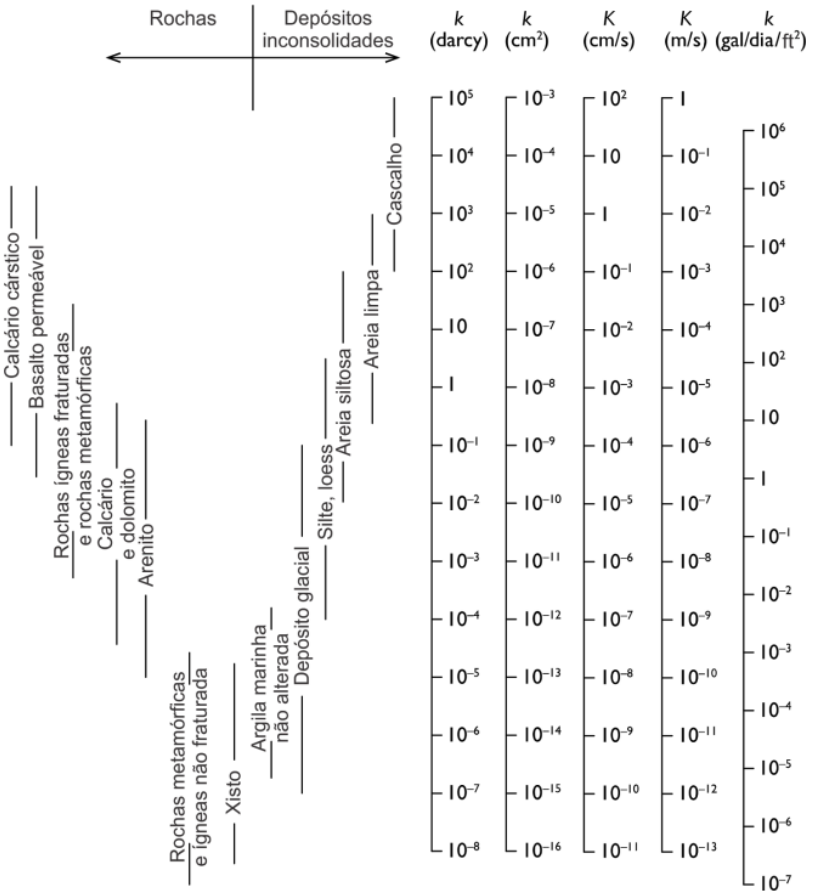
Condutividade hidráulica e permeabilidade são formas de expressar a facilidade de percolação de um fluido no meio. A condutividade hidráulica (K) é definida como a constante de proporcionalidade entre o fluxo de água subterrânea e o gradiente hidráulico do meio segundo a Lei de Darcy, a ser detalhada no item 3.2. Esta constante é dependente do meio poroso e do fluido, enquanto a permeabilidade (k) é função apenas do meio poroso. As duas grandezas se relacionam pela **Equação 1**.

$$K = \frac{k \cdot \rho \cdot g}{\mu} \qquad (1)$$

Onde: g é a aceleração da gravidade, ρ é a densidade do fluido e μ é a viscosidade dinâmica do fluido.

É intuitiva a noção de que a permeabilidade, a textura e a estrutura do solo estão relacionadas. A Error! Reference source not found. **1.4-3** indica valores típicos de condutividade hidráulica e permeabilidade para diferentes materiais geológicos (Freeze e Cherry, 1979). Apesar de apresentar uma estimativa da ordem de grandeza da permeabilidade do meio, as tabelas de permeabilidade e condutividade hidráulica devem ser utilizadas com cautela. A heterogeneidade presente nos solos gera incertezas na estimativa deste parâmetro, que deve ser aferido em campo para a melhor caracterização do aquífero, aquitarde, aquiclude ou aquífugo (ver **Capítulo 14**). Ressalta-se que a condutividade hidráulica pode apresentar grande heterogeneidade e anisotropia, variando significativamente em pequenas distâncias e em função da direção.

**Figura 1.4-3 – Intervalo de valores de condutividade hidráulica e permeabilidade**



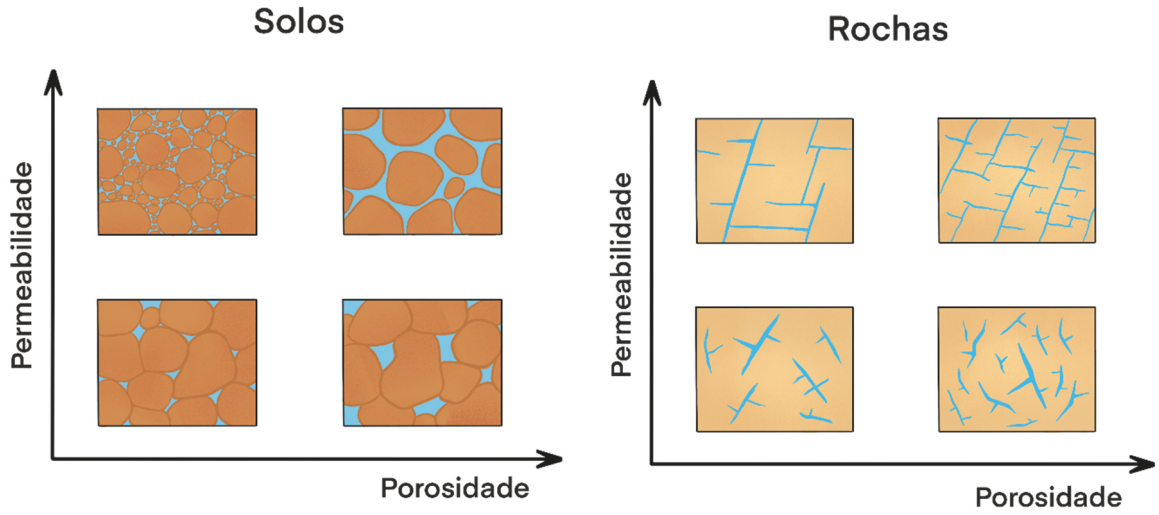

Fonte: Freeze e Cherry (1979).

### 1.1.4. Porosidade

Considerando que o volume unitário total ($V_T$) de um solo ou rocha é composto por um volume da parte sólida ($V_S$) e um volume de vazios, ou poros ($V_V$), a porosidade (n) é definida como a razão entre o volume de poros e o volume total ($n = V_V / V_T$), definida em fração decimal ou em porcentagem. Além disso, a porosidade primária se refere aos vazios presentes originalmente quando uma rocha ou solo foram criados. Porosidade secundária, por sua vez, se refere a fraturas em rochas ou canais abertos pelo fluxo de solução em carbonatos e outras rochas mais solúveis.

Outro conceito importante relacionado ao volume de vazios é a porosidade efetiva ($n_e$), que representa o volume de poros interconectados do meio, pelos quais os fluidos podem se mover. Portanto, é uma fração da porosidade total e está associada à permeabilidade do meio poroso. A **Figura 1.4-4** ilustra a relação entre permeabilidade e porosidade.

**Figura 1.4-4 – Relação entre textura e porosidade para solos/sedimentos e rochas**




Fonte: Autores e AESAS (2023), adaptado de: Joseferd (2015) e Morris *et al.* (2003).

### 1.1.5. Densidade do solo e densidade das partículas

A densidade do solo (*bulk density* ou densidade aparente*)* ρ é definida como a razão entre a massa de uma amostra de solo/sedimento seca a 105 ºC ($M_S$) e o volume total ($V_T$) (**Equação 2**). Expressas em g $cm^{-3}$ ou kg $m^{-3}$, as densidades típicas dos solos variam de acordo com sua textura e co
mposição. A
**Tabela 1.4-1** apresenta alguns valores típicos de densidade do solo.

$$\rho = \frac{M_S}{V_T} \quad (2)$$

**Tabela 1.4-1 – Valores típicos de densidade de solo**

| Tipo de solo | Densidade típica (g $cm^{-3}$) |
|---|---|
| Solos Minerais | 1,0 – 2,0 |
| Solos com elevada matéria orgânica | 0,9 – 1,3 |
| Húmicos | 0,75 – 1,00 |
| Turfosos | 0,20 – 0,50 |

Fonte: Osman (2013).

A densidade de partículas ($\rho_S$) refere-se apenas à fração sólida de uma amostra de solo, sendo a razão entre a massa de uma amostra de solo seca ($M_S$) e o volume ocupado pela fração sólida ($V_S$) (**Equação 3**).

$$\rho_S = \frac{M_S}{V_S} \quad (3)$$

Nos solos, a densidade das partículas tipicamente varia entre 2,2 e 2,8 g $cm^{-3}$, e está relacionada aos minerais que o constituem, como quartzo, feldspatos e silicatos, e com o conteúdo de matéria orgânica (Marques; Leão, 2023).

## 1.2. Propriedades químicas e mineralógicas dos solos/sedimentos

As propriedades químicas e mineralógicas dos solos/sedimentos, como pH, teor de nutrientes, capacidade de troca iônica, condutividade elétrica e matéria orgânica têm grande importância no transporte de poluentes e, em conjunto com a atividade biológica, são associadas aos principais mecanismos de atenuação de poluentes no meio subterrâneo.

### 1.2.1. Mineralogia

Os solos/sedimentos contêm minerais primários, que são herdados da rocha original, e minerais secundários, formados pelos processos de intemperismo químico sobre as rochas. Entre os minerais secundários destacam-se os argilominerais (filossilicatos) e os oxi-hidróxidos (de ferro ou de alumínio) e, em menor frequência, outros tipos de minerais, como carbonatos e fosfatos.

A mineralogia interfere na composição da água subterrânea, que pode conter uma ampla gama de constituintes químicos inorgânicos. Estes compostos são originados das interações químicas e bioquímicas com materiais geológicos por onde a água flui, e em menor grau, devido às reações com constituintes presentes na atmosfera e nos corpos de águas superficiais. A geoquímica da água subterrânea também é influenciada pela dissolução de gases do solo (como $O_2$ e $CO_2$). A soma da concentração dos íons principais ($Na^+$, $Mg^{2+}$, $Ca^{2+}$, $Cl^-$, $HCO_3^-$, $SO_4^{2-}$) compreende mais de 90% dos sólidos totais dissolvidos na água.

### 1.2.2. Presença de matéria orgânica

A matéria orgânica do solo, além de estar associada à fertilidade do solo próximo a superfície, exerce grande influência nas reações químicas, liberando $CO_2$, por exemplo, e afetando o pH da água. O pH pode alterar as atividades biológicas no solo e tem reflexos na solubilidade do alumínio e outros metais. Além disso, a presença de material orgânico pode modificar a estrutura do solo e as ligações entre agregados com consequências para a porosidade efetiva e permeabilidade do meio poroso. Também tem um grande impacto no comportamento de poluentes (principalmente hidrofóbicos), pois tem grande potencial de sorção.

### 1.2.3. pH

O pH (potencial hidrogeniônico) define a acidez ou alcalinidade do meio. Os solos possuem tipicamente o pH entre 3,0 e 9,0, a depender da região e formação geológica. O termo “pH do solo” refere-se ao pH de uma solução formada pela mistura de uma amostra do solo com água, que é agitada e depois passa por um processo de decantação ou filtração para aferimento. Portanto, está diretamente ligado ao pH da água subterrânea e aos processos químicos e biológicos que ocorrem na água.

No Brasil, grande parte das camadas mais superficiais do solo até 0,8 m apresentam pH baixo, entre 4,4 e 6,0 (Souza *et al.*, 2004). Assim, para corrigir o pH do solo, é muito comum a adição de calcário (carbonato de cálcio, $CaCO_3$), em um processo que é denominado calagem. Para os processos de remediação de águas subterrâneas, o pH pode interferir em técnicas que dependem de reações químicas de oxirredução, além

de alterar a atividade microbiológica essencial nas técnicas de biorremediação e atenuação natural monitorada. Além disso, o pH alterado pode ser um indicador de influência antrópica na água subterrânea se comparado a medições de *background*.

### 1.2.4. Capacidade de troca catiônica

A Capacidade de Troca Catiônica (CTC) do solo está relacionada à quantidade de cargas negativas que o solo possui. Ela é uma medida da capacidade de troca entre um cátion em solução por outro que está adsorvido na partícula sólida, sendo estimada pela quantidade dos principais cátions como $Ca^{2+}$(cálcio), $Mg^{2+}$(magnésio), $K^{+}$ (potássio), $Na^{+}$ (sódio), $Al^{+3}$ (alumínio) e $H^{+}$ (hidrogênio). Em geral, solos argilosos ou com maior quantidade de matéria orgânica possuem maior CTC devido à maior concentração de cargas negativas em suas superfícies, que atraem cátions.

A CTC pode influenciar na estabilidade do solo, solubilidade de nutrientes, pH do solo e da água subterrânea e nas reações do solo com outros compostos químicos. Quanto maior o pH do solo, maior tende a ser a CTC e a capacidade de adsorção, que impacta no transporte de poluentes e atenuação natural.

## 1.3. Propriedades das rochas

As rochas são compostas por diferentes minerais e apresentam texturas e estruturas variadas. As rochas podem ser classificadas conforme sua gênese em três tipos principais: ígneas ou magmáticas, metamórficas e sedimentares.

- Rochas ígneas ou magmáticas: formam-se a partir da solidificação do magma ou da lava vulcânica. Geralmente, possuem alta resistência e incluem tanto subtipos geologicamente recentes quanto formações mais antigas. Essas rochas são classificadas em dois grupos principais:
    - Rochas ígneas extrusivas ou vulcânicas: resultam do resfriamento do magma, que é expelido na forma de lava por vulcões. Um exemplo comum é o basalto.
    - Rochas ígneas intrusivas ou plutônicas: desenvolvem-se no interior da Terra, normalmente nas zonas de transição entre a astenosfera e a litosfera, em um processo de formação mais demorado. Essas rochas chegam à superfície por meio de afloramentos associados ao movimento das placas tectônicas. Um exemplo é o gabro.
- Rochas metamórficas: formam-se a partir de transformações em rochas pré-existentes sem que estas sejam totalmente decompostas durante o processo, conhecido como metamorfismo. Esse processo ocorre quando a rocha original é submetida a condições de temperatura e pressão distintas das de sua formação, resultando em alterações em suas propriedades mineralógicas. Um exemplo é o mármore.
- Rochas sedimentares: se originam a partir do acúmulo de sedimentos, que são partículas de rochas pré-existentes. Os sedimentos são formados pela ação dos processos erosivos, e são transportados pela água e pelos ventos até se acumularem e, a uma certa pressão, se unirem e solidificarem, formando novas rochas no processo de diagênese. Exemplo: calcário.

As propriedades físicas das rochas que controlam o escoamento de águas subterrâneas e transporte de poluentes são intimamente relacionados ao tipo de rocha que constitui o substrato da área de interesse.

Em rochas ígneas e boa parte das metamórficas, por não possuírem poros intergranulares, a água flui somente pelas fraturas que as cortam, geradas por processos intempéricos e/ou tectônicos. A porosidade nesses casos é baixa, e a permeabilidade ao longo das fraturas é elevada. Assim, a condutividade hidráulica do substrato rochoso depende da densidade e conectividade das fraturas.

As rochas sedimentares, por serem formadas a partir do acúmulo e litificação dos grãos, possuem porosidade intergranular herdada dos sedimentos formadores da rocha. A depender do grau de compactação e cimentação, a porosidade e a permeabilidade podem ser bastante variáveis. Adicionalmente, essas rochas podem ser incrementadas por fraturas, cujos mecanismos de formação são os mesmos descritos para as rochas ígneas e metamórficas. Os aquíferos do tipo *karst* constituem um clássico exemplo de aquíferos formados em rochas sedimentares calcárias, cujas cavernas e fendas são geradas por dissolução de fraturas pela percolação de águas.

O **Anexo A** apresenta exemplos de fraturas, que ilustram a complexidade do fluxo e transporte de poluentes nesses meios.

### 1.4. Propriedades dos materiais antrópicos

Resultados de atividades humanas como construção, deposição de resíduos e aterros sanitários, os materiais antrópicos possuem propriedades que variam amplamente com base na sua composição e no processo de deposição. Materiais antrópicos podem incluir concreto, asfalto, resíduos sólidos, resíduos químicos e muitos outros. Suas características físicas e químicas podem afetar a qualidade da água subterrânea e o comportamento hidrogeológico da região.

A porosidade e a permeabilidade dos materiais antrópicos são características críticas a serem consideradas nas intervenções em meio ambiente subterrâneo. Enquanto o concreto e o asfalto geralmente são impermeáveis, os resíduos sólidos podem ser altamente porosos, permitindo a percolação de água e a lixiviação de poluentes para o subsolo. Além disso, a presença de substâncias tóxicas em materiais antrópicos, como metais pesados ou produtos químicos industriais, pode representar um sério risco à qualidade da água subterrânea.

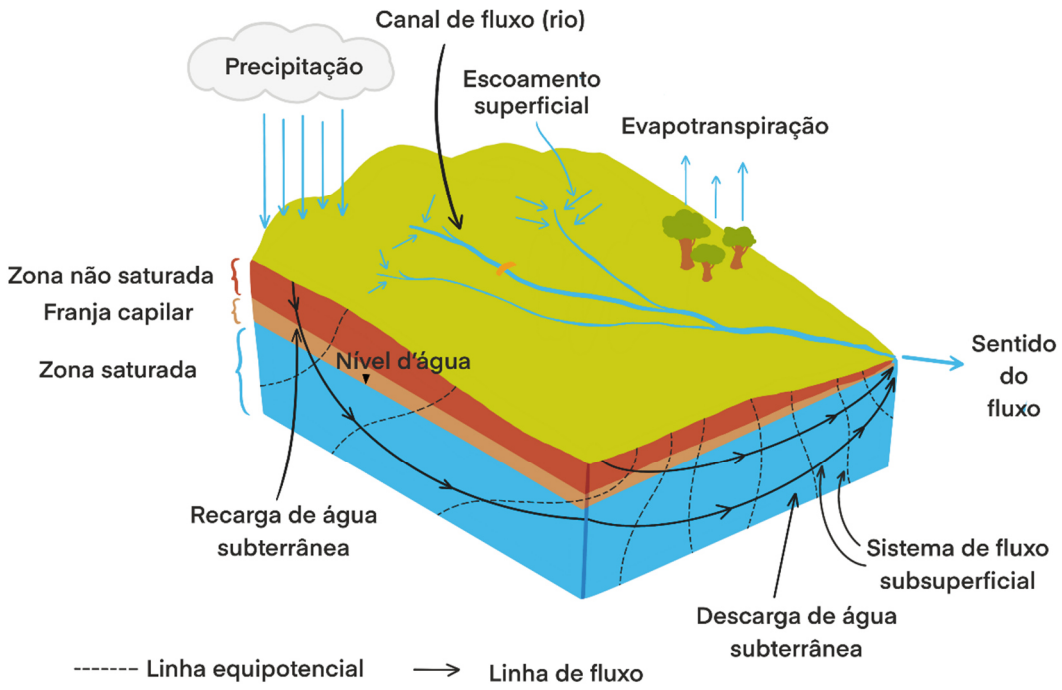
## 2. Distribuição e fluxo de água em subsuperfície

### 2.1. Águas subterrâneas e o ciclo hidrológico

A água subterrânea é fundamental para a manutenção da água em forma líquida na Terra. As suas reservas são formadas a partir da infiltração da precipitação e de águas superficiais em zonas de recarga. A água subterrânea migra no meio subterrâneo e aflora para corpos d'água superficiais em zonas de descarga, onde ocorre escoamento e evaporação. Parte da água subterrânea também é transpirada pelas plantas para a atmosfera por evapotranspiração. As águas subterrâneas são de grande importância, destacando-se o seu papel como fonte de água para abastecimento e fornecendo um fluxo de água em subsuperfície, que impacta nas reservas de água superficiais conforme apresentado na Error! Reference source not found..

No meio subterrâneo, a água pode estar na zona não-saturada (ou zona vadosa) ou na zona saturada. Na zona não-saturada, os poros (espaços vazios do solo, rochas ou aterros) estão preenchidos por ar e água. Na zona saturada, os poros estão completamente preenchidos por água. A superfície imaginária que separa essas duas zonas é definida como **nível d'água**, correspondente à superfície onde a pressão efetiva é igual a zero (pressão igual à pressão atmosférica). A região acima do nível d'água, onde os poros estão virtualmente preenchidos com água (saturação próxima de 100%), é chamada de **franja capilar**.

**Figura 1.4-5 – Representação esquemática da importância do ciclo hidrológico para as águas subterrâneas**




Fonte: Autores e AESAS (2023), adaptado de Freeze e Cherry (1979).

## 2.2. Aquíferos e aquitardes

Um **aquífero** é definido como uma unidade litológica (ou uma combinação de unidades litológicas), permeável e saturada que pode transmitir quantidades significativas de água sob gradientes hidráulicos comuns (Freeze; Cherry, 1979). Um aquífero pode apresentar várias formações geológicas de rochas, sedimentos ou solos de variadas permeabilidades, sendo as formações mais comuns de aquíferos as que apresentam maior condutividade hidráulica, como areias não consolidadas e cascalhos, rochas sedimentares permeáveis como arenitos e calcários, e rochas vulcânicas e cristalinas fortemente fraturadas.

As camadas menos permeáveis de uma sequência estratigráfica formam os **aquitardes,** formações geológicas que contêm água e a transmite lentamente. São formados em geral por folhelhos, argilitos, siltitos, xistos e rochas cristalinas, cuja permeabilidade não é suficiente para permitir a produção de água em poços. As definições de aquífero e aquitarde baseadas em relação à capacidade de produzir água permitem a utilização desses termos de forma relativa. Por exemplo, em um sistema com camadas intercaladas de areia-silte, os siltes podem ser considerados aquitardes, enquanto em um sistema silte-argila, os siltes seriam considerados aquíferos.

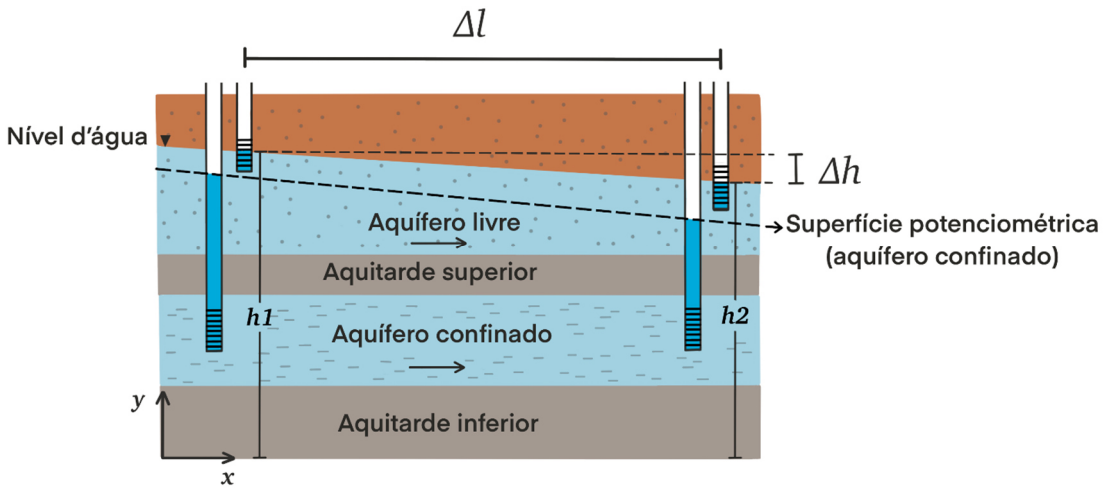
Além dos aquitardes, que permitem a acumulação de água com o transporte lento, uma camada geológica de baixa permeabilidade pode ser classificada como **aquífugo**, quando constitui um material totalmente impermeável à água, incapaz de armazenar ou transmitir água bloqueando seu fluxo; ou ainda um **aquiclude**, uma formação geológica que contém limitada capacidade de armazenar água no seu interior, mas sem a capacidade de transporte. Exemplos de aquífugos são o granito maciço e o gabro

maciço, e exemplos de aquicludes são formados por argilas, folhelhos e filitos (Marques; Leão, 2023).

### 2.3. Aquíferos confinados e livres

Os aquíferos são classificados em função da carga de pressão da sua superfície limítrofe superior (camada topo). Aquíferos livres (ou freáticos ou não confinados) têm como limite superior o nível d'água, superfície onde todos os pontos se encontram à pressão atmosférica. Aquíferos confinados, também chamados de aquíferos sob pressão ou artesianos, têm camadas confinantes no topo e base, e a pressão da água em seu topo é maior do que a pressão atmosférica e, portanto, o nível d'água num poço instalado nesse aquífero se localiza acima do contato litológico. Um resumo ilustrativo é apresentado na Error! Reference source not found..

**Figura 1.4-6 – Diagrama esquemático de um aquífero confinado e um livre separados por aquitarde**




Fonte: Autores e AESAS (2023), adaptado de Cohen e Cherry (2020).

A percolação da água no solo propicia a formação dos aquíferos e aquitardes, sendo a sua distribuição controlada pela litologia, estratigrafia e estrutura dos depósitos geológicos (Error! Reference source not found.).

**Figura 1.4-7 – Definições para descrição do solo**

| | |
|---|---|
| Litologia | •composição física, incluindo tamanho e empacotamento dos grãos, dos sedimentos ou das rochas que compõem o sistema geológico |
| Estratigrafia | •descreve as relações geométrica e temporal entre as diversas lentes, camadas e formações nos sistemas geológicos de origem sedimentar |
| Feições estruturais | •são as propriedades geométricas dos sistemas geológicos produzidas por deformação após deposição ou cristalização. Exemplos: clivagens, fraturas, dobras e falhas |

Fonte: Autores e AESAS (2023), adaptado de Freeze e Cherry (1979).

## 3. Fluxo de água subterrânea em meios porosos

O estudo dos fenômenos de fluxo de água em solos se baseia na conservação da energia (Equação de Bernoulli), na conservação de massa e na permeabilidade dos

solos (Lei de Darcy). Devido à conservação de energia, o fluxo de água subterrânea é regido pela diferença de potencial energético entre dois locais no aquífero e é representado pelas linhas de fluxo. As linhas equipotenciais são linhas perpendiculares ao fluxo (em meios homogêneos e isotrópicos), que representam os locais com mesmo potencial energético. O potencial energético da água corresponde à sua carga hidráulica (*h*). A carga hidráulica total (comumente expressa em altura de coluna d'água) em um ponto é a soma da carga piezométrica e da carga altimétrica, dada pela elevação em relação a um plano de referência único, considerado para todo o sistema (**Figura 1.4-6**).

O fluxo da água subterrânea ($q$), também chamado de vazão específica ou velocidade de Darcy, corresponde ao volume de água que flui por uma seção por tempo (com unidades de $m^3\ m^{-2}\ s^{-1}$, por exemplo). Pode ser obtido pela aplicação da Lei de Darcy (**Equação 4**), formulada por Henry Darcy com base nos resultados de experimentos publicados em 1856, sobre o fluxo de água através de colunas de areia.

$$q = \frac{Q}{A} = -K\frac{\Delta h}{\Delta l} = -K\frac{\mathrm{d}h}{\mathrm{d}l} = -K \cdot i \qquad (4)$$

Em que: $h$ é a carga hidráulica, $dh/dl$ é o gradiente hidráulico, que também é representado por $i$ e $K$ é a condutividade hidráulica.

Ressalta-se que *q* é diferente da velocidade do fluido (também chamada de velocidade linear, *v*) pois o fluxo ocorre somente nos poros que são interconectados, indicados pela porosidade efetiva ($n_e$). Assim, as velocidades microscópicas reais são maiores do que a velocidade de Darcy, podendo ser obtida pela **Equação 5**.

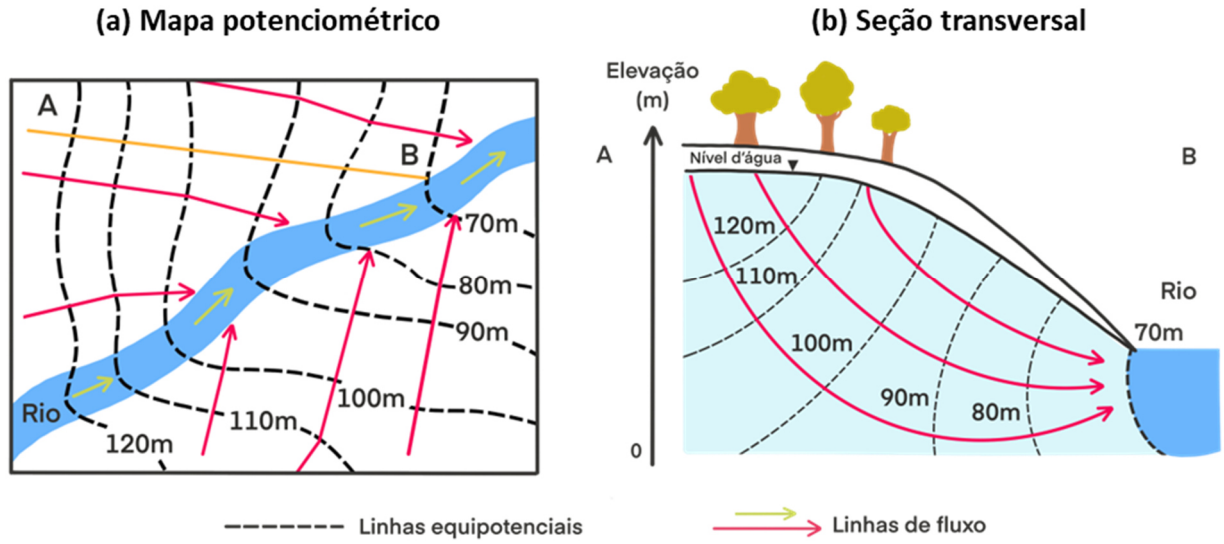
$$v = \frac{q}{n_e} \qquad (5)$$

O fluxo no meio subterrâneo pode ser representado pelo mapa potenciométrico, que é um mapa do contorno de cargas hidráulicas, num plano horizontal, para um aquífero – também chamado de superfície potenciométrica (**Figura 1.4-8**). Um mapa da superfície potenciométrica de um aquífero indica as direções de fluxo horizontal das águas subterrâneas. O conceito de superfície potenciométrica é estritamente aplicável a fluxos horizontais, caracterizados por linhas isopotenciais verticais, ou em aquíferos onde a condutividade hidráulica horizontal é significativamente maior do que a das camadas confinantes associadas.

Mapas potenciométricos que contêm poços em diferentes aquíferos são, essencialmente, mapas de contornos de cargas hidráulicas e podem não representar adequadamente o fluxo da água subterrânea, devido à presença de relevantes componentes verticais de fluxo.

A interpretação adequada dos fluxos é feita através de um conjunto de poços de monitoramento em diferentes camadas estratigráficas, onde é possível avaliar componentes verticais do fluxo e gerar seções verticais, considerando a geologia da subsuperfície. Um exemplo de seção vertical também é apresentado na **Figura 1.4-8Error! Reference source not found.**.

**Figura 1.4-8 – Mapa potenciométrico (a) e seção transversal mostrando linhas de fluxo próxima a zona de descarga (b)**




Fonte: Autores e AESAS (2023), adaptado de: Cohen e Cherry (2020) e Woessner e Poeter (2024).

## 4. Fluxo de água subterrânea em meios fraturados

Aquíferos fraturados ou fissurados são caracterizados por possuírem descontinuidades preenchidas por água, chamadas de fraturas, que resultam de deformações sofridas por uma rocha quando esta é submetida a esforços tensionais. Esses aquíferos estão associados a rochas dos tipos ígneas e metamórficas, além das sedimentares, que podem ter porosidade por fratura e granular. Nos meios fraturados, o fluxo acontece principalmente pela rede de fraturas interconectadas, já que, na maioria dos casos, a matriz rochosa é muito menos permeável que essa rede.

No entanto, quantificar o fluxo por uma rede de fraturas é bastante complexo. Apesar de serem conceitualmente diferentes dos aquíferos porosos granulares, há situações em que aquíferos fraturados podem ser considerados semelhantes aos granulares, simplificando e viabilizando estudos neste meio. Valores médios definidos espacialmente para caracterizar condutividade hidráulica, porosidade e compressibilidade podem ser atribuídos, desde que a ocorrência de fraturas seja suficientemente densa, para que o meio fraturado funcione de forma hidraulicamente semelhante aos meios porosos granulares, sendo definido, então, um meio poroso equivalente. Essa abordagem se baseia na premissa de que cada abertura de fissura é muito pequena em relação ao volume total do domínio sobre o qual a condutividade hidráulica (K) é medida. Portanto, a abordagem assume que o número de fraturas neste domínio deve ser grande. Além disso, se os espaçamentos de fratura são irregulares em um determinado local, o meio vai apresentar tendências de heterogeneidade. Se os espaçamentos de fratura são distintos em diferentes direções, o meio vai apresentar anisotropia. Tanto a heterogeneidade quanto a anisotropia comprometem a utilização da abordagem do aquífero fraturado como meio poroso equivalente.

A porosidade efetiva de rochas fraturadas e de materiais coesivos consolidados fraturados, tais como tilitos (depósitos de sedimentos finos), siltitos ou argilitos, é normalmente muito pequena, levando a altas velocidades das águas subterrâneas, conforme descrito na **Equação 6**, que descreve a equação de Darcy modificada:

$$\bar{v} = \frac{-K}{n_f}\frac{\mathrm{d}h}{\mathrm{d}l} \quad (6)$$

Onde: $\bar{v}$ é a velocidade linear média da água nas fissuras, $K$ a condutividade hidráulica bruta do meio fraturado, $n_f$ a porosidade da fratura e $\frac{dh}{dl}$ o gradiente hidráulico.

Em aquíferos cuja densidade de fraturas é extremamente baixa, pode ser necessário analisar o fluxo em fissuras individuais (Fiume, 2014). Uma fratura é comumente representada pelo modelo de planos paralelos, sendo considerada como o espaço vazio entre dois planos que representam a parede da matriz rochosa. A distância entre os planos (b) é a abertura da fratura. Nesse caso, a vazão na fratura (Q) pode ser dada pela lei cúbica (Snow, 1968), que mostra que a vazão é proporcional ao cubo da abertura da fratura (**Equação 7**):

$$Q = -\frac{\rho_w\, g\, b^2}{12\mu}(b\, w)\frac{dh}{dl} = -\frac{\rho_w\, g\, w\, b^3}{12\mu}\frac{dh}{dl} \quad (7)$$

Onde: $\rho_w$ é a densidade da água, $g$ é a aceleração da gravidade, $\mu$ é a viscosidade da água, $w$ é o comprimento da fratura perpendicular ao fluxo, e $\frac{dh}{dl}$ é o gradiente hidráulico.

Repara-se que a **Equação 7** segue o mesmo formato da Lei de Darcy, sendo a condutividade hidráulica da fratura igual a (**Equação 8**):

$$K = \frac{\rho_w\, g\, b^2}{12\mu} \quad (8)$$

Outras condições impedem a adoção do modelo de meio poroso equivalente, além da baixa densidade de fraturas. Por exemplo, a grande abertura de algumas fraturas pode incorrer em fluxo laminar não linear ou turbulento, invalidando a Lei de Darcy e alterando as condições de mistura nos vazios do aquífero.

## Referências

COHEN, A. J. B.; CHERRY, J. A. **Conceptual and visual understanding of hydraulic head and groundwater flow**. Guelph, Ontario, Canada: The Groundwater Project, 2020. Disponível em: https://gw-project.org/download/conceptual-and-visual-understanding-of-hydraulic-head-and-groundwater-flow/?wpdmdl=2110&refresh=681cd7a79bf071746720679. Acesso em: maio 2025.

EMBRAPA Solos. **Propriedades do solo.** Brasília, DF: EMBRAPA, [2023]. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Disponível em: http://www.embrapa.br/solos/sibcs/propriedades-do-solo. Acesso em: maio 2025.

EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 1979. 230 p. Disponível em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/330592/1/Manual-de-metodos-de-analise-de-solo-1979.pdf. Acesso em: maio 2025.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2006.

FIUME, Bruna. **Geologia estrutural de detalhe para elaboração de modelo conceitual de circulação de água subterrânea**: estudo de caso em Jurubatuba, SP. 2014. Dissertação (Mestrado em Hidrogeologia e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014. DOI:

10.11606/D.44.2014.tde-25092014-150022. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44138/tde-25092014-150022/pt-br.php. Acesso em: maio 2025.

FREEZE, A. R.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall, 1979.

R. JOSEFERD AND S. M. MAHMOOD, Certification Of Approval Importance Of Porosity – Permeability Relationship In Sandstone : Petrophysical Properties," 2015. Disponível em: https://www.semanticscholar.org/paper/CERTIFICATION-OFAPPROVAL-IMPORTANCE-OF-POROSITY-%E2%80%93-JoseferdMahmood/821317ad2821a881dfbed24b35e7d0b70212d10d Acesso em: Julho 2025.

LEMOS, R. C.; SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3. ed. Campinas-SP: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1996. 90 p. Disponível em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/330369/1/Manual-de-descricao-e-coleta-de-solo-no-campo-1996.pdf. Acesso em: maio 2025.

MARQUES, E. A. G.; LEÃO, M. F. **Descomplicando a geologia de engenharia**. 1. ed. São Paulo: ABGE, 2023. cap. 6 e 7.

MARQUES, E. A. G.; LEÃO, M. F. Propriedades tecnológicas das rochas. *In*: MARQUES, E. A. G.; LEÃO, M. F. **Descomplicando a geologia de engenharia**. 1. ed. São Paulo: ABGE, 2023. cap. 6, p. 165-199.

MARQUES, E. A. G.; LEÃO, M. F. Hidrogeologia. *In*: MARQUES, E. A. G.; LEÃO, M. F. **Descomplicando a geologia de engenharia**. 1. ed. São Paulo: ABGE, 2023. cap. 7, p. 201-218.

MORRIS, B. L. *et al.* **Groundwater and its susceptibility to degradation**: A global assessment of the problem and options for management. Nairobi, Kenya: UNEP, 2003. (Early warning and assessment report series, UNEP/DEWA/RS.03-3). Disponível em: https://www.unep.org/resources/report/groundwater-and-its-susceptibility-degradation-global-assessment-problem-and. Acesso em: maio 2025.

OSMAN, K. T. **Soils**: principles, properties and management. Dordrecht: Springer Netherlands, 2013.

SCHWARTZ, F.; ZHANG, H. **Fundamentals of groundwater**. New York: John Wiley & Sons, 2003.

SNOW, D. T. Rock fracture spacings, openings, and porosities. **Journal of Soil Mechanics and Foundations Divisions:** proceedings of the ASCE, [Reston, VA], v. 94, n. 1, p. 73-91, Jan. 1968. Disponível em: https://www.academia.edu/9111205/Joumal_of_the_SOIL_MECHANICS_AND_FOUNDATIONS_DIVISION_Proceedings_American_Society_of_Civil_Engineers_ROCK_FRACTURE_SPACINGS_OPENINGS_AND_POROSITIES_a. Acesso em: maio 2025.

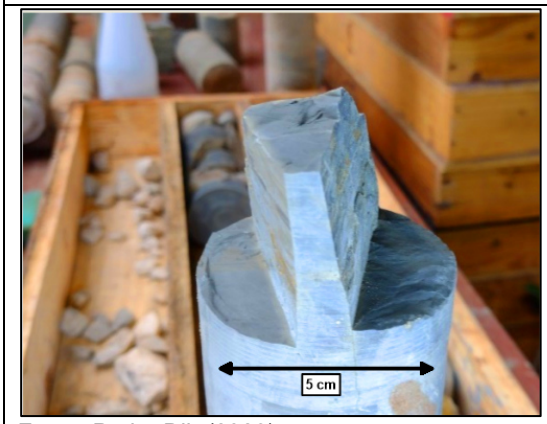
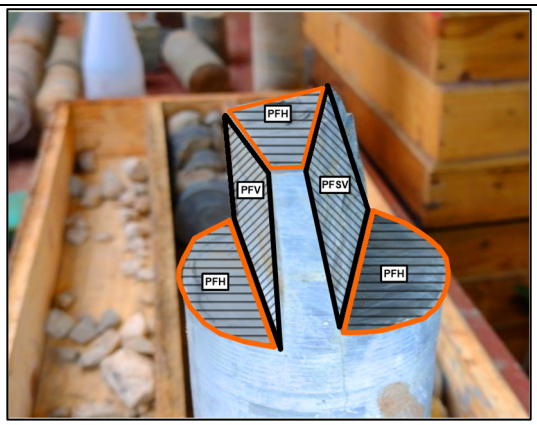
SOUZA, Z. M. de *et al.* Variabilidade espacial do pH, Ca, Mg e V% do solo em diferentes formas do relevo sob cultivo de cana-de-açúcar. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 34, n. 6, p. 1763-1771, nov.-dez. 2004. DOI: https://doi.org/10.1590/S0103-84782004000600015. Disponível em:

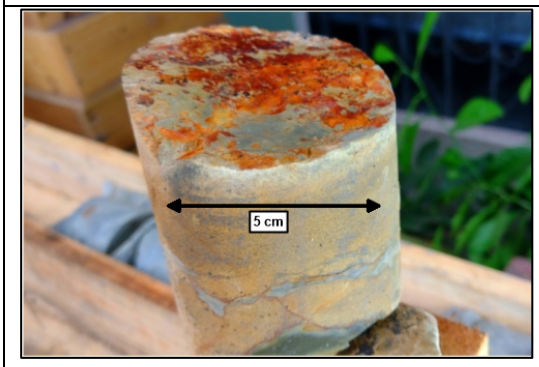
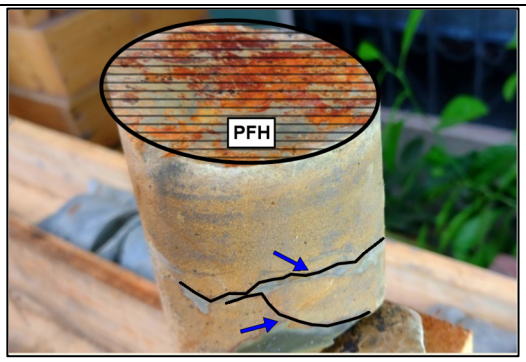
https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/e426908c-a7b9-410c-bb5a-fbd1f24c7af0/content. Acesso em: maio 2025.

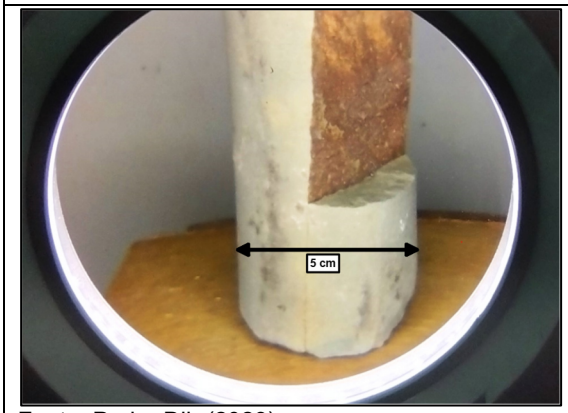
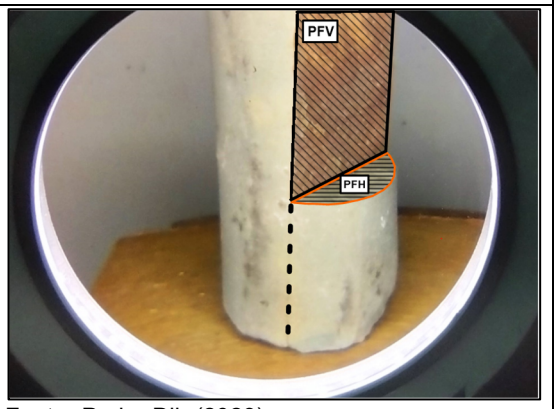
TOLEDO, M. C. M. *et al.* Intemperismo e Formação do Solo. *In*: TEIXEIRA, W. *et al.* **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Textos, 2000. p. 139-166.

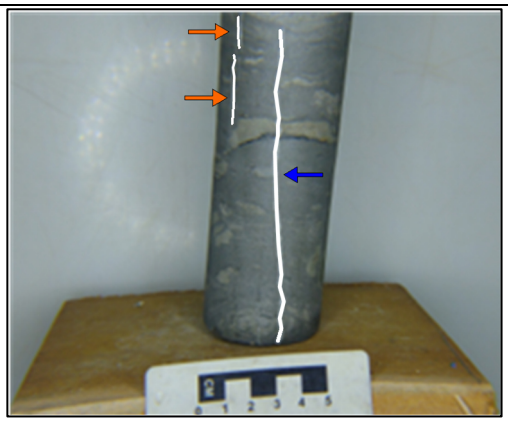
WOESSNER, W. W.; POETER, E. P. **Hydrogeologic properties of earth materials and principles of groundwater flow**. Version 4. Guelph, Ontario, Canada: The Groundwater Project, 2024. Disponível em: https://gw-project.org/download/hydrogeologic-properties-of-earth-materials-and-principles-of-groundwater-flow/?wpdmdl=1044&refresh=681cd162b1cd41746719074. Acesso em: maio 2025.

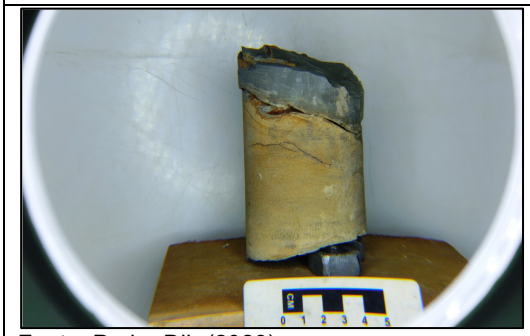
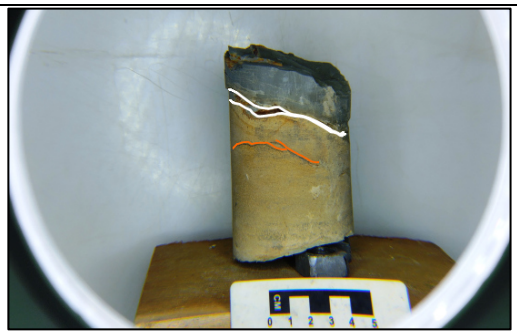
## Anexo A – Exemplos de fraturas em testemunhos de rochas

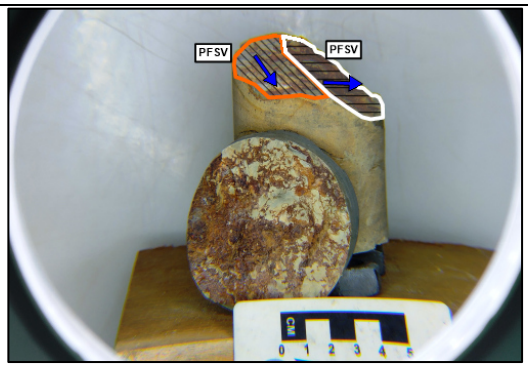
| **Foto 1a: padrão de fraturamento em testemunho de sondagem de argilito do Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.** | **Foto 1b: PFH (plano de fratura horizontal); PFV (plano de fratura vertical); PFSV (plano de fratura sub-vertical).** |
|---|---|
|  Fonte: Pedro Dib (2023). |  Fonte: Pedro Dib (2023). |

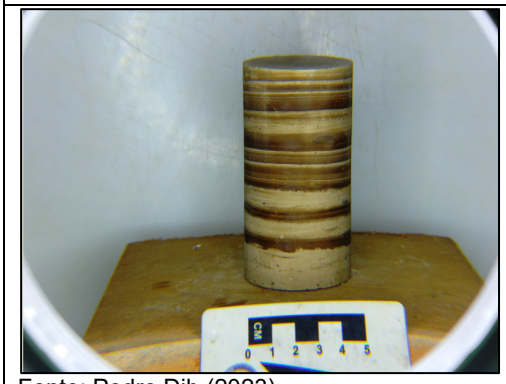
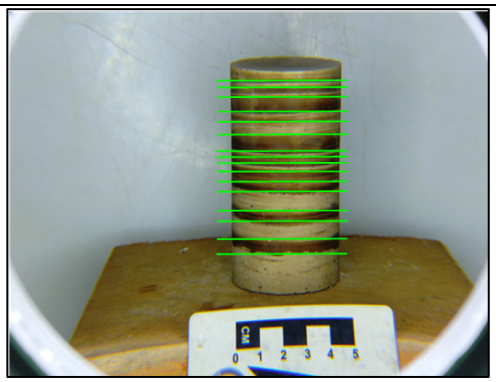
| **Foto 2a: padrão de fraturamento em testemunho de sondagem com intercalações de arenitos e argilito do Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.** | **Foto 2b: PFH (plano de fratura horizontal); notar indícios de oxidação em fratura aberta, que mostram a percolação de água subterrânea e fraturas fechadas com orientação horizontal / sub-horizontal (seta azul).** |
|---|---|
|  Fonte: Pedro Dib (2023). |  Fonte: Pedro Dib (2023). |

| **Foto 3a: testemunho de sondagem com arenito fino do Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.** | **Foto 3b: PFV (plano de fratura vertical) com oxidação, indicando percolação de água subterrânea nesse sentido e PFH (plano de fratura horizontal) sem indícios de percolação de água subterrânea.** |
|---|---|
|  |  |
| Fonte: Pedro Dib (2023). | Fonte: Pedro Dib (2023). |

| **Foto 4a: testemunho de sondagem mostrando argilito com clastos irregulares de arenito fino. Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.** | **Foto 4b: fraturas verticais descontínuas (setas laranjas) e contínua (seta azul) preenchidas por calcita.** |
|---|---|
| |  |
| Fonte: Pedro Dib (2023). | Fonte: Pedro Dib (2023). |

| **Foto 5a: testemunho de sondagem mostrando fratura no contato entre argilito (cinza) e arenito fino (bege). Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.** | **Foto 5b: Fraturas subverticais abertas (em branco) e fechadas (em laranja).** |
|---|---|
|  |  |
| Fonte: Pedro Dib (2023). | Fonte: Pedro Dib (2023). |

| **Foto 6a: Fratura subvertical aberta com oxidação mostrando indícios de percolação de água subterrânea.** | **Foto 6b: Notar dois planos de fraturas subverticais com direções de mergulho distintas (laranja e branco) ambos com oxidação e mostrando indícios de percolação de água subterrânea.** |
|---|---|
| |  |
| Fonte: Pedro Dib (2023). | Fonte: Pedro Dib (2023). |

| **Foto 7a: testemunho de sondagem mostrando arenito com camadas francamente horizontais. Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.** | **Foto 7b: Notar variação das camadas centimétricas a subcentimétricas, mostrando arenitos desde finos a muito finos até médios sem nenhum indício de fraturas condicionando o fluxo de água subterrânea.** |
|---|---|
|  Fonte: Pedro Dib (2023). |  Fonte: Pedro Dib (2023). |

# Seção 1.5: Comportamento e transporte de contaminantes em subsuperfície

**Sumário**

**1 Partição e fases dos contaminantes ..... 1**
**1.1 Dissolução/Precipitação ..... 1**
**1.2 Volatilização ..... 2**
**1.3 Sorção ..... 2**
**2 Comportamento de fases líquidas não aquosas – NAPLs ..... 3**
**2.1 Migração de LNAPLs ..... 4**
**2.2 Migração de DNAPLs ..... 4**
**3 Transporte de plumas dissolvidas ..... 6**
**3.1 Advecção e dispersão ..... 6**
**3.2 Retardamento ..... 8**
**4 Transporte da fase vapor ..... 9**
**4.1 Modelo conceitual ..... 9**
**4.1.1 Fonte de contaminação secundária ..... 9**
**4.1.2 Meio físico ..... 10**
**4.1.3 Mecanismos de transporte da fase vapor ..... 10**
**4.1.4 Pontos de exposição ..... 12**
**4.1.5 Vias de exposição e receptores ..... 12**
**5 Reações ..... 14**
**5.1 Biodegradação de hidrocarbonetos ..... 14**
**5.2 Degradação de compostos halogenados ..... 15**
**Referências ..... 17**

## 1 Partição e fases dos contaminantes

O meio subterrâneo é composto pela fase sólida e pelos poros, que podem conter diferentes fluidos (como água e ar). A fase sólida inclui partículas minerais e matéria orgânica de solos, sedimentos e rochas. Em áreas contaminadas, os contaminantes podem se distribuir entre os sólidos e os fluidos, estando em diferentes fases. Até três fluidos podem estar presentes nos poros: a fase gasosa, a fase aquosa e uma fase líquida não aquosa, também chamada de NAPL (*non-aqueous phase liquid*).

Os contaminantes também podem estar retidos nos sólidos, o que caracteriza a denominada fase adsorvida ou sorvida. Cada fase pode ser composta por uma variedade de compostos. A fase aquosa, por exemplo, é formada principalmente por água, mas contém compostos orgânicos e inorgânicos dissolvidos. Ao contaminante presente na fase aquosa, dá-se o nome de fase dissolvida. Os contaminantes se distribuem entre essas diferentes fases dependendo das suas propriedades e das condições do meio. A transferência de massa entre fases (partição) ocorre até que sejam atingidas condições de equilíbrio químico.

### 1.1 Dissolução/Precipitação

Os processos de dissolução e precipitação se referem à partição entre a fase aquosa e o contaminante em fase separada, podendo ser como NAPL ou um sólido. A propriedade que descreve essa partição é a solubilidade (S), que expressa a concentração da substância em fase dissolvida quando em equilíbrio com a sua fase pura (líquida ou sólida). Se a fase separada não é um composto puro, mas uma

mistura de substâncias, o equilíbrio químico multicomponente é mais complexo e, de forma geral, dependente da fração molar do composto na mistura.

A solubilidade varia ligeiramente com a temperatura, mas também pode variar dependendo da presença de outras substâncias em solução e das condições físico-químicas. Para compostos orgânicos, destaca-se que substâncias conhecidas como surfactantes ou cossolventes (como etanol), podem causar um grande aumento da solubilidade. No caso de algumas substâncias inorgânicas, as condições físico-químicas (como pH e potencial redox) da solução têm grande impacto na solubilidade.

Quando a concentração na fase dissolvida é inferior ao valor esperado em condições de equilíbrio, o contaminante presente na fase separada se dissolverá até que seja atingido o equilíbrio – ou até a fase separada se extinguir.

## 1.2 Volatilização

O contaminante presente como fase dissolvida ou fase separada (NAPL ou sólido) pode particionar para a fase gasosa, pelo processo conhecido como volatilização. Esse processo acontece comumente com compostos orgânicos na zona não saturada ou saturada.

A tendência de volatilização de um contaminante pode ser avaliada por duas propriedades: a pressão de vapor e a constante de Henry (USEPA, 2001). A **pressão de vapor**, que indica a pressão do contaminante em equilíbrio com sua fase pura, líquida ou sólida, é uma medida da tendência de evaporação dessa substância.

Em misturas de compostos orgânicos (como no caso da gasolina), a pressão de vapor de uma substância na mistura será menor que da substância pura. Ela pode ser aproximada pela Lei de Raoult, segundo a qual determina que a pressão de vapor da substância na mistura é o produto da pressão de vapor da substância pura e da fração molar do composto na mistura.

A segunda propriedade é a **constante da Lei de Henry**, que descreve a partição entre a fase dissolvida e a fase vapor. A Lei de Henry considera que existe uma relação linear entre as concentrações de equilíbrio na fase vapor e em uma solução aquosa diluída. Então, a constante de Henry é definida como a razão entre a concentração na fase vapor e na fase líquida. Portanto, quanto maior a constante de Henry, mais volátil é o composto.

## 1.3 Sorção

Sorção é definida como a interação de um contaminante com um sólido (como solo, sedimento ou matriz rochosa), sendo dividida em adsorção e absorção. De forma geral, adsorção refere-se a um acúmulo do contaminante na superfície do sólido, enquanto absorção implica na penetração do contaminante na fase sólida, de forma relativamente uniforme. Uma série de processos pode resultar em sorção, como reações químicas nas superfícies (hidrólise, complexação, troca iônica, formação de pontes de hidrogênio), interações eletrostáticas e interações hidrofóbicas.

A sorção depende das propriedades físicas e químicas do contaminante, da composição da fase sólida e das propriedades do fluido em que se encontra o contaminante e o sólido. Na fase sólida, destaca-se a importância da fração argila (grãos <0,002 mm), incluindo minerais e matéria orgânica, como os principais sólidos responsáveis para a sorção de contaminantes. A maior sorção nessa fração está associada à elevada área superficial específica e ocorrência de cargas elétricas. A

maior parte dos argilominerais apresenta carga elétrica negativa, o que favorece a adsorção de cátions. Além disso, minerais da fração argila também podem apresentar carga variável, dependente do pH. As cargas variáveis são especialmente importantes para os óxidos, hidróxidos e óxi-hidróxidos, podendo gerar cargas positivas significativas. O carbono orgânico também desempenha papel importante na sorção, principalmente no caso de contaminantes orgânicos sintéticos. As substâncias iônicas apresentam comportamento complexo relativo à sorção, dependente das condições de pH.

A sorção de contaminantes interfere no transporte dos contaminantes no meio subterrâneo. Assim, o coeficiente de partição, ou coeficiente de distribuição ($K_p$ ou $K_d$), é um dos parâmetros mais importantes para entender o transporte de poluentes. Esse coeficiente indica a distribuição de uma substância entre a fase sólida e a fase líquida, considerando condições de equilíbrio, e pode variar muitas ordens de grandeza dependendo da substância e do meio.

Ressalta-se que a sorção é um processo complexo, muitas vezes dependente de vários fatores, como pH, força iônica, proporção sólidos-água e outras substâncias dissolvidas. Assim, valores de $K_d$ ou $K_p$ estimados a partir de outras propriedades (como do coeficiente de partição octanol-água: $K_{ow}$) ou até mesmo determinados em laboratório devem ser considerados como uma aproximação do comportamento do contaminante no meio.

## 2 Comportamento de fases líquidas não aquosas – NAPLs

Líquidos orgânicos imiscíveis com a água podem estar presentes em uma área contaminada como uma fase oleosa separada da água, denominada de fase líquida não aquosa ou NAPL (*non-aqueous phase liquids*). Essas fases oleosas podem ser compostas por um único composto ou ser uma mistura de vários constituintes com diferentes propriedades, como é o caso da gasolina, uma mistura de centenas de compostos. No entanto, NAPLs não são completamente insolúveis em água, e podem se dissolver em taxas lentas, resultando na contaminação da água subterrânea. Além disso, alguns compostos podem volatilizar contribuindo para geração da fase vapor. O transporte e o comportamento dos NAPLs em subsuperfície são controlados pela gravidade, forças viscosas e capilares. Entre as propriedades que controlam seu comportamento destaca-se a densidade e, baseado nisso, os NAPLs são classificados em duas categorias: i) LNAPLs, que apresentam densidade inferior à da água (como gasolina e óleo diesel), e; ii) DNAPLs, com densidade superior à da água (como os solventes clorados tetracloroeteno, tricloroeteno e tricloroetano). No caso de NAPLs, que são uma mistura de compostos, a densidade pode ser estimada pela média das densidades de cada composto ponderada pela fração volumétrica do composto na mistura. A **Figura 1.5-1** mostra alguns NAPLs de diferentes composições.

O NAPL pode estar presente como **fase livre** ou **fase residual**. A diferença entre as duas fases é a mobilidade. A fase livre é móvel, podendo migrar para dentro de poços de monitoramento, por exemplo. Isso ocorre quando o volume do NAPL em relação ao volume de poros (saturação de NAPL) é suficiente para existir continuidade do produto nos poros. A fase residual é imóvel, não apresenta continuidade, estando retida por forças capilares. Na zona não saturada, em geral, a fase residual fica entre a água e o ar, na forma de filmes e anéis (**Figura 1.5-2**). Na zona saturada, a fase residual pode ter formato de bolhas, que podem ser formadas, por exemplo, quando a água ocupa um espaço previamente ocupado pelo NAPL, e separa e isola uma parte do produto do corpo do NAPL. A mobilidade do NAPL pode ser descrita pela permeabilidade relativa, que é uma função da saturação do produto. Esse parâmetro varia de zero a um, sendo que quando a saturação é 100% (todos os poros estão preenchidos por

NAPL) a permeabilidade relativa é um. Quando a saturação é igual à saturação residual (todo o NAPL está como fase residual) a permeabilidade relativa é zero.

## 2.1 Migração de LNAPLs

Quando ocorre um vazamento de LNAPL, sua migração na zona não saturada ocorre predominantemente na direção vertical, em fluxo descendente. O espalhamento lateral pode ocorrer pelo efeito de forças capilares e pela presença de heterogeneidades na litologia. Durante a migração nessa zona, o LNAPL desloca principalmente o ar (que possui maior mobilidade), mas uma pequena parcela de água também pode ser deslocada. Ao longo da sua migração, parte do NAPL fica retido como fase residual (**Figura 1.5-2**). Se o volume de produto for pequeno, a migração poderá cessar na zona não saturada, com todo o volume retido na fase residual.

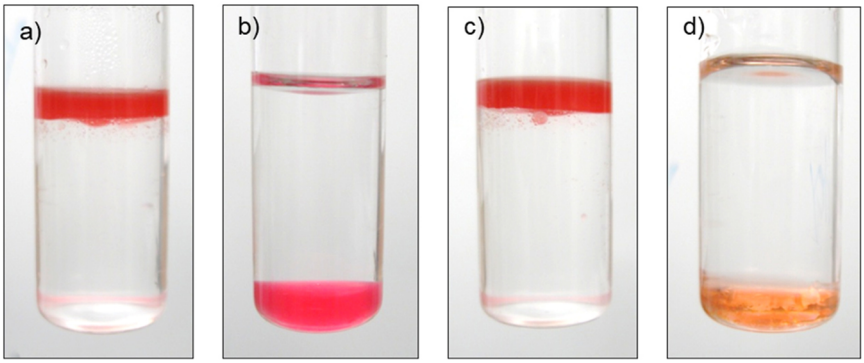
Se o volume de produto vazado for maior, o LNAPL continua avançando em direção à zona saturada. À medida que o LNAPL atinge maiores profundidades, aumenta a saturação de água e a mobilidade do LNAPL diminui devido ao compartilhamento do espaço dos poros entre os dois fluidos (diminuição da permeabilidade relativa). Combinado a isso, sua menor densidade em relação à água gera forças de empuxo que fazem com que o LNAPL tenda a se acumular na zona da franja capilar, causando um espalhamento lateral. A **Figura 1.5-3** ilustra um perfil típico de saturações (volume de poros ocupado pelo fluido) resultante de um vazamento de LNAPL. Se o volume do vazamento for grande o suficiente, a pressão de LNAPL aumenta e ele pode penetrar o nível d'água (NA), além de gerar um maior espalhamento lateral. Quando o fluxo descendente de NAPL cessa devido à exaustão de produto, o NAPL que atingiu profundidades abaixo do NA é deslocado pela água, mas uma fase residual permanece na zona saturada. Oscilações na profundidade do nível d'água podem causar mobilização de parte do LNAPL, levando à formação de fase residual na zona de oscilação.

## 2.2 Migração de DNAPLs

A migração de DNAPLs na zona não saturada ocorre de forma similar ao descrito para os LNAPLs. Devido à maior densidade, a migração lateral pode ser reduzida e o caminho seguido ligeiramente diferente, mas o comportamento é semelhante, com fluxo predominantemente vertical descendente. No entanto, ao atingir o NA, se o volume de DNAPL é suficiente, o DNAPL continua migrando verticalmente. A fase residual de DNAPL também se forma nas zonas não saturada e saturada, por onde o produto migrar.

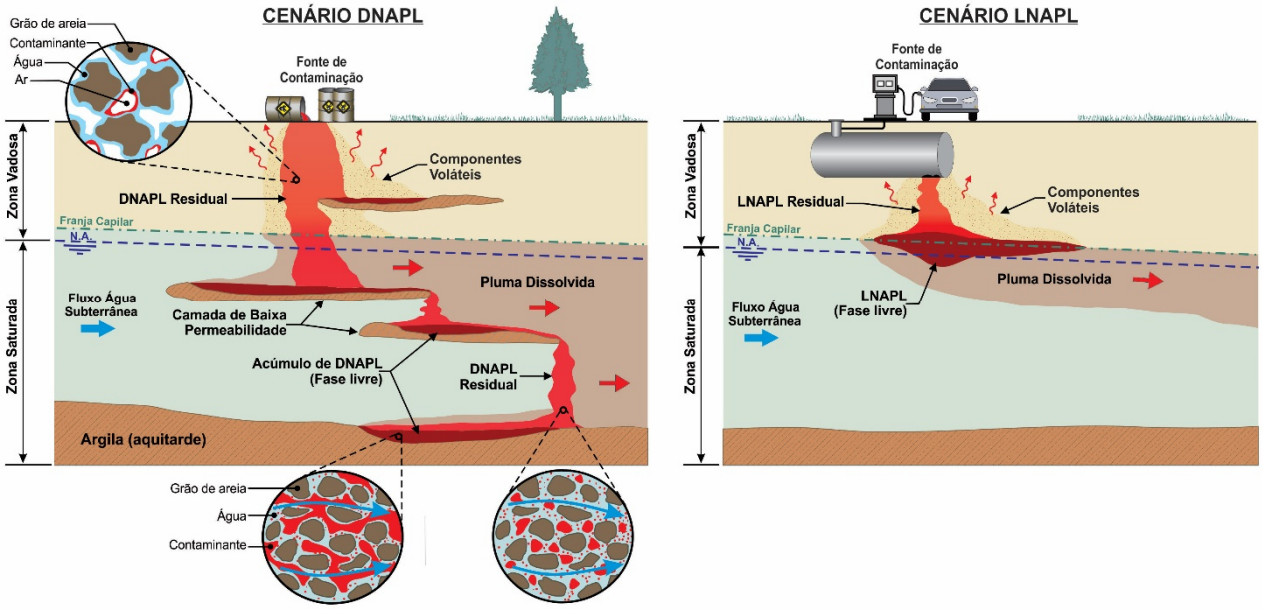
O principal fator que vai controlar a migração de DNAPL é a presença de materiais de menor permeabilidade, que pode interromper ou desviar o fluxo do DNAPL. Dois mecanismos podem causar o acúmulo de DNAPL em camadas de menor permeabilidade. O primeiro é que o DNAPL precisa ter pressão suficiente para superar as forças capilares no material de menor permeabilidade (mecanismo de barreira capilar). O segundo é a maior resistência ao fluxo na camada menos permeável. Em meios fraturados, para que o DNAPL consiga penetrar uma fratura, precisa ter uma pressão suficiente para vencer a pressão capilar na fratura. Essa pressão necessária depende das propriedades do DNAPL (como densidade e tensão interfacial) e da fratura (como tamanho da abertura). A migração de um DNAPL em meio poroso é ilustrada na **Figura 1.5-2**.

**Figura 1.5-1 – Exemplos de NAPLs de diferentes densidades em frascos com água**



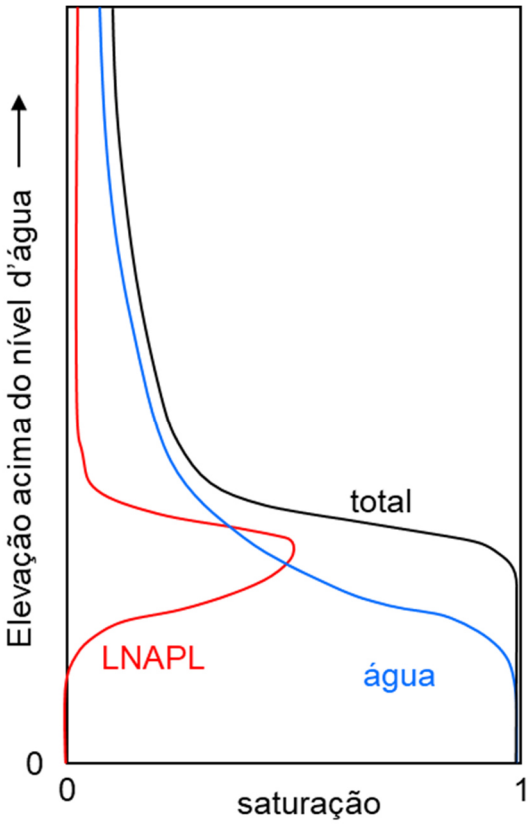

Fonte Juliana G. Freitas (2023)
Notas:
a) gasolina (0,75 g $cm^{-3}$);
b) tricloroeteno (TCE) (1,46 g $cm^{-3}$);
c) Gasolina + TCE - proporção 2:1 (» 0,9 g $cm^{-3}$);
d) Gasolina + TCE - proporção 1:2 (» 1,2 g $cm^{-3}$).

**Figura 1.5-2 – Migração de LNAPL e DNAPL em meios porosos e detalhe da fase residual nas zonas não-saturada e saturada**




Fonte: Autores e AESAS (2023), adaptado de: Domenico & Schwartz (1998), Mayer e Hassanizadeh (2005) e CL:AIRE (2014).

**Figura 1.5-3 – Perfis típicos de saturação de água, LNAPL e total (água + NAPL) num meio homogêneo**




Fonte: modificado de Lenhard e Parker (1990).

## 3 Transporte de plumas dissolvidas

### 3.1 Advecção e dispersão

O transporte de substâncias dissolvidas é determinado por dois processos básicos: a advecção e a dispersão. A **advecção** corresponde ao transporte da substância pelo fluido no qual ela se encontra, na mesma direção e sentido do fluxo do fluido, com velocidade igual à velocidade média do fluido Dunnivant e Anders (2006). Assim, um contaminante dissolvido na água subterrânea é transportado por advecção com uma velocidade igual à velocidade média da água subterrânea, como definido na Seção 1.4.

A **dispersão hidrodinâmica**, ou somente dispersão, corresponde a todos os processos que causam espalhamento dos contaminantes ao redor do centro de massa da pluma. Assim, a dispersão causa mistura com água subterrânea não contaminada, promovendo diluição e expansão da pluma de contaminação para zonas além das que seriam impactadas baseado somente na advecção. A dispersão pode ocorrer na direção do fluxo do fluido, chamada de dispersão longitudinal, ou normal à direção do fluxo, sendo denominada dispersão lateral ou transversal. Causada por processos macroscópicos e microscópicos, a dispersão é uma somatória dos processos de difusão molecular e dispersão mecânica.

A **difusão molecular** é causada pelo movimento aleatório das moléculas, que gera o transporte de soluto da região de maior concentração para as regiões de menor concentração. Assim, a difusão molecular independe do fluxo do fluido, podendo ser o processo dominante em situações em que o gradiente hidráulico é zero ou a

condutividade hidráulica é muito baixa. Por exemplo, uma situação em que a difusão molecular adquire grande importância é no transporte em meios fraturados, onde a matriz rochosa possui baixa condutividade hidráulica, de forma que o fluxo advectivo é insignificante. Nesses casos, o transporte nas fraturas ocorre por advecção e dispersão, mas parte da massa pode migrar para a matriz rochosa por difusão molecular, devido ao gradiente de concentração que se estabelece.

O processo de difusão molecular é descrito pela Lei de Fick, que determina que o fluxo de um soluto (F) é proporcional ao gradiente de concentração (dC/dx), como indicado na **Equação 1**, para uma dimensão. Em meios porosos, a difusão ocorre mais lentamente que na água, pois o transporte ocorre somente pelos poros, resultando em colisões das moléculas com os sólidos e percursos mais longos. Para considerar esse efeito, utiliza-se o coeficiente de difusão molecular efetivo (D*), que se relaciona ao coeficiente de difusão pela multiplicação por um coeficiente empírico, usualmente estimado com base na porosidade e tortuosidade do meio, ou determinado experimentalmente.

$$F = -D^* \frac{dC}{dx} \quad (1)$$

Onde: F: fluxo do soluto [M $L^{-2}$ $T^{-1}$]; D* coeficiente de difusão molecular efetivo [$L^2$ $T^{-1}$]; C: concentração [M $L^{-3}$]; $\frac{dC}{dx}$: gradiente de concentração na direção x.

A **dispersão mecânica** ocorre devido a variações locais de velocidade, que são desvios em relação à velocidade média do fluxo de água. Essas variações podem ocorrer, por exemplo, dentro de um poro, pois a velocidade é maior no centro do poro do que próximo à superfície dos grãos. A diferença no tamanho dos poros também causa gradientes de velocidade, pois esta tende a ser maior nos percursos por poros maiores. Além disso, o contaminante pode seguir diferentes percursos, alguns apresentando maiores comprimentos devido à maior tortuosidade, ou ainda causando ramificações laterais. Heterogeneidades do aquífero também podem causar dispersão mecânica, quando a pluma atinge regiões com diferentes condutividades hidráulicas, por exemplo. Assim, a dispersão tende a ser maior quanto maior a extensão da pluma, sendo dependente da escala.

A dispersão mecânica é expressa de forma similar à difusão molecular, empregando o coeficiente de dispersão mecânica, $D_m$. Esse coeficiente é proporcional à velocidade média de fluxo da água subterrânea e à dispersividade, um coeficiente dependente das propriedades do meio. A **Equação 2** representa o cálculo do coeficiente de dispersão mecânica em uma direção. De forma geral, a dispersão na direção longitudinal é maior que nas direções perpendiculares ao fluxo de água subterrânea (diferença de pelo menos uma ordem de magnitude), gerando um maior espalhamento nessa direção.

$$D_m = \alpha_x \bar{v}_x \quad (2)$$

Onde: $D_m$ coeficiente de dispersão mecânica [$L^2$ $T^{-1}$]; $\alpha_x$ dispersividade na direção x [L]; $\bar{v}_x$: velocidade média da água subterrânea na direção x [L $T^{-1}$].

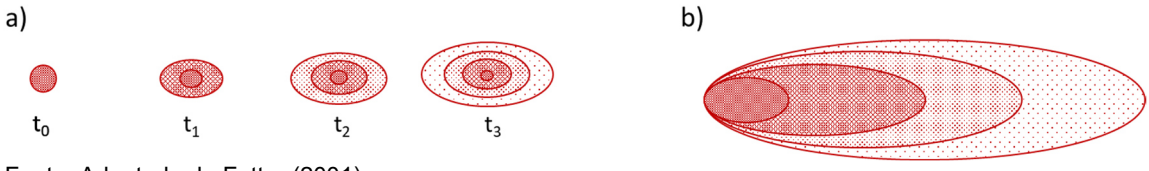
Como a dispersão hidrodinâmica é a somatória dos processos de difusão molecular e dispersão mecânica, define-se o coeficiente de dispersão hidrodinâmica como a soma do coeficiente de difusão molecular efetivo e do coeficiente de dispersão mecânica (**Equação 3**). Os processos de advecção e dispersão ocorrem conjuntamente, fazendo com que o centro de massa da pluma de contaminação se mova com velocidade igual

à velocidade média do fluxo de água subterrânea, e os solutos se espalhem ao redor desse ponto. A junção desses processos é descrita pela equação de advecção-dispersão (**Equação 4**), ilustrada na **Figura 1.5-4**. Ressalta-se que heterogeneidades no meio causam desvios no fluxo, gerando plumas de contaminação com geometrias distintas do que seria observado num meio homogêneo.

$$D_x = \alpha_x v_x + D^* \quad (3)$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_x \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4)$$

**Figura 1.5-4 – Exemplo da migração de plumas de contaminação**




Fonte: Adaptado de Fetter (2001).
Notas:
(a) a partir de uma fonte tipo pulso, instantânea e (b) uma fonte contínua. Maior densidade de pontos representa maior concentração na fase dissolvida.

### 3.2 Retardamento

A sorção de contaminantes dissolvidos nos sólidos resulta em uma redução na velocidade de transporte das substâncias dissolvidas, mas não na remoção de massa. Assumindo equilíbrio na sorção e comportamento linear ($K_d$ – coeficiente de distribuição – não varia significativamente com a concentração da substância), a velocidade da pluma será menor do que a velocidade média da água subterrânea e é estimada utilizando o fator de retardamento (R). O fator de retardamento é a razão entre a velocidade do centro de massa da pluma do contaminante e a velocidade média de fluxo da água subterrânea e pode ser estimado pela **Equação 5**.

$$R = \frac{v_i}{\bar{v}} = 1 + \frac{\rho_b \cdot K_d}{\theta} \quad (5)$$

Onde: $v_i$: velocidade de migração do poluente [L $T^{-1}$]; $\bar{v}$: velocidade média da água subterrânea [L $T^{-1}$]; R: fator de retardamento [-]; $\rho_b$: densidade aparente do meio [M $L^{-3}$]; $K_d$: coeficiente de partição [$L^3$ $M^{-1}$]; $\theta$: porosidade do meio [-]

Ressalta-se que essa simplificação, em geral, é aplicável para compostos orgânicos hidrofóbicos. Para substâncias iônicas, como metais, esse modelo não gera uma boa aproximação, pois a sorção varia muito com as propriedades do meio, como pH, força iônica etc.

A equação que governa o transporte de substâncias dissolvidas é derivada da lei de conservação de massa, considerando os processos de advecção, dispersão mecânica, difusão molecular, transformações bioquímicas (representadas pelo coeficiente de decaimento de 1ª ordem $\lambda$) e transferência de massa entre fases (sorção). Assim, o transporte unidirecional de solutos pode ser expresso pela **Equação 6** abaixo:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{D_x}{R}\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - \frac{v_x}{R}\frac{\partial C}{\partial x} - \lambda C \quad (6)$$

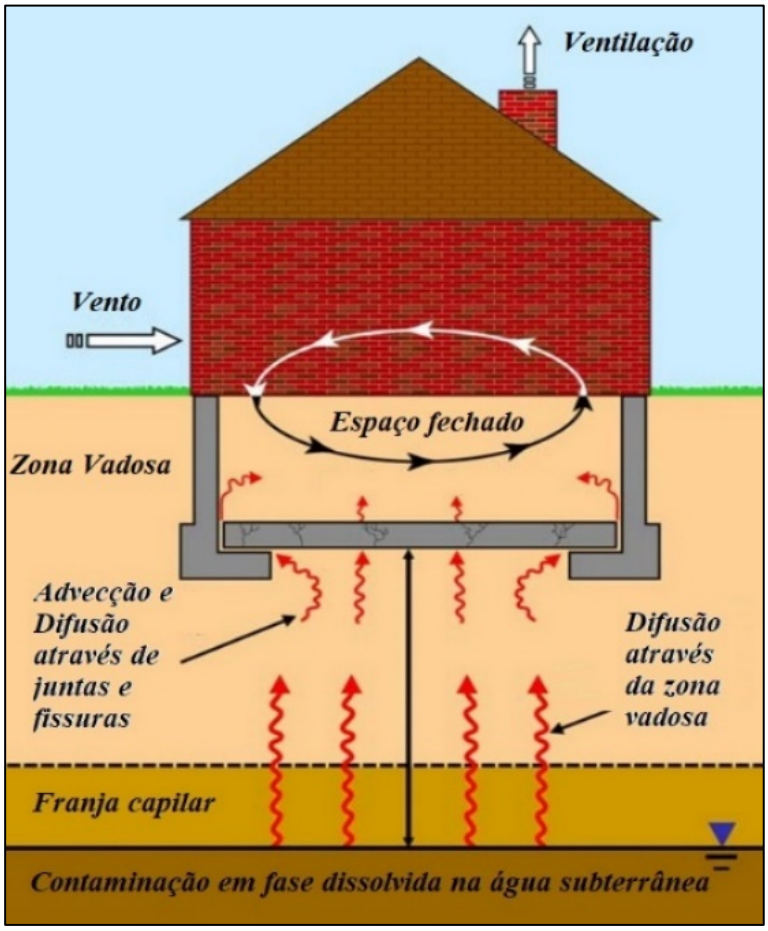
## 4 Transporte da fase vapor

O transporte da fase vapor pode gerar riscos significativos, principalmente pela intrusão de vapores, que consiste em um processo de migração de determinados compostos químicos orgânicos e/ou inorgânicos voláteis desde uma contaminação subsuperficial até o interior de construções sobrejacentes.

### 4.1 Modelo conceitual

A **Figura 1.5-5** ilustra o modelo conceitual padrão para explicar a intrusão de vapor proveniente de solo ou água subterrânea contaminada. O modelo conceitual conta com uma Rota de Exposição que compreende o percurso desde a origem da contaminação até o destino final, sendo constituída por: fonte de contaminação secundária, meios físicos, mecanismos de transporte, ponto de exposição, vias de exposição e receptores atuais e futuros.

**Figura 1.5-5 – Intrusão de vapor proveniente de água subterrânea**




Fonte: Adaptado de ITRC (2014)

#### 4.1.1 Fonte de contaminação secundária

A fonte de vapores é emanada do solo ou da água subterrânea contaminada com produtos químicos voláteis em concentrações elevadas, cuja magnitude é capaz de oferecer riscos imediatos à segurança (potencial de incêndio ou explosão de vapores de petróleo ou metano) ou possíveis efeitos adversos à saúde humana, pela inalação a longo prazo em ambientes internos sobrejacentes.

Substâncias voláteis são consideradas produtos químicos com constante da Lei de Henry maior que $10^{-5}$ atm $m^3$ $mol^{-1}$ à temperatura ambiente, ou com pressão de vapor maior que 1 mmHg à temperatura ambiente (USEPA, 2002). Entre os produtos químicos formadores de vapor, podem ser citados os mais comuns: hidrocarbonetos encontrados na gasolina, diesel e combustível de aviação (e.g., benzeno, trimetilbenzenos, naftaleno); produtos químicos voláteis de aditivos de combustível (e.g., álcoois, éter metil terciário-butílico, álcool terciário-butílico, dibrometo de etileno e 1,2-dicloroetano); metano, produzido pela biodegradação anaeróbica de contaminantes orgânicos e matéria orgânica no solo, bem como compostos halogenados (e.g., cloreto de vinila, 1,2-dicloroetano e hexaclorobenzeno).

### 4.1.2 Meio físico

O levantamento detalhado de dados sobre o meio físico, incluindo características geológicas, físicas, físico-químicas, mecânicas e hidrodinâmicas, permite compreender o trajeto dos contaminantes na fase vapor. Adicionalmente, devido à sua interação com a atmosfera, são necessários dados hidrológicos e meteorológicos.

Ainda, a migração de contaminantes em forma de vapor pode ser impedida ou facilitada por diversos fatores, tais como: espessura da zona não saturada, trincas e fraturas, grau de saturação, densidade do vapor, condutividade hidráulica de solo não saturado, permeabilidade ao vapor, granulometria, curva de retenção de água no solo, entre outros. Por exemplo, solos podem apresentar maiores graus de saturação e inibir a magnitude do transporte difusivo, devido ao coeficiente de difusão dos compostos químicos – formadores do vapor – ser substancialmente menor na água em comparação com o ar. A variabilidade do grau de saturação da zona não saturada está sujeita não somente à precipitação e infiltração (às vezes impermeabilizada superficialmente por fundações), mas também às flutuações no nível da água subterrânea.

Solos ou camadas de baixa permeabilidade na zona não saturada também podem restringir a migração ascendente de vapores, sendo o efeito acentuado com o aumento de umidade e profundidade da zona contaminada. Além disso, alguns compostos (e.g., benzeno, metano, cloreto de vinila) podem apresentar reduções em suas concentrações de gás no solo devido à biodegradação na zona vadosa.

### 4.1.3 Mecanismos de transporte da fase vapor

Levando em consideração o modelo conceitual padrão da **Figura 1.5-5**, podem ser identificados três processos de transporte de vapor após a volatilização de substâncias químicas a partir do solo ou água subterrânea: i) **difusão** na zona não saturada, desde a fonte até o solo adjacente à fundação do edifício; ii) **advecção e difusão** através de fissuras, trincas e juntas entre a laje e os muros da construção; e iii) **mistura** com o ar interno no ponto de exposição.

**Difusão** – já definida anteriormente, consiste no movimento de substâncias químicas das áreas de maior concentração para as de menor concentração. A magnitude do fluxo difusivo guarda relação direta com o gradiente de concentração, com o coeficiente de difusão molecular efetivo do composto no meio poroso e com a umidade da zona não saturada. O coeficiente de difusão efetiva em um meio poroso, de acordo com Nielsen *et al.* (1972), pode ser expresso pela **Equação 7**. Nessa equação é considerado o conteúdo volumétrico de ar, pois, em um solo não saturado, o espaço poroso é composto por uma parcela de ar e outra de água que se complementam. Além disso, é considerada a tortuosidade do meio (Millington e Quirk, 1961). Algumas

expressões são apresentadas na literatura para estimar a tortuosidade, considerando parâmetros como a porosidade e o conteúdo volumétrico de água.

$$D^{eff} = \theta_a . \tau . D_a \quad (7)$$

Onde: $D_{eff}$ representa a difusão efetiva [$L^2\ T^{-1}$]; $\theta_a$, o conteúdo volumétrico de ar disponível no meio poroso [-]; t, a tortuosidade da fase do ar que é responsável pela diminuição da área da seção transversal e aumento do comprimento do caminho induzido por um meio poroso [-]; e $D_a$, a difusividade no ar [$L^2\ T^{-1}$].

Caso a fonte de contaminação esteja localizada na água subterrânea, é necessário levar em conta a difusão efetiva desde a franja capilar (como uma camada adicional). Nesse caso, a difusão efetiva pode ser determinada com a seguinte expressão (**Equação 8**) definida em Mc Worther (2021):

$$D_{fc}^{eff} = D_a(\theta_{a-fc}^{3.33}/n_{fc}^2) + (D_w/H_{TS})(\theta_{w-fc}^{3.33}/n_{fc}^2) \quad (8)$$

Onde: $D_{fc}^{eff}$, representa a difusão efetiva na franja capilar [$L^2\ T^{-1}$]; $n_{fc}$, é a porosidade total na franja capilar e equivalente à umidade volumétrica de saturação [-]; $\theta_{w-fc}$, o conteúdo volumétrico de água na franja capilar, correspondente à pressão de entrada de ar que é aproximadamente o inverso do parâmetro α da curva de retenção de água no solo pelo ajuste com o modelo de van Genuchten [-]; $\theta_{a-fc}$, que representa o conteúdo volumétrico de ar na franja capilar, e que resulta da diferença entre a porosidade total e o conteúdo volumétrico de água na franja capilar [-]; $D_w$, a difusividade da água [$L^2\ T^{-1}$]; e $H_{TS}$, a constante de Henry para a temperatura do sistema [-].

Logo, o coeficiente de difusão efetivo total, levando em consideração o total de camadas de solo, é representado como (**Equação 9**):

$$D_T^{eff} = \frac{L_T}{\sum_{i=0}^{n} L_i \ / \ D_i^{eff}} \quad (9)$$

Onde: $D_T^{eff}$, representa o coeficiente global de difusão efetiva da fase vapor de todas as camadas de solo [$L^2\ T^{-1}$]; $L_T$, a distância vertical compreendida entre a face inferior da fundação ou laje (adjacente ao ambiente interno) e a fonte de vapores [L]; n, o número de camadas de solo; $L_i$, a espessura da camada de solo i [L]; e $D_i^{eff}$, a difusão efetiva através da camada de solo i [$L^2\ T^{-1}$].

**Advecção** – o movimento das substâncias químicas ocorre com o movimento da massa do gás do solo, devido a diferenças de pressão (Nazaroff, 1988). Essas diferenças podem ser geradas por causa de mudanças de pressão atmosférica, variações de temperatura ou sistemas de ventilação de edifícios, criando uma convecção natural no solo, isto é, essencialmente, fluxo advectivo vertical, conforme o modelo de Johnson e Ettinger (1991). Por ser um modelo unidimensional, conta apenas com a componente vertical, sendo a difusão inexistente. Cabe ressaltar que esse tipo de transporte é o processo mais significativo nas proximidades da fundação, sendo menos importante em pontos mais distantes dela.

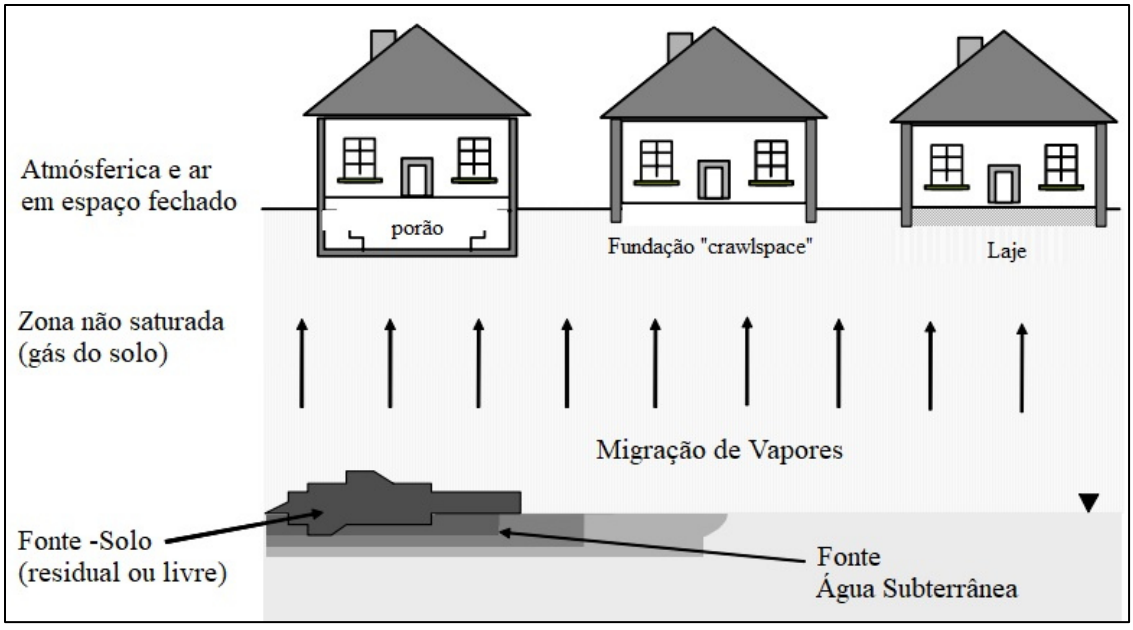
**Mistura** – Os vapores intrudidos podem ser misturados e diluídos com o ar dentro da edificação, a depender da taxa de ventilação. Esses valores podem ser ainda facilitados pelo grau de ventilação do prédio, com o uso de ar-condicionado e aquecedores, por exemplo.

### 4.1.4 Pontos de exposição

O contato dos receptores com as substâncias químicas em forma de vapor poderá ocorrer em diversos tipos de espaços internos ou pontos de exposição, tais como residências, comércios, escolas, igrejas etc. O tipo de uso, características construtivas e geométricas da edificação e qualquer outra característica que envolva algum tipo de interação com os meios contaminados (temperatura, diferencial de pressão com o solo, distância da fonte etc.), influenciarão nas magnitudes das doses de ingresso na população afetada nos pontos de exposição.

De acordo com o American Petroleum Institute (2005), a migração do gás do solo e intrusão de vapores podem ser representadas por três diferentes cenários construtivos, que variam desde maior contato (e.g., porão) a menor contato com a superfície do solo (e.g., laje), conforme mostrado na **Figura 1.5-6**. Nessas circunstâncias, levando em consideração apenas o tipo de construção, pressupõe-se uma relação direta entre a proximidade da fundação e do solo e a concentração dos contaminantes nos pontos de exposição. Isso porque há uma relação entre essa distância e os processos de advecção (maior ou menor probabilidade de fissuras e interfaces piso-muro) e difusão (maior ou menor proximidade com a fonte). No entanto, o tipo de fundação, por si só, não determina a capacidade de intrusão de vapores, pois isso dependerá também dos processos construtivos. Por exemplo, determinados países de clima frio e seco optam por fundações tipo entrepiso (*crawlspace*), com pouco espaço interno e uma rigorosa vedação, para evitar congelamento de dutos e otimizar o calor. Porém, essa estrutura permite o acúmulo dos gases, mesmo com a aplicação de membranas supostamente impermeáveis no solo, por permitirem a passagem dos contaminantes por difusão.

**Figura 1.5-6 – Intrusão de vapor em ambientes internos para três cenários de construção**




Fonte: American Petroleum Institute (2005).

### 4.1.5 Vias de exposição e receptores

As vias de exposição e os receptores serão tratados com detalhes no Capítulo 8 (Avaliação de Risco). Parte dos conceitos é abordada neste item, por estarem

relacionados à determinação da concentração final das substâncias químicas de interesse (SQI) em ambientes internos, como consequência da intrusão de vapores.

Como observado no modelo conceitual, a única via de exposição ou via de entrada dos contaminantes nos receptores é pela inalação de vapores. No entanto, os receptores têm características diferentes (como massa corpórea, frequência de exposição, taxa de contato etc.) inclusive de exposição. Os dados específicos associados à concentração final de cada SQI disponível para o receptor conformam a dose de ingresso, que é o parâmetro que, junto com o fator de risco (RF) e a dose de referência (RfD), permitem a quantificação do Risco à Saúde Humana do tipo carcinogênico ou não carcinogênico, respectivamente.

A quantificação da concentração final que os receptores receberão por meio da inalação (via de exposição) poderá ser obtida com auxílio de modelos analíticos, numéricos ou por medição direta por meio de amostragem de vapores. Esta análise é fundamenta para propor métodos de mitigação de intrusão de vapores em diferentes condições (USEPA, 2015).

**Modelagem analítica**

A avaliação de risco à saúde humana, dependendo do modelo conceitual, requer uma grande quantidade de dados e, em alguns casos, cálculos complexos, comumente realizados com o auxílio de *softwares* e planilhas de cálculo. Quando se trata de estimativas relacionadas com o mecanismo de transporte de gases por volatilização, a maioria desses programas (RISC, RBCA Tool Kit, SADA, CETESB entre outros) emprega o modelo de Johnson e Ettinger (1991), que, embora tenha limitações (fonte infinita de contaminação; mistura do ar uniforme; não leva em consideração caminhos preferenciais nem biodegradação; considera distribuição do gás e taxas de ventilação uniformes; a entrada do gás é apenas por rachaduras da laje e juntas da laje-parede; análise unidimensional), é ainda um dos mais usados mundialmente.

A expressão que relaciona a concentração no interior da edificação ou em ambiente interno ($C_{ai}$) e concentração na fonte ($C_f$) é dada por (Equação 10):

$$C_{ai} = \alpha . C_f \quad (10)$$

No entanto, a fonte pode estar localizada tanto na água subterrânea como no solo. Para esses casos, a estimativa da concentração de vapor pode ser obtida pelas **Equações 11 e 12**, respectivamente:

$$C_f = \frac{H'_{TS}\rho_b C_s}{\theta_w + K_d\rho_b + H'_{TS}\theta_a} \quad (11)$$

$$C_f = H'_{TS} C_w \quad (12)$$

Onde: $C_f$, é a concentração na fonte [M $L^{-3}$], seja proveniente da concentração no solo $C_s$ [-] ou da água subterrânea $C_w$ [M $L^{-3}$]. Cabe ressaltar que $C_s$ não abrange a fase residual e $C_w$ é menor que a solubilidade. $\rho_b$, é a massa específica do solo seco [M $L^{-3}$] e $K_d$, o coeficiente de partição solo-água [$L^3$ $M^{-1}$].

Adicionalmente, considerando a hipótese de que a transferência de massa ocorre em estado estacionário (Johnson e Ettinger, 1991), a redução da concentração alcançada a partir da fonte até o ambiente interno pode ser estimada usando o coeficiente de atenuação (α). O fator de atenuação da concentração de determinado contaminante

leva em consideração diversos parâmetros, como: o transporte convectivo-difusivo; o coeficiente global de difusão efetiva da fase vapor através de rachaduras e juntas, cuja magnitude pode ser aproximada ao coeficiente de difusão efetiva da camada de solo em contato com a fundação; a espessura da fundação pertencente ao ambiente interno; a vazão de ventilação do ar no interior; as dimensões do ambiente interno, e a renovação do ar no ambiente interno.

## 5 Reações

As concentrações de contaminantes em meio subterrâneo podem ser influenciadas por diferentes tipos de reações, que podem resultar na transformação ou degradação do contaminante. As reações resultam na redução de massa original do contaminante, e podem gerar substâncias inertes ou de menor risco, mas também podem gerar a formação de substâncias mais tóxicas. Diferentes tipos de reação podem ocorrer, destacando-se as reações químicas abióticas (sem o auxílio de microrganismos) e reações bióticas (mediadas por microrganismos).

As reações bióticas também são chamadas de biodegradação, e ocorrem de forma natural por meio de microrganismos que estão presentes na maioria dos solos. Os contaminantes orgânicos podem participar dessas reações de diversas maneiras. Em alguns casos, os contaminantes podem ser a fonte de carbono e energia para os microrganismos. Em outros casos, o contaminante é cometabolizado junto com a degradação de outro substrato primário. Ainda, o contaminante pode ser usado como aceptor de elétrons. A biodegradação é um importante processo de abatimento de massa de contaminantes e, por isso, é explorada nas Medidas de Remediação por Tratamento (**Seção 15.2**) por meio das técnicas de biorremediação, incluindo a atenuação natural monitorada, método em que a biodegradação ocorre naturalmente sem intervenções além do monitoramento das condições do meio (Wiedemeier et al., 1999); e pelo bioestímulo e bioaumento, técnicas que induzem maiores taxas de biodegradação por meio da adição de receptores ou doadores de elétrons, nutrientes, controle das condições físico-químicas ou adição de culturas de microrganismos.

Diferentes tipos de reações abióticas podem ocorrer no meio subterrâneo, como hidrólise, reações de oxi-redução, dehalogenação, eliminação, precipitação e outras. A ocorrência dessas reações é dependente das propriedades da solução e da fase sólida, como temperatura, pH, potencial de oxirredução, presença de outros compostos químicos e composição química da fase sólida. Por exemplo, alguns minerais de ferro e manganês, e alguns grupos funcionais da matéria orgânica podem propiciar a ocorrência de redução química abiótica. Essas reações abióticas em subsuperfície podem ser utilizadas como Medidas de Remediação por Tratamento (**Seção 15.2**) através da Redução Química in Situ (ISCR) e Oxidação Química in Situ (ISCO).
Alguns exemplos de reações importantes são descritos na sequência.

### 5.1 Biodegradação de hidrocarbonetos

A redução da massa de compostos orgânicos é mediada pelo metabolismo microbiano. As rotas metabólicas envolvidas na mineralização de hidrocarbonetos são dependentes da disponibilidade de aceptores de elétrons. Quando o oxigênio está disponível em concentrações suficientemente elevadas, existem condições propícias para a biodegradação aeróbica, descrita abaixo para o tolueno (**Equação 13**):

$$C_7H_8 + 9O_2 + 3H_2O \rightarrow 7H^+ + 7HCO_3^- \quad (13)$$

Na ausência do oxigênio, a biodegradação de hidrocarbonetos ocorrerá anaerobicamente a partir das reações de redução do nitrato, redução do Fe(III), redução do sulfato e metanogênese (que formam metano); apresentadas nas **Equações 14 a 17**, respectivamente (Gieg et al., 2014). Essas reações ocorrerão prioritariamente a partir de reações termodinamicamente mais favoráveis (maior energia livre de Gibbs). Quando os aceptores de elétrons não estão mais disponíveis no aquífero, as reações de metanogênese (**Equação 17**) são dominantes.

$$C_7H_8 + 7{,}2NO_3^- + 0{,}2H^+ \rightarrow 0{,}6H_2O + 7HCO_3^- + 3{,}6N_2 \quad (14)$$
$$C_7H_8 + 36FeOOH + 65H^+ \rightarrow 51H_2O + 7HCO_3^- + 36Fe^{2+} \quad (15)$$
$$C_7H_8 + 4{,}5SO_4^{2-} + 3H_2O \rightarrow 2{,}5H^+ + 7HCO_3^- + 4{,}5HS^- \quad (16)$$
$$C_7H_8 + 5H_2O \rightarrow 4{,}5CH_4 + 2{,}5CO_2 \quad (17)$$

Nas reações de biodegradação anaeróbica, acima apresentadas, é possível verificar que a biodegradação de hidrocarbonetos resulta na produção de $CO_2$, $N_2$, Fe(II), $HS^-$ e $CH_4$. O Fe(II) e o $CH_4$, produzidos, respectivamente, por redução do Fe(III) e metanogênese, representam indicadores comumente empregados para comprovação da ocorrência de biodegradação. Cabe destacar que embora a metanogênese seja tradicionalmente classificada como uma reação com energia livre amplamente reduzida, as relações de sintrofia podem tornar essa reação eficiente do ponto de vista termodinâmico. Concentrações elevadas dessas espécies são correlacionáveis com concentrações elevadas de compostos BTEX na água subterrânea.

## 5.2 Degradação de compostos halogenados

A desalogenação redutiva é um modo importante de degradação de vários compostos, incluindo pesticidas organoclorados, solventes alquílicos e haletos de arila, podendo ocorrer a partir de rotas metabólicas abióticas ou bióticas. A ação metabólica de alguns microrganismos possui a capacidade de remover halogênios (Cl-, Br-, F- e I-) de compostos orgânicos halogenados em ambientes anóxicos. A desalogenação pode ocorrer por meio de uma variedade de reações, incluindo oxidação, redução ou hidrólise.

O processo de remoção de um halogênio de um composto orgânico halogenado por uma reação redutiva é conhecido como desalogenação redutiva. A reação de desalogenação redutiva com hidrogênio como o doador de elétrons é altamente exergônica, sendo que a maioria dos organohaletos são termodinamicamente favoráveis como aceptores de elétrons em condições anaeróbias (Holliger; Wohlfarth; Diekert, 1998; Jugder *et al*., 2016). Nas reações redutivas, os elétrons são transferidos para a ligação carbono-halogênio, diminuindo o estado de oxidação do composto original, que pode ser classificado em dois processos distintos: hidrogenólise e dihaloeliminação.

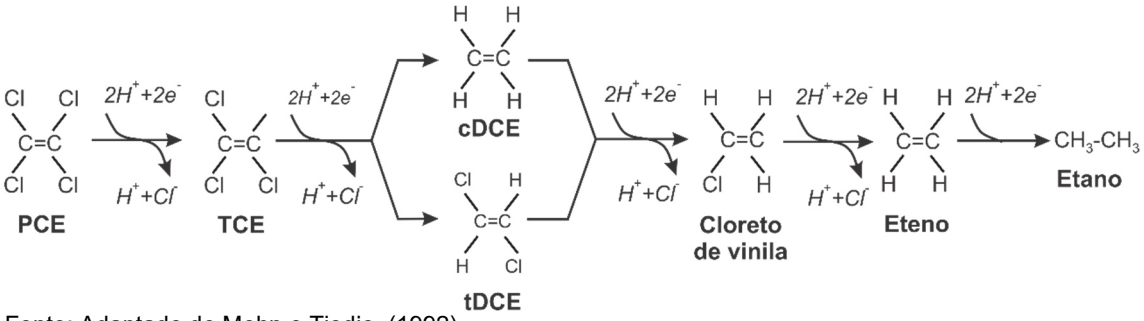
### Reação de hidrogenólise

A hidrogenólise também ocorre para compostos aromáticos clorados, incluindo benzenos clorados, bifenilos policlorados (PCBs), dioxinas cloradas (por exemplo, 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-dioxina ou TCDD), furanos e fenóis policlorados (por exemplo, pentaclorofenol). Para esses compostos, as vias de degradação são complexas, pois a redução ocorre por meio de vários isômeros, dependendo da posição no anel em que cada átomo de cloro específico é removido e, por esse motivo, as reações não serão apresentadas.

No caso dos etanos e metanos clorados, a hidrogenólise de compostos aromáticos clorados raramente é completa, e a taxa de redução frequentemente diminui com a

diminuição do número de ligações cloro-carbono. O processo normalmente ocorre por meio de um processo respiratório conhecido como respiração organohalide. A hidrogenólise de etenos clorados, tal como o tetracloroeteno (PCE), prossegue em duas etapas por meio de tricloroeteno (TCE), dicloroetenos (cis- ou trans-1,2-DCE), cloreto de vinila e eteno, conforme representado na **Figura 1.5-7**. A presença de 1,1-DCE no meio ambiente está mais tipicamente associada à contaminação prévia por 1,1,1-tricloroetano, que sofre diversos tipos de transformação, incluindo o processo abiótico de desidrohalogenação em 1,1-DCE.

**Figura 1.5-7 – Decaimento de PCE para TCE, cis- ou trans-1,2-DCE, cloreto de vinila e eteno a partir de reações de hidrogenólise**




Fonte: Adaptado de Mohn e Tiedje. (1992)

O estado de oxidação do carbono em um composto orgânico varia de -4 ($CH_4$) a +4 ($CO_2$), verificando-se a tendência de a oxidação ocorrer mais intensamente nos compostos mais reduzidos. O estado de oxidação do carbono em PCE é +4. Com cada etapa de redução sucessiva (por meio de uma entrada de 2e-), o estado de oxidação do carbono diminui em 2, de modo que o carbono em TCE tem um estado de oxidação de +2, DCE tem 0, o cloreto de vinila tem -2 e eteno tem -4. Para essa categoria de contaminantes, a etapa final é crítica do ponto de vista ambiental, uma vez que o cloreto de vinila possui propriedades carcinogênicas e elevada volatilidade, enquanto o eteno e o etano não apresentam riscos à saúde humana.

Como os etenos clorados, os etanos clorados são reduzidos por hidrogenólise. Um dos compostos mais amplamente avaliados é o 1,1,1-tricloroetano, que sofre redução sequencial para 1,1-dicloroetano e cloroetano. Embora seja possível uma redução adicional em etano, é uma reação muito mais lenta e o cloroetano é tipicamente considerado o produto terminal. Esse exemplo ilustra que a hidrogenólise nem sempre resulta em descloração completa. Outros etanos clorados comumente encontrados sofrem hidrogenólise, incluindo redução de 1,2-dicloroetano em cloroetano e 1,2-dicloropropano em 1- ou 2-cloropropano.

Os metanos clorados, como o tetracloreto de carbono (tetraclorometano) sofrem hidrogenólise para clorofórmio (triclorometano) e depois cloreto de metileno (diclorometano). Essas reações também são catalisadas pela redução do ferro, que pode ser gerado por bactérias redutoras de ferro.

### Reação de dihaloeliminação

A redução dos compostos orgânicos halogenados pode ser conduzida pela dihaloeliminação, uma reação descrita por Suflita *et al.* (1982) e menos abundante do que a hidrogenólise. Essa reação consiste na remoção de átomos de halógenos de carbono adjacentes, resultando na formação de uma ligação dupla de carbono e liberação de duas moléculas de halógenos. Um exemplo de reação de dihaloeliminação a partir da redução do 1,1,2-tricloroetano para cloreto de vinila é expresso na **Equação 19** abaixo.

$$H_2ClC - CHCl_2 \rightarrow H_2C = CHCl + 2Cl^- \quad (19)$$

## Referências

AMERICAN PETROLEUM INSTITUTE - API. **Collecting and interpreting soil gas samples from vadose zone**: a practical strategy for assessing the subsurface vapor-to-indoor air migration pathway at petroleum hydrocarbon sites. Washington, DC: API, 2005. (Regulatory Analysis and Scientific Affairs. Publication n. 4741). Disponível em: https://www.api.org/-/media/files/ehs/clean_water/ground_water_quality/pub4741_vi_assessment_2005.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Planilhas para avaliação de risco em áreas contaminadas sob investigação**. São Paulo: CETESB, [2024]. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/planilhas-para-avaliacao/. Acesso em: maio 2025.

CL:AIRE, 2014. **An illustrated handbook of LNAPL transport and fate in the subsurface**. CL:AIRE, London. ISBN 978-1-905046-24-9. Download at www.claire.co.uk/LNAPL

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. **Physical and chemical hydrogeology**. 2nd ed. New York: John Wiley & Sons, 1998.

DUNNIVANT, F. M.; ANDERS, E. **A basic introduction to pollutant fate and transport**: an integrated approach with chemistry, modeling, risk assessment, and environmental legislation. Hoboken: Wiley-Interscience, 2006.

ENVIRONMENTAL QUALITY MANAGEMENT INC. (North Carolina, USA). **User's guide for evaluating subsurface vapor intrusion into buildings**. Prepared for U.S. EPA. Washington, DC: EPA, 2004. 133 p. EPA Contract Number: 68-W-02-33. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/2004_0222_3phase_users_guide.pdf. Acesso em: maio 2025.

FETTER, C. W. **Applied hydrogeology**. 4th ed. New Jersey: Prentice Hall, 2001.

FITTS, Charles R. **Águas subterrâneas**. 2.ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015. Tradução da 2nd ed. do original: Groundwater science.

GIEG, Lisa M.; FOWLER, S. Jane; BERDUGO-CLAVIJO, Carolina. Syntrophic biodegradation of hydrocarbon contaminants. **Current Opinion in Biotechnology**, London, v. 27, p. 21-29, June 2014. DOI: https://doi.org/10.1016/j.copbio.2013.09.002.

HOLLIGER, Christof; WOHLFARTH, Gert; DIEKERT, Gabriele. Reductive dechlorination in the energy metabolism of anaerobic bacteria. **FEMS Microbiology Reviews**, Oxford, v. 22, n. 5, p. 383-398, Dec. 1998. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.1998.tb00377.x. Disponível em: https://academic.oup.com/femsre/article/22/5/383/497109. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Petroleum vapor intrusion**: fundamentals of screening, investigation, and management. Washington, DC: Interstate Technology & Regulatory Council, Vapor Intrusion Team, 2014. (Guidance Document, PVI-1). Disponível em: https://projects.itrcweb.org/PetroleumVI-Guidance/Content/Resources/PVIPDF.pdf. Acesso em: maio 2025.

JOHNSON, P. C.; ETTINGER, R. A. Heuristic model for predicting the intrusion rate of contaminant vapors into buildings. **Environmental Science & Technology**, Washington, D.C., v. 25, n. 8, p. 1445-1452, Aug. 1991. DOI: https://doi.org/10.1021/es00020a013.

JUGDER, Bat-Erdene *et al.* Organohalide respiring bacteria and reductive dehalogenases: key tools in organohalide bioremediation. **Frontiers in Microbiology**, Lausanne, v. 7, p. 1-12, Mar. 2016. Review, article 249. DOI: 10.3389/fmicb.2016.00249. Disponível em: https://www.frontiersin.org/journals/microbiology/articles/10.3389/fmicb.2016.00249/full. Acesso em: maio 2025.

LENHARD, R. J.; PARKER, J. C. Estimation of free hydrocarbon volume from fluid levels in monitoring wells. **Groundwater**, [*s. l.*], v. 28, n. 1, p. 57-67, Jan.-Feb. 1990. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1990.tb02229.x. Disponível em: https://ngwa.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/j.1745-6584.1990.tb02229.x. Acesso em: maio 2025.

MAYER, A. S.; HASSANIZADEH, S. M. (ed.) **Soil and groundwater contamination**: nonaqueous phase liquids: principles and observations. Washington, DC: American Geophysical Union, 2005. (Water research monograph, 17).

MC WORTHER, David B. **Flux equation for gas diffusion in porous media.** Guelph, Ontario, Canada: The Groundwater Project., 2021. Disponível em: https://gw-project.org/download/flux-equations-for-gas-diffusion-in-porous-media/?wpdmdl=5532&refresh=682974b35c6431747547315. Acesso em: maio 2025.

MILLINGTON R. J.; QUIRK. J. P. **Permeability of porous solids**. Transactions of the Faraday Society, [*s. l.*], v. 57, p. 1200-1207, 1961. DOI: https://doi.org/10.1039/TF9615701200.
MILLINGTON R. J.; QUIRK. J. P. **Permeability of porous media**. Nature, [*s. l.*], v. 183, p. 387-388, 1959. DOI: https://doi.org/10.1038/183387a0.

MOHN, William W.; TIEDJE, James M. Microbial reductive dehalogenation. **Microbiological Reviews**, Washington, DC, v. 56, n. 3, p. 482-507, Sept. 1992. DOI: 10.1128/mr.56.3.482-507.1992. Disponível em: https://journals.asm.org/doi/epdf/10.1128/mr.56.3.482-507.1992. Acesso em: maio 2025.

NAZAROFF, W. W. Predicting the rate of 222Rn entry from soil into the basement of a dwelling due to pressure-driven air flow. **Radiation Protection Dosimetry**, Oxford, v. 24, n. 1-4, p. 199-202, Aug. 1988. DOI: https://doi.org/10.1093/rpd/24.1-4.199.

NIELSEN, D. R. *et al.* **Soil water.** Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy, 1972.

SUFLITA, Joseph M. *et al.* Dehalogenation: a novel pathway for the anaerobic biodegradation of haloaromatic compounds. **Science**, New York, v. 218, n. 4577, p. 1115-1117, Dec. 1982. DOI: https://www.science.org/doi/10.1126/science.218.4577.1115.

USEPA. **Assessment of mitigation systems on vapor intrusion**: temporal trends, attenuation factors, and contaminant migration routes under mitigated and non-

mitigated conditions. Washington, DC: USEPA, 2015. EPA/600/R-13/241. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_file_download.cfm?p_download_id=524629&Lab=NERL. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **OSWER draft guidance for evaluating the vapor intrusion to indoor air pathway from groundwater and soils:** (subsurface […]. Washington, DC: USEPA, 2002. EPA530-D-02-004. Disponível em: https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1008OTB.PDF?Dockey=P1008OTB.PDF. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **OSWER**: fact sheet: correcting the Henry's Law constant for soil temperature. Washington, DC: USEPA, 2001. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/factsheet.pdf. Acesso em: maio 2025.

WIEDEMEIER, Todd H. *et al.* **Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface** New York: John Wiley & Sons, 1999.

# Seção 1.6: Medidas Emergenciais em Áreas Contaminadas

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Atendimento a emergências químicas ..... 2**
2.1. Etapas do atendimento ..... 4
2.1.1. Aproximação inicial ..... 4
2.1.2. Organização da resposta ..... 5
2.1.3. Avaliação da situação ..... 6
2.1.4. Medida de controle ..... 7
2.1.5. Descontaminação ..... 8
2.1.6. Ações de rescaldo ..... 9
**3. Acidentes em postos e sistemas retalhistas de combustíveis e sua relação com as áreas contaminadas ..... 9**
3.1. Avaliação inicial na emergência ..... 10
3.2. Investigação em postos de revenda durante as ações emergenciais ..... 11
3.3. Ações emergenciais em postos e sistemas retalhistas de combustíveis ..... 12
**4. Atendimento à Emergência em Indústrias Abandonadas e Massas Falidas e sua Relação com as Áreas Contaminadas ..... 15**
**5. Acidentes no transporte terrestre de produtos perigosos como possíveis fontes geradoras de áreas contaminadas ..... 19**
5.1. Transporte rodoviário de produtos perigosos ..... 19
5.2. Transporte ferroviário de produtos perigosos ..... 22
5.3. Transporte dutoviário de produtos perigosos ..... 23
**6. Fontes geradoras de metano ..... 27**
**7. Descarte de produtos químicos ..... 29**
7.1. Avaliação ..... 29
7.2. Controle ..... 30
**8. Considerações finais ..... 31**
**Referências ..... 31**

## 1. Introdução

A produção dos bens de consumo que tornam a vida moderna mais confortável envolve a extração de matérias-primas ou sua síntese a partir de elementos mais simples, seu armazenamento, seu transporte (seja rodoviário, ferroviário, aquaviário, aéreo ou por dutos), a transformação dessa matéria-prima, sua mistura, seu processamento, sua incorporação a outros processos, sua distribuição etc. Nas situações em que todas essas atividades são conduzidas de maneira controlada e dentro de certos limites toleráveis, nos quais nem o meio ambiente nem a saúde e a segurança da população são prejudicados, entende-se que os produtos químicos trazem benefícios à sociedade.

No entanto, mesmo nesses casos em que todas as etapas do processo são conduzidas de forma diligente, eventualmente, uma falha humana, uma falha operacional, uma falta de manutenção adequada, a fadiga dos equipamentos ou outros motivos quaisquer podem fazer com que produtos químicos saiam do controle, extrapolando os limites daquilo que era considerado tolerável.

Quando esses eventos ocorrem de forma fortuita, não planejada, não intencional e repentina, diz-se que se trata de “Acidentes envolvendo produtos químicos”, ou simplesmente “emergências químicas”, sendo que muitos deles podem ocasionar em prejuízos para o meio ambiente, para a saúde e para a segurança da população.

Acidentes industriais, no armazenamento, nas diferentes categorias de transporte terrestre ou em postos e sistemas retalhistas de combustível, podem resultar na formação de áreas contaminadas, caso as ações de rescaldo não sejam suficientes para restabelecer as condições de meio ambiente e segurança normais nas áreas afetadas pelo vazamento durante a fase emergencial. Nesses casos, haverá demanda por um trabalho de acompanhamento pós-emergencial.

Há, ainda, situações em que uma emergência química se inicia em uma área contaminada, já conhecida ou suspeita, especialmente, quando os trabalhos de remediação e acompanhamento não são realizados a contento. São exemplos desses casos as massas falidas e os postos e sistemas retalhistas de combustíveis, quando os sistemas de extração de produtos e resíduos deixam de funcionar, ou quando pessoas estranhas à área passam a fazer uso delas; ou os lixões e aterros sanitários, que podem ocasionar desde deslizamentos de resíduos sólidos até a contaminação de áreas por chorume, ou a geração de gás metano.

Embora não se possa classificar como “acidentes” *stricto sensu*, por não se tratarem de situações não planejadas ou não intencionais, deve-se considerar outros eventos emergenciais envolvendo produtos químicos que podem ocorrer, e que podem resultar em áreas contaminadas, tais como o descarte clandestino de produtos e resíduos químicos em regiões ermas ou diretamente na rede pública de esgoto e no sistema de águas pluviais e outras ações criminosas, como as tentativas de roubo de cargas, trepanações em dutos, ações de vândalos, atentados terroristas utilizando armas químicas, biológicas, radiológicas etc.

Independente de se tratar de uma área contaminada conhecida ou não; de se tratar de produtos químicos inflamáveis, explosivos, reativos, tóxicos, asfixiantes, corrosivos, oxidantes, ou aparentemente inofensivos para o ser humano, mas danosos para o meio ambiente; de se tratar de um evento acidental ou provocado propositalmente, o atendimento à emergência química necessitará de um padrão de resposta. Dessa forma, este capítulo abordará primeiramente os aspectos comuns de resposta a qualquer emergência química, posteriormente abordando especificamente os cenários mais comuns onde podem ocorrer emergências químicas em áreas contaminadas, tais como emergências em postos e sistemas retalhistas de combustíveis, em indústrias e massas falidas, no transporte terrestre de produtos perigosos, em áreas com geração de metano e no descarte de produtos químicos.

## 2. Atendimento a emergências químicas

O atendimento às emergências químicas é uma atividade de elevado risco e envolve situações críticas de tomada de decisão. Independente do cenário, o atendimento às emergências químicas deverá ter suas atividades planejadas de modo a proporcionar ações rápidas e seguras, tanto para as equipes de resposta, como para a população e ao meio ambiente (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB, 2014).

O objetivo de um atendimento emergencial é o de prevenir e/ou reduzir as consequências do evento às pessoas, às propriedades e ao meio ambiente restaurando, o mais breve possível, as condições de normalidade.

Dessa forma, é necessário que as equipes de resposta sejam capacitadas para atuar em distintos cenários e situações, possuam adequado conhecimento e percepção de riscos, disponham de recursos materiais compatíveis com os diversos cenários que poderão enfrentar e, por fim, que saibam atuar de forma integrada com outras instituições públicas e privadas.

Há uma variedade de equipamentos que podem ser utilizados nas ações de resposta às emergências químicas, porém, considerando que a prioridade em um atendimento é a segurança das próprias equipes de resposta, torna-se evidente que os Equipamentos de Proteção Individual (EPIs) e os equipamentos portáteis de detecção são recursos

indispensáveis para que os trabalhos sejam desenvolvidos dentro de padrões de segurança.

Os EPIs utilizados em atendimento a emergências químicas foram padronizados e classificados em quatro níveis de proteção, conforme **Tabela 1.6-1**.

**Tabela 1.6-1 – Níveis de proteção química**

| Nível de proteção | Características | Roupa de proteção | Proteção respiratória |
|---|---|---|---|
| Nível A | Máxima proteção cutânea e respiratória. | Traje de encapsulamento completo, luvas internas e externas resistentes a produtos químicos e botas resistentes a produtos químicos. | Equipamento autônomo de respiração com pressão positiva interna à roupa. |
| Nível B | Máxima proteção respiratória e menor proteção cutânea. | Traje não encapsulado, luvas e botas resistentes a produtos químicos. | Equipamento autônomo de respiração com pressão positiva externa à roupa. |
| Nível C | Mínima proteção cutânea e respiratória. | Traje não encapsulado, luvas e botas resistentes a produtos químicos. | Máscara facial panorama com filtro combinado. |
| Nível D | Roupas de trabalho | Macacão, uniformes, aventais, luvas, sapatos de segurança, óculos de segurança e viseiras. | Nenhuma |

Fonte: Adaptado do *Manual de Atendimento a Emergências Químicas*, CETESB (2014).

Cabe à equipe de resposta definir o nível de proteção que será utilizado na emergência de acordo com o cenário apresentado.

Na maioria das emergências, há especial preocupação com os cenários envolvendo gases e vapores tóxicos ou inflamáveis, uma vez que eles podem colocar em risco a saúde e a segurança das pessoas, ou provocar danos ao meio ambiente.

Há grande variedade de equipamentos portáteis de detecção no mercado brasileiro, havendo destaque para os detectores multigases, uma vez que eles podem portar simultaneamente até cinco sensores. Assim, com sua utilização, pode-se monitorar a maioria dos parâmetros de maior interesse em uma emergência. A **Tabela 1.6-2** apresenta os principais perigos normalmente monitorados nas emergências, o equipamento utilizado e o parâmetro de referência.

**Tabela 1.6-2 – Perigos monitorados, equipamentos e parâmetros utilizados no processo de avaliação**

| Perigo Monitorado | Equipamento Utilizado | Parâmetro Monitorado e Unidade |
|---|---|---|
| Inflamabilidade | Detector multigás | LII - Limite Inferior de Inflamabilidade (% do LII) |
| Oxigênio | Detector multigás | Concentração da substância no ambiente (% em volume) |
| Gás sulfídrico e de monóxido de carbono | Detector multigás | Concentração da substância no ambiente (ppm - partes por milhão) |
| Compostos Tóxicos | Fotoionizador ou Detector multigás | Concentração de Compostos Orgânicos Voláteis (ppm - partes por milhão) |
| Compostos Tóxicos Industriais | Detector portátil de gases e radiação (GDA) | Presença de compostos orgânicos e inorgânicos (ppm – partes por milhão) |
| Metano | Detector específico (GEM 5000) | Concentração de metano (% em volume) |

Fonte: Elaborada pelos autores, 2022.

### 2.1. Etapas do atendimento

As emergências químicas ocasionam situações muito diferenciadas, necessitando, na maioria das vezes, o desencadeamento de ações específicas para cada caso (CETESB, 2014). No entanto, de forma geral, as seguintes etapas são desenvolvidas em um atendimento:

- ✓ aproximação inicial;
- ✓ organização da resposta;
- ✓ avaliação da situação;
- ✓ medidas de controle;
- ✓ descontaminação;
- ✓ ações de rescaldo.

#### 2.1.1. Aproximação inicial

A aproximação consiste no primeiro contato com a ocorrência em campo. Durante essa etapa é possível, normalmente, realizar uma avaliação preliminar do evento. A aproximação deve ser realizada de maneira segura, com posicionamento e distanciamento adequados no tocante ao local da emergência. A equipe envolvida no atendimento deverá realizar observações visuais e atentar-se às condições

atmosféricas na região da emergência. Dentre as principais regras para uma aproximação segura destacam-se:

- ✓ aproximar-se lenta e cuidadosamente;
- ✓ manter-se sempre de costas para o vento, tomando como referência o ponto do vazamento;
- ✓ evitar manter qualquer tipo de contato com o produto químico (tocar, inalar, pisar etc.);
- ✓ se o produto for inflamável, todas e quaisquer fontes de ignição deverão ser eliminadas, como: cigarros acesos, motores ligados, desenergização de sistemas de alimentação elétrica, remoção de veículos que estejam nas imediações, arraste de ferramentas, de peças e acessórios metálicos, de geradores de calor e centelhas, entre outras.

A equipe poderá identificar algum risco que julgue ser merecedor do desencadeamento de ações imediatas, tais como a evacuação de pessoas da área de risco, ação essa que, sempre que possível, deve ser realizada por representantes da Polícia Militar e da Defesa Civil.

Ainda nessa etapa, a área poderá ser sinalizada e isolada com faixas, cones e placas, de modo a restringir a circulação de pessoas e veículos. Porém, antes de realizar o isolamento, a equipe deverá determinar os riscos principais com potencialidade para causar lesões às pessoas e impactos ao meio ambiente. O isolamento poderá ser feito num raio a partir do ponto de vazamento ou, de forma parcial, abrangendo uma ou mais direções.

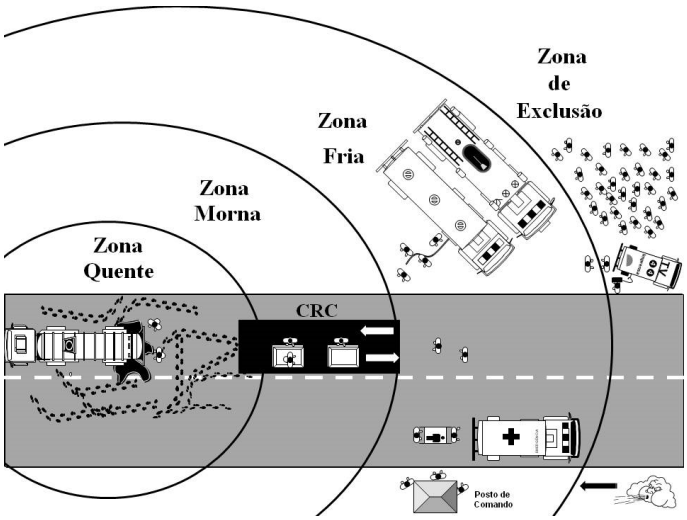
### 2.1.2. Organização da resposta

Dependendo do cenário da emergência, muitas instituições públicas poderão atuar, entre elas Corpo de Bombeiros, Defesa Civil, órgão ambiental, vigilância sanitária e epidemiológica, Polícia Militar, dentre outras. Assim, é conveniente estabelecer uma sistemática de trabalho para essas situações, por meio da definição de zonas de trabalho (**Figura 1.6-1**) (CETESB, 2014). É recomendável estabelecer quatro zonas de trabalho:

- zona quente: trata-se de uma área imediatamente adjacente ao acidente cujo ingresso e permanência exigem proteção adequada. Nessa área devem ingressar apenas os técnicos que estiverem realizando as ações de controle da emergência. Concluída sua atividade, o técnico, mesmo estando devidamente protegido por EPIs, deverá se retirar imediatamente para uma zona mais segura;
- zona morna: trata-se da área adjacente à zona quente, onde está situado o corredor de redução de contaminação e, de forma eventual, o pessoal de apoio às ações de controle da emergência. Técnicos na zona morna devem utilizar o mesmo nível de proteção da equipe que ingressou na zona quente ou, no mínimo, um nível de proteção abaixo, pois nessa zona pode haver concentração perigosa do produto envolvido na emergência;
- zona fria: trata-se da área perimetral à zona morna, onde não poderá haver concentração do produto envolvido na emergência. É nessa zona que ficam instaladas as áreas de apoio, viaturas e pessoal envolvidos com o atendimento;
- zona de exclusão: nessa área permanecerão as pessoas e instituições que não possuem qualquer envolvimento direto com a ocorrência, como imprensa e

comunidade, entre outros.

**Figura 1.6-1 – Zonas de trabalho para emergências químicas**




Fonte: CETESB (2014).

Sempre que possível, o estabelecimento dessas zonas deverá ser realizado com o apoio de equipamentos portáteis de detecção. Deve-se evitar o estabelecimento de zonas de trabalho de forma empírica. A não disponibilidade desses recursos exigirá das equipes, conhecimentos técnicos associados à identificação de vários elementos no cenário acidental para embasar a definição das zonas de trabalho.

Outro aspecto importante refere-se ao fato de que as instituições possuem diferentes atribuições e responsabilidades na emergência, necessitando de articulação entre si para desempenharem suas funções. Assim sendo, a integração entre as equipes de diferentes campos de atuação é de fundamental importância para uma adequada qualidade na resposta emergencial. Dessa forma, torna-se necessário o estabelecimento de um Posto de Comando – PC, o qual deverá ser coordenado por um ou mais representantes de cada entidade envolvida no atendimento. O Posto de Comando é uma organização no local da ocorrência, de função gerencial, com a finalidade de planejar, organizar, dirigir e controlar as ações de resposta (CETESB, 2014).

### 2.1.3. Avaliação da situação

Avaliação é o processo de coleta e análise das informações sobre a ocorrência. Essa etapa tem por finalidade dimensionar a natureza e a gravidade do evento, de modo a permitir a identificação de frentes de trabalho, seus respectivos níveis de prioridade, ações de controle a serem adotadas para cada frente levantada e os recursos humanos e materiais necessários para a sua realização. Todos esses elementos são as bases para o desenvolvimento das ações de controle da emergência.

Portanto, é absolutamente necessário que a avaliação inicial do cenário (e as avaliações subsequentes) seja desenvolvida e executada por pessoal técnico devidamente capacitado para tal, uma vez que erros de avaliação poderão agravar a situação, acarretando consequências inesperadas. Além disso, a equipe encarregada dessa avaliação deverá dispor de equipamentos de proteção individual e de detecção ambiental adequados para essa tarefa. Equipes sem recursos apropriados podem ter desempenho limitado em sua capacidade de avaliar e controlar a emergência.

Via de regra, a prioridade na avaliação é a de identificar rapidamente situações que possam gerar incêndios, explosões e formação de nuvens tóxicas, assim como consequências adversas em áreas afastadas ou externas a uma instalação fixa.

Geralmente, para locais que apresentam pouca ventilação, como edificações, em que a equipe deve ingressar, o monitoramento deverá ser orientado primeiro para a existência de vapores ou gases inflamáveis, deficiência ou excesso de oxigênio e concentração de vapores tóxicos.

Para ambientes abertos e bem ventilados, a presença de gases inflamáveis e deficiência de oxigênio representam um risco em menor escala. Locais que apresentam depressões topográficas ou mesmo baixo relevo, ainda que abertos e ventilados, poderão reter a nuvem de produto.

### 2.1.4. Medida de controle

A partir dos resultados obtidos na etapa de avaliação, deverão ser definidas as ações para o controle da emergência, que envolverá métodos, procedimentos e técnicas para prevenir ou reduzir a dispersão de produto no ambiente. Essas medidas de controle podem incluir extinção de fogo, queima controlada, neutralização, construção temporária de barragens e diques de contenção, aplicação de materiais para estancar vazamentos, aplicação de neblina-d'água, utilização de materiais absorventes e outras.

As técnicas frequentemente utilizadas pelas equipes de resposta para o controle de uma emergência química são estanqueidade do vazamento e contenção de produto vazado.

Estanqueidade consiste em métodos e técnicas utilizadas para restringir o produto ao seu recipiente ou embalagem. Dentre os recursos mais comumente utilizados destacam-se os batoques confeccionados em madeira, PVC, teflon, latão e alumínio, as massas de vedação, as tiras de borracha e as fitas adesivas especiais.

Contenção consiste em métodos utilizados para eliminar ou restringir o espalhamento do produto liberado no meio. As técnicas de contenção a serem adotadas dependem das características do produto vazado, da quantidade envolvida, do cenário da ocorrência e do compartimento ambiental atingido, podendo ser o solo, a atmosfera, corpos hídricos (incluindo mar e águas interiores, como lagos, lagoas, córregos) ou águas subterrâneas.

Para a contenção de produto no solo pode-se realizar o desvio controlado de um líquido de uma área para outra, cujos efeitos ao homem e ao ambiente possam ser substancialmente reduzidos. Outra possibilidade é a construção de diques para conter ou controlar o deslocamento de líquidos de uma área para outra (**Figura 1.6-2**). A melhor técnica a ser utilizada em cada caso dependerá de fatores como tempo disponível para as ações, recursos humanos e materiais disponíveis e o potencial de risco oferecido pelo produto.

**Figura 1.6-2 – Diques para a contenção de produto químico no solo**

Fonte: CETESB (2014).

Para a contenção de produto na atmosfera pode-se aplicar neblina-d'água para abater e/ou dispersar uma nuvem de gás ou vapor. Essa ação será mais efetiva se o produto envolvido for solúvel em água, como ocorre com a amônia, ou se o produto reagir com a água, como ocorre com o cloro, cuja reação gera a formação de ácido clorídrico. Nesse caso, ao aplicar neblina-d'água sobre a nuvem, ocorrerá a sua solubilização e deposição no solo, podendo assim ser contido, por exemplo, em um dique, e recolhido para disposição adequada. É importante considerar a possibilidade de ocorrer a evaporação do produto depositado no solo, caso não esteja bem diluído em água.

A contenção de produto em corpos de água poderá ocorrer por meio da utilização de barreiras de contenção e/ou absorção, desde que o produto seja insolúvel e menos denso que a água. Para os demais produtos, a intervenção será passiva e vai requerer ações de monitoramento e definição de procedimentos específicos para cada caso, cabendo ao órgão ambiental coordenar tais ações.

Evidentemente, há uma grande variedade de ações de controle de emergências, sendo que algumas delas serão abordadas nos cenários específicos neste capítulo.

Ressalta-se que a empresa geradora de uma emergência química tem a responsabilidade legal de atender às demandas dos órgãos públicos e, portanto, deverá disponibilizar recursos humanos e materiais para suprir todas as necessidades do atendimento, com a devida brevidade que a situação requer.

### 2.1.5. Descontaminação

Mesmo com a adoção de boas práticas de trabalho, a contaminação da equipe de resposta que realiza a entrada na zona quente pode ocorrer devido ao contato com vapores, gases, névoas ou material particulado, respingos ou contato direto com poças do produto químico, contato com solo contaminado e manipulação de instrumentos ou equipamentos contaminados (CETESB, 2014).

Dessa forma, é necessário adotar ações para restringir o espalhamento da contaminação. A sistemática mais utilizada para essa finalidade é o estabelecimento de um processo de descontaminação que consiste na remoção física de contaminantes ou na alteração de sua natureza química para substâncias mais inócuas. O termo é

comumente empregado para se referir à descontaminação de EPIs, instrumentos, equipamentos ou vítimas que estiveram na zona quente.

O processo de descontaminação tem por objetivo principal evitar a ampliação da contaminação, ou seja, evitar que pessoas que estiveram na zona quente carreiem o contaminante para áreas não contaminadas. Outro objetivo é evitar a contaminação tanto da equipe de entrada quanto da equipe que estiver ajudando na retirada dos equipamentos de proteção individual (CETESB, 2014).

Para tal finalidade, deve-se estabelecer um Corredor de Redução de Contaminação (CRC), o qual deve ser instalado entre a zona quente e a zona fria, na chamada zona morna. Nesse corredor, de maneira sequencial lógica, ocorrerá a lavagem com água e detergente (na maioria dos casos) e posterior remoção de luvas, botas, roupas de proteção química e equipamento de proteção respiratória. A água de lavagem deve ser coletada e tratada como resíduo da ocorrência. O CRC é rota obrigatória de saída da zona quente.

Com relação aos equipamentos portáteis de detecção utilizados durante o atendimento emergencial, deverão ser adotadas ações de modo a prevenir sua contaminação, pois, uma vez que eles tenham sido contaminados, torna-se muito difícil limpá-los sem danificá-los.

Os veículos utilizados nos atendimentos, tais como caminhões, pás-carregadeiras e outros equipamentos pesados, na maioria das vezes, são de difícil descontaminação. Normalmente, o método de descontaminação mais utilizado consiste, basicamente, em se lavar o veículo com água pressurizada ou esfregar as áreas acessíveis com uma solução de detergente e água pressurizada.

### 2.1.6. Ações de rescaldo

A última etapa do atendimento, porém não menos importante, tem por finalidade o desenvolvimento de atividades voltadas para o restabelecimento das condições normais nas áreas afetadas pelo produto envolvido na emergência, tanto do ponto de vista da segurança como do ponto de vista ambiental. Caso esta etapa não seja realizada a contento o contaminante permanecerá no local, podendo resultar em área contaminada.

## 3. Acidentes em postos e sistemas retalhistas de combustíveis e sua relação com as áreas contaminadas

Das atividades que armazenam e comercializam combustíveis automotivos, destacam-se os postos de combustíveis, que somam 40.970 estabelecimentos no Brasil, sendo que deste total, 20,8% se concentram no estado de São Paulo (ANP, 2020).

Entre 1978 e 2003, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) atendeu a 522 ocorrências em postos de combustíveis, o que correspondeu 9,6% dos atendimentos emergenciais realizados. Por outro lado, durante 2021, foram atendidas oito ocorrências, ou 2,89% do total de emergências atendidas pela companhia. Essa redução no número está associada ao processo de licenciamento ambiental e à adoção da Resolução CONAMA nº 273/2000 (Brasil, 2000), que tornou esses estabelecimentos mais seguros e menos suscetíveis a vazamentos.

A atividade de comercialização de combustíveis automotivos, quando realizada sem os requisitos técnicos ou sem a observação às boas práticas de trabalho, oferece um risco potencial à segurança da população circunvizinha, ao patrimônio público e privado e ao meio ambiente (CETESB, 2021).

Ainda que essas instalações operem dentro de requisitos técnicos mais seguros por força da legislação, esses eventos ocorrem, em sua maioria, como contaminações superficiais provocadas por constantes e sucessivos derrames junto às bombas e bocais

de enchimentos dos reservatórios de armazenamento, mas também pelos vazamentos em tanques e tubulações subterrâneas.

Esses vazamentos são geralmente percebidos após o afloramento do produto em galerias de esgoto, redes de drenagem de águas pluviais, no subsolo de edifícios, em túneis e escavações, em poços de abastecimento de água, no interior de residências ou em estabelecimentos comerciais. Por isso, as ações emergenciais requeridas durante o atendimento a essas situações requerem a participação de diversos órgãos públicos, além do envolvimento do agente poluidor e suas respectivas subcontratadas (CETESB, 2021; Gouveia, 2004).

A partir da notificação da ocorrência ou suspeita de vazamento – feita pela população ou por outros órgãos públicos ou privados –, cabe à CETESB, por meio do Setor de Atendimento a Emergências, desencadear o atendimento à reclamação. Isso inclui uma avaliação da situação e a realização de um minucioso trabalho de investigação, de forma a identificar o contaminante envolvido, avaliar o risco instalado, identificar a fonte geradora do fato e supervisionar e coordenar as ações emergenciais e corretivas a serem desencadeadas.

### 3.1. Avaliação inicial na emergência

Uma primeira ação consiste na realização de uma minuciosa inspeção do local suspeito de estar contaminado, a fim de constatar, ou não, a existência de odor característico de produto combustível, a presença de gases ou vapores inflamáveis ou a presença de produto combustível em fase livre, com a medição dos seguintes parâmetros:

- ✓ índices de inflamabilidade;
- ✓ concentrações de compostos orgânicos voláteis – COV;
- ✓ concentração de oxigênio em ambientes confinados;
- ✓ fase livre sobrenadante de hidrocarbonetos.

Normalmente, os sistemas hidráulico e sanitário no interior das edificações são os pontos mais vulneráveis à emanação dos odores por estarem diretamente ligados às redes públicas de esgoto e águas pluviais. São exemplos desses pontos vulneráveis os ralos, pias, lavabos, vasos sanitários e as caixas de inspeção doméstica de esgotos e águas pluviais.

As inspeções e monitoramentos no interior das edificações não devem se restringir unicamente aos pontos citados, podendo se estender para outros pontos, como orifícios e fissuras nos pisos e paredes, quadros de força, tomadas, interruptores e condutos de redes elétricas e de telefonia, caixas de rebaixamento de lençol freático em subsolo de edifícios, porões, poços de elevadores etc.

Constatadas irregularidades ou avarias nos pontos mencionados, os moradores ou proprietários devem ser orientados a manter o local ventilado e providenciar os reparos necessários para evitar a penetração dos odores e vapores ao interior da edificação.

Quando houver indícios de contaminantes nas edificações, procede-se à avaliação nas galerias públicas subterrâneas, pois, em sua grande maioria, elas não são estanques estando, portanto, sujeitas às infiltrações de vapores ou fase líquida dos combustíveis presentes no subsolo e no aquífero freático (**Figura 1.6-3**). Devem ser monitorados caixas de inspeção de esgotos e de águas pluviais, poços, fossas sépticas, redes subterrâneas de esgoto, águas pluviais, de energia elétrica, telefonia ou de outras concessionárias (GOUVEIA, 2004).

**Figura 1.6-3 – Monitoramento realizado em galeria subterrânea de telefonia para verificação da presença de gases/vapores inflamáveis**

Fonte: CETESB (2005).

Por meio dos monitoramentos com equipamentos portáteis, são avaliados os riscos associados às substâncias presentes em tais sistemas, o que vai nortear as ações emergenciais de controle mais pertinentes para cada caso.

A partir da observação da topografia do terreno e da área circunvizinha, é possível identificar os empreendimentos suspeitos de gerar uma contaminação a partir de vazamentos. Os estabelecimentos situados em cotas mais elevadas, relativamente ao ponto de origem da investigação, são os mais prováveis geradores da contaminação. Dentre essas fontes pode-se citar os postos e sistemas retalhistas de combustíveis automotivos, oficinas mecânicas, lava-rápidos, geradores de condomínios, gráficas, entre outras.

Em muitos casos, com a migração pelo sistema hidrogeológico, o produto pode atingir galerias públicas subterrâneas não estanques que, uma vez saturadas por vapores, podem ocasionar a contaminação de edificações devido ao retorno dos vapores pelos sistemas subterrâneos ligados às redes públicas.

Complementando os trabalhos de avaliação inicial na emergência, deve também ser realizada uma inspeção no empreendimento suspeito ou causador do vazamento do combustível, avaliando-se as condições das instalações e os diferentes aspectos construtivos e operacionais do empreendimento.

### 3.2. Investigação em postos de revenda durante as ações emergenciais

Caso a fonte suspeita recaia sobre um posto de revenda, deve-se avaliar a infraestrutura do estabelecimento e alguns dos seus aspectos construtivos. Em razão de existirem poucas formas de se constatar os vazamentos de produto em equipamentos enterrados, convém solicitar, durante as inspeções, informações detalhadas ao proprietário do empreendimento ou seu representante, a respeito da quantidade e das condições dos seguintes equipamentos:

- Tanques: devem apresentar parede dupla com sensor intersticial para monitoramento e câmaras de acesso à boca de visita impermeável;
- Unidades de abastecimento (bombas): câmara de contenção estanque e impermeável;
- Tubulações enterradas: flexíveis e não metálicas;

- Respiro dos tanques: tubulações aéreas e metálicas;
- Tubulações de descarga: enterradas, flexíveis e não metálicas;
- Sistema de armazenamento de resíduos oleosos: tanques subterrâneos de parede dupla ou aéreos providos de bacia de contenção coberta e impermeável;
- Filtros de óleo diesel: com câmara de contenção e tubulações enterradas flexíveis e não metálicas;
- Piso: pista em concreto armado e provido de drenagem localizada sob a área protegida pela cobertura. A drenagem deve convergir para o sistema de separação de água e óleo (SAO);
- Área de descarga: piso em concreto armado provido de drenagem convergindo para o sistema de SAO;
- Área de lavagem de veículos: providas de caixa de areia e caixa SAO.

Durante a inspeção, tais dispositivos devem estar bem mantidos, limpos, livres da presença de combustíveis ou resíduos oleosos. A pista não deverá apresentar trincas ou fissuras, de modo a evitar a infiltração de combustíveis em caso de eventual derramamento.

Caso sejam identificados poços de monitoramento ao longo do piso, deve-se realizar medições nesses poços a fim de constatar possível presença de vapores orgânicos ou inflamáveis, bem como a presença de fase livre de combustível (**Figura 1.6-4**).

**Figura 1.6-4 – Inspeção em poço de monitoramento para verificação de combustível em fase livre**

Fonte: CETESB (2005)

Outra possibilidade a ser investigada, é a existência de tanques subterrâneos desativados o que pode ser um forte indício da existência de passivo ambiental.

### 3.3. Ações emergenciais em postos e sistemas retalhistas de combustíveis

As ações emergenciais são desencadeadas e implementadas pelos órgãos públicos envolvidos, nos primeiros momentos do atendimento. A responsabilidade pela realização das medidas necessárias à eliminação dos riscos é imputada ao agente causador da contaminação sob a orientação e coordenação de instituições competentes afetas ao tema.

As características físicas do produto envolvido – como a pressão de vapor, densidades do líquido e do vapor, solubilidade na água, limites de inflamabilidade e ponto de fulgor –, permitem prever o comportamento do produto no meio, definir as técnicas mais adequadas que devem ser adotadas e determinar quais equipamentos devem ser utilizados nas monitorações.

Uma vez que as áreas sob risco tenham sido delimitadas após os monitoramentos, procede-se ao seu imediato isolamento e sinalização. As áreas evacuadas podem ser ampliadas ou reduzidas em razão de monitoramentos realizados no transcorrer do atendimento emergencial.

Em ambientes confinados, sobretudo, convém desativar todos os sistemas elétricos, inclusive os equipamentos mecânicos com princípio de funcionamento à base de queima de combustível. O tráfego de veículos em garagens subterrâneas de edifícios deve ser evitado, bem como qualquer outra atividade que possa gerar centelhamento por atrito.

A abertura de caixas de inspeção e caixas de rebaixamento do lençol freático, bem como, a remoção de tampas de poços de visita de acesso às galerias subterrâneas, são operações críticas. Uma boa forma de prevenir riscos de explosão nesses casos é a utilização de neblina-d'água, para abater os vapores e evitar a geração de centelhas.

No caso de afloramento de combustíveis automotivos em qualquer ambiente, uma das primeiras medidas é o imediato recolhimento da fase líquida do produto. Para produtos miscíveis, como o álcool etílico, o recolhimento ocorre juntamente com a água. Já no caso da gasolina e do óleo diesel, que formam fase líquida separada sobrenadante, o produto pode ser seletivamente recolhido evitando-se a coleta indiscriminada de água e, em consequência, menor geração da quantidade de resíduo.

Quando ocorre o aparecimento de pequena quantidade de produto combustível em pequenos ambientes, tais como caixas de captação do lençol freático, poços de água tipo cacimba, caixas de inspeção de esgoto doméstico e caixas de inspeção de águas pluviais, entre outros, o produto pode ser recolhido e acondicionado em tambores, utilizando-se baldes e mantas absorventes oleofílicas que, após seu uso são embalados em sacos plásticos apropriados, para posterior destinação final adequada.

Havendo o aporte contínuo de volumes consideráveis de produto combustível nos ambientes citados, pode-se optar pela sucção por meio de caminhões-vácuo ou bombas de transferência. Esses equipamentos e veículos devem ter características que evitem a geração de calor ou centelhas. O aterramento de todo o conjunto – veículo e bomba –, é fundamental para evitar ignições geradas pela diferença de potencial elétrico.

O recolhimento de combustível pode ser otimizado com a utilização de equipamentos flutuantes, conhecidos como *skimmers*. Entretanto, sua principal limitação operacional é a espessura muito delgada ou iridescente das lâminas de produtos sobrenadantes, para as quais os materiais absorventes oleofílicos são mais eficientes (Lopes; Milanelli, Gouveia, 2005).

Nos corpos de água superficiais, são utilizadas várias técnicas de combate, dentre as quais destacam-se a instalação de barreiras de contenção e/ou barreiras absorventes, o direcionamento do produto e recolhimento com caminhões-vácuo e a aplicação de materiais absorventes granulados.

Uma vez que os vapores inflamáveis dos derivados de petróleo possuem densidade maior que a do ar atmosférico e, dependendo do grau de confinamento, dificilmente ocorrerá a expulsão desses vapores de forma natural, deve-se promover o arraste dos vapores do produto por vias mecânicas, com equipamentos fixos ou móveis, sendo a exaustão e a ventilação as técnicas mais utilizadas. O sistema elétrico ou mecânico de acionamento dos equipamentos deve ser à prova de explosão.

A presença de fase líquida de combustível no ambiente é um fator limitante a esse processo, pois a exaustão ou ventilação sobre a superfície do líquido provocará o aumento da sua taxa de evaporação devido à constante renovação de ar no local, propiciando a continuidade da volatilização do produto. Por outro lado, a ventilação forçada somente deve ser utilizada em locais onde a concentração dos vapores inflamáveis esteja abaixo do Limite Inferior de Inflamabilidade (LII), já que pode ocorrer a geração de eletricidade estática pelo atrito das partículas presentes no ar ambiente. Deve-se sempre criar pontos de alívio satisfatórios para a dispersão dos vapores, como, por exemplo, abrindo-se as janelas e portas dos imóveis. Entretanto, não se deve realizar a ventilação forçada em redes de esgoto, uma vez que esse procedimento promoverá o espalhamento dos vapores inflamáveis, com a consequente migração deles para o interior das edificações, através das suas redes hidráulicas.

Os ambientes confinados afetados devem ser drenados e, em seguida, lavados com água a alta pressão, inclusive com a utilização de detergentes biodegradáveis, para facilitar a remoção do produto e reduzir a impregnação paredes. Se o ambiente for estanque, como as caixas subterrâneas de passagem de cabos de telefonia, recomenda-se a sucção da água e do contaminante.

Outra técnica largamente empregada para evitar o acúmulo de vapores inflamáveis em ambientes confinados, sobretudo nas galerias subterrâneas, é a aplicação de líquido gerador de espuma (LGE). Uma vez preenchido todo o ambiente, evita-se a continuidade da evaporação pela criação de uma barreira física, bem como a eliminação dos espaços passíveis de serem ocupados pelos vapores.

Concomitante às medidas acima descritas, pode-se lançar mão de outras estratégias de controle, destacando-se a eliminação da fonte do vazamento, a interceptação da pluma de contaminação e a instalação de barreiras físicas de contenção.

A eliminação da fonte do vazamento de combustível compreende os reparos ou as substituições necessárias, sendo que se tratando de tanques, recomenda-se seu esvaziamento e, em seguida, desativação e remoção. Havendo impossibilidades técnicas para a remoção, eles podem ser desativados definitivamente, mantidos enterrados no local e preenchidos com material inerte (por exemplo, areia).

A escavação de trincheiras ao longo do possível caminho preferencial do produto combustível no subsolo apresenta resultados positivos na interceptação do material, pois impede a continuidade da migração para os ambientes que se almeja proteger.

A implantação de um sistema de ponteiras, com bombeamento a vácuo, normalmente provoca o rebaixamento do aquífero freático e, em consequência, a reversão do fluxo preferencial do lençol, atraindo a pluma de contaminação. Também é possível a implantação de uma linha de poços de bombeamento, entre a origem da contaminação e os demais pontos afetados, cujos efeitos, dependendo do porte e das características hidrológicas e geológicas da área, podem ser eficientes.

A instalação de barreiras físicas que impeçam a continuidade da migração do produto infiltrado no subsolo, como o envolvimento externo das redes subterrâneas ou das caixas ou poços de visita de acesso às redes com mantas impermeáveis, resistentes aos combustíveis automotivos, também surtem efeitos satisfatórios. Outro método é o bloqueio dos condutos das redes subterrâneas, evitando a ampliação das áreas afetadas e restringindo o risco.

Esses procedimentos, em sua maioria, são paliativos e visam à eliminação ou à redução imediata de riscos acentuados, não sendo encarados como solução da contaminação ocorrida. Para esta, são necessárias medidas de médio e longo prazo, que possibilitem a remediação do local e das áreas adjacentes impactadas, bem como seu restabelecimento às condições normais. Caso ocorra o aumento das concentrações de vapores e dos índices de inflamabilidade, os procedimentos devem ser imediatamente

revistos, em razão do cenário e dos resultados das monitorações realizadas e, se necessário, diferentes procedimentos emergenciais podem ser aplicados, simultaneamente.

Em casos de suspeita de vazamentos, pode ser solicitada a realização de sondagens investigativas na área do empreendimento e adjacentes, para amostragem do solo e da água subterrânea, com a finalidade de comprovar a contaminação, seja ela proveniente de vazamentos atuais ou pretéritos.

Ainda, pode ser solicitada a realização de testes de estanqueidade no Sistema de Armazenamento Subterrâneo de Combustíveis (SASC), com o intuito de confirmar se o sistema está estanque, além de definir qual parte do sistema apresenta perda do produto.

## 4. Atendimento à Emergência em Indústrias Abandonadas e Massas Falidas e sua Relação com as Áreas Contaminadas

Áreas industriais abandonadas ou massas falidas – que no passado utilizaram substâncias químicas –, ao encerrarem suas atividades, seja por razões econômicas, comerciais ou ambientais, podem deixar um passivo ambiental na área. Esse passivo ambiental é composto por produtos químicos e resíduos perigosos que podem estar armazenados de forma inadequada (**Figura 1.6-5**) – muitas vezes lançados diretamente sobre o solo ou mantidos em condições precárias de armazenamento – e, não raro, próximo à ocupação humana (Vasconcellos, 2018).

**Figura 1.6-5 – Galpão abandonado com resíduo contaminado**

Fonte: CETESB (2015).

Os resíduos comumente negligenciados em indústrias abandonadas e massas falidas, sejam na forma líquida ou sólida, em geral, representam perigos associados à inflamabilidade, corrosividade e toxicidade, normalmente decorrentes da emanação de compostos orgânicos voláteis (COV) e, até mesmo, da reatividade de determinadas substâncias com a água, o que pode proporcionar sérios riscos à saúde, à vida da população e ao meio ambiente (VASCONCELLOS, 2018).

Os atendimentos emergenciais em indústrias abandonadas ou massas falidas onde se encontram ou se encontraram armazenados produtos químicos e resíduos perigosos, têm como finalidade reduzir os danos provocados por esse tipo de ocorrência, evitando a formação de áreas contaminadas.

Antes mesmo de proceder qualquer intervenção em locais com tais características, é importante, primeiramente, realizar o acionamento dos responsáveis legais, seja ele o proprietário da empresa, o proprietário do imóvel ou, em caso de massas falidas, o síndico administrador. Tal acionamento objetiva, antes da adoção de qualquer procedimento, resgatar o histórico das atividades desenvolvidas no local e, assim, tentar identificar os tipos de substâncias que possivelmente estejam ou estiveram ali armazenadas.

Outra possibilidade de identificação dos resíduos ali depositados é tentar buscar informações contidas nos rótulos das embalagens, contudo deve-se ter extremo cuidado, pois em muitos casos o que está indicado no rótulo não condiz com o produto armazenado nos contentores.

Rótulos de identificação de produtos podem fornecer dados referentes ao fabricante ou ao distribuidor, que devem responder solidariamente pelos contêineres caso o responsável legal não se apresente ou não tenha condições de arcar com os custos do processo. Nesses casos, o fabricante ou o responsável pela distribuição poderão ser acionados para auxiliar na adoção de medidas de intervenção para eliminar os riscos.

Nos casos de atendimentos emergenciais envolvendo, principalmente, massas falidas, normalmente não se tem informações a respeito dos produtos armazenados, o que obriga as equipes de resposta a planejarem a estratégia de atuação para avaliação dos riscos instalados de forma mais cautelosa.

A etapa de avaliação inicial deve ser realizada de maneira segura e, para isso, as equipes devem, com auxílio de detector multigás, averiguar se há presença de gases ou vapores inflamáveis, bem como mensurar as concentrações de oxigênio no interior das instalações (**Figura 1.6-6**).

**Figura 1.6-6 – Avaliação inicial da área, utilizando detector multigás**

Fonte: CETESB (2015).

Valores do LII (Limite Inferior de Inflamabilidade) acima de 20% indicam risco de incêndio ou explosão, requerendo de imediato a eliminação de fontes de ignição e a adoção de procedimentos para diminuição dessas concentrações, como ventilação ou exaustão do local, principalmente se tratando de ambientes fechados.

Outra condição de risco a ser monitorada são as concentrações de vapores tóxicos de COV, cujo monitoramento deve ser realizado com o auxílio de um fotoionizador.

O monitoramento deve ser realizado periodicamente, principalmente no início das operações, quando da movimentação das embalagens, pois é nesse momento que as substâncias tendem a evaporar com mais intensidade.

Os níveis de concentração obtidos no monitoramento devem servir de referência às equipes no planejamento das ações, como, por exemplo, no estabelecimento das zonas de trabalho, assim como definir os Equipamentos de Proteção Individual (EPI) a serem utilizados nas diversas etapas da operação.

O processo de avaliação inicial, além de considerar os aspectos relacionados aos riscos associados aos resíduos e sua classificação, deve estimar a quantidade de material armazenado na área.

É importante a realização de um inventário do material armazenado nas instalações, mesmo que estimado, e a verificação das condições nas quais as embalagens estão dispostas, pois isso embasará, com as informações necessárias, a elaboração de um plano estratégico de intervenção para a remoção e destinação dos resíduos.

O referido plano tem por objetivo definir, com critérios, quais atividades deverão ser desenvolvidas, quem são os responsáveis por cada etapa da operação e a forma como ela deverá ser executada, além de determinar quais recursos humanos e materiais serão necessários para a execução dos trabalhos.

Cabe lembrar que o atendimento à emergência química em áreas abandonadas, como nos casos citados, pode envolver a participação de diversos órgãos como Defesa Civil, Setor de Saúde, Agência Ambiental, Polícia, empresas de iniciativa privada, entre outros. É aconselhável que todas essas instituições participem da elaboração do plano, e que ele contemple minimamente alguns aspectos importantes, tais como:

- ✓ contratação de empresa especializada e mão de obra qualificada para realização da operação;
- ✓ disponibilização de infraestrutura (maquinário, embalagens, transporte) e equipamentos de proteção individual (EPI) destinado às equipes de operação;
- ✓ esclarecimento à população vizinha quanto aos procedimentos adotados durante a realização dos trabalhos;

- ✓ implementação de sinalização de segurança na área de trabalho e acesso ao local (zonas de trabalho);
- ✓ comunicação ao órgão de trânsito local sobre a movimentação de caminhões;
- ✓ emissão de documentação necessária exigida pelos órgãos competentes, principalmente para destinação dos resíduos;
- ✓ manutenção de comunicação direta com os órgãos competentes em caso de situações de emergência durante o transcorrer dos trabalhos;
- ✓ realização de registro diário das atividades e ocorrências;
- ✓ apresentação de relatórios periódicos de expedição dos resíduos destinados;
- ✓ realização de procedimento de raspagem do solo e limpeza superficial da área;
- ✓ destinação do solo resultante da raspagem e limpeza superficial como resíduo perigoso;
- ✓ apresentação, ao final dos trabalhos, de relatório com o registro das atividades desenvolvidas e resultados alcançados, com registro fotográfico.

Por se tratar de resíduos químicos armazenados por longo período, é comum que as embalagens se encontrem em condições precárias (amassadas, enferrujadas ou abertas) e estocadas de forma a oferecer risco, muitas delas apresentando vazamento. Consequentemente, isso significa que os resíduos poderão estar em contato direto com o solo, o que aumenta o risco e dificulta todo o processo de remoção.

Dependendo do estado das embalagens e recipientes, caso esses apresentem problemas de integridade ou não atendam à legislação vigente, pode haver necessidade da transferência de produto para novas embalagens antes do início das operações de movimentação.

Tal procedimento deve ser realizado com extremo cuidado, utilizando sempre equipamento compatível, como bombas de transferência intrinsicamente seguras (à prova de explosão), no caso de produtos inflamáveis. O risco de inflamabilidade poderá ser verificado por meio de equipamento adequado.

Durante o processo de transferência, a atenção deverá estar voltada para a incompatibilidade entre produtos, evitando-se misturar produtos e resíduos com características diversas ou desconhecidas, consequentemente a ocorrência de reações violentas, exotérmicas ou que gerem subprodutos tóxicos.

Uma vez removidos do local de armazenamento, as embalagens devem ser encaminhadas a um espaço previamente definido como zona morna ou “área de expedição”.

A área de expedição deve ser um local facilmente acessível para a entrada de maquinários que atuaram na zona quente, assim como dos caminhões que serão utilizados para o transporte dos produtos e resíduos para sua destinação final.

Ela deve ter, ainda, espaço suficiente para acondicionar os produtos e resíduos de forma segura, sobre paletes, com contenções e para se proceder o adequado manuseio dos recipientes (movimentação interna, a segregação dos resíduos, a avaliação das condições dos frascos, a identificação, o registro fotográfico etc.).

Atentar para que as embalagens utilizadas no envase dos resíduos perigosos e sua identificação estejam em conformidade com a legislação vigente.

É importante que as embalagens sejam identificadas no mínimo com as seguintes informações:

- ✓ Designação do nº ONU;
- ✓ Código de Identificação – NBR 10.004 (ABNT, 2004);
- ✓ Denominação/Caracterização;
- ✓ Gerador;

- ✓ Destinatário;
- ✓ Frase de atenção: “Este recipiente contém resíduos perigosos. Manusear com cuidado. Risco à vida”.

Devidamente acondicionadas, identificadas e preparadas para o embarque, as embalagens devem ser fotografadas para compor o relatório final a ser apresentado aos órgãos competentes.

Durante o preparo das embalagens (tambores e demais recipientes) para embarque, considerar a disposição delas sobre paletes de madeira ou plástico. Essa prática facilita a transferência dos recipientes para o interior da caçamba dos caminhões, permitindo o transporte de maior quantidade de resíduos e com maior segurança.

Em algumas situações, eventuais reações químicas tardias poderão ocorrer durante o transporte de produtos e resíduos químicos, gerando problemas que deverão ser tratados, caso a caso.

Devido à dificuldade no reconhecimento dos produtos e resíduos em situações de indústrias abandonadas ou massas falidas, deverá se supor que todos os resíduos são Classe 1, e deverão ser dispostos de acordo com a Norma ABNT 10.004 (ABNT, 2004).

A etapa de destinação final deverá ser antecipadamente definida em acordo com o órgão ambiental sendo previstas algumas possibilidades, tais como incineração, coprocessamento, destinação para aterro industrial, entre outras possíveis.

Uma vez finalizada a remoção de todas as embalagens, é indicado proceder à raspagem do solo contaminado, de forma a atenuar os impactos provocados (**Figura 1.6-7**). A raspagem deve ser posta em prática com critério, evitando a remoção de solo em excesso, garantindo que o material resultante seja destinado para tratamento semelhante ao dos resíduos.

**Figura 1.6-7 – Remoção de solo contaminado**

Fonte: CETESB (2016).

## 5. Acidentes no transporte terrestre de produtos perigosos como possíveis fontes geradoras de áreas contaminadas

As operações que envolvem o transporte de produtos e resíduos químicos, seja pelo modal rodoviário, ferroviário, marítimo, aquaviário, aéreo ou por dutos, constituem as etapas mais vulneráveis do processo químico produtivo. Essas operações podem gerar eventuais contaminações do meio ambiente, pois as atividades de transportes, em regra, estão expostas a uma infinidade de situações de risco, capazes de gerar acidentes desde o ponto de origem até o destino final da carga (Teixeira, 2010).

### 5.1. Transporte rodoviário de produtos perigosos

No Brasil, a maior parte do que é produzido é transportado pelo modal rodoviário, que responde por cerca de 60% do transporte de carga no país. No estado de São Paulo, o

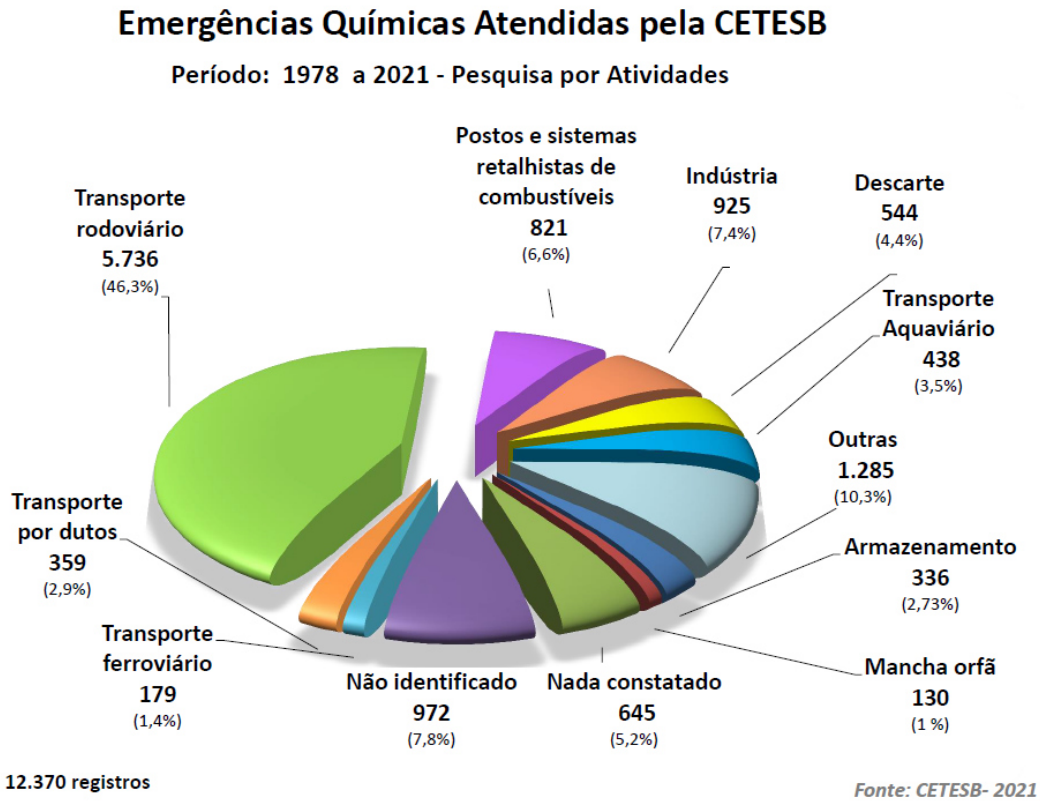
modal rodoviário responde por 93% de toda a movimentação de carga transportada (São Paulo, 2022).

Considerando o modal de transporte adotado no Brasil, é natural que a movimentação da produção dos setores químico, petroquímico e de refino de petróleo sejam feitas, na sua maioria, por rodovias.

No que se refere ao transporte de produtos químicos classificados como perigosos pela Organização das Nações Unidas - ONU, o transporte rodoviário lidera as estatísticas de acidentes ambientais no estado de São Paulo, respondendo por quase a metade de todos os acidentes atendidos pela CETESB.

Cabe destacar que dos 12.370 registros de emergências químicas atendidas pela CETESB, no período de 1978 a 2021, o modal de transporte rodoviário de produtos perigosos (TRPP), lidera as estatísticas de acidentes, com 5.736 registros, representando 46,3% dos atendimentos (**Gráfico 1.6-1**).

**Gráfico 1.6-1 – Emergências químicas atendidas pela CETESB – período: 1978 a 2021.**




Fonte: CETESB (2021).

A ONU adotou critérios técnicos que permitem identificar e classificar um determinado produto químico como perigoso para efeito de transporte. A classificação ocorre em razão de suas propriedades físico-químicas e toxicológicas, sendo organizados por classes e subclasses de risco, por exemplo: explosividade, toxicidade, corrosividade, radioatividade, inflamabilidade, entre outras (UNECE, 2021).

Os dados estatísticos da CETESB, referentes aos acidentes no TRPP, quando pesquisados por classes e subclasses de risco, indicam que 43,5% envolveram os produtos da classe de risco 3 (líquidos inflamáveis), seguidos dos produtos da classe de risco 8 (corrosivos), com 17% do total.

Acidentes no transporte terrestre de produtos perigosos representam um percentual pequeno como atividade geradora de áreas contaminadas no estado de São Paulo,

menos de 1%, se comparados a outras atividades como indústria (20%) e postos de combustíveis (70%) (CETESB, 2020).

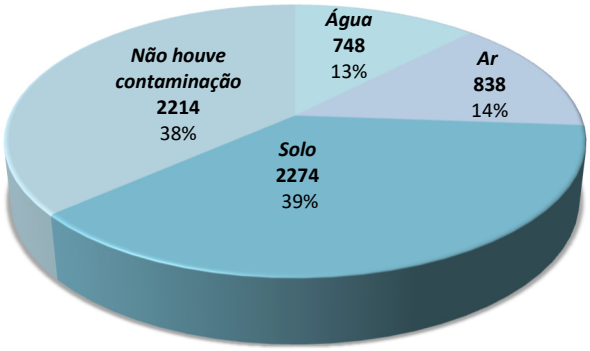
Os acidentes no transporte rodoviário, ferroviário e por dutos, em regra, envolvem a perda repentina de contenção do produto transportado, com o consequente vazamento de grandes volumes e possibilidades de lixiviação do produto vazado, sem falar na contaminação imediata dos recursos hídricos.

Os dados estatísticos de emergências químicas atendidas pela CETESB envolvendo o TRPP apresentam os meios atingidos por vazamentos de produtos. Nesse sentido, os dados percentuais de emergências com contaminação de solo representam 39%, e as emergências em que não houve a contaminação de solo, representam 38% dos registros, ou seja, praticamente empatam, conforme ilustrado no **Gráfico 1.6-2**.

As ocorrências sem contaminação de solo, em regra, estão relacionadas, ou às emergências em que não ocorreu a perda de contenção dos produtos, apesar do acidente, ou àquelas em que houve a perda de contenção, porém, os produtos vazados ficaram contidos no piso pavimentado da via, sem comprometimento do solo.

Vale destacar que uma única ocorrência envolvendo o TRPP pode gerar, simultaneamente, a exposição e/ou contaminação de vários bens a proteger: população (vida, saúde, segurança e conforto), ar, água (superficial e subterrânea), solo, fauna, flora e danos ao patrimônio.

**Gráfico 1.6-2 – Meios atingidos em emergências no transporte rodoviário de produtos perigosos, no período de 1978 a 2021**




Fonte: CETESB (2021).

A possibilidade de áreas inicialmente impactadas por acidentes no TRPP gerarem, a posterior, áreas contaminadas, está associada a uma série de fatores, entre os quais se destacam: características do produto, características dos bens a proteger, quantidade vazada, área impactada, extensão da propagação do contaminante, tipo de solo, uso e ocupação do solo, tempo de exposição do produto no ambiente, declividade do terreno, geologia, demora nas ações de resposta, insuficiência de recursos materiais e humanos para intervenção imediata, limitação técnica na avaliação preliminar das vulnerabilidades, entre outros.

Especificamente sobre quantidade e periculosidade dos produtos perigosos transportados por rodovias, destacam-se os combustíveis (etanol, gasolina e óleo diesel), produtos da classe de risco 3 (líquidos inflamáveis), cujos volumes transportados em caminhões-tanque do tipo bitrem (de 7 ou 9 eixos) correspondem, respectivamente, ao peso bruto de 57 e 74 toneladas, com peso líquido de 38 toneladas de produto (7 eixos) e 48 toneladas de produto (9 eixos).

Importante frisar que o uso de caminhões do tipo bitrem no transporte de combustíveis predomina na logística rodoviária brasileira. Assim, considerando que 43,5% das emergências químicas atendidas pela CETESB envolveram produtos da classe de risco

3 – líquidos inflamáveis, na sua maioria hidrocarbonetos, as ações de resposta exigem efetividade na intervenção, como forma de evitar que áreas impactadas por acidentes no TRPP se convertam em áreas contaminadas.

Cabe ainda destacar que, nas ocorrências com vazamentos de produtos químicos, ainda que as ações de resposta tenham sido efetivas sobre o solo superficial impactado (contenção, absorção, recolhimento do produto e outras), essas não devem afastar, se houver dúvidas sobre a contaminação, a necessidade de posterior diagnóstico e avaliação de risco por equipes técnicas especializadas. Essa etapa é fundamental para definir a área sob influência direta do acidente, bem como as formas mais adequadas de intervenções futuras, considerando que líquidos combustíveis, quando vazados, tendem a migrar para a subsuperfície devido à gravidade e às forças capilares dos espaços porosos do solo.

### 5.2. Transporte ferroviário de produtos perigosos

Na matriz de transporte de cargas do Brasil, o transporte ferroviário responde por 21,5% da movimentação de cargas, na sua maioria envolve *commodities*, como minério de ferro, produtos siderúrgicos, derivados do petróleo, granéis agrícolas, entre outros (ANTT, 2021).

Os dados estatísticos da CETESB envolvendo o modal ferroviário de transportes demostram um baixo índice de ocorrências, com 1,44% do total. Embora de baixa frequência, o modal ferroviário possui características bastante particulares com relação ao potencial de danos ao meio ambiente, em casos de acidentes.

O transporte ferroviário de combustíveis, principalmente o de óleo diesel, é realizado por composições ferroviárias do tipo vagões-tanque – tanques cilíndricos com capacidade para até 100 mil litros de produto por vagão. Uma composição férrea conta ainda com os tanques/reservatórios de óleo diesel que abastecem as locomotivas, cujo volume pode chegar a 20,8 mil litros. Vale dizer que o consumo médio de uma composição ferroviária moderna é de cerca de 800 litros de óleo diesel por hora (o consumo ferroviário é medido por hora e não por quilômetro rodado).

Ainda que o transporte ferroviário seja destinado a cargas não classificadas como perigosas – como minério de ferro, fertilizantes, soja, milho, açúcar e outros –, em casos de descarrilamento com derramamento da carga, os danos aos corpos de água, em regra, são significativos, seja pelo derrame da carga ou pelo vazamento no tanque de óleo diesel da locomotiva.

Somados a esses fatores, há ainda as características construtivas das faixas de domínio das vias férreas, que são áreas destinadas à construção e à operação das ferrovias. As faixas de domínio são bens declarados como de utilidade pública, e as suas dimensões variam de acordo com cada projeto, normas e regulamentos aplicáveis. Essa porção de terreno é denominada de *non-aedificandi*, ou seja, faixa não edificável, sendo na sua maioria, composta por vegetação rasteira e/ou solo exposto.

As faixas de domínio comportam ainda as instalações da ferrovia, as quais são compostas por camadas de pedras britadas, denominadas “lastro”, onde os dormentes e trilhos são assentados. O lastro ferroviário é composto por rochas trituradas, como o quartzito, o gnaisse, o basalto e o granito. O material do lastro é geralmente constituído por rocha uniformemente graduada, preferencialmente de formato cúbico e relativamente grande.

O assentamento das pedras cúbicas na construção do lastro cria um espaço vazio entre elas, produzindo uma drenagem adequada à segurança das operações ferroviárias. O espaço vazio formado entre as pedras, embora necessário à segurança do transporte ferroviário, torna, por sua vez, bastante difícil as primeiras ações de contenção e recolhimento do produto, quando derramado sobre o lastro da ferrovia.

As dificuldades operacionais nas primeiras ações de resposta, pelos motivos anteriormente citados, demandam aprofundamento no processo de avaliação de possível comprometimento do solo, razão pela qual se torna indispensável a avaliação de equipe técnica especializada em áreas contaminadas.

Vale dizer que entre outros fatores de agravamento, destacam-se as dificuldades de acesso ao local do acidente, sendo que em muitos trechos, os acessos se dão somente pela ferrovia, sem a existência de rodovias e logradouros próximos, o que cria dificuldades significativas na capacidade de resposta a emergências. Importante frisar que o agravamento dos danos ao meio ambiente gerados por acidentes no transporte ferroviário de produtos perigosos é diretamente proporcional ao tempo da resposta.

Têm-se ainda as vulnerabilidades ambientais dos trechos cruzados ou margeados pela malha ferroviária. Como o transporte ferroviário é mundialmente recomendado ao transporte de grandes volumes de carga, cujas distâncias ultrapassam os 400 quilômetros, e sendo o Brasil um país de dimensões continentais, a malha ferroviária brasileira cruza biomas extremamente sensíveis às consequências de acidentes com perda de contenção de produtos transportados.

### 5.3. Transporte dutoviário de produtos perigosos

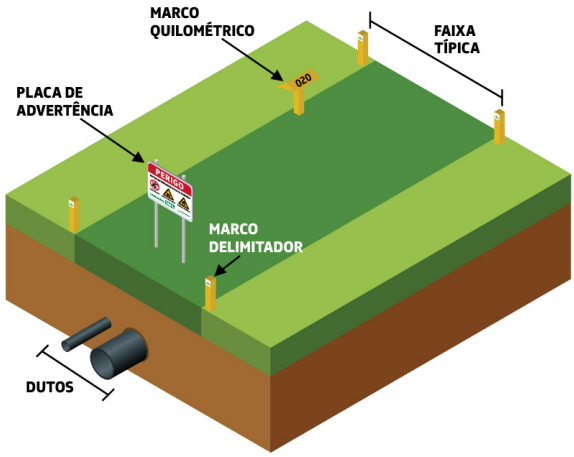
Dutos são tubulações especialmente desenvolvidas e construídas para a movimentação e o transporte de minérios (minerodutos), petróleo e seus derivados (oleodutos) e gás natural (gasodutos). Quando um duto é utilizado para transporte de diversos tipos de produtos ele é denominado poliduto.

Os dutos podem ser terrestres ou submarinos e operam ou por gravidade ou por pressão de bombeio, gerada por motores e bombas hidráulicas. Os traçados das faixas de dutos cruzam áreas urbanas e rurais e se estendem por centenas de quilômetros, cruzando uma grande diversidade de unidades geológicas e biomas distintos, na sua maioria, extremamente sensíveis a eventuais acidentes.

As dutovias são instaladas sob uma faixa de terreno que acompanha a superfície de um trecho subterrâneo, sob o qual se encontram instalados os dutos, enterrados a pelo menos um metro de profundidade. As faixas de dutos possuem direito de passagem regulamentadas por decretos federais, e têm largura variável de acordo com os projetos, sendo consideradas faixas de terreno *non-aedificandi*.

As demarcações das faixas de dutos identificam a localização dos equipamentos e orientam as comunidades do entorno quanto às proibições de uso do terreno demarcado, como: escavar, construir, ocupar, realizar queimadas, depositar lixo, entulho ou resíduos. Também é proibido utilizar as faixas de dutos como estacionamentos, vias de passagem, instalações comerciais, industriais, de plantio, recreação e outras igualmente desautorizadas. A **Figura 1.6-8** ilustra o padrão construtivo das faixas de duto no Brasil.

**Figura 1.6-8 – Padrão de uma faixa de dutos**




Fonte: Petrobras (2019).

O modal dutoviário de transportes, apesar de suas vantagens e importância estratégica, representa apenas 4% na matriz logística de transportes de cargas no Brasil, o que pode ser considerado pequeno se comparado ao Canadá e aos Estados Unidos, por exemplo, onde as dutovias representam 40% e 22%, respectivamente, da matriz de transportes de carga medida em tonelada-quilômetro (tkm).

O transporte dutoviário de combustíveis, normalmente, é operado por grandes empresas petrolíferas e petroquímicas. Esse modal de transporte se destaca como uma das formas econômicas e seguras para grandes volumes de transporte de petróleo, gases e líquidos combustíveis, quando comparados a outros modais.

Algumas características positivas são atribuídas ao transporte dutoviário, tais como agilidade, segurança, baixa flexibilidade e capacidade de fluxo.

Apesar dos benefícios na utilização de dutos como modal de transporte e a despeito do rigor técnico na construção e operação dos sistemas, eles não estão isentos de configurarem como causas geradoras de graves acidentes ambientais.

Os acidentes envolvendo o modal dutoviário de transporte de produtos perigosos tem potencial para gerar consequências ambientais e socioeconômicas bastantes significativas, seja pelas características dos produtos transportados, principalmente os hidrocarbonetos, seja pelos volumes transportados. Dutos podem ter até 40 polegadas de diâmetro e em regra os produtos são transportados sob alta pressão de bombeio.

Ainda, há que se considerar a vulnerabilidade ambiental do entorno onde os dutos estão instalados, ou seja, se terrestres, deverão estar instalados, no mínimo, a um metro de profundidade no solo. Nos dutos submarinos não há meios intermediários, como solo ou pavimentos, que possam conter ou absorver o produto vazado. Em casos de vazamentos destes, a liberação do produto no meio aquoso é direta e imediata.

Ainda, como consequências de um acidente em uma faixa de dutos, há o impacto na logística de todo o processo da indústria petrolífera, uma vez que acidentes dessa natureza podem interromper parte do processo produtivo causando prejuízos financeiros de grande monta, dificuldades operacionais para o restabelecimento das operações, contaminações ambientais severas e, principalmente nas áreas urbanas, a exposição da população aos riscos de contaminação, incêndio e explosão.

Nos registros da CETESB para o estado de São Paulo, entre 1978 e 2021, foram registrados 358 acidentes no modal dutoviário de transporte de produtos perigosos, o que corresponde a 2,9% do total de emergências químicas atendidas. A Região

Metropolitana de São Paulo concentrou 257 registros, o litoral de São Paulo 53 registros e os demais municípios do interior, 48.

Quanto às causas dos acidentes, na sua maioria, estão associadas às ações de terceiros, principalmente durante a realização de obras civis que implicam em escavações do solo por máquinas. Isso ocorre apesar das inúmeras identificações nas faixas de dutos e das muitas placas de sinalização para o risco de escavação (**Figura 1.6-9**).

**Figura 1.6-9 – Placas informativas nas faixas de duto da Transpetro**

Fonte: CETESB (2018).

Outro fator significativo gerador de acidentes em dutos está associado às tentativas de furto de combustíveis, por meio de derivações clandestinas, denominadas “trepanações”. As trepanações são ações criminosas orquestradas por quadrilhas especializadas nessa modalidade de crime.

A ação criminosa de furto de combustíveis nos dutos é um problema global, o que gera prejuízos na ordem de 37 bilhões de dólares/ano em países como: Estados Unidos (10 bilhões), Nigéria (8 bilhões), Iraque (5 bilhões), México (3 bilhões), Grécia (2,6 bilhões), Turquia (2,5 bilhões), Irã (1,3 bilhão), Filipinas (1 bilhão), Venezuela (1 bilhão) entre outros. A Transpetro, empresa subsidiária da Petrobras, acumula prejuízos anuais decorrentes de derivações clandestinas da ordem de 150 milhões de reais (Ralby, 2017).

Além dos perigos químicos dos produtos transportados – gases e líquidos inflamáveis – há que se destacar outros fatores contribuintes que tendem a agravar os vazamentos em dutos: a alta pressão de bombeio no transporte e os grandes volumes de produtos contidos no interior dos dutos, que em casos de acidentes ficam armazenados entre as válvulas de bloqueio de fluxo. Essas válvulas podem estar a quilômetros de distância umas das outras.

As probabilidades de riscos à segurança da população em caso de vazamentos se acentuam, sobretudo, quando envolvem a prática criminosa de tentativas de furto de combustíveis, pois, em regra, os infratores escolhem os locais para o crime de acordo com suas conveniências e oportunidades, indiferentes às possibilidades de vazamentos e consequentes incêndios e/ou explosões. A **Figura 1.6-10** demonstra uma simulação de derivação clandestina com escavação manual e acesso furtivo ao duto.

**Figura 1.6-10 – Simulação de derivação clandestina em dutos**

Fonte: CETESB (2022).

As **Figuras 1.6-11 a 1.6-16** ilustram a sequência de um caso concreto de derivação clandestina ocorrido no município de São Paulo. Os criminosos ocuparam um imóvel próximo à faixa de dutos, escavaram um poço de cerca de 6 metros de profundidade, em seguida escavaram um túnel estruturado de cerca de 20 metros de extensão, alcançaram a faixa de dutos, trepanaram a tubulação e passaram a bombear o produto furtado para tanques improvisados.

**Figura 1.6-11 – Imóvel próximo à faixa de dutos**

**Figura 1.6-12 – Poço escavado de 6 metros**

**Figura 1.6-13 – Túnel escavado de 20 m**

**Figura 1.6-14 – Final do túnel na faixa de dutos**

**Figura 1.6-15 – Trepanação do duto**

**Figura 1.6-16 – Armazenamento do produto furtado**

Fonte: CETESB (2016).

O agravamento dos danos ambientais gerados por vazamentos em dutos transportando combustíveis está associado a inúmeros fatores, como as características físicas, químicas e toxicológicas do contaminante, as quantidades vazadas, a viscosidade do fluido, sua polaridade, a compactação do solo e, principalmente, as classes texturais de solo onde os dutos se encontram instalados. A textura do solo vai influenciar diretamente no tempo que o fluido vazado levará para atingir camadas mais profundas e,

consequentemente, os aquíferos subterrâneos. Produtos, como a gasolina, de baixa viscosidade e solúvel em água, tornarão a água subterrânea imprópria para o consumo.

Posto isso, cabe salientar que a literatura especializada descreve por classe textural, principalmente, a quantidade de espaços vazios no solo: solos arenosos tendem a facilitar a percolação do líquido poluente, em casos de vazamentos. Por outro lado, solos mais argilosos possuem maior capacidade de reter líquidos nas camadas superficiais, o que lhes permite atuar como uma barreira retardante na percolação do fluido contaminante.

Por tais razões, necessário se faz, em vazamentos de hidrocarbonetos em dutos, uma rápida análise em relação aos gradientes do solo, sendo que os de textura porosa por certo requererão ações corretivas de resposta emergencial mais imediatas, dada a necessidade mais imediata de evitar a rápida percolação do produto, principalmente em locais onde os lençóis freáticos são mais próximos da superfície.

A **Figuras 1.6-17 a e b** ilustram o perfil do solo escavado em torno de uma linha de dutos e dão a noção do volume transportado em razão do diâmetro do duto.

**Figuras 1.6-17 a e b – Solo escavado em ocorrência de derivação clandestina de combustíveis em duto**

(a)

(b)

Fonte: CETESB (2016).

## 6. Fontes geradoras de metano

Áreas paludosas e brejos naturais, depósitos de lixo, aterros desativados e outras unidades de descarte de resíduos, fossas sépticas, locais de disposição de material de dragagem de rios, locais que contenham hidrocarbonetos de petróleo em degradação ou etanol de grau combustível são exemplos de locais que possuem matéria orgânica em decomposição e que, em condições de anaerobiose, geram metano e gás sulfídrico, entre outros gases. O metano, por ser um gás menos denso que o ar, tende a se elevar na atmosfera, ao invés de se aprofundar no solo.

A disputa por espaços e a pressão imobiliária muitas vezes levam à ocupação de tais áreas, após aterradas, seja por assentamentos urbanos informais ou mesmo bairros com infraestrutura completa como edificações residenciais, escolas, creches, hospitais, comércios, *shoppings centers*, instituições prestadoras de serviços e equipamentos públicos.

Nessas situações, pode ocorrer a intrusão de gás metano, proveniente dos bolsões de subsuperfície, para a laje e para os ambientes internos das edificações sobrepostas e instalações confinadas, podendo o produto ocupar e se acumular em concentrações altas, levando à formação de atmosfera inflamável, com potencial de explosão, caso existam fontes de ignição.

Outro risco associado à presença de metano em ambientes internos é o seu potencial tóxico, podendo causar vertigem, sonolência, asfixia, parada cardíaca, danos no sistema nervoso, entre outros efeitos à saúde.

Por esses motivos, há grande preocupação em monitorar e acompanhar essas áreas, com gerenciamento de riscos e intervenções por meio de procedimentos de extração de gás e, quando possível, descontaminação do solo. A necessidade de desocupação da área é considerada nos casos mais extremos.

Antes de se iniciar o monitoramento efetivo, porém, há alguns indícios observacionais de que pode haver metano no solo de uma área, por exemplo, se houver vegetação com crescimento inibido, amareladas ou com queda de folhas. O metano em si não é tóxico às plantas, mas ele desloca o oxigênio dissolvido no solo que aera as raízes, levando a esses sintomas.

Outro indício indireto de grande concentração de metano no solo pode ser quando se percebe que o terreno apresenta características colapsáveis, como solo afundando ou apresentando movimento, percebido pela inclinação das edificações, postes e árvores, ou pela sensação ao pisá-lo. Situações como essas evidenciam outro risco associado à contaminação por metano, que é o de desmoronamento.

Antes de adentrar o local e iniciar o monitoramento é importante extinguir toda e qualquer fonte de ignição, tais como chamas de fogões, desligar a eletricidade etc., minimizando assim os riscos de explosão.

O monitoramento de metano na área pode ser realizado, inicialmente, com uso de detectores portáteis adequados para a detecção da molécula, como sensores catalíticos (que fornecem resultados em % do LII), sensores de infravermelho (IR, que fornecem resultados em % do LII e % em vol. de $CH_4$), sensores de condutividade térmica (TC, que fornecem resultados em % em vol. de $CH_4$), detectores de gás a laser (LGD), detectores de absorção de laser de diodo sintonizável (TDLAS) e detectores de ionização de chama (FID, que fornecem resultados em partes por milhão – ppm).

No entanto, equipamentos utilizados para o monitoramento de outros compostos orgânicos voláteis (VOC), que utilizam detectores de fotoionização (PID), não podem ser utilizados para o monitoramento de metano, visto que esses utilizam fótons de alta energia (geralmente 10,6 eV), na faixa do ultravioleta (UV), para ionizar as moléculas e tal ionização não ocorre com o metano, cujo potencial de ionização (PI) é de 12,51 eV.

Com o uso de detectores adequados, o monitoramento do ambiente deve ser realizado, em especial, nos ralos, tomadas, frestas, fissuras, trincas e fendas no chão e nas paredes, ou seja, as vias mais prováveis para a intrusão do gás metano.

Considera-se uma atmosfera explosiva quando as concentrações de metano no ar atingem valores entre 5% e 15% v/v (v/v se refere à relação entre volumes). Abaixo de 5% v/v (50.000 ppmv), as concentrações ainda não atingiram o LII, e acima de 15% v/v (150.000 ppmv) elas já superaram o Limite Superior de Inflamabilidade (LSI). No entanto, há que se preocupar com grandes concentrações de metano, mesmo quando superiores ao LSI, porque geralmente a presença de oxigênio não é um fator limitante dos sistemas.

É importante se atentar em relação às unidades de medida dos valores obtidos, pois esses não devem ser confundidos. A unidade de medida de volume (ppmv) não tem relação com a unidade de medida de massa (ppm). Caso o equipamento registre 10.000 ppmv de metano, isto corresponderá a 1% v/v, mas em termos de inflamabilidade isso corresponderá a 20% do LII.

Concentrações de metano acima de 20% do LII (ou 10.000 ppmv, ou 1% v/v) podem determinar que a área seja classificada como Área Contaminada (AC) (ver **Seção 6.4**).

No entanto, valores inferiores também podem levar a tal classificação, a critério da CETESB.

De toda forma, é importante ressaltar que essas medições realizadas em caráter emergencial não substituem, de maneira alguma, a Avaliação Preliminar e as demais etapas subsequentes do gerenciamento de áreas contaminadas. Esse monitoramento pontual apenas revela a situação da área naquele momento específico, e serve para subsidiar a tomada de decisão com relação à necessidade de adoção de ações emergenciais, tais como a exaustão e dissipação dos gases confinados no subsolo, a extração passiva ou ativa na região insaturada do subsolo, a ventilação do subsolo das edificações e das áreas confinadas etc.

## 7. Descarte de produtos químicos

O descarte de produtos químicos ocorre, em sua maioria, às margens de rodovias, em terrenos baldios e em instalações industriais desativadas. Sabe-se que boa parte desse material tem origem em empresas que estocam seus resíduos ao longo de um período e, ao final, decidem de forma irresponsável descartá-los irregularmente. A possibilidade de geração de uma área contaminada a partir da ação de descarte de produtos químicos é grande, pois, tratando-se de regiões ermas, é possível que esses materiais permaneçam ali depositados muito tempo, expostos às intempéries, antes que sejam percebidos (Haddad, 2011).

As embalagens que predominam nesses descartes são tambores metálicos, bombonas e sacos plásticos. Em algumas situações, esses descartes são realizados diretamente no ambiente, possibilitando a infiltração do resíduo no solo, provocando a contaminação do meio, incluindo, em determinadas situações, o lençol freático.

Esse cenário é agravado quando os resíduos são enterrados em terrenos baldios, sendo evidenciados apenas após denúncias da população, ou quando seus efeitos comprometem, por exemplo, a qualidade da água superficial ou subterrânea, da vegetação ou, em casos mais graves, quando comprometem a saúde de animais e seres humanos.

Diferentemente dos demais casos, nessas situações não é possível, na maioria das vezes, identificar a empresa responsável pela ação criminosa, o que dificulta a atuação dos órgãos públicos, uma vez que não há quem responsabilizar pelos danos causados ao meio ambiente e, consequentemente, não há a quem imputar o ônus da ação de remoção, destinação adequada do resíduo e eventual recuperação da área impactada.

Nesses casos, é de grande valia tentar obter informações com a população local, uma vez que ela pode ter conhecimento sobre os sujeitos que costumam dispor no local, pode ter anotado características do veículo, número de placa ou outras informações relevantes, o que poderá levar à identificação dos responsáveis pelo descarte.

Não havendo possibilidade de identificação dos responsáveis, é de responsabilidade do poder público realizar o atendimento emergencial em todas as suas etapas, incluindo a identificação de produto ou de seus riscos, recolhimento, transporte, armazenamento temporário e destinação final.

Assim, faz-se necessária uma adequada mobilização e integração dos órgãos públicos como Prefeitura, Defesa Civil, órgão ambiental municipal e estadual, Corpo de Bombeiros e outros, para que o trabalho seja realizado com eficácia.

### 7.1. Avaliação

Nessa etapa, o objetivo é identificar os principais perigos que os resíduos químicos podem apresentar, uma vez que, na maioria dos casos, trata-se de uma mistura de substâncias e não de um produto puro. Os parâmetros normalmente avaliados são a

inflamabilidade, presença de compostos orgânicos voláteis, concentrações tóxicas, corrosividade e reatividade com a água (Haddad, 2011).

As avaliações mencionadas não serão suficientes para identificar o material descartado, dadas as limitações dos equipamentos portáteis de detecção e dos ensaios de campo, porém, apontarão quais os principais perigos associados ao resíduo, fornecendo informações que nortearão os trabalhos.

Outra etapa importante é o processo de investigação, em que as equipes buscam indícios que possam identificar os responsáveis pelo descarte, tais como, nomes de empresas, endereços, telefones ou outras informações pertinentes. Entretanto, nessa busca por informações é preciso ressaltar que, nem sempre as empresas identificadas por meio de rótulos nas embalagens ou documentos fiscais são as verdadeiras responsáveis pelo descarte, já que, muitas vezes, são utilizadas embalagens de empresas idôneas para encobrir a ação.

No entanto, a legislação ambiental é clara quanto à responsabilidade solidária pelos danos ao meio ambiente, e a pessoa física ou jurídica responderá pelo dano ambiental, mesmo não sendo a causadora direta (ou seja, em termos de responsabilidade civil ambiental a responsabilidade objetiva do degradador do meio ambiente independe de culpa). No caso da impossibilidade de se identificar um responsável, caberá ao município ou ao responsável direto pela área impactada (local onde o resíduo foi disposto) o ônus de recolher e dar a destinação adequada aos resíduos.

### 7.2. Controle

O atendimento a emergências envolvendo descarte de resíduos químicos demanda a participação de muitos órgãos públicos. Por exemplo, a Prefeitura e a Defesa Civil poderão disponibilizar equipamentos de tração, tais como retroescavadeiras, guindastes, tratores, caminhões basculantes e *muncks*, além de recursos humanos para realizar a tarefa de acondicionamento e recolhimento dos resíduos, encaminhando-os para armazenamento temporário em local previamente aprovado pelo órgão ambiental (Haddad, 2011).

O Corpo de Bombeiros poderá garantir a segurança das equipes envolvidas nos trabalhos, especialmente tratando-se de resíduos inflamáveis, além de auxiliar com sua experiência em emergências.

O Setor Saúde poderá realizar o acompanhamento da população eventualmente exposta aos resíduos descartados, ou nos casos com contaminação de recurso hídrico utilizado para abastecimento público.

O órgão ambiental poderá realizar o monitoramento frequente com vistas ao controle dos riscos, além de fornecer informações técnicas aos demais órgãos, para auxiliar na tomada de decisões em relação aos procedimentos de controle, destinação e remediação da área afetada. Pode ainda tentar identificar, com base nas características do resíduo (aparência, odor, cor etc.), associado ao uso de equipamentos de detecção ambiental, o órgão poderá também identificar as empresas na região que manuseiem material semelhante, que poderão ser investigadas ou mesmo acionadas para auxiliar nos trabalhos.

A polícia e o órgão de tráfego podem contribuir no que diz respeito a resguardar a área, realizar o controle de acesso de veículos e pessoas que não estejam diretamente envolvidas na ocorrência, bem como em relação ao furto de embalagens, como tambores metálicos por parte da população. Nesses casos, é importante que os órgãos responsáveis informem à população, seja por intermédio da imprensa ou com a ajuda de representantes locais, como o líder comunitário, os riscos em reutilizar tais embalagens para outros fins, como é o caso do aproveitamento de tambores como caixas-d'água, ressaltando as consequências prejudiciais que isso poderá trazer à

saúde. A presença de policiais é especialmente importante no que diz respeito à segurança das equipes em regiões ermas ou durante o período noturno.

As chuvas são agravantes em situações de emergência, por contribuírem com o transporte dos poluentes para as camadas mais profundas do solo, dependendo de sua natureza, como também para as águas subterrâneas e superficiais. Nessas situações, pode-se dispor de lonas plásticas para cobrir os resíduos, reduzindo assim seu carreamento quando da ocorrência de chuvas.

Em alguns casos, é necessária intervenção imediata para assegurar a estanqueidade de embalagens seriamente comprometidas. Uma opção é a utilização de *spill drums*, que são tambores com estrutura de polietileno de alta resistência, principalmente à corrosão, utilizados para encapsular embalagens que apresentam vazamentos. Também podem ser utilizados *big-bags* e sacos plásticos resistentes para acondicionamento dos resíduos.

Uma vez controlada a emergência, o órgão ambiental deverá avaliar a necessidade de realizar processo de investigação, conforme os protocolos para gestão de áreas contaminadas. Tal exigência, caso não sejam identificados os responsáveis, deve ser feita ao proprietário da área onde ocorreu o descarte ou à prefeitura do município.

## 8. Considerações finais

Áreas contaminadas podem se originar do abandono de produtos químicos em postos e sistemas retalhistas de combustíveis ou no interior de indústrias; da ação criminosa de trepanadores de dutos; do descarte irregular de produtos e resíduos químicos em regiões ermas; de cargas roubadas no transporte rodoviário. Podem se originar, ainda, nos pequenos, constantes e quase imperceptíveis vazamentos diários em tanques, tubulações, bombas, bocais, contentores ou outros equipamentos em indústrias e postos.

Em todas essas situações, quando o produto, resíduo ou seus derivados atingem o meio externo, trazendo prejuízos ao meio ambiente ou incômodos e riscos à saúde da população, entende-se que a área contaminada deve ser tratada como uma emergência química.

Por outro lado, emergências químicas, em todos os modais (postos, indústrias, transporte de produtos perigosos, descartes etc.), podem sempre resultar em áreas contaminadas, dependendo das características dos produtos envolvidos, dos ambientes atingidos, dos procedimentos adotados nas ações emergenciais etc.

Seja qual for a situação, áreas contaminadas e emergências químicas se sucedem uma à outra, e empresas e setores que se dedicam a qualquer dessas atividades devem trabalhar de maneira integrada e cooperativa, cada qual dentro de suas atribuições, com o objetivo comum de promover a melhoria contínua da qualidade do meio ambiente, de forma a beneficiar a sociedade.

## Referências

ABNT. **ABNT NBR 10004**: resíduos sólidos: classificação. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ANP. **Diagnóstico da concorrência na distribuição e revenda de combustíveis automotivos [no Brasil (2014 a 2019)]**. 2. ed. Rio de Janeiro: ANP, 2020. Disponível em: https://www.gov.br/anp/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/livros-e-revistas/arquivos/diagnostico-sdc-2020.pdf. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução CONAMA nº 273, de 29 de novembro de 2000**. Estabelece diretrizes para o licenciamento ambiental de

postos de combustíveis e serviços e dispõe sobre a prevenção e controle da poluição. Brasília. DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 5, p. 20-23, 8 jan. 2001. Alterada pelas Resoluções 276/01 e 319/02. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=271. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Manual de atendimento a emergências químicas**. São Paulo: CETESB, 2014. 288 p.

CETESB. **Relação de áreas contaminadas.** São Paulo: CETESB, 2020. Áreas contaminadas. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/relacao-de-areas-contaminadas/. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Emergências químicas**: postos de revenda. São Paulo: CETESB, [2021]. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/emergencias-quimicas/tipos-de-acidentes/postos-de-combustiveis/postos-de-revenda/. Acesso em: maio 2025.

CNT **Anuário CNT do Transporte – estatísticas consolidadas**, Brasília, DF, 2021.

GOUVEIA, J. L. N. **Atuação de equipes de atendimento emergencial em vazamentos de combustíveis em postos e sistemas retalhistas.** 2004. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-03112015-124755/pt-br.php. Acesso em: maio 2025.

HADDAD, E. Descarte de resíduos. **Revista Emergência**, Nova Hamburgo, RS, v. 28, p. 20, 2011.

LOPES, C. F.; MILANELLI, J. C. C.; GOUVEIA, J. L. N. Materiais absorventes. **Revista Meio Ambiente Industrial**, São Paulo, v. 53, p. 42-46, 2005.

RALBY, I. M. **Downstream oil theft**: global modalities, trends, and remedies. Washington, DC: Atlantic Council, 2017. Disponível em: https://www.atlanticcouncil.org/in-depth-research-reports/report/downstream-oil-theft/. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Logística e Transportes. **Rodoviário**. São Paulo: Secretaria de Logística e Transportes, 2022. Disponível em https://semil.sp.gov.br/slt/#1692197349863-5bce89a9-5d9b https://www.der.sp.gov.br/WebSite/Index.aspx https://www.der.sp.gov.br/WebSite/Arquivos/pdf/Anuario_2023.pdf

TEIXEIRA, M. S. **Análise e prognóstico dos acidentes no transporte rodoviário de produtos perigosos no município de São Paulo (1989 a 2008):** situação e cenários de risco. 2010. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, 2010. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/escolasuperior/wp-content/uploads/sites/30/2016/06/Dissertacao_Mauro_Teixeira_2010.pdf. Acesso em: maio 2025.

TRANSPETRO. Petrobras Transporte S.A. **Segurança na Faixa de Dutos: O que é a faixa de dutos?** 2019. Apud CARNEIRO, Ígor Braga & MONJARDIM, Manoela Paulinelli Cunha Maiolli “Urbanização de faixa de dutos: diretrizes para o bairro

Direção, Fundão/ES", Trabalho Final de Graduação em Arquitetura e Urbanismo, Faculdade Pitágoras de Guarapari, 2022.

UNECE. **UN Model regulations.** Rev. 22. Geneva, Switzerland: UNECE, 2021. Disponível em: https://unece.org/transport/dangerous-goods/un-model-regulations-rev-22. Acesso em: maio 2025.

VASCONCELLOS, A. R. **Protocolo de atuação para as instituições na minimização dos danos ambientais ocasionados pelos acidentes envolvendo Brownfields**. 2018. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear – Materiais) – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, 2018. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/emergencias-quimicas/wp-content/uploads/sites/22/2018/12/Disserta%C3%A7%C3%A3o-de-Mestrado-IPENUSP-Agnaldo-Vasconcellos.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 2.1: Bases legais do gerenciamento de áreas contaminadas

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Adequação da Legislação Federal e Paulista à Constituição Federal e à Política Nacional de Meio Ambiente ..... 1
3. Procedimento de gerenciamento de áreas contaminadas ..... 2
Referências ..... 3

## 1. Introdução

Conforme ocorrido em diversos países e no Brasil, incluído o estado de São Paulo, antes da implementação de legislações específicas sobre o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) foram utilizadas legislações sobre outros assuntos para tratar dessa questão, como as relativas a resíduos sólidos, licenciamento ambiental, recursos hídricos e uso e ocupação do solo.

No contexto brasileiro, a legislação específica sobre o GAC foi estabelecida inicialmente no estado de São Paulo, com a publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009), a qual foi a base para a elaboração posterior da legislação federal sobre o assunto, representada pela Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), além de ter sido referência para a elaboração de resoluções, portarias, deliberações ou instruções técnicas implantadas em outros estados, como Minas Gerais, Rio de Janeiro, Rio Grande do Sul e Espírito Santo. Informações sobre a legislação brasileira aplicada ao GAC podem ser consultadas na **Seção 2.3**.

Cabe ser destacado que, para a elaboração da legislação específica sobre GAC no estado de São Paulo, houve forte influência da legislação estadunidense, especialmente a Lei do *Superfund*, de 1980 (tratada em detalhes na **Seção 2.4**), além da legislação alemã, representada pela Lei *Bundes-Bodenschutzgesetz*, de 1998 (Bundesrepublik Deutschland, 1998). A **Seção 2.5** contém mais informações sobre a legislação europeia sobre o GAC.

## 2. Adequação da Legislação Federal e Paulista à Constituição Federal e à Política Nacional de Meio Ambiente

Como mencionado, o GAC é um procedimento técnico e administrativo previsto na legislação ambiental federal, por meio da Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009) e na legislação do estado de São Paulo, especialmente pela Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) e pelo Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

Tal procedimento estadual, ao estabelecer em seus artigos 6º e 7º que qualquer pessoa, física ou jurídica, e o Poder Público, devem atuar de forma preventiva e corretiva para evitar alterações significativas das funções do solo, se coaduna com o texto constitucional, na medida em que, no artigo 225, é imposto ao Poder Público e à coletividade o dever de defender e preservar o meio ambiente para as presentes e futuras gerações, garantindo seu equilíbrio ecológico.

Assim, havendo a identificação de uma Área Contaminada (AC) (ver conceito na **Seção 1.2**), o Poder Público deve agir ativamente perante os responsáveis legais para que haja a recuperação ambiental de modo a permitir o uso seguro da área; bem como, de forma preventiva, o Poder Público deve estabelecer regras para evitar a ocorrência de novas ou mesmo a continuação de contaminações, e instituir mecanismos de controle das áreas potencialmente geradoras de ACs. Nesse cenário, ao dispor sobre diretrizes e procedimentos para a execução do GAC, a Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) estabelece regras específicas e padronizadas para que seja possível, dentre outras determinações, a "recuperação da qualidade ambiental".

A Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) também está em consonância com a Lei Federal nº 6.938/1981 (Brasil, 1981), que estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente e tem por objetivo, conforme o seu artigo 2º, a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, no país, condições para o desenvolvimento socioeconômico, para os interesses da segurança nacional e para a proteção da dignidade da vida humana, atendendo dez princípios listados em seus incisos. Dentre os princípios indicados, destaca-se o inciso VIII, da recuperação de áreas degradadas (dentre elas, as contaminadas).

A regulamentação do inciso VIII do artigo 2º da Lei Federal nº 6.938/1981 (Brasil, 1981) é dada pelo Decreto Federal nº 97.632/1989 (Brasil, 1989), em especial o artigo 3º, o qual esclarece que o objetivo da recuperação de áreas degradadas é o retorno "a uma forma de utilização, de acordo com um plano preestabelecido para o uso do solo, visando à obtenção de uma estabilidade do meio ambiente".

Em adição, para as atividades que exploram recursos minerais, o §2º do artigo 225 da Constituição Federal de 1988 (Brasil, 1988), determina que essas são obrigadas a recuperar o meio ambiente com a solução técnica definida pelo órgão competente.

Portanto, considerando que a Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) e o Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013), assim como a Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), estabelecem procedimentos específicos para recuperação ambiental de áreas contaminadas, os quais culminam na reabilitação dessas áreas para o uso declarado, aprovado pelo órgão ambiental, conforme citado no artigo 26 da Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) e no artigo 36 da Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), tais normas estão de acordo com os textos legais e o texto constitucional federais.

## 3. Procedimento de gerenciamento de áreas contaminadas

Em resumo, o objetivo geral do GAC é identificar e conhecer as características das ACs, visando implementar as medidas necessárias para a sua reabilitação.

Conforme estabelecido na Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) e no Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013), tanto nas situações nas quais são identificados danos aos bens a proteger, quanto nas situações em que são identificados riscos potenciais acima dos níveis aceitáveis aos bens a proteger, durante a execução das etapas do GAC, existe a obrigatoriedade de se implementar medidas de intervenção com o objetivo de viabilizar o uso seguro da área. Ou seja, basta a identificação de risco potencial acima do nível aceitável a um bem a proteger para que as medidas de intervenção sejam deflagradas. Sendo assim, depreende-se que as medidas de intervenção são executadas mesmo quando não for identificado um dano a um bem a proteger. Tais medidas são propostas pelo responsável legal e responsável técnico na etapa de elaboração do Plano de Intervenção, e aprovadas pelo órgão ambiental gerenciador.

Analisando o histórico do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas do estado de São Paulo, verifica-se que, na grande maioria dos casos, as medidas de intervenção propostas para as ACs foram implementadas em razão da identificação de riscos potenciais acima dos níveis aceitáveis aos bens a proteger, sendo esses, principalmente, riscos relacionados à saúde humana.

Por outro lado, na minoria dos casos, as medidas de intervenção foram propostas ou implementadas devido à ocorrência de danos aos bens a proteger, incluindo óbitos em razão de explosões, ou pela constatação da degradação da qualidade das águas subterrâneas de partes de aquíferos utilizados para abastecimento.

Essa análise demonstra que a abordagem utilizada no GAC possui preponderantemente caráter preventivo, uma vez que, na maioria dos casos, as medidas de intervenção são adotadas com o objetivo de evitar a ocorrência de danos aos bens a proteger.

Bem ainda, o GAC se mostra como um procedimento sustentável, pois a implementação das medidas de intervenção também visa atingir, de forma equilibrada, a melhor solução ambiental possível, economicamente viável e que proporcione benefícios sociais e culturais, além da revitalização de regiões degradadas.

Dessa forma, o GAC é normalmente acompanhado em processo administrativo coordenado pelo órgão ambiental gerenciador, o qual demanda do responsável legal o atendimento às exigências técnicas. O responsável legal, por sua vez, designa um responsável técnico para executar as etapas do GAC necessárias para o caso.

## Referências

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 1981. Publicada originalmente no Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, p. 16509, 2 set. 1981. Alterações posteriores. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. [Constituição]. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, DF: Presidência da República, 1988. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 5 out. 1988. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2°, inciso VIII, da Lei n° 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil:** seção 1: Poder Executivo, Brasília, DF, 12 abr. 1989. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/d97632.htm. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil: seção1: Poder executivo, Brasília, DF, v. 146, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009.

Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

BUNDESREPUBLIK DEUTSCHLAND. Gesetz zum Schutz des Bodens, Vom 17. März 1998. Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. **Bundesgesetzblatt Jahrgang**: Teil 1, Berlin, n. 16, 24 März, 1998. Disponível em: https://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?startbk=Bundesanzeiger_BGBl&jumpTo=bgbl198s0502.pdf#/text/bgbl198s0502.pdf?_ts=1744492040526. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 119, n. 127, p. 1-3, 9 jul. 2009. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/156934. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Retificação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no DOE, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/170437. Acesso em: maio 2025.

# Seção 2.2: Legislação Paulista

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Leis, decretos, resoluções e decisões de diretoria existentes antes do advento da Lei Estadual nº 13.577/2009 ..... 1**
**3. Legislação paulista específica sobre o GAC ..... 3**
3.1. Lei Estadual nº 13.577/2009 ..... 4
3.2. Decreto Estadual nº 59.263/2013 ..... 5
**Referências ..... 7**

## 1. Introdução

A necessidade de criação de legislação específica sobre o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) no estado de São Paulo foi levantada no final da década de 1990 por Sánchez (1998), em sua tese de livre-docência, e por técnicos da CETESB, conforme registrado na primeira edição do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, publicada em 1999, produto do Projeto CETESB/GTZ, iniciado em 1993. Destaca-se que o Projeto CETESB/GTZ teve como um de seus objetivos a construção das bases para a elaboração de legislação específica sobre o GAC no estado de São Paulo. A **Seção 1.3** descreve o histórico do GAC no estado de São Paulo.

Nesse sentido, os esforços empreendidos pela CETESB foram recompensados com a publicação do Projeto de Lei nº 368, de 2005, tramitado na Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo e, posteriormente, com a publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) e o Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

Na legislação paulista específica sobre GAC, também foram incorporados os textos das leis, decretos, resoluções e deliberações estaduais, além das Decisões de Diretoria da CETESB, existentes antes da publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) e o Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013), que já incluíam mecanismos ou ações do GAC, os quais são citados no item 2 a seguir.

A legislação paulista sobre GAC é completa e atualizada, contendo uma gama de instrumentos e procedimentos que trazem efetividade à identificação e à reabilitação de áreas contaminadas.

Conforme a descrição resumida a seguir, no estado de São Paulo passou a existir, a partir de 2013, um arcabouço legal completo e atualizado, influenciado por outras normas correlatas existentes nos Estados Unidos da América e na Alemanha, o qual é aplicado de forma eficiente e eficaz pela CETESB na solução dos casos de áreas contaminadas.

## 2. Leis, decretos, resoluções e decisões de diretoria existentes antes do advento da Lei Estadual nº 13.577/2009

No estado de São Paulo, antes da implementação de legislações específicas sobre o GAC, foram utilizadas legislações que tratavam prioritariamente de outros assuntos,

como as legislações relativas à questão dos resíduos sólidos, do licenciamento ambiental, dos recursos hídricos e do uso e ocupação do solo.

A condução do GAC no estado de São Paulo foi iniciada no final da década de 1970, quando ocorreram os primeiros casos de áreas contaminadas. À época, utilizou-se o Decreto Estadual nº 8.468/1976 (São Paulo, 1976a) (o regulamento da Lei Estadual nº 997/1976) (São Paulo, 1976b), que dispõe sobre o controle e licenciamento ambiental, principalmente, com a aplicação do seu artigo 2º e do inciso V do artigo 3º.

Com o tempo, outras leis, decretos, resoluções e decisões de diretoria da CETESB foram publicadas, nas quais foram incluídas ações com o objetivo de conduzir o GAC, citadas a seguir:

- ✓ **Lei Estadual nº 9.999/1998** (São Paulo, 1998), que altera a Lei Estadual nº 9.472/1996, que disciplina o uso de áreas industriais. Em seu artigo 1º, foi estabelecido que poderiam ser admitidos os usos residencial, comercial, de prestação de serviços e institucional quando se tratar de zona de uso predominantemente industrial (ZUPI) que tenha sofrido descaracterização significativa do uso industrial e não haja contaminação da área, mediante parecer técnico da CETESB, desde que o uso pretendido seja permitido pela legislação municipal. Destaca-se que o artigo 1º da Lei Estadual nº 9.999/1998 foi o primeiro dispositivo legal que incluiu a necessidade de investigação da presença de contaminação em uma área industrial, visando verificar a viabilidade de uma proposta de mudança de uso (São Paulo, 1998).
- ✓ **Decisões de Diretoria da CETESB nº 023/C/E/2000** (CETESB, 2000b) **e nº 007/C/E/2000** (CETESB, 2000a), que apresentaram, pela primeira vez, os procedimentos técnicos e administrativos para a execução do GAC, com base na primeira edição do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, publicada em 1999.
- ✓ **Resolução SMA nº 05/2001** (São Paulo, 2001), que dispõe sobre a aplicação e o licenciamento ambiental a que se refere a Resolução Conama nº 273/2000, ou seja, estabelece a coordenação do licenciamento de postos de combustíveis pela CETESB no estado de São Paulo e a necessidade de realização de investigação para confirmar a presença de contaminação nos postos existentes antes da publicação da **Resolução Conama nº 273/2000** (São Paulo, 2000).
- ✓ **Decisão de Diretoria da CETESB nº 014-01-E** (CETESB, 2001), que aprovou o Relatório de Estabelecimento de Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no estado de São Paulo, publicado pela CETESB em 2001. O conteúdo desse relatório apresentou as bases para a identificação de áreas contaminadas e para a implementação de ações preventivas, visando evitar o surgimento de novas áreas contaminadas.
- ✓ **Decreto Estadual nº 47.397/2002** (São Paulo, 2002a), que alterou dispositivos do Decreto Estadual nº 8.468/1976, em seu artigo 69-A, estabelecendo a necessidade do equacionamento de eventual contaminação existente na área, antes do seu licenciamento ambiental.
- ✓ **Decreto Estadual nº 47.400/2002** (São Paulo, 2002b), que regulamenta a Lei Estadual nº 9.509/1997, especialmente os artigos 5º, 6º e 7º, que instituiu o procedimento obrigatório de notificação de suspensão ou encerramento de atividade passível de licenciamento pela CETESB, tornando obrigatória a apresentação de plano de desativação e, se necessário, a recuperação da qualidade ambiental da área, visando propiciar a sua utilização futura de forma segura.

- ✓ **Decisão de Diretoria da CETESB nº 195-2005-E** (CETESB, 2005), que inclui novos parâmetros na relação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, e em substituição aos Valores Orientadores de 2001, aprovados na Decisão de Diretoria da CETESB nº 014-01-E.
- ✓ **Decisão CG nº 167/2005** (São Paulo, 2006), da Corregedoria Geral de Justiça do Estado de São Paulo, decisão com caráter normativo, publicada no Diário Oficial do Estado de São Paulo em 2006, sobre a necessidade de averbação da contaminação e da reabilitação das respectivas áreas à margem do competente registro imobiliário.
- ✓ **Decisão de Diretoria da CETESB nº 010-2006-C** (CETESB, 2006), que dispõe sobre os procedimentos para o licenciamento de postos e sistemas retalhistas de combustíveis e procedimentos para investigação da contaminação nos postos existentes antes da Resolução CONAMA nº 273/2000 e da Resolução SMA nº 05/2001.
- ✓ **Decisão de Diretoria da CETESB nº 103/2007/C/E** (CETESB, 2007), com a consolidação dos procedimentos técnicos e administrativos para o desenvolvimento do GAC, em substituição das Decisões de Diretoria nº 023/C/E/2000 e nº 007/C/E/2000, além da criação do Grupo Gestor de Áreas Contaminadas Críticas.
- ✓ **Instruções Técnicas 32** (CETESB, 2008a) **e 33** (CETESB, 2008b) **da Diretoria de Controle de Poluição Ambiental da CETESB, de 2008**, documentos internos da CETESB, que apresentaram os procedimentos administrativos da CETESB sobre o GAC, com base na Decisão de Diretoria da CETESB nº 103/2007/C/E.
- ✓ **Decisão de Diretoria nº 263/2009/P** (CETESB, 2009), que dispõe sobre a aprovação do Roteiro para execução de Investigação Detalhada e Elaboração de Plano de Intervenção em postos e sistemas retalhistas de combustíveis.

## 3. Legislação paulista específica sobre o GAC

Em 2009, foi publicada a Lei Estadual nº 13.577 (São Paulo, 2009), específica sobre o assunto de GAC, que se tornou um grande marco na história desse tema no estado de São Paulo e no Brasil, recompensando os esforços empreendidos até então pela CETESB. Comentários a essa lei são feitos no item 3.1.

Considera-se essa lei um marco, pois, até então, a legislação ambiental existente não tratava de forma abrangente as questões ligadas à qualidade do solo, às áreas contaminadas e aos seus responsáveis legais, havendo uma lacuna sobre tais assuntos.

Em 2013, ocorreu outro grande marco na história do GAC, consolidando a legislação existente: a publicação do Decreto Estadual nº 59.263 (São Paulo, 2013), comentado no item 3.2, que regulamenta a Lei Estadual nº 13.577/2009.

Após a publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009), diversas normas decorrentes foram publicadas, visando detalhar os procedimentos existentes nessa Lei, destacando-se:

- ✓ **Decisão de Diretoria da CETESB nº 045/2014/E/C/I** (CETESB, 2014a), de 2014 (DD nº 045/2014/E/C/I, de 20/2/2014), que dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, em substituição aos Valores Orientadores de 2005 (Decisão de Diretoria da CETESB nº 165-2005-E).

- ✓ **Decisão de Diretoria da CETESB nº 330/2014/E/C/I** (CETESB, 2014b), de 2014 (DD nº 330/2014/E/C/I, de 5/11/2014), com retificação do valor de intervenção para Carbofuran (revisão da Decisão de Diretoria 045/2014/E/C/I).
- ✓ **Decisão de Diretoria da CETESB nº 256/2016/E** (CETESB, 2016), de 2016, que dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo, incluindo os Valores de Prevenção e de Intervenção para Dioxinas e Furanos no solo, na relação apresentada na Decisão de Diretoria da CETESB nº 045/2014/E/C/I.
- ✓ **Lei Municipal nº 16.402/2016** (São Paulo, 2016), de 2016, do município de São Paulo, artigos 37 e 137, com orientações para o parcelamento do solo e emissão de alvarás, licenças de funcionamento ou suspensão de atividades em áreas contaminadas ou com potencial de contaminação.
- ✓ **Decisão de Diretoria da CETESB nº 038/2017/C** (CETESB, 2017a), de 2017, que dispõe sobre a aprovação do "Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas", da revisão do "Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas" e estabelece "Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Âmbito do Licenciamento Ambiental", em razão da publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 e seu Regulamento, aprovado por meio do Decreto Estadual nº 59.263/2013.
- ✓ **Instrução Técnica nº 039/2017/C da CETESB** (CETESB, 2017b), de 2017, documento que detalha os procedimentos administrativos existentes sobre o GAC.
- ✓ **Resolução SMA nº 10/2017** (São Paulo, 2017a), que apresenta as Atividades Potencialmente Geradoras de Áreas Contaminadas.
- ✓ **Resolução SMA nº 11/2017** (São Paulo, 2017b), que apresenta as Regiões Prioritárias para a Identificação de Áreas Contaminadas.
- ✓ **Decisão de Diretoria da CETESB nº 125/2021/E** (CETESB, 2021), de 2021, que dispõe sobre a Aprovação da Atualização da Lista de Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea.
- ✓ **Decisão de Diretoria da CETESB nº 009/2022/E/I** (CETESB, 2022), de 2022, que altera a data de entrada em vigor da Decisão de Diretoria nº 125/2021/E, que atualizou a Lista de Valores Orientadores para Solo e Água Subterrânea.

### 3.1. Lei Estadual nº 13.577/2009

A Lei do Estado de São Paulo nº 13.577 (São Paulo, 2009), de 8 de julho de 2009, dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas.

No Capítulo I (Das Disposições Gerais, artigos 1º ao 5º), em seu artigo 1º, é destacado que a lei trata da:

- ✓ proteção da qualidade do solo contra alterações nocivas por contaminação;
- ✓ definição de responsabilidades;
- ✓ identificação e do cadastramento de áreas contaminadas;
- ✓ remediação das áreas contaminadas de forma a tornar seguros seus usos atual e futuro.

Conforme artigo 2º, constitui objetivo desta lei garantir o uso sustentável do solo, protegendo-o de contaminações e prevenindo alterações nas suas características e funções.

No artigo 4º são apresentados os instrumentos a serem utilizados nas ações voltadas à proteção da qualidade do solo, ou seja, as ações preventivas para evitar o surgimento

de Áreas Contaminadas (AC) e a execução das etapas do GAC, destacando-se o Cadastro de Áreas Contaminadas.

O Capítulo II (Da Prevenção e do Controle da Contaminação do Solo, artigos 6º a 12) é voltado a descrever as formas de utilização dos:

- ✓ Valores de Referência de Qualidade – VR (artigo 9º);
- ✓ Valores de Prevenção – VP (artigo 10); e
- ✓ Valores de Intervenção – VI (artigo 11).

Esses valores foram estabelecidos pela CETESB para serem utilizados nos procedimentos de ação preventiva, visando evitar o surgimento de novas ACs, assim como para iniciar as ações corretivas, na identificação de áreas contaminadas.

No Capítulo III (Das Áreas Contaminadas, artigos 13 a 29) são apresentadas:

- ✓ as orientações para a definição dos responsáveis legais solidários (artigo 13);
- ✓ a definição da ocorrência de situações de perigo e adoção de ações emergenciais (artigo 14);
- ✓ os procedimentos para a identificação, investigação e remediação (adoção de medidas de intervenção) em ACs (artigos 15 a 29).

No Capítulo IV (Dos Instrumentos Econômicos, artigos 30 a 40) destaca-se o artigo 30, no qual foi registrada a criação do Fundo Estadual para Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas (FEPRAC), fundo de investimento destinado à prevenção da geração de ACs, à identificação e à remediação dessas.

No Capítulo V (Das Infrações e Penalidades, artigos 41 a 44) são apresentadas as orientações para a aplicação de penalidades administrativas.

No Capítulo VI (Das Disposições Finais, artigos 45 a 51) são apresentadas orientações sobre:

- ✓ o licenciamento (artigo 47);
- ✓ Planos Diretores Municipais e respectiva legislação de uso e ocupação do solo (artigo 48);
- ✓ o parcelamento do solo e edificação (artigo 49);
- ✓ as ações conjuntas entre as Secretarias Estaduais de Saúde e de Meio Ambiente (artigo 50).

### 3.2. Decreto Estadual nº 59.263/2013

O Decreto Estadual nº 59.263 (São Paulo, 2013), de 5 de junho de 2013, regulamenta a Lei Estadual nº 13.577/2009. O artigo 2º, incisos I a VIII, detalha os procedimentos a serem adotados visando atingir o objetivo da Lei Estadual nº 13.577/2009, os quais são citados a seguir:

I. medidas para proteção da qualidade do solo e das águas subterrâneas;
II. medidas preventivas à geração de áreas contaminadas;
III. procedimentos para a identificação de áreas contaminadas;
IV. garantia à saúde e à segurança da população exposta à contaminação;
V. promoção da remediação de áreas contaminadas e das águas subterrâneas por elas afetadas;
VI. incentivo à reutilização de áreas remediadas;

VII. promoção da articulação entre as instituições;
VIII. garantia à informação e à participação da população afetada nas decisões relacionadas com as áreas contaminadas.

**I - Medidas para proteção da qualidade do solo e das águas subterrâneas**

Em várias partes do Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013) são incluídas medidas voltadas direta ou indiretamente para a proteção da qualidade do solo e das águas subterrâneas, incluindo medidas de caráter:

- ✓ preventivo, como previsto no Capítulo II (artigos 11 a 17);
- ✓ corretivo, como a identificação, investigação e adoção de medidas de intervenção, conforme descrito no Capítulo III (artigos 18 a 66).

Destacam-se também medidas relacionadas ao licenciamento de empreendimentos, conforme descritas nos artigos 97 e 98, além dos artigos 100 e 101 sobre, respectivamente, a necessidade de inclusão do assunto GAC nos Planos Diretores Municipais e do parcelamento do solo.

**II - Medidas preventivas à geração de áreas contaminadas**

Essas são medidas previstas para determinadas atividades antes mesmo da identificação de uma área contaminada. Elas visam monitorar determinados compartimentos do meio ambiente e pontos específicos da atividade, para que eventuais anomalias sejam prontamente gerenciadas.

O objetivo de sua implementação é evitar a ocorrência de um impacto significativo que leve a uma contaminação da área. Nesse aspecto, destaca-se o estabelecimento do Monitoramento Preventivo em atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas, previsto no artigo 17.

**III - Procedimentos para identificação de áreas contaminadas**

O Processo de Identificação de Áreas Contaminadas é descrito detalhadamente na Seção II do Capítulo II, artigos 20 a 39. Seu escopo estabelece condições e valores que permitem determinar quando uma área é classificada como contaminada, e ações de gerenciamento que precisam ser iniciadas.

**IV - Garantia à saúde e à segurança da população exposta à contaminação**

Este aspecto está incluído no artigo 102, em que está previsto o estabelecimento de ações conjuntas entre as Secretarias Estaduais de Meio Ambiente e de Saúde.

**V - Promoção da remediação de áreas contaminadas e das águas subterrâneas por elas afetadas**

O Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas é descrito detalhadamente na Seção III do Capítulo II, artigos 40 a 55. Seu escopo estabelece formas de eliminar ou minimizar os riscos existentes em áreas contaminadas, e determina sob quais condições uma área pode ser classificada como reabilitada para o uso declarado.

**VI - Incentivo à reutilização de áreas remediadas**

Este aspecto, além de estar previsto no inciso VI do artigo 2º da Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) e do Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013), também é contemplado na Seção V do Capítulo II, artigos 61 a 64, que estabelecem em detalhe o Procedimento para Reutilização.

Em relação à reutilização de áreas remediadas, também pode-se destacar o Procedimento de Desativação de Empreendimentos, descrito na Seção IV do Capítulo II, artigos 56 a 60.

A desativação de atividades em áreas contaminadas e a reutilização de áreas remediadas são atividades sensíveis, visto haver condições propícias para exposição de receptores a contaminantes ou destinação inadequada de materiais quando gerenciadas de forma inadequada.

**VII - Promoção da articulação entre as instituições**

Além do artigo 102, em que está previsto o estabelecimento de ações conjuntas entre as Secretarias Estaduais de Meio Ambiente[1] e de Saúde, este aspecto está contemplado no artigo 7º, que trata do compartilhamento e gestão das informações sobre o GAC entre os órgãos públicos envolvidos.

**VIII - Garantia à informação e à participação da população afetada nas decisões relacionadas com as áreas contaminadas**

Este aspecto está contemplado na Seção IV do Capítulo I, artigos 5º a 10.

## Referências

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução CONAMA nº 273, de 29 de novembro de 2000**. Estabelece diretrizes para o licenciamento ambiental de postos de combustíveis e serviços e dispõe sobre a prevenção e controle da poluição. Brasília. DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n.5, p. 20-23, 8 jan. 2001. Alterada pelas Resoluções 276/01 e 319/02. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=271. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Relatório à Diretoria 007/C/E/2000, 18/01/2000**. Implantação de procedimentos para o atendimento a vazamentos de combustíveis em postos de serviço. São Paulo: CETESB, 2000a. 16 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2020/12/DD-007-00-C-E-Implantac%CC%A7a%CC%83o-de-procedimento-parao-atendimento-a-vazam.-de-combusti%CC%81veis.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Relatório à Diretoria 023/C/E/2000, 15/06/2000**. Implantação de procedimentos para o gerenciamento de áreas contaminadas. São Paulo: CETESB, 2000b. 13 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2020/12/RD-023-00-C-E-Implantac%CC%A7a%CC%83o-de-

[1] Atual Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística.

procedimentos-para-o-gerenciamento-de-a%CC%81reas-contaminadas.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Relatório à Diretoria 014/01/E/2001, 26/07/2001**. Aprovação de relatório sobre estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo e a aplicação de valores orientadores pela CETESB. São Paulo: CETESB, 2001. 4 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2022/09/DD-014-01-E-Aprovacao-de-relatorio-sob-estabelecimento-de-valores-orientadores.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Decisão de Diretoria nº 195/2005/E, de 23 de novembro de 2005.** Dispõe sobre a aprovação dos valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos valores orientadores de 2001, e dá outras providências. São Paulo: CETESB, 2005. 5 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2022/09/DD-195-05-E-Aprovacao-dos-val.Orientadores-para-solos-e-aguas-subt.no-Estado-de-Sao-Paulo.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Decisão de Diretoria nº 10/2006/C, de 26 de janeiro de 2006**. Dispõe sobre os novos procedimentos para o licenciamento de postos e sistemas retalhistas de combustíveis e dá outras providências. São Paulo: CETESB, 2006. 2 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/licenciamento/documentos/decisao_diretoria_26_01_06.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 103/2007/C/E, de 22 de junho 2007. Dispõe sobre o procedimento para gerenciamento de áreas contaminadas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 117, n. 119, p. 34-39, 27 jun. 2007. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2015/07/DD-103-07-C-E-Procedimento-para-Gerenciamento-de-%C3%81reas-Contaminadas.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Diretoria de Controle de Poluição Ambiental. **Instrução técnica nº 32:** gerenciamento de áreas contaminadas relacionadas a postos e sistemas retalhistas de combustíveis. Versão 1. São Paulo: CETESB, 2008a. 26 p. Vigência 9/5/2008. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2022/09/Instrucao-Tecnica-032-Gerenciamento-de-Areas-Contaminadas-Relacionadas-a-Postos-e-Sistemas-Retalhistas-de-Combustiveis.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Diretoria de Controle de Poluição Ambiental. **Instrução técnica nº 33:** gerenciamento de áreas contaminadas por todas as fontes, exceto postos e sistemas retalhistas de combustíveis: sumário dos procedimentos básicos. Versão 1. São Paulo: CETESB, 2008b. 29 p. Vigência 9/5/2008. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2022/09/Instrucao-Tecnica-033-Gerenciamento-de-Areas-Contaminadas-por-Todas-as-Fontes.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Decisão de Diretoria nº 263/2009/P, de 20 de outubro de 2009**. Dispõe sobre a aprovação do roteiro para execução de investigação detalhada e elaboração de plano de intervenção em postos e sistemas retalhistas de combustíveis. São Paulo: CETESB, 2009. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/camaras-ambientais/wp-content/uploads/sites/21/2013/12/05_camaras.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria 045/2014/E/C/I, de 20-02-2014. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2014, em substituição aos Valores Orientadores de 2005 e dá outras providências. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 124, n. 36, p. 53, 9 jul. 2014a. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2013/11/DD-045-2014-P53.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria 330/2014/E/C/I, de 5 de novembro de 2014. Dispõe sobre a retificação do valor de intervenção de água subterrânea da substância carbofuran para 7mg L. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 124, n. 211, p. 53, 7 jul. 2014b. Republicação no DOE, 11/12/2014**.** Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-330-2014-E-C-I.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 256/2016/E, de 22 de novembro de 2016. Dispõe sobre a aprovação dos "valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo – 2016" e dá outras providências. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 126, n. 219, p. 55-56, 24 nov. 2016. Disponível em: https://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-256-2016-E-Valores-Orientadores-Dioxinas-e-Furanos-2016-Intranet.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 38/2017/C, de 7 de fevereiro 2017. Dispõe sobre a aprovação do "Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas", da revisão do "Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas" e estabelece [...]. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, n. 127, n. 28, p. 47-52, 10 fev. 2017a. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-038-2017-C.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Diretoria de Controle e Licenciamento Ambiental. **Instrução técnica nº 39:** gerenciamento de áreas contaminadas. São Paulo: CETESB, 2017b. 124 p. IT – 039/2017 - atualizada em agosto/2019. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2019/08/IT_039.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 125/2021/E, de 09 de dezembro de 2021. Dispõe sobre a aprovação da atualização da lista de valores orientadores para solo e água subterrânea. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 131, n. 240, p. 60, 17 dez. 2021. Republicação do DOE, p. 93-94, 14/12/2021**.** Disponível em: https://www.imprensaoficial.com.br/Certificacao/Certificador.aspx?caderno=Executivo%20I&link=/2021/executivo%20secao%20i/dezembro/17/pag_0060_466172f81e03b271f23725bfd3975278.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 009/2022/E/I de 20 de janeiro 2022. Altera a data de entrada em vigor da Decisão de Diretoria nº 125/2021/E, de 09.12.2021, que atualizou a lista de valores orientadores para solo e água subterrânea. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 132, n. 15, p. 61, 22 jan. 2022. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2022/09/DD-009-2022-E-I-Valores-Orientadores-prazo.pdf. Acesso em: maio 2025.

SÁNCHEZ, L. E. **A desativação de empreendimentos industriais**: um estudo sobre o passivo ambiental. 1998. Tese (Livre-Docência) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998.

SÃO PAULO (Cidade). Lei nº 16.402, de 22 de março de 2016. Disciplina o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no Município de São Paulo, de acordo com a Lei nº 16.050, de 31 de julho de 2014 - Plano Diretor Estratégico (PDE). **Diário Oficial [da] Cidade de São Paulo**, São Paulo, ano 61, n. 54, p. 1-16, 23 mar. 2016. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/chamadas/l16402_-_disciplina_o_parcelamento,_o_uso_e_a_ocupacao_do_solo_no_municipio_de_sao_paulo_1494440940.pdf. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto n° 8.468, de 8 de setembro de 1976**. Aprova o Regulamento da Lei n° 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo: Governo do Estado, 1976a. Alterações posteriores. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: Atos legislativos, São Paulo, v. 86, n. 171, p. 4-18, 9 set. 1976b. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/62153. Acesso em: maio 2025

SÃO PAULO (Estado). **Le**i **n° 997, de 31 de maio de 1976**. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo: Governo do Estado, 1976b. Alterações posteriores. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: Atos legislativos, São Paulo, v. 86, n. 102, p. 1-2, 1 jun. 1976b. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/46075. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 9.999, de 9 de junho de 1998. Altera a Lei n. 9.472, de 30 de dezembro de 1996, que disciplina o uso de áreas industriais. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 108, n. 109, p. 1, 10 jun. 1998. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1998/lei-9999-09.06.1998.html. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 5, de 28 de março de 2001. Dispõe sobre a aplicação e o licenciamento ambiental das fontes de poluição a que se refere a Resolução nº 273, de 29 de novembro de 2000, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 111, n. 60, p. 34, 30 mar. 2001. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2001resolucao_sma_005_2001.pdf. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 47.397, de 4 de dezembro de 2002**. Dá nova redação ao Título V e ao Anexo 5 e acrescenta os Anexos 9 e 10, ao Regulamento da Lei n.º 997, de 31 de maio de 1976, aprovado pelo Decreto n.º 8.468, de 8 de setembro de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. São Paulo: Governo do Estado, 2002a. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder executivo, São Paulo, v. 112, n. 232, p. 3, 4 dez. 2002. Retificado no DOE, p. 4, 7 dez. 2002. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/1281. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 47.400, de 4 de dezembro de 2002**. Regulamenta dispositivos da Lei Estadual n.º 9.509, de 20 de março de 1997, referentes ao licenciamento ambiental, estabelece prazos de validade para cada modalidade de licenciamento ambiental e condições para sua renovação, estabelece prazo de análise dos requerimentos e licenciamento ambiental, institui procedimento obrigatório de

notificação de suspensão ou encerramento de atividade, e o recolhimento de valor referente ao preço de análise. São Paulo: Governo do Estado, 2002b. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder executivo, São Paulo, v. 112, n. 232, p. 10-11, 5 dez. 2002. Retificado no DOE, p. 4, 6 dez. 2002. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/1284. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Corregedoria Geral da Justiça. GC nº 167, de 12 de junho de 2005. Averbação da contaminação das respectivas áreas à margem do competente registro imobiliário. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 2006.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 119, n. 127, p. 1-3, 9 jul. 2009. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/156934. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Retificação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no DOE, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/170437. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 10, de 8 de fevereiro de 2017. *Dispõe sobre a definição das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas.* **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 127, n. 28, p. 43, 10 fev. 2017a. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2017resolucao_sma_010_2017-1.pdf. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 11, de 8 de fevereiro de 2017. *Dispõe sobre a definição das regiões prioritárias para a identificação de áreas contaminadas.* **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo:** seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 127, n. 28, p. 43-47, 10 fev. 2017b. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2017resolucao_sma_011_2017.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 2.3: Legislação brasileira

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**

**2. Leis, decretos e resoluções federais ..... 2**

2.1. Resolução CONAMA nº 420/2009 ..... 2
2.2. Demais normas utilizadas ..... 3

**3. Leis, decretos, resoluções, instruções normativas, deliberações e portarias estaduais ..... 4**

3.1. Acre ..... 4
3.2. Alagoas ..... 4
3.3. Amapá ..... 4
3.4. Amazonas ..... 4
3.5. Bahia ..... 4
3.6. Ceará ..... 5
3.7. Distrito Federal ..... 5
3.8. Espírito Santo ..... 5
3.9. Goiás ..... 7
3.10. Maranhão ..... 7
3.11. Mato Grosso ..... 7
3.12. Mato Grosso do Sul ..... 7
3.13. Minas Gerais ..... 7
3.14. Pará ..... 8
3.15. Paraíba ..... 8
3.16. Paraná ..... 9
3.17. Pernambuco ..... 9
3.18. Piauí ..... 10
3.19. Rio de Janeiro ..... 10
3.20. Rio Grande do Norte ..... 10
3.21. Rio Grande do Sul ..... 10
3.24. Santa Catarina ..... 12
3.25. Sergipe ..... 13
3.26. Tocantins ..... 13

**4. Leis, decretos, resoluções, instruções normativas, deliberações e portarias municipais ..... 13**

4.1. Município de São Paulo/SP ..... 13
4.2. Município de Campinas/SP ..... 14
4.3. Município de Porto Alegre/RS ..... 14

**Referências ..... 14**

## 1. Introdução

O documento legal específico sobre o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) em nível federal é a Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), que teve como base a Lei nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) do Estado de São Paulo e foi alterada parcialmente pela Resolução CONAMA nº 460/2013 (Brasil, 2013).

No Item 2, serão apresentados outros importantes documentos publicados em nível federal para apoiar o desenvolvimento do GAC.

No Item 3, será apresentado um resumo da Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009).

No Item 4, será demonstrado como a Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009) vem sendo amplamente utilizada pelos Estados da Federação, na condução dos casos e na elaboração de procedimentos técnicos e administrativos publicados por meio de leis, decretos, portarias, instruções normativas e resoluções estaduais e municipais, que abordam o GAC.

Não é demais repisar que, conforme descrito na **Seção 2.2**, a Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009) e a Lei Estadual nº 13.577/2009 (São Paulo, 2009) estão em consonância com a Constituição Federal de 1988 (Brasil, 1988) e com a Lei Federal nº 6.938/1981 (Política Nacional do Meio Ambiente – PNMA) (Brasil, 1981).

## 2. Leis, decretos e resoluções federais

Tanto no Brasil como em diversos países, antes da implementação de legislações específicas sobre o GAC, foram utilizadas legislações que tratavam prioritariamente de outros assuntos, como as relativas aos resíduos sólidos, ao licenciamento ambiental, aos recursos hídricos ou ao uso e ocupação do solo. Isso ocorreu no âmbito administrativo, penal e civil.

A própria **Constituição Federal de 1988** (artigo 225) (Brasil, 1988), a **Lei Federal nº 6.938/1981** (Política Nacional do Meio Ambiente – PNMA) (Brasil, 1981) e a **Lei Federal nº 9.605/1998** (Lei de Crimes Ambientais) vêm sendo utilizadas no equacionamento dos casos relativos ao GAC (Brasil, 1998).

### 2.1. Resolução CONAMA nº 420/2009

A Resolução CONAMA nº 420 (Brasil, 2009), alterada pela Resolução CONAMA nº 460/2013 (Brasil, 2013) (altera o prazo do artigo 8º e acrescenta novo parágrafo), dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.

No Capítulo I (Das Disposições Gerais), destaca-se o artigo 3º, no qual foi estabelecido que a proteção do solo deve ser realizada de maneira preventiva, a fim de garantir a manutenção da sua funcionalidade ou, de maneira corretiva, visando restaurar sua qualidade ou recuperá-la de forma compatível com os usos previstos.

No Capítulo II (Dos Critérios e Valores Orientadores de Qualidade do Solo), foram definidos os Valores Orientadores de Referência de Qualidade, de Prevenção e de Investigação, utilizados para embasar as ações preventivas e identificar as áreas contaminadas.

No Capítulo III (Da Prevenção e Controle da Qualidade do Solo), com vista à prevenção e controle da qualidade do solo, foi estabelecida a necessidade de implantação de monitoramento preventivo da qualidade do solo e das águas subterrâneas nos empreendimentos que desenvolvem atividades com potencial de contaminação.

No Capítulo IV (Das Diretrizes para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas), são apresentados os procedimentos que contemplam as etapas de identificação, diagnóstico e intervenção, além dos objetivos do gerenciamento de áreas contaminadas, descritos nos incisos I a V do artigo 22, reproduzidos a seguir:

I. eliminar o perigo ou reduzir o risco à saúde humana;
II. eliminar ou minimizar os riscos ao meio ambiente;
III. evitar danos aos demais bens a proteger;
IV. evitar danos ao bem-estar público durante a execução de ações para reabilitação;
V. possibilitar o uso declarado ou futuro da área, observando o planejamento de uso e ocupação do solo.

No Capítulo V (Das Disposições Finais e Transitórias), é ressalvado que a Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009) não se aplica a substâncias radioativas, e em casos de suspeitas ou evidências de contaminação deve-se acionar a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN).

## 2.2. Demais normas utilizadas

Outras normas federais incluem assuntos relacionados ao GAC e são utilizadas conjuntamente à Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), citadas a seguir:

*i.* **Lei Federal nº 6.766/1979** (Brasil, 1979), que dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano, destacando-se o artigo 3º, que veda o parcelamento de terrenos aterrados com material nocivo antes do saneamento (II) e de áreas poluídas até sua correção (V);
*ii.* **Resolução CONAMA nº 273/2000** (Brasil, 2001), que estabelece a necessidade do licenciamento ambiental de postos revendedores, postos de abastecimento, instalações de sistemas retalhistas e postos flutuantes de combustíveis e a realização de investigações ambientais e a adoção de medidas de intervenção, se necessário;
*iii.* **Resolução CONAMA nº 396/2008** (Brasil, 2008), que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas;
*iv.* **Lei Federal nº 12.305/2010** (Brasil, 2010), Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), destacando-se os artigos 3º, 17, 19, 41 e 42;
*v.* **Resolução CONAMA nº 463/2014** (Brasil, 2014), que dispõe sobre o controle ambiental de produtos destinados à remediação;
*vi.* **Decreto Federal nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022** (Brasil, 2022), que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos.

Destaca-se o **Projeto de Lei 2.732/2011** (Jardim, 2011), em tramitação na Câmara dos Deputados, que estabelece diretrizes para a prevenção da contaminação do solo, cria a Contribuição de Intervenção no Domínio Econômico sobre Substâncias Perigosas e o Fundo Nacional para a Descontaminação de Áreas Órfãs Contaminadas e altera art. 8º da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010.

## 3. Leis, decretos, resoluções, instruções normativas, deliberações e portarias estaduais

Alguns estados da Federação possuem normas que tratam de mecanismos para o desenvolvimento de ações de GAC. Destaca-se abaixo as mais relevantes:

### 3.1. Acre

Sem destaque.

### 3.2. Alagoas

*i.* **Lei Estadual nº 7.749, de 13 de outubro de 2015** (Alagoas, 2015), que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e Inclusão Produtiva, destacando-se o artigo 6º, inciso XIV;

*ii.* **Resolução CEPRAM nº 15, de 25 de agosto de 2020** (Alagoas, 2020), que estabelece os Valores Orientadores de Qualidade do Solo do Estado de Alagoas quanto à presença de Metais Pesados.

### 3.3. Amapá

Sem destaque.

### 3.4. Amazonas

Sem destaque.

### 3.5. Bahia

*i.* **Lei Estadual nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006** (Bahia, 2006), dispõe sobre a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia, destacando-se os artigos 25, 26, 28, 32, 33 e 34;

*ii.* **Decreto Estadual nº 14.024, 5 de junho de 2012** (Bahia, 2012), regulamento da Lei Estadual nº 10.431/2006, destacando-se os artigos 33, 34, 35, 37, 38, 39, 74, 75, 103 e 254;

*iii.* **Lei Estadual nº 12.932, de 7 de janeiro de 2014** (Bahia, 2014), que institui a Política Estadual de Resíduos, destacando-se os artigos 9º, 11, 20, 33;

*iv.* **Instrução Normativa INEMA nº 22.181, de 22 de janeiro de 2021** (Bahia, 2021b), que estabelece critérios para implantação de sistema de medição para monitoramento dos usos e intervenções em recursos hídricos visando à adoção de medidas de controle no estado da Bahia, destacando-se o artigo 12;

*v.* **Instrução Normativa INEMA nº 2, de 18 de junho de 2021** (Bahia, 2021a), que dispõe sobre a desativação total ou parcial de empreendimentos potencialmente poluidores, encerramento de atividades potencialmente poluidoras, reabilitação de área e dá outras providências.

### 3.6. Ceará

*i.* **Lei Estadual nº 16.032, de 20 de junho de 2016** (Ceará, 2016), Política Estadual de Resíduos, destacando-se os artigos 3º e 19.

### 3.7. Distrito Federal

*i.* **Lei Distrital nº 5.418, de 24 de novembro de 2014** (Distrito Federal, 2014), que institui a Política Distrital de Resíduos Sólidos, especialmente o artigo 14, que determina que o Distrito Federal deve elaborar o Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, tendo como conteúdo mínimo, entre outros, a identificação dos passivos ambientais relacionados aos resíduos sólidos, incluindo áreas contaminadas, e respectivas medidas saneadoras (XVIII);

*ii.* **Resolução CONAM nº 03, de 18 de dezembro de 2018** (Distrito Federal, 2018), que estabelece os procedimentos para o licenciamento ambiental de postos revendedores, pontos de abastecimento, instalações de sistemas retalhistas, postos flutuantes de combustíveis e posto revendedor lacustre, revoga e substitui a Instrução IBRAM 213/2013;

*iii.* **Instrução Normativa Brasília Ambiental nº 28, de 11 de agosto de 2020** (Distrito Federal, 2020), que estabelece os procedimentos para o licenciamento ambiental de postos revendedores, pontos de abastecimento, instalações de sistema retalhistas, postos flutuantes de combustíveis e posto revendedor lacustre e dá outras providências.

### 3.8. Espírito Santo

*i.* **Instrução Normativa nº 2, de 22 de janeiro de 2007** (Espírito Santo, 2007), que estabelece critérios técnicos referentes a execução de trabalhos de investigação ambiental para a detecção de contaminação de solo e água por hidrocarbonetos e procedimentos para sua remediação em áreas ocupadas por postos revendedores varejistas de combustíveis derivados de petróleo no estado do Espírito Santo;

*ii.* **Lei Estadual nº 9.264, de 15 de julho de 2009** (Espírito Santo, 2009), que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos, em especial, os artigos 4º, inciso XV; 5º, XI e XII; 12; 34, §2º;

*iii.* **Portaria Conjunta SEAMA/IEMA nº 16-S, de 7 de dezembro de 2016**, que dá publicidade à **Instrução Normativa IEMA nº 014-N, de 7 de dezembro de 2016** (Espírito Santo, 2016d), que dispõe sobre o enquadramento das atividades potencialmente poluidoras e/ou degradadoras do meio ambiente com obrigatoriedade de licenciamento ambiental junto ao IEMA e sua classificação quanto ao potencial poluidor e porte;

*iv.* **Instrução Normativa IEMA nº 15-N, de 7 de dezembro de 2016** (Espírito Santo, 2016b), que estabelece critérios técnicos para apresentação de resultados de monitoramento de Efluentes Líquidos Industriais, Efluentes Líquidos Sanitários, dos Corpos de água, do solo e da água subterrânea no âmbito do licenciamento ambiental do IEMA;

*v.* **Instrução Normativa IEMA nº 016-N, de 7 de dezembro de 2016** (Espírito Santo, 2016c), que institui procedimentos administrativos e critérios técnicos para regularização ambiental da atividade de Postos Revendedores de Combustíveis e dá outras providências;

*vi.* **Decreto Estadual nº 4039-R, de 7 de dezembro de 2016** (Espírito Santo, 2016a), que atualiza as disposições sobre o Sistema de Licenciamento Ambiental e Controle das Atividades Poluidoras ou Degradadoras do Meio Ambiente (SILCAP);

*vii.* **Instrução Normativa IEMA nº 1, de 24 de fevereiro de 2017** (Espírito Santo, 2017), que dispõe sobre o licenciamento ambiental e estudos ambientais a serem apresentados quando do requerimento de licença para a atividade de cemitério;

*viii.* **Instrução Normativa nº 03-N, de 12 de março de 2019** (Espírito Santo, 2019a), que altera o Anexo II da Instrução Normativa nº 014-N, de 7/12/2016;

*ix.* **Termo de Referência – TR CQAI-DT Nº001/2019 (versão 01)** (Espírito Santo, 2019b): Termo de Referência para Elaboração de Estudos de Passivo Ambiental – Avaliação Preliminar e Investigação Confirmatória em solo e água subterrânea pela disposição irregular de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU);

*x.* **Instrução Normativa IEMA nº 015-N, 23 de setembro de 2020** (Espírito Santo, 2020), que dispõe sobre o enquadramento das atividades potencialmente poluidoras e/ou degradadoras do meio ambiente com obrigatoriedade de licenciamento ambiental no IEMA e sua classificação quanto ao potencial poluidor e porte;

*xi.* **Portaria Conjunta SEAMA/IEMA nº 17-S, de 7 de dezembro de 2020**, que dá publicidade à **Instrução Normativa IEMA nº 15-N, de 7 de dezembro de 2016** (Espírito Santo, 2016e), que estabelece critérios técnicos para apresentação de resultados de monitoramento de efluentes líquidos industriais, efluentes líquidos sanitários, dos corpos de água, do solo e da água subterrânea no âmbito do licenciamento ambiental do IEMA.

### 3.9. Goiás

*i.* **Lei Estadual nº 14.248, de 29 de julho de 2002** (Goiás, 2002), que dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos;

*ii.* **Resolução CEMAm nº 29, de 10 de dezembro de 2018** (Goiás, 2019), dispõe sobre os critérios e procedimentos relativos ao licenciamento ambiental de Ponto de Abastecimento, Posto Revendedor e Instalação de Sistema Retalhista de Combustíveis no Estado de Goiás;

*iii.* **Lei Estadual nº 21.231, de 10 de janeiro de 2022** (Goiás, 2022), que dispõe sobre a regularização de passivos ambientais de imóveis rurais e urbanos, bem como a compensação florestal e a compensação por danos para regularizar a supressão da vegetação nativa realizada sem a prévia autorização do órgão ambiental competente, também a definição dos parâmetros da compensação florestal no estado de Goiás, destacando o artigo 4º, V.

### 3.10. Maranhão

*i.* **Portaria SEMA nº 1, de 16 de janeiro de 2018** (Maranhão, 2018), que disciplina o Licenciamento Ambiental dos Sistemas de Armazenamento de derivados de Petróleo e outros Combustíveis de competência da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais (SEMA).

### 3.11. Mato Grosso

Sem destaque.

### 3.12. Mato Grosso do Sul

*i.* **Resolução SEMAC nº 10, de 6 de maio de 2014** (Mato Grosso do Sul, 2014), que disciplina o procedimento de licenciamento integrado de atividades e empreendimentos que compõem o sistema municipal de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

### 3.13. Minas Gerais

*i.* **Deliberação Normativa COPAM nº116, de 27 de junho de 2008** (Minas Gerais, 2008), que dispõe sobre a declaração de informações relativas à identificação de áreas suspeitas de contaminação e contaminadas por substâncias químicas no estado de Minas Gerais;

*ii.* **Lei Estadual nº 18.031, de 12 de janeiro de 2009** (Minas Gerais, 2009b), que dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos;

*iii.* **Decreto Estadual nº 45.181, de 25 de setembro de 2009** (Minas Gerais, 2009a), que regulamenta a Lei Estadual nº 18.031, de 12 de janeiro de 2009, em especial o artigo 4º, VI;

*iv.* **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 02, de 8 de setembro de 2010** (Minas Gerais, 2010), que institui o Programa Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas, que estabelece as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas;

*v.* **Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011** (Minas Gerais, 2011), que altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 2/2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos;

*vi.* **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 05, de 14 de setembro de 2017** (Minas Gerais, 2017), que estabelece diretrizes e procedimentos para a definição de áreas de restrição e controle do uso das águas subterrâneas e dá outras providências;

*vii.* **Portaria IGAM nº 48, de 4 de outubro de 2019** (Minas Gerais, 2019), que estabelece normas suplementares para a regularização dos recursos hídricos do domínio do estado de Minas Gerais;

*viii.* Destaca-se a publicação anual do **Inventário de Áreas Contaminadas e Reabilitadas** no site da Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), desde 2009 (Minas Gerais, 2009-2024).

### 3.14. Pará

Sem destaque.

### 3.15. Paraíba

*i.* **Deliberação COPAM nº 3.602, de 18 de dezembro de 2014**, que estabelece os Valores Orientadores de Qualidade do Solo quanto à presença de metais pesados.

### 3.16. Paraná

*i.* **Lei Estadual nº 14.984, de 28 de dezembro de 2005** (Paraná, 2005), que dispõe sobre a localização, construção e modificação de postos revendedores, conforme especifica, dependerão de prévia anuência municipal;

*ii.* **Lei Estadual nº 16.346, de 18 de dezembro de 2009** (Paraná, 2010), dispõe sobre a obrigatoriedade das empresas potencialmente poluidoras de contratarem responsável técnico pela área ambiental;

*iii.* **Lei Estadual nº 19.261, de 7 de dezembro de 2017** (Paraná, 2017), que cria o Programa Estadual de Resíduos Sólidos para atendimento às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos, em especial artigo 8º, VII e VIII;

*iv.* **Resolução SEDEST 3, de 17 de janeiro de 2020** (Paraná, 2020c), que dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios para Posto Revendedor, Posto de Abastecimento, Instalação de Sistema Retalhista de Combustível – TRR, Posto Flutuante, Base de Distribuição de Combustíveis (Substitui a Resolução SEMA 32/2016 e Resolução SEDEST 56/2019);

*v.* **Resolução CEMA nº 107, de 9 de setembro de 2020** (Paraná, 2020a), que dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece critérios e procedimentos a serem adotados para as atividades poluidoras, degradadoras e/ou modificadoras do meio ambiente (substitui a Resolução CEMA nº 105/2019);

*vi.* **Resolução CERH nº 9, de 29 de setembro de 2020** (Paraná, 2020b), estabelece diretrizes e critérios gerais para a definição de áreas críticas quanto ao uso de águas superficiais e subterrâneas de domínio do estado do Paraná.

### 3.17. Pernambuco

*i.* **Instrução Normativa CPRH nº 5, de 25 de setembro de 2006** (Pernambuco, 2006), que disciplina o processo de licenciamento ambiental dos Postos Revendedores de Combustíveis, bem como os procedimentos a serem adotados em caso de vazamentos de combustíveis e constatação de passivos ambientais nos postos;

*ii.* **Lei Estadual nº 14.236, de 13 de dezembro de 2010** (Pernambuco, 2010), que dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos;

*iii.* **Instrução Normativa CPRH nº 07, de 7 de julho de 2014** (Pernambuco, 2014), que estabelece os valores de referência da qualidade do solo (VRQ) do estado de Pernambuco quanto à presença de substâncias químicas

para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias.

### 3.18. Piauí

Sem destaque.

### 3.19. Rio de Janeiro

*i.* **Resolução CONEMA nº 44**, **de 14 de dezembro de 2012** (Rio de Janeiro, 2012), que dispõe sobre a obrigatoriedade da identificação de eventual contaminação ambiental do solo e das águas subterrâneas por agentes químicos, no processo de licenciamento ambiental estadual;

*ii.* **Resolução CONEMA nº 46, de 10 de maio de 2013** (Rio de Janeiro, 2013), que aprova a Norma Operacional NOP-INEA nº 05 – Licenciamento Ambiental e encerramento de Postos Revendedores de Combustíveis Líquidos e Gás Natural;

*iii.* **Decreto Estadual nº 46.890, de 23 de dezembro de 2019** (Rio de Janeiro, 2019), que dispõe sobre o Sistema Estadual de Licenciamento e demais Procedimentos de Controle Ambiental (SELCA), em especial os artigos 39 e 30;

*iv.* **Lei Estadual nº 9.055, de 8 de outubro de 2020** (Rio de Janeiro, 2020), que institui a obrigatoriedade do controle e tratamento do chorume nos sistemas de destinação final de resíduos sólidos, vazadouros, aterros controlados e aterros sanitários, bem como a remediação de vazadouros;

*v.* O Instituto Estadual do Meio Ambiente (INEA) divulga **Relatório do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas do Estado do Rio de Janeiro** (indústria, aterro de resíduos e viação) e o Relatório do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas do Estado do Rio de Janeiro (posto de combustível) desde 2013.

### 3.20. Rio Grande do Norte

Sem destaque.

### 3.21. Rio Grande do Sul

*i.* **Lei Estadual nº 9.921, de 27 de julho de 1993** (Rio Grande do Sul, 1993), que dispõe sobre a gestão dos resíduos sólidos, nos termos do artigo 247, §3º, da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul;

*ii.* **Decreto Estadual nº 38.356, de 1º de abril de 1998** (Rio Grande do Sul, 1998), que regulamenta a Lei Estadual nº 9.921/1993;

*iii.* **Diretriz Técnica nº 001/2011 – DIRTEC** (Rio Grande do Sul, 2011), que trata do licenciamento ambiental de área industrial degradada;

*iv.* Prov. 12/2014 TJRS averbação – Provimento nº 012/2014-CGJ;

*v.* **Lei Estadual nº 14.528, de 17 de abril de 2014** (Rio Grande do Sul, 2014), que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos;

*vi.* **Portaria FEPAM nº 49, de 22 de maio de 2014** (Rio Grande do Sul, 2014b), que dispõe sobre a criação do Programa de Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Áreas Contaminadas no âmbito da Fundação Estadual de Proteção Ambiental;

*vii.* **Portaria FEPAM nº 85, de 5 de setembro de 2014** (Rio Grande do Sul, 2014c), que dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para nove elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do estado do Rio Grande do Sul;

*viii.* **Portaria FEPAM nº 46** (Rio Grande do Sul, 2015), que dispõe sobre a Convalidação do Programa de Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Áreas Contaminadas (PGRSAC);

*ix.* **Resolução CONSEMA nº 372, de 2 de março de 2018** (Rio Grande do Sul, 2018b), que dispõe sobre os empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, passíveis de licenciamento ambiental no estado do Rio Grande do Sul, destacando os de impacto de âmbito local para o exercício da competência municipal no licenciamento ambiental;

*x.* **Portaria FEPAM nº 99, de 5 de dezembro de 2018** (Rio Grande do Sul, 2018a), que institui procedimentos para emissão de ato administrativo – Declaração de Passivo Ambiental;

*xi.* **Lei Estadual nº 15.434, de 9 de janeiro de 2020** (Rio Grande do Sul, 2020a), que institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul;

*xii.* **Portaria FEPAM nº 82, de 13 de novembro 2020** (Rio Grande do Sul, 2020b), que dispõe sobre critérios, diretrizes gerais e os procedimentos a serem seguidos no Licenciamento Ambiental de empreendimentos do ramo Comércio Varejista de Combustíveis, no estado do Rio Grande do Sul (substitui Portaria FEPAM nº 22/2019);

*xiii.* **Diretriz Técnica nº 003/2021 – DIRTEC, de 5 de fevereiro de 2021**, que trata do licenciamento ambiental de áreas suspeitas, com potencial de

contaminação ou contaminadas ou de áreas degradadas pela disposição irregular de resíduos sólidos.

*xiv.* **Diretriz Técnica nº 04/2021 – DIRTEC, de 21 de julho de 2021** (Rio Grande do Sul, 2021a), que trata do monitoramento da água subterrânea no gerenciamento de áreas contaminadas.

*xv.* **Portaria Conjunta SEMA – FEPAM nº 14, de 8 de julho de 2021** (Rio Grande do Sul, 2021b), que altera a **Portaria Conjunta SEMA – FEPAM nº 13, de 8 de novembro de 2019**, que estabelece as regras de inscrição no Cadastro Técnico Estadual de Atividades Potencialmente Poluidoras ou Utilizadoras de Recursos Ambientais – CTE e de recolhimento da TCFA-RS.

### 3.22. Rondônia

*xvi.* **Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Rondônia**, especificamente o Subproduto 4.3[1] – "Proposição de medidas a serem aplicadas em áreas degradadas, objeto de recuperação em razão da disposição inadequada de resíduos sólidos ou rejeitos" (Rondônia, 2020).

### 3.23. Roraima

*i.* **Lei Estadual nº 416, de 14 de janeiro de 2004** (Roraima, 2004), que dispõe sobre a Política Estadual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos;

*ii.* **Instrução Normativa FEMARH/PRES/GAB nº 5, de 21 de junho de 2021** (Roraima, 2021), que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas no estado de Roraima com uso de Protocolo com parâmetros básicos.

### 3.24. Santa Catarina

*i.* **Instrução Normativa IMA nº 01** (Santa Catarina, 2017), define a documentação necessária ao licenciamento e estabelece critérios para apresentação dos planos, programas e projetos ambientais para comércio de combustíveis líquidos e gasosos em postos revendedores, postos flutuantes e instalações de sistema retalhista, com ou sem lavação e/ou lubrificação de veículos, incluindo o tratamento de resíduos líquidos, tratamento e disposição de resíduos sólidos, emissões atmosféricas e outros passivos ambientais;

*ii.* **Resolução CONSEMA nº 114, de 10 de novembro de 2017** (Santa Catarina, 2018), que estabelece diretrizes e critérios para elaboração de Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS);

[1] http://www.sedam.ro.gov.br/wp-content/uploads/2020/07/Subproduto-4.3_Proposi%C3%A7%C3%A3o-de-medidas-para-recupera%C3%A7%C3%A3o-de-%C3%A1reas-degradadas.pdf.

*iii.* **Instrução Normativa IMA nº 74** (Santa Catarina, 2023), que define a documentação necessária ao licenciamento e estabelece critérios para apresentação dos planos, programas e projetos ambientais a serem executados na Recuperação/Gerenciamento de Áreas Contaminadas, incluindo identificação, investigação e reabilitação da área;

*iv.* **Portaria IMA nº 45, de 19 de março de 2021** (Santa Catarina, 2021), que aprova valores orientadores de qualidade dos solos e águas subterrâneas de Santa Catarina.

### 3.25. Sergipe

Sem destaque.

### 3.26. Tocantins

Sem destaque.

## 4. Leis, decretos, resoluções, instruções normativas, deliberações e portarias municipais

Vale destacar também algumas normas municipais que tratam de mecanismos para o desenvolvimento de ações de GAC.

### 4.1. Município de São Paulo/SP

Em 2002, o Grupo Técnico de Áreas Contaminadas (GTAC) foi instituído para acompanhar o gerenciamento de áreas contaminadas no município, na Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente de São Paulo (SVMA), e divulgar o Relatório de Áreas Contaminadas e Reabilitadas no Município de São Paulo, publicado trimestralmente.

O GTAC, em consonância com os artigos 37 e 137 da Lei Municipal nº 16.402/2016 (São Paulo, 2016), e de acordo com o Decreto Municipal nº 58.625/2019 (São Paulo, 2019), tem, entre outras atribuições:

*i.* Emitir manifestação técnica no parcelamento do solo e emissão de alvarás, licenças de funcionamento, certificados de conclusão e outras situações específicas referentes ao uso e à ocupação do solo em áreas potencialmente contaminadas, suspeitas de contaminação, contaminadas ou em monitoramento ambiental;
*ii.* Emitir manifestação técnica de consulta prévia;
*iii.* Manter atualizado o Sistema de Informação de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (SIGAC);

As demais legislações utilizadas por este GTAC, empregadas no desenvolvimento de suas atribuições, são:

*i.* Lei Municipal nº 13.430/2002 (São Paulo, 2002b) (revogada pela lei nº 16.050, de 31 de julho de 2014);
*ii.* Decreto Municipal nº 42.319, de 21 de agosto de 2002 (São Paulo, 2002a);
*iii.* Lei Municipal nº 13.564, de 24 de abril de 2003 (São Paulo, 2003b);
*iv.* Decreto Municipal nº 42.833/2003 (São Paulo, 2003a) (revogado pelo Decreto 54.421, de outubro de 2013);
*v.* Lei Municipal nº 15.098 (São Paulo, 2010a), de 5 de janeiro de 2010;
*vi.* Decreto Municipal nº 51.436 (São Paulo, 2010b), de 26 de abril de 2010;
*vii.* Lei Municipal nº 16.050 (São Paulo, 2014b), de 31 de julho de 2014 (regulamentada pelo Decreto nº 55.750/2014 e revogada parcialmente pela Lei nº 16.402/2016);
*viii.* Decreto Municipal nº 55.036 (São Paulo, 2014a), de 15 de abril de 2014 (revogado parcialmente pelo Decreto nº 56.759/2016).

### 4.2. Município de Campinas/SP

O município de Campinas, por sua vez, utiliza as normas abaixo:

*i.* Decreto Municipal nº 14.091, de 26 de setembro de 2002 (Campinas, 2002);
*ii.* Decreto Municipal nº 18.669, de 13 de março de 2015 (Campinas, 2015).

### 4.3. Município de Porto Alegre/RS

O município de Porto Alegre utiliza a **Instrução Técnica nº 01/2018** (Porto Alegre, 2018), emitida pela Secretaria do Meio Ambiente e da Sustentabilidade (SMAMS), para o gerenciamento de áreas contaminadas.

Referida Instrução possui o conteúdo muito próximo à Decisão de Diretoria CETESB nº 38/2007/C (CETESB, 2017).

## Referências

ALAGOAS. Lei Ordinária nº 7.749, de 13 de outubro de 2015. Dispõe sobre a política estadual de resíduos sólidos e inclusão produtiva, e dá outras providências. **Diário Oficial [do] Estado de Alagoas:** Poder Executivo, Alagoas, ano 103, n. 195, p. 27-35, 19 out. 2015. Disponível em: https://diario.imprensaoficial.al.gov.br/ver-edicao?edition=25139&page=17&searchTerm=. Acesso em: maio 2025.

ALAGOAS. SEMARH. CEPRAM. **Resolução CEPRAM-AI-15-2020, de 25 de agosto de 2020**. Estabelece os valores orientadores de qualidade do solo do estado de Alagoas quanto à presença de metais pesados. Alagoas: CEPRAM, 2020.

BAHIA. Decreto nº 14.024, de 6 de junho de 2012. Aprova o Regulamento da Lei nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006, que instituiu a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia, e da Lei nº 11.612, de 08 de outubro de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial [do] Estado da Bahia:** Atos do Poder Executivo, Salvador, ano 96, n. 20870, 7 jun. 2012. Disponível em: https://www.ba.gov.br/meioambiente/sites/site-

sema/files/migracao_2024/arquivos/File/FERFA/Legislacao/novo14024.pdf. Acesso em: maio 2025.

BAHIA. INEMA. Instrução Normativa nº 2, de 18 de junho de 2021. Dispõe sobre a desativação total ou parcial de empreendimentos potencialmente poluidores, encerramento de atividades potencialmente poluidoras, reabilitação de área e dá outras providências. **Diário Oficial [do] Estado da Bahia**, Salvador, v. 105, n. 23191, 19 jun. 2021a. Disponível em: http://www.inema.ba.gov.br/wp-content/files/INEMA_-_Instrucao_Normativa_002_-_Desativaco_Total_ou_Parcial_de_Empreendimentos_potencialmente_poluidores_-_Desativao_de_Plantas.pdf. Acesso em: maio 2025.

BAHIA. **Lei nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia e dá outras providências. Salvador: Governo do Estado, 2006. Alterações e revogações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [do] Estado da Bahia, Salvador, 21 dez. 2006. Disponível em: http://www.seia.ba.gov.br/legislacao-ambiental/leis/lei-n-10431. Acesso em: maio 2025.

BAHIA. **Lei nº 12.932, de 7 de janeiro de 2014**. Institui a política estadual de resíduos sólidos, e dá outras providências. Salvador: Governo do Estado, 2014. Retificações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [do] Estado da Bahia, Salvador, v. 98, n. 21326, 8 jan. 2014. Disponível em: https://dool.egba.ba.gov.br/. Acesso em: maio 2025.

BAHIA. Portaria INEMA nº 22.181, de 22 de janeiro de 2021. Estabelece critérios para implantação de sistema de medição para monitoramento dos usos e intervenções em recursos hídricos visando à adoção de medidas de controle no estado da Bahia. **Diário Oficial [do] Estado da Bahia**, Salvador, v. 105, n. 23078, 28 jan. 2021b. Disponível em: http://www.inema.ba.gov.br/wp-content/files/22.181_DE_22_DE_JANEIRO_DE_2021_-_Implantao_de_sistema_de_medio_para_monitoramento_dos_usos_e_intervenes_em_recursos_hdricos.pdf. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 1981. Publicada originalmente no Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, p. 16509, 2 set. 1981. Alterações posteriores. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: maio 2025.

JARDIM, Arnaldo. **Projeto de Lei nº 2.732, de 17 de novembro de 2011**. Estabelece diretrizes para a prevenção da contaminação do solo, cria a Contribuição de Intervenção no Domínio Econômico sobre Substâncias Perigosas e o Fundo Nacional para a Descontaminação de Áreas Órfãs Contaminadas e altera art. 8º da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Brasília, DF: Câmara dos Deputados, 2011. Disponível em: https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=527624. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. [Constituição]. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, DF: Presidência da República, 1988. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 5 out. 1988. Disponível em:

https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Decreto no 10.936, de 12 de janeiro de 2022. Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil: seção 1: Atos do Poder Executivo, Brasília, DF, v. 140, n. 8-A, p. 2-6, 12 ago. 2022. Edição Extra. Disponível em: https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=12/01/2022&jornal=600&pagina=2&totalArquivos=6. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil: seção 1: Atos do Poder Legislativo, Brasília, DF, v. 147, n. 147, p. 3-7, 3 ago. 2010. Disponível em: https://pesquisa.in.gov.br/imprensa/jsp/visualiza/index.jsp?data=03/08/2010&jornal=1&pagina=3&totalArquivos=84. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. **Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979**. Dispõe sobre o parcelamento do solo urbano e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 1979. Retificações e alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial: República Federativa: seção1: Atos do Poder Legislativo, Brasília, DF, p. 19427, 20 dez. 1979. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6766.htm. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. **Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 1998. Retificações e alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial: República Federativa do Brasil: seção1: Atos do Poder Legislativo, Brasília, DF, v. 136, n. 31, p. 1-6, 13 fev. 1998. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9605.htm. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução CONAMA nº 273, de 29 de novembro de 2000**. Estabelece diretrizes para o licenciamento ambiental de postos de combustíveis e serviços e dispõe sobre a prevenção e controle da poluição. Brasília, DF: MME, 2000. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n. 5, p. 20-23, 8 jan. 2001. Alterada pelas Resoluções 276/01 e 319/02. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=271. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil: seção 1: Atos do Poder Executivo, Brasília, DF, v. 145, n. 66, p. 66-69, 7 abr. 2008. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=545 Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores.

Publicada originalmente no Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil: seção1: Poder executivo, Brasília, DF, v. 146, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 460, de 30 de dezembro de 2013. Altera a Resolução CONAMA n o 420, de 28 de dezembro de 2009, que dispõe sobre critérios [...]. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil: seção 1: Atos do Poder executivo, Brasília, DF, v. 150, n. 253, p. 153, 31 dez. 2013. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=676. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução CONAMA nº 463, de 29 de julho de 2014. *Dispõe sobre o controle ambiental de produtos destinados à remediação.* **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil: seção 1, Brasília, DF, v. 151, n. 144, p. 85, 30 jul. 2014. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=679. Acesso em: maio 2025.

CAMPINAS. Decreto nº 14.091, de 26 de setembro de 2002. Determina aos servidores municipais incumbidos da expedição de alvarás de aprovação [...]. **Diário Oficial [de] Campinas**: Poder Executivo, Campinas, v. 33, n. 8031, p. 4, 27 set. 2002. Disponível em: https://portal-api.campinas.sp.gov.br//sites/default/files/publicacoes-dom/dom/825176504.pdf. Acesso em: maio 2025.

CAMPINAS. Decreto nº 18.669 de 13 de março de 2015. Dispõe sobre diretrizes, procedimentos e restrições para a área denominada loteamento mansões Santo Antonio, em razão da contaminação do solo e água subterrânea, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Município de Campinas**: Poder Executivo, Campinas, v. 45, n. 11074, p. 1, 16 mar. 2015. Título na p. 1: Diário Oficial: Prefeitura Municipal de Campinas. Disponível em: https://portal-api.campinas.sp.gov.br//sites/default/files/publicacoes-dom/dom/815114133.pdf. Acesso em: maio. 2025.

CEARÁ. Lei n.º 16.032, de 20 de junho de 2016. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos no Âmbito do Estado do Ceará. **Diário Oficial do Estado [do] Ceará:** série 3: Poder Executivo: caderno 1/3, Fortaleza, v. 8, n. 116, p. 1-10, 22 jun. 2016. Disponível em: https://www.cidades.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2018/03/16032Residuos.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 38/2017/C, de 7 de fevereiro 2017. Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece [...]. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 127, n. 28, p. 47-52, 10 fev. 2017. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-038-2017-C.pdf. Acesso em: maio 2025.

DISTRITO FEDERAL. **Lei n.º 5.418, de 24 de novembro de 2014**. Dispõe sobre a Política Distrital de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Brasília, DF: Governo do Distrito Federal, 2014. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial do Distrito Federal:seção1: Atos do Poder Legislativo, Brasília, DF, v. 43, n.

251, p. 2-7, 1 dez. 2014. Disponível em: https://dflegis.df.gov.br/ato.php?p=lei-5418-de-24-de-novembro-de-2014. Acesso em: maio 2025.

DISTRITO FEDERAL. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Conselho de Meio Ambiente do Distrito Federal. Resolução n.º 03, de 18 de dezembro de 2018. Estabelece os procedimentos para o licenciamento ambiental de postos revendedores, pontos de abastecimento, instalações de sistemas retalhistas, postos flutuantes de combustíveis e posto revendedor lacustre, revoga e substitui a Instrução IBRAM 213/2013 e dá outras providências. **Diário Oficial do Distrito Federal**: seção1: Poder Executivo, Brasília, DF, v. 47, n. 243, p.16-17, 24 dez. 2018. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Diario/d6139f52-84db-342e-af27-89164f522d25/DODF%20243%2024-12-2018%20INTEGRA.pdf. Acesso em: maio 2025.

DISTRITO FEDERAL. Secretaria do Estado de Meio Ambiente. Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. Instrução Normativa nº 28, de 11 de agosto de 2020. Estabelece os procedimentos para o licenciamento ambiental de postos revendedores, pontos de abastecimento, instalações de sistemas retalhistas, [...]. **Diário Oficial do Distrito Federal:** seção 1: Poder Executivo, Brasília, DF, v. 49, n. 156, p. 47-54, 18 ago. 2020. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Diario/a6ca896d-dcb7-3a7a-a161-64d68770d9f3/DODF%20156%2018-08-2020%20INTEGRA.pdf. Acesso em: maio 2025.

ESPÍRITO SANTO. SEAMA. IEMA. Instrução normativa nº 02, de 22 de janeiro de 2007. Estabelece critérios técnicos referentes a execução de trabalhos de investigação ambiental para a detecção de contam inação de solo e água por hidrocarbonetos e procedimentos para sua remediação em áreas ocupadas por postos revendedores varejistas de combustíveis derivados de petróleo no Estado do Espírito Santo. **Diário Oficial [do] Estado do Espírito Santo**: Poder Executivo, Vitória, ES, p. 14-19, 23 fev. 2007. Disponível em: https://ioes.dio.es.gov.br/portal/visualizacoes/pdf/2171/#/p:14/e:2171. Acesso em: maio 2025.

ESPÍRITO SANTO. Lei nº 9.264, 15 de julho 2009. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial** [**Espírito Santo**]**:** Diário Oficial dos Poderes do Estado: Poder Executivo, Vitória, ES, p. 1-7, 15 jul. 2009. Disponível em: https://www3.al.es.gov.br/Arquivo/Documents/legislacao/html/LEI92642009.html?identificador=3200360031003400390003A004C00. Acesso em: maio 2025.

ESPÍRITO SANTO. **Decreto nº 4039-R, de 7 de dezembro de 2016**. Atualiza as disposições sobre o Sistema de Licenciamento Ambiental e Controle das Atividades Poluidoras ou Degradadoras do Meio Ambiente - SILCAP. Espírito Santo: Governo do Estado, 2016. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial **[Espírito Santo]**: Diário Oficial dos Poderes do Estado: Poder Executivo, Vitória, ES, 8 dez. 2016a. Disponível em: https://iema.es.gov.br/Media/iema/Legisla%C3%A7%C3%A3o/Decreto%204039-16_SILCAP_Consolidado-com-as-ALTERACOES.pdf. Acesso em: maio 2025.

ESPÍRITO SANTO. IEMA. Instrução Normativa nº 15-N, de 7 de dezembro de 2016. Estabelece critérios técnicos para apresentação de resultados de monitoramento de Efluentes Líquidos Industriais, Efluentes Líquidos Sanitários, dos Corpos de água, do solo e da água subterrânea no âmbito do licenciamento ambiental do IEM. **Diário Oficial** [**Espírito Santo**]**:** Diário Oficial dos Poderes do Estado: Poder Executivo,

Vitória, ES, n. 24.386, p. 72-73, 12 dez. 2016b. Disponível em: https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/%C3%81REAS%20CONTAMINADAS/IN_N%C2%BA_00015_2016.pdf. Acesso em: maio 2025.

ESPÍRITO SANTO. IEMA. Instrução Normativa nº 16-N, de 7 de dezembro de 2016. Institui procedimentos administrativos e critérios técnicos para regularização ambiental da atividade de Postos Revendedores de Combustíveis e dá outras providências. **Diário Oficial** [**Espírito Santo**]**:** Diário Oficial dos Poderes do Estado: Poder Executivo, Vitória, ES, n. 24.386, p. 73-88, 12 dez. 2016c. Disponível em: https://servicos.iema.es.gov.br/legislacao/FileHandler.ashx?id=917&type=2. Acesso em: maio 2025.

ESPÍRITO SANTO. Portaria Conjunta SEAMA/IEMA nº 16- S, de 7 de dezembro de 2016. Dá publicidade à Instrução Normativa IEMA nº 014-N de 2016, que dispõe sobre o enquadramento das atividades potencialmente poluidoras e/ou degradadoras do meio ambiente com obrigatoriedade de licenciamento ambiental junto ao IEMA e sua classificação quanto a potencial poluidor e porte. **Diário Oficial [Espírito Santo]:** Diário Oficial dos Poderes do Estado: Poder Executivo, Vitória, ES, n. 24386, p. 56-72, 12 dez. 2016d. Disponível em: https://ioes.dio.es.gov.br/portal/visualizacoes/pdf/3630/#/p:64/e:3630. Acesso em: maio 2025.

ESPÍRITO SANTO. Portaria Conjunta SEAMA/IEMA nº 17- S, de 7 d dezembro de 2016. Dá publicidade à Instrução Normativa IEMA nº 015-N de 2016, que estabelece critérios técnicos para apresentação de resultados de monitoramento de Efluentes Líquidos Industriais, Efluentes Líquidos Sanitários, dos Corpos de água, do solo e da água subterrânea no âmbito do licenciamento ambiental do IEMA. **Diário Oficial [Espírito Santo]:** Diário Oficial dos Poderes do Estado: Poder Executivo, Vitória, ES, n. 24386, p. 72-73, 12 dez. 2016e. Disponível em: https://ioes.dio.es.gov.br/portal/visualizacoes/pdf/3630/#/p:80/e:3630. Acesso em: maio 2025.

ESPÍRITO SANTO. IEMA. Instrução Normativa nº 01, de 24 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre o licenciamento ambiental e estudos ambientais a serem apresentados quando do requerimento de licença, para a atividade de cemitério. **Diário Oficial [Espírito Santo]:** Diário Oficial dos Poderes do Estado: Poder Executivo, Vitória, ES, n. 24443, p. 19-22, 6 mar. 2017. Disponível em: https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/FIGURAS/CRSS/IN%20IEMA/IN%20N%C2%BA%2000001%202017.pdf. Acesso em: maio 2025.

ESPÍRITO SANTO. IEMA. Instrução Normativa nº 3-N, de 12 de março de 2019. Altera dispositivos da Instrução Normativa nº 14/2016. **Diário Oficial** [**Espírito Santo**]**:** Diário Oficial dos Poderes do Estado: Poder Executivo, Vitória, ES, n. 24939, p. 23, 14 mar. 2019a. Disponível em: https://ioes.dio.es.gov.br/portal/visualizacoes/pdf/4394/#/p:31/e:4394. Acesso em: maio 2025.

ESPÍRITO SANTO. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. IEMA. **Termo de Referência – TR CQAI-DT nº001, de 16 jun. 2019**. Termo de Referência para Elaboração de Estudos de Passivo Ambiental – Avaliação Preliminar e Investigação Confirmatória - em Solo e Água Subterrânea pela Disposição Irregular de Resíduos Sólidos Urbanos – RSU. Versão 01. Porto Velho, ES: IEMA, 2019. Anexo II, 9 p. Disponível em: https://iema.es.gov.br/Media/iema/CQAI/FIGURAS/AREAS%20CONTAMINADAS/Termo%20de%20Refer%C3%AAncia.pdf. Acesso em: maio 2025.

ESPÍRITO SANTO. IEMA. Instrução Normativa nº 15-N, de 23 de setembro de 2020. Dispõe sobre o enquadramento das atividades potencialmente poluidoras e/ ou degradadoras do meio ambiente com obrigatoriedade de licenciamento ambiental no IEMA e sua classificação quanto a potencial poluidor e porte e dá outras providências. **Diário Oficial** [**Espírito Santo**]**:** Diário Oficial dos Poderes do Estado: Poder Executivo, Vitória, ES, n. 25328, p. 87-88, 24 set. 2020. Disponível em: https://iema.es.gov.br/Media/iema/LICENCIAMENTO/IN%20015-2020_ENQUADRAMENTO%20GERAL%20IEMA_Publicada-24.09.20-1.pdf. Acesso em: maio 2025.

GOIÁS. **Lei nº 14.248, de 29 de julho de 2002**. Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos e dá outras providências. Goiás: Governo do Estado, 2002. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [do] Estado de Goiás: Poder Executivo, Goiânia, 5 ago. 2002. Disponível em: https://legisla.casacivil.go.gov.br/pesquisa_legislacao/81810/lei-14248. Acesso em: maio 2025.

GOIÁS. Resolução CEMAM nº 29, de 10 de dezembro de 2018. Dispõe sobre os critérios e procedimentos relativos ao licenciamento ambiental de Ponto de Abastecimento, Posto Revendedor e Instalação de Sistema Retalhista de Combustíveis no Estado de Goiás. **Diário Oficial [do] Estado de Goiás:** Poder Executivo, Goiânia, v. 182, n. 22970, p. 1- 26, 11 jan. 2019. Disponível em: https://diariooficial.abc.go.gov.br/portal/visualizacoes/pdf/3677/#/p:1/e:3677. Acesso em: maio 2025.

GOIÁS. **Lei nº 21.231, de 10 de janeiro de 2022**. Dispõe sobre a regularização de passivos ambientais de imóveis rurais e urbanos, bem como a compensação florestal e a compensação por danos para regularizar a supressão da vegetação nativa realizada sem a prévia autorização do órgão ambiental competente, também a definição dos parâmetros da compensação florestal e da reposição florestal no Estado de Goiás. Goiás: Governo do Estado, 2022. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [do] Estado de Goiás: Poder Executivo, Goiânia, v. 185, n. 23714, p. 1- 10, 11 jan. 2022. Disponível em: https://legisla.casacivil.go.gov.br/pesquisa_legislacao/104746/lei-21231. Acesso em: maio 2025.

MARANHÃO. SEMA. Portaria nº 1, de 16 de janeiro de 2018. Disciplina o Licenciamento Ambiental dos Sistemas de Armazenamento de Derivados de Petróleo e outros Combustíveis de competência da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais-Sema. **Diário Oficial [do] Estado do Maranhão**, São Luís, v. 112, n. 14, p. 9-17, 19 jan. 2018. Disponível em: https://diariooficial.ma.gov.br/acervo/. Acesso: maio 2025.

MATO GROSSO DO SUL. SEMAC. **Resolução SEMAC nº 10, de 06 de maio de 2014**. Disciplina o procedimento de licenciamento integrado de atividades e empreendimentos que compõem o sistema municipal de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos e dá outras providências. Campo Grande: IMASUL, 2014. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [do] Estado do Mato Grosso do Sul: Campo Grande, v. 36, n. 8669, p. 6-7, 7 maio 2014. Disponível em: https://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/2015/06/RESOLU%C3%87%C3%83O-SEMAC-n-10-2014-com-nova-reda%C3%A7%C3%A3o1.pdf. Acesso em: maio 2025.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM nº 116, de 27 de junho de 2008. Dispõe sobre a declaração de informações relativas à identificação de áreas suspeitas

de contaminação e contaminadas por substâncias químicas no Estado de Minas Gerais. **Diário do Executivo, Legislativo e Publicações de Terceiros**: Minas Gerais: órgãos oficias dos poderes do Estado: caderno 1: Diário do Executivo, Belo Horizonte, v. 116, n. 118, p. 36, 28 jun. 2008. Disponível em: https://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=7974. Acesso em: maio 2025.

MINAS GERAIS. **Decreto nº 45.181, de 25 de setembro de 2009**. Regulamenta a Lei nº 18.031, de 12 de janeiro de 2009, e dá outras providências. Belo Horizonte, 26 de set. 2009a. Belo Horizonte: Governo do Estado, 2009a. Alterações posteriores. Publicado originalmente no Diário do Executivo, Legislativo e Publicações de Terceiros: Minas Gerais: órgãos oficias dos poderes do Estado: caderno 1: Diário do Executivo, Belo Horizonte, v. 117, n. 179, p. 1-2, 26 set. 2009. Disponível em: https://www.almg.gov.br/legislacao-mineira/texto/DEC/45181/2009/?cons=1. Acesso em: maio 2025.

MINAS GERAIS. **Lei nº 18.031, de 12 de janeiro de 2009.** Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos. Belo Horizonte: Governo do Estado, 2009b. Alterações posteriores. Publicado originalmente no Diário do Executivo, Legislativo e Publicações de Terceiros: Minas Gerais: órgãos oficias dos poderes do Estado: caderno 1: Diário do Executivo, Belo Horizonte, v. 117, n. 6, p. 8-11, 13 jan. 2009b. Disponível em: https://www.almg.gov.br/legislacao-mineira/texto/LEI/18031/2009/?cons=1. Acesso em: maio 2025.

MINAS GERAIS. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 02, de 8 de setembro de 2010.** Institui o Programa Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas, que estabelece as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas. Belo Horizonte: Governo do Estado, 2010. Alterações posteriores. Publicado originalmente no Diário do Executivo, Legislativo e Publicações de Terceiros: Minas Gerais: órgãos oficias dos poderes do Estado: caderno 1: Diário do Executivo, Belo Horizonte, v. 118, n. 172, p. 25-27, 16 set. 2010. Disponível em: https://siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=14670. Acesso em: maio 2025.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011. Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM CERH nº 2/2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos Estado de Minas Gerais. **Diário do Executivo e Legislativo:** Minas Gerais: órgão oficial dos poderes do Estado: caderno 1, Belo Horizonte, v. 119, n. 140, p. 18-19, 27 jul. 2011. Disponível em: https://www.jornalminasgerais.mg.gov.br/index.php?dataJornal=2011-07-27. Acesso em: maio 2025.

MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 05, de 14 de setembro de 2017. Estabelece diretrizes e procedimentos para a definição de áreas de restrição e controle do uso das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário do Executivo**: Minas Gerais: caderno 1, Belo Horizonte, v. 125, n. 175, p. 27-28, 20 set. 2017. Disponível em: https://www.jornalminasgerais.mg.gov.br/index.php?dataJornal=2017-09-20 Acesso em: maio 2025.

MINAS GERAIS. **Portaria IGAM nº 48, de 4 de outubro de 2019**. Estabelece normas suplementares para a regularização dos recursos hídricos de domínio do Estado de Minas Gerais e dá outras providências. Belo Horizonte: Governo do Estado, 2019. Alterações posteriores. Publicado originalmente no Diário do Executivo: Minas Gerais: caderno 1, Belo Horizonte, v.127, n. 194, p.7-8, 5 out. 2019. Disponível em: https://siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=49719. Acesso em: maio 2025.

MINAS GERAIS. FEAM. **Inventário de áreas contaminadas**. Belo Horizonte, MG: FEAM, 2009-2024. Título de 2009-2012: Inventário de áreas suspeitas de contaminação e contaminadas. Disponível em: https://feam.br/invent%C3%A1rio-e-lista-de-%C3%A1reas-contaminadas. Acesso em: maio 2025.

PARAÍBA. **Deliberação COPAM nº 3.602, de 18.12.2014**

PARANÁ. **Lei nº 14.984, de 28 de dezembro de 2005**. Dispõe que a localização, construção e modificações de revendedoras, conforme especifica, dependerão de prévia anuência Municipal, e adota outras providências. Paraná: Governo do Estado, 2005. Alterações posteriores. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Paraná: Executivo: Poder Executivo, Curitiba, v. 92, n. 7133, p. 1, 29 dez. 2005. Disponível em: https://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=232&codTipoAto=&tipoVisualizacao=alterado. Acesso em: maio 2005.

PARANÁ. **Lei nº 16.346, de 18 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre a obrigatoriedade das empresas potencialmente poluidoras de contratarem responsável técnico em meio ambiente. Paraná: Governo do Estado, 2009. Alterações posteriores. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Paraná: Executivo: Poder Executivo, Curitiba, v. 96, n. 8149, p. 1, 28 jan. 2010. Disponível em: https://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=53439&indice=1&totalRegistros=1&dt=21.3.2025.13.41.56.924. Acesso em: maio 2005.

PARANÁ. **Lei nº 19.261, de 7 de dezembro de 2017**. Cria o Programa Estadual de Resíduos Sólidos Paraná Resíduos para atendimento às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos no Estado do Paraná e dá outras providências. Paraná: Governo do Estado, 2017. Alterações posteriores. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Paraná: Poder Executivo Estadual: Poder Executivo, Curitiba, v. 104, n. 10084, 8 dez. 2017. Disponível em: https://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=187176&indice=1&totalRegistros=1&dt=21.3.2025.13.44.44.951. Acesso em: maio 2005.

PARANÁ. CEMA. Resolução CEMA nº 107, de 9 de setembro de 2020. Dispõe sobre o **licenciamento ambiental**, estabelece critérios e procedimentos a serem adotados para as atividades poluidoras, degradadoras e/ou modificadoras do meio ambiente e adota outras providências. **Diário Oficial [do] Paraná:** Poder Executivo Estadual: Poder Executivo, Curitiba, v. 107, n. 10772, p. 57-73, 17 set. 2020a. Disponível em: https://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=239356&indice=1&totalRegistros=7&dt=21.3.2025.13.53.27.463. Acesso em: maio 2025.

PARANÁ. CERH. Resolução CERH nº 9, de 29 de setembro de 2020. Estabelece diretrizes e critérios gerais para a definição de áreas críticas quanto ao uso de águas superficiais e subterrâneas de domínio do Estado do Paraná. **Diário Oficial [do] Paraná:** Poder Executivo Estadual: Poder Executivo, Curitiba, v. 107, n. 10784, p. 77-79, 5 out. 2020b. Disponível em: https://www.legislacao.pr.gov.br/legislacao/pesquisarAto.do?action=exibir&codAto=239999&indice=1&totalRegistros=17&dt=21.3.2025.13.59.39.348. Acesso em: maio 2025.

PARANÁ. SEDEST. Resolução SEDEST nº 3, de 17 de janeiro de 2020. Dispõe sobre o Licenciamento Ambiental, estabelece condições e critérios para Posto Revendedor, Posto de Abastecimento, Instalação de Sistema Retalhista de Combustível - TRR, Posto Flutuante, Base de Distribuição de Combustíveis e dá outras providências. **Diário Oficial [do] Paraná:** Poder Executivo Estadual: Poder Executivo, Curitiba, n. 10611, p. 71- 117, 23 jan. 2020c. Disponível em: https://www.sindicombustiveis-

pr.com.br/files/noticias_arquivos/RESOLUCAO_SEDEST_003_20220.pdf. Acesso em: maio 2025.

PERNAMBUCO. Instrução Normativa nº 005, de 25 de setembro de 2006. Disciplina o processo de licenciamento ambiental dos Postos Revendedores de Combustíveis localizados no Estado de Pernambuco, bem como os procedimentos a serem adotados em caso de vazamentos de combustíveis e constatação de passivos ambientais nos postos. **Diário Oficial do Estado de Pernambuco**, 25 set. 2006. Disponível em: https://www2.cprh.pe.gov.br/wp-content/uploads/2021/01/IN-05-2006-POSTOS.pdf. Acesso em: 21 abr. 2025.

PERNAMBUCO. **Lei nº 14.236, de 13 de dezembro de 2010**. Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos, e dá outras providências. Recife: Governo do Estado, 2010. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial do Estado de Pernambuco, v. 87, n. 231, p. 7-10, 14 dez. 2010. Disponível em: https://legis.alepe.pe.gov.br/texto.aspx?id=7020&tipo=TEXTOATUALIZADO. Acesso em: maio 2025.

PERNAMBUCO. Instrução Normativa CPRH nº 7, de 7 de julho de 2014. Estabelece os valores de referência da qualidade do solo (VRQ) do Estado de Pernambuco quanto à presença de substâncias químicas para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias. **Diário Oficial do Estado de Pernambuco:** Poder Executivo, Recife, v. 91, n. 244**,** p. 13, 31 dez. 2014. Disponível em: http://acervo.sdoe.com.br/docreader/docreader.aspx?bib=20141231&pasta=Dezembro\Dia%2031&pagfis=12804. Acesso em: maio 2025.

PORTO ALEGRE. Prefeitura Municipal. Secretaria do Meio Ambiente e da Sustentabilidade. **Instrução técnica nº 01/2018:** gerenciamento de áreas contaminadas. Elaboração Fernando Calza. Porto Alegre: SMAMS, 2018. 49 p. Disponível em: https://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/smam/usu_doc/instrucao_tecnica_01_manual.pdf. Acesso em: maio 2025.

RIO DE JANEIRO (Estado). CONEMA. Resolução CONEMA nº 44, de 14 de dezembro de 2012. Dispõe sobre a obrigatoriedade da identificação de eventual contaminação ambiental do solo e das águas subterrâneas por agentes químicos, no Processo de Licenciamento Ambiental Estadual. **Diário Oficial do Estado de Rio de Janeiro:** Parte 1, Poder Executivo, Rio de Janeiro, v. 38, n. 238, p. 42, 28 dez. 2012. Disponível em: https://www.ioerj.com.br/portal/modules/conteudoonline/mostra_edicao.php?session=VGtWTk1GSkZWWGROTUZsMFRtdEplVTU1TURCT1JHZDNURlZLUTAxcVNYUlJla2w2VVZWV1EwNTZhelZQUlVreFRWUmpNRTlFYTNsTlJFMTNUV2M5UFE9PQ==. Acesso em: maio 2025.

RIO DE JANEIRO (Estado). CONEMA. Resolução CONEMA nº 46, de 10 de maio de 2013. Aprova a Norma Operacional NOP-INEA - 05 - Licenciamento ambiental e encerramento de postos revendedores de combustíveis líquidos e gás natural. **Diário Oficial do Estado de Rio de Janeiro:** Parte 1, Poder Executivo, Rio de Janeiro, v. 39, n. 102, p. 21-35, 7 jun. 2013. Disponível em: https://www.ioerj.com.br/portal/modules/conteudoonline/mostra_edicao.php?session=VVdwQmVsSnFhelZQVkdOMFRVUkpkMUpETURCTmVtaEZURlJyTVU0d1ZYUlBSRVUxVW1wck1FMVVVa1JOUkVreVRWUmpNRTlFYTNsTlJHTXhUV2M5UFE9PQ==. Acesso em: maio 2025.

RIO DE JANEIRO (Estado). **Decreto no 46.890, de 23 dez. 2019**. Dispõe sobre o Sistema Estadual de Licenciamento e demais Procedimentos de Controle Ambiental - SELCA, e dá outras providências. Rio de Janeiro: Governo do Estado, 2019. Publicado originalmente no Diário Oficial do Estado de Rio de Janeiro: Parte 1, Poder Executivo, Rio de Janeiro, 24 dez. 2019. Disponível em: https://www.pmnf.rj.gov.br/uploads/pagina/arquivos/Decreto-Estadual-no-468902019-Sistema-Estadual-de-Licenciamento-e-Controle-Ambiental-SELCA.pdf. Acesso em: maio 2025.

RIO DE JANEIRO (Estado). **Lei nº 9.055, de 08 de outubro de 2020**. Institui a obrigatoriedade do controle e tratamento do chorume nos sistemas de destinação final de resíduos sólidos, vazadouros, aterros controlados e aterros sanitários, bem como a remediação de vazadouros no Estado do Rio de Janeiro e dá outras providências. Rio de Janeiro: Governo do Estado, 2020. Publicado originalmente no Diário Oficial do Estado de Rio de Janeiro: Parte 1, Poder Executivo, Rio de Janeiro, 9 out. 2020. Disponível em: http://alerjln1.alerj.rj.gov.br/contlei.nsf/f25edae7e64db53b032564fe005262ef/dbf85cdbd32961f50325860f00007e6e?OpenDocument&Highlight=0,aterro,sanit%C3%A1rio. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. Lei nº 9.921, de 27 de julho de 1993. Dispõe sobre a gestão dos resíduos sólidos, nos termos do Artigo 247, Parágrafo 3º da Constituição do Estado e dá outras providências**. Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, v. 52, n. 142, p. 1-4, 28 jul. 1993. Disponível em: https://www.al.rs.gov.br/filerepository/repLegis/arquivos/09.921.pdf. Acesso em: maio. 2025.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto n° 38.356, de 01 de abril de 1998. Aprova o Regulamento da Lei n° 9.921, de 27 de julho de 1993, que dispõe sobre a gestão dos resíduos sólidos no Estado do Rio Grande do Sul. **Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, v. 56, n. 62, p. 6-9, 2 abr. 1998. Disponível em: https://www.al.rs.gov.br/legis/M010/M0100099.ASP?Hid_IDNorma=6792#:~:text=DECRETO%20N%C2%B0%2038.356%2C%20DE,do%20Rio%20Grande%20do%20Sul. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. FEPAM. **Diretriz Técnica nº 001/2011 – DIRTEC:** licenciamento ambiental de área industrial degradada. Porto Alegre: FEPAM, 2011. 8 p. Disponível em: https://ww3.fepam.rs.gov.br/central/diretrizes/Diret_Tec_01_2011.pdf. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. Lei nº 14.528, de 16 de abril de 2014. Institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e dá outras providências. **Diário Oficial [do Estado do Rio Grande do Sul]**, Porto Alegre, v. 72, n. 74, p. 1-9, 17 abr. 2014a. Disponível em: https://www.al.rs.gov.br/filerepository/replegis/arquivos/lei%2014.528.pdf. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. FEPAM. Portaria FEPAM nº 49, de 22 de maio de 2014. Dispõe sobre a criação do Programa de Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Áreas Contaminadas no âmbito da Fundação Estadual de Proteção Ambiental. **Diário Oficial [do Estado do Rio Grande do Sul]**, Porto Alegre, v. 72, n. 100, p. 55, 28 maio 2014b. Disponível em: https://diariooficial.rs.gov.br/diario?td=DOE&dt=2014-05-28&pg=55. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. FEPAM. Portaria FEPAM nº 85, de 5 de setembro de 2014. Dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para 09 (nove) elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do Estado do Rio Grande do Sul. **Diário Oficial [do Estado do Rio Grande do Sul]**, Porto Alegre, v. 72, n. 175, p. 44-45, 11 set. 2014c. Disponível em: https://diariooficial.rs.gov.br/diario?td=DOE&dt=2014-09-11&pg=44&ed=1. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. FEPAM. Portaria FEPAM nº 46, de 8 de maio de 2015. Institui o procedimento para renovação automática de Licenças Ambientais e Certificados no âmbito de competências da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler - FEPAM. **Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, v. 73, n. 88, p. 35, 12 maio 2015. Disponível em: https://diariooficial.rs.gov.br/diario?td=DOE&dt=2015-05-12&pg=35. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. FEPAM. Portaria FEPAM nº 99, de 5 de dezembro de 2018. Institui procedimentos para emissão de ato administrativo – Declaração de Passivo Ambiental, no âmbito da Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luis Roessler - FEPAM. **Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, v. 76, n. 233, p. 126-127, 7 dez. 2018a. Disponível em: https://sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201812/07121010-2018-portaria-fepam-n-99-2018-institui-procedimentos-emissao-ato-adm-declar-passivo-amb-ambito-da-fepam.pdf. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. CONSEMA. **Resolução CONSEMA 372, de 22 de fevereiro de 2018**. Dispõe sobre os empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, passíveis de licenciamento ambiental no Estado do Rio Grande do Sul, destacando os de impacto de âmbito local para o exercício da competência municipal no licenciamento ambiental. Porto Alegre: Governo do Estado, 2018. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1 mar. 2018b. Disponível em: https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/202112/02170410-372-2018-atividades-licenciaveis-compilada.pdf. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. FEPAM. Portaria FEPAM nº 82, de 13 de novembro de 2020. Dispõe sobre critérios, diretrizes gerais e os procedimentos a serem seguidos no Licenciamento Ambiental de empreendimentos do ramo Comércio Varejista de Combustíveis, no Estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências. **Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, v. 78, n. 234, p. 152-166, 16 nov. 2020b. Disponível em: https://ww3.fepam.rs.gov.br/legislacao/arq/Portaria%20FEPAM%2082%202020.pdf. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. **Lei nº 15.434, de 9 de janeiro de 2020**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Governo do Estado, 2020. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, v. 78, n. 7, p. 5-40, 10 jan. 2020a. Disponível em: https://ww3.al.rs.gov.br/filerepository/replegiscomp/Lei%20n%C2%BA%2015.434.pdf. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. FEPAM. **Diretriz Técnica nº 04/2021 – DIRTEC:** monitoramento da água subterrânea. Versão 02. Porto Alegre: FEPAM, 2021a. 18 p. Disponível em: https://ww3.fepam.rs.gov.br/CENTRAL/DIRETRIZES/DIRET_TEC_04_2021.PDF. Acesso em: maio 2025.

RIO GRANDE DO SUL. SEMA. Portaria Conjunta SEMA - FEPAM nº 14, de 8 de julho de 2021. Altera a Portaria Conjunta SEMA/FEPAM nº 13/2019 que estabelece as regras de inscrição no Cadastro Técnico Estadual de Atividades Potencialmente Poluidoras ou Utilizadoras de Recursos Ambientais - CTE e de recolhimento da TCFA-RS. **Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul:** Atos administrativos, Porto Alegre, v. 79, n. 143, p. 131-133, 16 jul. 2021b. Disponível em: https://sema.rs.gov.br/upload/arquivos/202301/25174408-2021-port-conj-sema-fepam-14-altera-port-conj-sema-fepam-13-19-regras-inscricao-cadastro-tec-ativ-p-poluidoras-cte-e-recolh-tcfa-rs-16-07.pdf. Acesso em: maio 2025.

RONDÔNIA. SEDAM. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Estado de Rondônia – PERS:** relatório final de etapa. Porto Velho, RO: SEDAM, 2020. 46 p. Contrato n. 488/PGE-2018 - execução Floram Engenharia e Meio Ambiente (Bahia). Produto 4: Elaboração das diretrizes e estratégias para a implementação do PERS/RO e Documentos Consolidado. Subproduto 4.3: Proposição de medidas a serem aplicadas em áreas degradadas, objeto de recuperação em razão da disposição inadequada de resíduos sólidos ou rejeitos. Disponível em: https://www.sedam.ro.gov.br/ext-files/sedam/2020/07/Subproduto-4.3_Proposi%C3%A7%C3%A3o-de-medidas-para-recupera%C3%A7%C3%A3o-de-%C3%A1reas-degradadas.pdf. Acesso em: maio 2025.

RORAIMA. Instrução Normativa FEMARH/PRES/GAB nº 5, de 21 de junho de 2021. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas no Estado de Roraima com uso de Protocolo com parâmetros básicos. **Diário Oficial [do] Estado de Roraima:** Poder Executivo, Boa Vista, RR, n. 3989, p. 82-83, 24 jun. 2021. Disponível em: https://simplifica.femarh.rr.gov.br/ArquivosEnviados/ControleInterno/InstrucoesNormativas/1744139856_7092.pdf. Acesso em: maio 2025.

RORAIMA. Lei nº 416, de 14 de janeiro de 2004. Dispõe sobre a Política Estadual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos e dá outras providências. **Diário Oficial [do] Estado de Roraima:** Atos do Poder Executivo, Boa Vista, RR, v. 14, n. 10, p. 1-10, 16 jan. 2004. Disponível em: https://www.imprensaoficial.rr.gov.br/app/_visualizar-doe/. Acesso em: maio 2025.

SANTA CATARINA. FATMA. **Instrução Normativa nº 01:** comércio de combustíveis líquidos e gasosos em postos revendedores, postos flutuantes e instalações de sistema retalhista, com ou sem lavação ou lubrificação de veículos. Florianópolis: IMA, 2017. 26 p. Disponível em: https://in.ima.sc.gov.br/instrucaoNormativa/downloadPDF/1. Acesso em: maio 2025.

SANTA CATARINA. IMA. **Instrução Normativa nº 74:** recuperação de áreas contaminadas. Florianópolis: IMA, 2023. 31 p. Disponível em: https://in.ima.sc.gov.br/instrucaoNormativa/downloadPDF/93. Acesso em: maio 2025.

SANTA CATARINA. IMA. Portaria IMA nº 45, de 19 de março de 2021, que aprova valores orientadores de qualidade dos solos e águas subterrâneas de Santa Catarina. **Diário Oficial [do] Estado de Santa Catarina**, Florianópolis, v. 87, n. 21485, p. 30-32, 24 mar. 2021. Disponível em:

https://portal.doe.sea.sc.gov.br/repositorio/2021/20210324/Jornal/2611.pdf. Acesso em: maio 2025.

SANTA CATARINA. CONSEMA. Resolução CONSEMA nº 114, de 10 de novembro de 2017. Estabelece diretrizes e critérios para elaboração de Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS). **Diário Oficial [do] Estado de Santa Catarina**, Florianópolis, v. 83, n. 20698, p. 5-7, 26 jan. 2018b. Disponível em: https://portal.doe.sea.sc.gov.br/repositorio/2018/20180126/Jornal/1824.pdf. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Cidade). Decreto nº 42.319, de 21 de agosto de 2002. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos relativos ao gerenciamento de áreas contaminadas no Município de São Paulo. **Diário Oficial do Município de São Paulo**, São Paulo, v. 47, n. 158, p. 1-2, 22 ago. 2002a. Disponível em: https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/decreto-42319-de-21-de-agosto-de-2002. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Cidade). **Lei nº 13.430, de 13 de setembro de 2002**. Plano Diretor Estratégico. São Paulo: Prefeitura Municipal, 2002. Revogação posterior. Publicada originalmente no Diário Oficial do Município de São Paulo, São Paulo, v. 47, n. 175, p. 1, 14 set. 2002b. Disponível em: https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/lei-13430-de-01-de-setembro-de-2002. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Cidade). **Decreto nº 42.833, de 6 de fevereiro de 2003**. Regulamenta o procedimento de fiscalização ambiental no Município de São Paulo e dá outras providências. São Paulo: Prefeitura Municipal, 2003. Revogação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial do Município de São Paulo, São Paulo, v. 48, n. 26, p. 2, 7 fev. 2003a. Disponível em: https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/decreto-42833-de-6-de-fevereiro-de-2003#:~:text=Regulamenta%20o%20transporte%20de%20produtos,nos%20termos%20da%20legisla%C3%A7%C3%A3o%20espec%C3%ADfica. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Cidade). Lei nº 13.564, de 24 de abril de 2003. Dispõe sobre a aprovação de parcelamento de solo, edificação ou instalação de equipamentos em terrenos contaminados ou suspeitos de contaminação por materiais nocivos ao meio ambiente e à saúde pública, e dá outras providências. **Diário Oficial do Município de São Paulo**, São Paulo, ano 48, n. 77, p. 1, 25 abr. 2003b. Disponível em: https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/lei-13564-de-24-de-abril-de-2003. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Cidade). Lei nº 15.098, de 5 de janeiro de 2010. Obriga o Poder Executivo Municipal a publicar na Imprensa Oficial ou disponibilizar no site oficial da Prefeitura Relatório das Áreas Contaminadas do Município de São Paulo. **Diário Oficial [da] Cidade de São Paulo**, São Paulo, v. 55, n. 2, 6 jan. 2010a. Disponível em: https://www.imprensaoficial.com.br/DO/BuscaDO2001Documento_11_4.aspx?link=%2f2010%2fdiario%2520oficial%2520cidade%2520de%2520sao%2520paulo%2fjaneiro%2f06%2fpag_0001_8TNO78DVSEFL6e9267N89AJS18J.pdf&pagina=1&data=06/01/2010&caderno=Di%C3%A1rio%20Oficial%20Cidade%20de%20S%C3%A3o%20Paulo&paginaordenacao=100001. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Cidade). Decreto nº 51.436, de 26 de abril de 2010. Regulamenta a Lei nº 15.098, de 5 de janeiro de 2010, que obriga o Poder Executivo a publicar na Imprensa Oficial ou disponibilizar no site oficial da Prefeitura Relatório das áreas contaminadas do Município de São Paulo. **Diário Oficial do Município de São Paulo,**

São Paulo, 27 abr. 2010b. Disponível em: https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/decreto-51436-de-26-de-abril-de-2010. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Cidade). **Decreto nº 55.036, de 15 de abril de 2014**. Introduz alterações no Decreto nº 32.329, de 23 de setembro de 1992, que regula menta o Código de Obras e Edificações, e estabelece providências correlatas; altera os Decretos nº 54.213, de 14 de agosto de 2013, e nº 44.667, de 26 de abril de 2004. São Paulo: Prefeitura Municipal, 2014a. Alteração posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial do Município de São Paulo, São Paulo, v. 59, n. 72, p. 1, 16 abr. 2014a. Disponível em: https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/decreto-55036-de-15-de-abril-de-2014. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Cidade). **Lei nº 16.050, de 31 de julho de 2014**. Aprova a Política de Desenvolvimento Urbano e o Plano Diretor Estratégico do Município de São Paulo e revoga a Lei nº 13.430/2002. São Paulo: Prefeitura Municipal, 2014. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial [da] Cidade de São Paulo, São Paulo, v. 59, n. 140, p. 1, 1 ago. 2014b. Suplemento. Disponível em: https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/lei-16050-de-31-de-julho-de-2014/. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Cidade). Lei nº 16.402, de 22 de março de 2016. Disciplina o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no Município de São Paulo, de acordo com a Lei nº 16.050, de 31 de julho de 2014 - Plano Diretor Estratégico (PDE). **Diário Oficial [da] Cidade de São Paulo**, São Paulo, v. 61, n. 54, p. 1-16, 23 mar. 2016. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/chamadas/l16402_-_disciplina_o_parcelamento,_o_uso_e_a_ocupacao_do_solo_no_municipio_de_sao_paulo_1494440940.pdf. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Cidade). **Decreto nº 58.625, de 8 de fevereiro de 2019**. Dispõe sobre a reorganização da Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente, bem como altera a denominação e a lotação dos cargos de provimento em comissão que especifica. São Paulo: Prefeitura Municipal, 2019. Alteração posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial do Município de São Paulo, São Paulo, p. 1, 9 fev. 2019. https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/decreto-58625-de-8-de-fevereiro-de-2019. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 119, n. 127, p. 1-3, 9 jul. 2009. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/156934. Acesso em: maio 2025.

# Seção 2.4: Legislação estadunidense

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Leis federais ..... 1**
*2.1. Superfund* ..... 1
2.2. RCRA ..... 2
**3. Revitalização de *Brownfields* ..... 2**
**4. Programas de remediação voluntária em âmbito estadual ..... 3**

## 1. Introdução

Os Estados Unidos da América, por meio da sua Agência Ambiental Federal (USEPA) e as Agências Ambientais Estaduais e Territoriais desenvolveram, a partir da década de 1970, vários programas e respectiva legislação sobre o gerenciamento de áreas contaminadas.

Conforme informações constantes da página eletrônica oficial da USEPA, as principais leis federais que incluem programas ou procedimentos relativos ao gerenciamento de áreas contaminadas são as seguintes:

- ✓ *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act* (CERCLA), mais conhecida como *Superfund*;
- ✓ *Resource Conservation and Recovery Act* (RCRA).

Essas Leis influenciaram fortemente na elaboração das legislações específicas sobre o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) no estado de São Paulo e no Brasil (ver **Seção 2.1**).

## 2. Leis federais

### *2.1. Superfund*

A Lei de Resposta, Compensação e Responsabilidade Ambiental Abrangente, de 1980, também conhecida como CERCLA ou *Superfund*, dispõe sobre as regras legais de responsabilidade civil por dano ambiental no direito estadunidense. Especificamente, o CERCLA regula as responsabilidades e procedimentos em casos de liberação de substâncias lesivas ou perigosas no meio ambiente que causam sua degradação.

Para áreas com altos níveis de contaminação consideradas órfãs, ou seja, áreas onde o responsável legal não foi identificado ou quando este está impossibilitado de executar as medidas necessárias à remediação, a norma oportuniza a adoção de medidas mediatas e imediatas diretamente pelo governo federal. Para isso, disponibiliza, mediante um fundo financeiro (o *Superfund*), recursos econômicos para a USEPA realizar investigações e adotar medidas de intervenção nessas áreas[1]. Quando

[1] "São elegíveis para obtenção de recursos do fundo áreas com altos níveis de contaminação que imponham riscos à saúde pública e ao meio ambiente. A identificação dessas áreas é feita

possível, a USEPA, por meio de ações judiciais, recupera os recursos aplicados. As atividades do *Superfund* são coordenadas pelo *Office of Superfund Remediation and Tecchnology Innovation* (OSRTI) e pelos órgãos ambientais estaduais de proteção ambiental ou de gestão de resíduos.

Normalmente, os locais incluídos no *Superfund* são áreas de disposição inadequada ou clandestina de resíduos perigosos ou locais onde ocorreram acidentes envolvendo a liberação de óleos e outras substâncias consideradas perigosas para a saúde humana e meio ambiente, que podem provocar danos ou riscos agudos aos bens a proteger.

O *Superfund* foi alterado pelo *Superfund Amendments and Reauthorization Act* (SARA) em 1986, entre outras várias inclusões, destacam-se o aumento dos recursos econômicos, maior envolvimento dos estados nas diferentes fases e a possibilidade de participação do cidadão nas tomadas de decisão.

### 2.2. RCRA

A Lei de Conservação e Recuperação de Recursos, de 1976, também conhecida como RCRA, estabelece o marco regulatório para o controle de resíduos perigosos e não perigosos, desde a sua geração até o destino final, a ser gerido pela USEPA.

Embora seu foco seja a prevenção de contaminações, a RCRA inclui mecanismos para o gerenciamento de áreas contaminadas. O programa é conhecido como RCRA *Corrective Action*, por meio do qual a USEPA ou a Agência Ambiental Estadual pode impor ao responsável legal por empreendimentos que tratam, armazenam ou eliminam resíduos perigosos que investigue e retire as emissões perigosas no solo, águas subterrâneas, águas superficiais e ar, por meio de ações administrativas, ações civis, ações criminais ou acordos com as partes.

A RCRA também inclui o programa de intervenções em áreas contaminadas geradas por vazamentos em tanques de armazenamento de substâncias, conhecido como Programa UST – *Leaking Underground Storage Tank* (LUST) *Trust Fund* (LTF) *corrective action*.

## 3. Revitalização de *Brownfields*

Tanto na lei e nos regulamentos do *Superfund*, quanto na RCRA, estão previstos procedimentos ou programas federais e estaduais para viabilizar a reutilização de áreas contaminadas e a revitalização de regiões com a presença de áreas abandonadas ou subutilizadas, com potencial de contaminação, ou áreas contaminadas conhecidas como *"Brownfields"*.

Destaca-se a emenda do *Superfund* publicada em 2002, *Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act (Brownfields Amendments)*, que teve como finalidade incentivar a revitalização de áreas abandonadas ou subutilizadas, a fim de reintegrá-las à malha urbana e recuperar seu potencial econômico.

por meio de um detalhado processo (EPA, 1992) que leva em conta uma série de critérios predeterminados (…)". OLIVEIRA, Marina Monné. Áreas Contaminadas – Responsabilidade e Incentivos para a Remediação. Rio de Janeiro: Lumen Juris, 2021.

Além de expandir e clarificar algumas excludentes de responsabilidade previstas originalmente no CERCLA, a norma teve por foco demandar a investigação e remediação de áreas com menor grau de contaminação, que não representam, necessariamente, risco imediato à saúde ou ao meio ambiente e não seriam, portanto, elegíveis a acessar recursos do *Superfund*. A norma, assim, viabilizou auxílio financeiro federal para programas estaduais e locais de remediação, denominados *Brownfield Program*s.

Em 2018, o Congresso publicou nova emenda no *Superfund*, o *Brownfields Utilization, Investment, and Local Development Act of 2018* (BUILD Act), ampliando as possibilidades de acesso a fundos para a remediação e incrementando os incentivos financeiros à reutilização de áreas contaminadas e à revitalização de regiões.

## 4. Programas de remediação voluntária em âmbito estadual

Muitos estados norte-americanos possuem programas voluntários locais, estabelecidos por meio de legislação, para promover a recuperação de *brownfields*. A participação nesses programas usualmente demanda que os proprietários informem ao órgão ambiental competente sobre a descoberta de eventual contaminação e elaborem proposta de remediação.

Uma vez cumpridos os requisitos de admissibilidade legalmente estipulados, o órgão ambiental e o responsável legal assumem compromissos mútuos, segundo os quais, usualmente, o último se compromete a realizar investigação e remediação da contaminação para atingir os patamares definidos em âmbito estadual, e o primeiro fornece, em alguns casos, incentivos financeiros e algum nível de proteção quanto a eventuais demandas de terceiros por contaminação preexistente.

Os programas estaduais voluntários dependem, como visto, do engajamento dos responsáveis legais, mediante comunicações com os órgãos ambientais de controle, criando uma relação de confiabilidade entre o poder público e os responsáveis legais pelos *brownfields*. Por funcionarem com base em uma espécie de contrato entre as partes, a dinâmica desses processos não é impositiva e permite que os responsáveis liderem os processos técnicos de remediação, desde que respeitados os limites legais pertinentes. Com isso, os órgãos ambientais concentram sua atuação em áreas com altos índices de contaminação e em ações fiscalizatórias.

# Seção 2.5: Legislação europeia

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Legislação nos países: ..... 1**
2.1. Alemanha ..... 1
2.2. Holanda ..... 2
2.3. Reino Unido ..... 2
2.4. Itália ..... 2
2.5. Suíça ..... 2
2.6. Espanha ..... 3
2.7. França ..... 3
**3. Legislação da União Europeia ..... 3**
**Referências ..... 4**

## 1. Introdução

Vários países do continente europeu, a partir da década de 1980, desenvolveram procedimentos para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), nos moldes dos procedimentos desenvolvidos nos Estados Unidos da América (ver **Seção 2.4**). Mais tarde, na década de 1990, esses procedimentos foram incluídos em legislações específicas sobre o assunto, como é o caso da Alemanha, Holanda e Reino Unido.

Os procedimentos e legislações para o GAC, desenvolvidos nesses países, são similares baseando-se em um processo contínuo de obtenção de informações (em etapas), utilizadas para a identificação e investigação da área contaminada, a realização de avaliação de risco aos bens a proteger identificados, para embasar a tomada de decisão sobre as medidas de intervenção a serem adotadas e a execução das medidas de intervenção selecionadas, visando garantir a reabilitação da área para o seu uso seguro.

A seguir são descritas as legislações específicas sobre o GAC existentes em países da Europa, como Alemanha, Reino Unido e Holanda, países pioneiros no assunto, bem como outros abaixo descritos.

## 2. Legislação nos países:

### 2.1. Alemanha

Em 1998 e 1999, respectivamente, a Alemanha promulgou os seguintes documentos legais sobre o GAC:

- ✓ *Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG)* – (Lei Federal de Proteção do Solo da Alemanha); e

- ✓ *Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV)* – (Portaria Federal de Proteção do Solo da Alemanha) Umwelt Bundesamt (Germany, 2014).

Esses documentos legais podem ser encontrados em Umwelt Bundesamt (Germany, 2014) na página eletrônica https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/soil-agriculture/site-contamination.

Destaca-se que a legislação alemã teve forte influência na legislação paulista (ver **Seção 2.2**).

## 2.2. Holanda

A lei específica sobre o GAC, na Holanda, *Wet Bodembescherming* (Lei de Proteção do Solo), foi estabelecida em 1996 e atualizada em 2013. Essa lei e outros documentos legais relacionados, inclusive a regulamentação dos critérios de remediação do solo, podem ser consultados, com atualizações no *site* https://rwsenvironment.eu/subjects/soil/legislation-and/ (Netherlands, 2024).

## 2.3. Reino Unido

A lei específica sobre o GAC no Reino Unido é constituída pela *Part 2A of the Environmental Protection Act, 1990 ("Part 2A")* (Parte IIA do Lei de Proteção Ambiental de 1990) (United Kingdom, 2021), que foi introduzida pela *Section 57 of the Environment Act, 1995* (Seção 57 da Lei Ambiental de 1995) (United Kingdom, 1995). O guia para identificação e prosseguimento dos métodos para remediação foram atualizados em 2019 (United Kingdom, 2019).

Esses documentos legais podem ser consultados nas seguintes páginas eletrônicas:

https://www.legislation.gov.uk/ukpga/1990/43/part/IIA
https://www.legislation.gov.uk/ukpga/1995/25/section/57
https://www.gov.uk/guidance/land-affected-by-contamination#full-publication-update-history

## 2.4. Itália

A lei sobre o GAC na Itália é a Parte IV do Título V da Consolidação das Leis Ambientais, instituída pelo Decreto Legislativo nº 152/2006, que substituiu a norma específica datada de 1999 (ISPRA, 2025). Esse documento e as normas correlatas podem ser consultados na página eletrônica a seguir:

https://www.isprambiente.gov.it/en/activities/soil-and-territory/copy_of_contaminated-sites

## 2.5. Suíça

O GAC é regulamentado por meio do Ato Ordinatório de 26 de agosto de 1998, que regulamentou os artigos 32 e 34 da Lei de Proteção Ambiental de 7 de outubro de 1983 (Switzerland, 1998, 2021). Tal norma pode ser encontrada em:
https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2261_2261_2261/en
https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/contaminated-sites/info-specialists/the-sins-of-yesterday.html

## 2.6. Espanha

A Espanha, por sua vez, instituiu o GAC por meio do Decreto Real de nº 9/2005 (España, 2005), estabelecendo critérios e requisitos para a declaração de solos contaminados. A norma foi sendo atualizada ao longo dos anos por regulamentos datados de 2011, 2017 e, atualmente, uma nova lei, de 8 de abril de 2022 (España, 2022), trouxe atualizações no que diz respeito à criação de um inventário de descontaminação voluntária, além de dispor sobre economia circular. Tais normas podem ser analisadas em:

https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/legislacion/
https://www.boe.es/buscar/act.php?id=BOE-A-2022-5809

Importante citar, ainda, a iniciativa do País Basco, comunidade autônoma espanhola, que, diante da industrialização na região identificou solos contaminados no início da década de 1990, e teve de criar mecanismos para lidar com o manejo de resíduos perigosos e a gestão dos solos. Ainda que as normas supracitadas sejam implementadas pela comunidade autônoma, até mesmo diante da existência de detalhamento específico para tais localidades, o parlamento Basco criou, em 24 de julho de 2015 (España, 2015), a lei de prevenção e remediação de solos contaminados, sendo este regulamentado em 2019 por meio do Decreto nº 209 (País Vasco, 2020). Tais normas podem ser identificadas em:

https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2015-8272
https://www.legegunea.euskadi.eus/eli/es-pv/d/2019/12/26/209/dof/spa/html/webleg00-contfich/es/

## 2.7. França

A França trata do GAC em seu Código Ambiental, especificamente nos artigos 556-1 em diante, nos quais diferencia a poluição da contaminação (France, 2025). Demais informações sobre o tema podem ser encontrados em:

https://www.ecologie.gouv.fr/sites-et-sols-pollues
https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000023687435/#LEGISCTA000023687435

# 3. Legislação da União Europeia

Para além das normas específicas de cada país, e diante da informação de que 25 milhões de áreas podem estar contaminadas (https://www.eea.europa.eu/highlights/soil-contamination-widespread-in-europe) (EEA, 2020), foi realizado um esforço de mapeamento e de criação de objetivos para a identificação e a remediação de áreas contaminadas pelos países-membros da União Europeia (rememora-se que Reino Unido e Suíça não são membros) e capitaneada pela Comissão Europeia de Meio Ambiente.

A Diretiva de Responsabilidade Ambiental (Directive 2004/35/EC) traz as medidas cabíveis para a remediação de solos contaminados, enquanto o Acordo Verde Europeu ("*European Green Deal*") traz as metas e os objetivos para a identificação, a remediação e o monitoramento dessas áreas:

https://ec.europa.eu/environment/soil/soil_policy_en.htm

Vale mencionar que há outros regulamentos e diretivas que tratam de uso de fertilizantes, descarte de lixo e emissões industriais e se relacionam ao tema de solos contaminados (EEA, 2019), os quais podem ser encontrados em: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3.

A título de curiosidade, e sem pretender ser exaustivo acerca de todos os países europeus, não foram encontradas normas específicas sobre o tema para os seguintes países: Irlanda, Grécia, Bélgica e Portugal, seja por inexistência ou por haver normas regionais não centralizadas.

## Referências

EEA. **Progress in management of contaminated sites**. Copenhagen K, Denmark: EEA, 2019. Disponível em: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/progress-in-management-of-contaminated-sites-3. Acesso em: maio 2025.

EEA. **Soil contamination widespread in Europe**. Copenhagen K, Denmark: EEA, 2020. Disponível em: https://www.eea.europa.eu/highlights/soil-contamination-widespread-in-europe. Acesso em: maio 2025.

FRANCE. Code de l'environment: chapitre VI: sites et sols pollués (Articles L556-1 A à L556-3): Article L556-1 A. France: Republique Française, 2021. Création LOI n°2021-1104 du 22 août 2021 - art. 223 (V), JORF n°0196 du 24 août 2021. Version en vigueur depuis le 25 octobre 2023. Modifié par LOI n°2023-973 du 23 octobre 2023 - art. 9 (V). Disponível em: https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000023687435/#LEGISCTA000023687435. Acesso em: maio 2025.

FRANCE. Ministère de L'Aménagement du Territoire et de la Décentralisation; Ministère de la Transition Écologique, de la Biodiversité, de la Forêt, de la Mer et de la Pêche. **Sites et sols pollués**. Paris, FR: Cabinets Ministériels, 2025. Publié le 09 février 2017. Mis à jour le 16 avril 2025. Disponível em: http://ecologie.gouv.fr/politiques-publiques/sites-sols-pollues. Acesso em: maio 2025.

ESPAÑA.. Ministerio de la Presidencia, Justicia y Relaciones com las Cortes. **Ley nº 4, de 25 de junio de 2015, para la prevención y corrección de la contaminación del suelo**. Madrid, ES: Agencia Estatal, 2015. Última actualización 31/12/2021. Publicado en Boletín Oficial del Estado: seción 1, Madrid, n. 123, p. 1-38, 2 jul. 2015. BOE-A-2015-8272. Disponível em: https://www.boe.es/eli/es-pv/l/2015/06/25/4/con. Acesso em: maio 2025.

ESPAÑA. Ministerio de la Presidencia, Justicia y Relaciones com las Cortes. **Ley nº 7, de 8 de abril de 2022, de residuos y suelos contaminados para una economía circular**. Madrid, ES: Agencia Estatal, 2022. Modificación y ultima actualización 02/04/2025. Publicado en Boletín Oficial del Estado, Madrid, n. 85, p. 1-136, 9 abr. 2022. BOE-A-2022-5809. Disponível em: https://www.boe.es/eli/es/l/2022/04/08/7/con. Acesso em: maio 2025.

ESPAÑA. Ministerio de la Presidencia. Real Decreto nº 9/2005, de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados. **Boletín Oficial del Estado**: fascículo 1º, Madrid, año 345, n. 15, [ordem] 895, p. 1833-1843, 18 enero 2005. Disponível em: https://www.boe.es/boe/dias/2005/01/18/pdfs/A01833-01843.pdf. Acesso em: maio 2025.

PAÍS VASCO. Departamento de Medio Ambiente, Planificación Territorial y Vivienda. Decreto nº 209/2019, de 26 de diciembre, por el que se desarrolla la Ley 4/2015, de 25 de junio, para la prevención y corrección de la contaminación del suelo. **Boletin Oficial del País Vasco**, Vasco, n. 14, ordem 279, disposición 209, 22 enero 2020. Disponível em: https://www.legegunea.euskadi.eus/eli/es-pv/d/2019/12/26/209/dof/spa/html/webleg00-contfich/es/. Acesso em: maio 2025.

UNITED KINGDOM. **Environment Act 1995:** UK public general acts 1995 c. 25: Part II: section 57. Part IIA: contaminated land. United Kingdom: National Archives, 1995. Disponível em: https://www.legislation.gov.uk/ukpga/1995/25/section/57. Acesso em: maio 2025.

UNITED KINGDOM. **Guidance land affected by contamination**: provides guiding principles on how planning can deal with land affected by contamination. United Kingdom: GOV.UK, 2019. Disponível em: https://www.gov.uk/guidance/land-affected-by-contamination#full-publication-update-history. Acesso em: maio 2025.

UNITED KINGDOM. **Environmental Protection Act 1990:** UK public general acts 1990 c. 43: Part IIA: contaminated land. United Kingdom: National Archives, 2021. Disponível em: https://www.legislation.gov.uk/ukpga/1990/43/part/IIA. Acesso em: maio 2025.

ISPRA. **Contamined sites**. Roma: ISPRA, 2025. Disponível em: https://www.isprambiente.gov.it/en/activities/soil-and-territory/contaminated-sites. Acesso em: maio 2025.

NETHERLANDS. Ministry of Infrastructure and the Environment. Rijkswaterstaat Environment. **Soil legislation**. The Netherlands: Rijkswaterstaat Environment, 10 Dec. 2024. Sitearchief archive. Disponível em: https://rijkswaterstaat.sitearchief.nl/?subsite=rwsenvironment#archive. Acesso em: maio 2025.

SWITZERLAND. Swiss Federal Council. **814860 Ordinance on the remediation of polluted sites:** (contaminated sites ordinance, CSO), of 26 August 1998. This Ordinance is intended to ensure that polluted sites are remediated if they cause harmful effects or nuisances, or if there is a real danger that such effects may arise. Switzerland: Swiss Federal Council, 1998. Status as of 1 July 2024. Source AS 1998, p. 2261-2275. Disponível em: https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2261_2261_2261/en. Acesso em: maio 2025.

SWITZERLAND. Federal Office for the Environment. **The sins of yesterday**. Bern: FOEN , 2021. Disponível em: https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/contaminated-sites/the-sins-of-yesterday.html. Acesso em: maio 2025.

GERMANY. Umwelt Bundesamt. **Site contamination**. Germany: UBA, March 10 2014. Topics soil-land 1337. Disponível em: https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/soil-agriculture/site-contamination. Acesso em: maio 2025.

# Seção 3.1: Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas – Introdução

Durante a execução das etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) em uma região de interesse, são geradas inúmeras informações de diversas áreas que aplicaram os procedimentos de identificação e de reabilitação de áreas contaminadas. Para uma gestão efetiva dessas informações, é necessário organizá-las em um cadastro, com características de banco de dados.

O Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas é o instrumento capaz de cumprir tal objetivo, pois permite ao Órgão Ambiental Gerenciador ter uma visão abrangente dos problemas existentes na região de interesse, provocados a partir das áreas contaminadas. Sendo assim, serve como base para a elaboração de procedimentos técnicos e administrativos específicos e auxilia na formulação de políticas públicas sobre esse assunto. A relevância do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas é tão expressiva que está previsto na legislação paulista como um instrumento de gestão de áreas contaminadas.

Como exemplo de uso desse instrumento, o Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas é uma das fontes de informação que auxiliam a CETESB na pesquisa sobre as áreas contaminadas órfãs a serem indicadas ao Fundo Estadual para a Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas (FEPRAC).

Na constituição e manutenção do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas do Estado de São Paulo, cada área é registrada individualmente de acordo com a classificação a seguir (estabelecida no Decreto Estadual 59.263/2013) (São Paulo, 2013), a qual reflete as etapas do GAC já cumpridas:

- Área com Potencial de Contaminação (AP).
- Área Suspeita de Contaminação (AS).
- Área Contaminada (AC):
    - Área Contaminada sob Investigação (ACI);
    - Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRi);
    - Área Contaminada em Processo de Remediação (ACRe);
    - Área Contaminada em Processo de Reutilização (ACRu);
- Área em Processo de Monitoramento para Encerramento (AME).
- Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR).
- Área Contaminada Crítica (ACC).

Além da classificação das áreas, outras informações importantes para estarem registradas no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas são as seguintes:

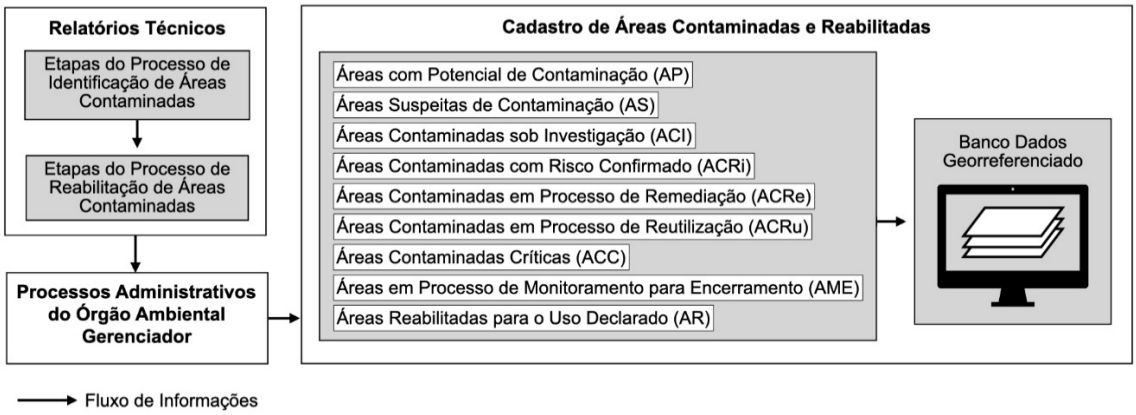
- ✓ Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação: endereço, coordenadas, perímetro e descrição da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas.
- ✓ Avaliação Preliminar: fontes de contaminação potenciais, indícios de contaminação e grupos de Substâncias Químicas de Interesse (SQI).

- ✓ Investigação Confirmatória: fontes de contaminação primárias, contaminantes confirmados, compartimentos do meio ambiente contaminados.
- ✓ Investigação Detalhada: fontes secundárias, plumas de contaminação e bens a proteger atingidos ou potencialmente atingidos.
- ✓ Avaliação de Risco: riscos ou danos aos bens a proteger identificados.
- ✓ Elaboração do Plano de Intervenção: medidas de intervenção a serem implementadas.
- ✓ Execução do Plano de Intervenção: medidas de intervenção implementadas.
- ✓ Monitoramento para Encerramento: extensão do monitoramento para encerramento e compartimentos do meio ambiente monitorados.
- ✓ Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado: uso declarado permitido e medidas de restrição.
- ✓ Acompanhamento das medidas de intervenção a serem mantidas após reabilitação: medidas de intervenção a serem mantidas após reabilitação, tempo de vigência, forma de acompanhamento e monitoramento.

Essas informações são armazenadas e organizadas pelo Órgão Ambiental Gerenciador em um sistema informatizado e georreferenciado, dada a sua natureza espacial. Por serem dinâmicas, as informações do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas são constantemente atualizadas a cada nova etapa do GAC concluída nas áreas registradas.

A **Figura 3.1-1** mostra esquematicamente o Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas, ilustrando o caminho das informações desde a sua geração até o seu registro.

**Figura 3.1-1: O Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

Pode-se verificar que as fontes de informações do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas são principalmente os relatórios técnicos sobre as áreas registradas protocolados pelos responsáveis legais nos processos administrativos do Órgão Ambiental Gerenciador. Informações de outras fontes podem também constar, como as obtidas em inspeções e auditorias realizadas pelo Órgão Ambiental Gerenciador.

Depois da validação desses relatórios técnicos pelo Órgão Ambiental Gerenciador, as informações relevantes citadas anteriormente são alimentadas no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

## Referências

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Retificação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no DOE, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/170437. Acesso em: maio 2025.

# Seção 3.2: Sistema de Informações sobre Áreas Contaminadas e Reabilitadas – SIACR

O Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), coordenado pelo Órgão Ambiental Gerenciador, prevê o compartilhamento das informações sobre as áreas contaminadas com o público geral interessado no tema.

Como exemplo da importância desse compartilhamento, além do interesse evidente da sociedade, podemos citar a relevância do tema "áreas contaminadas" para o órgão gestor de recursos hídricos, as secretarias estaduais de saúde, o Ministério Público, as concessionárias de serviços e órgãos municipais de meio ambiente e de saúde.

Para se atingir tal objetivo de transparência e acesso, é necessário implantar um sistema informatizado, pois há grande quantidade de informações a serem compartilhadas e diversas entidades interessadas em consultá-las.

No estado de São Paulo, por exemplo, o Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013) previu a criação do Sistema de Áreas Contaminadas e Reabilitadas (SIACR) para cumprir essa tarefa, cujas finalidades foram descritas nos incisos I a IV do seu artigo 7º:

I. armazenar as informações geradas durante o processo de identificação e reabilitação de áreas contaminadas;
II. apoiar o gerenciamento de áreas contaminadas;
III. possibilitar o compartilhamento das informações obtidas com os órgãos públicos, com os diversos setores da atividade produtiva e com a sociedade civil;
IV. garantir informação e participação da população afetada nas decisões relacionadas às áreas contaminadas.

A partir desse conjunto de funções, verifica-se que o SIACR será composto pelo Cadastro de Áreas Contaminadas, descrito na **Seção 3.1**, pelos processos administrativos contendo os documentos e relatórios produzidos em cada área contaminada e por ferramentas de compartilhamento e disponibilização dessas informações com o público interessado.

Qualquer interessado pode pleitear o acesso às informações contidas no SIACR, salvo nos casos de sigilo justificado nos termos da legislação vigente.

Mesmo sendo garantido o acesso às informações, é adequado que o Órgão Ambiental Gerenciador divulgue periodicamente as informações contidas no SIACR, como aquelas do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas, conforme é exigido da CETESB pelo artigo 9º do Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

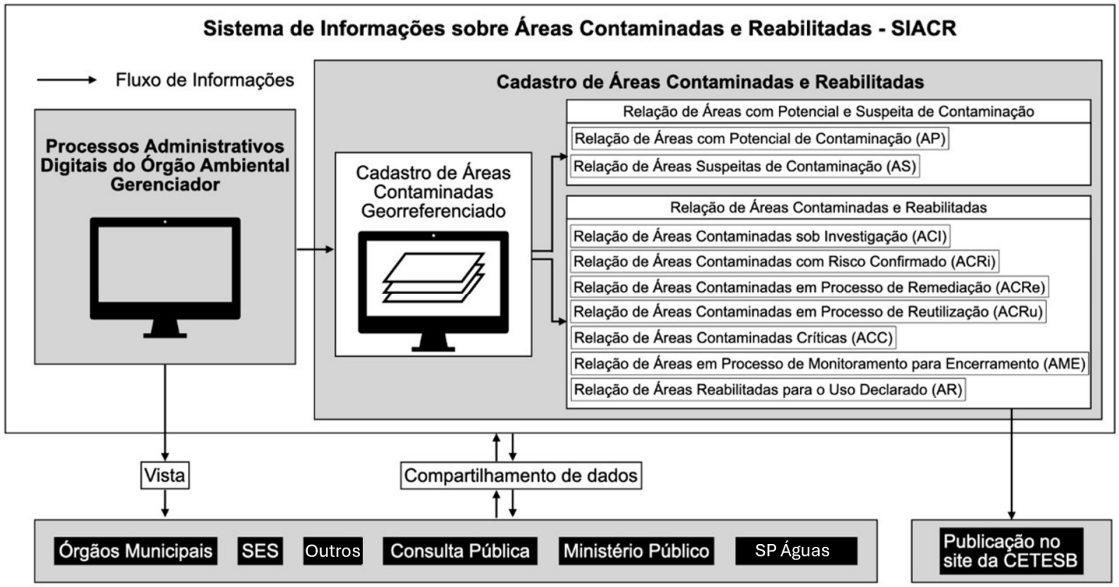
Desde 2002, a CETESB cumpre essa obrigação, ao divulgar anualmente a Relação de Áreas Contaminadas e Reabilitadas no Estado de São Paulo em seu site na internet, contendo um resumo das informações do Cadastro de Áreas Contaminadas e

Reabilitadas. Essa publicação apresenta um resumo das informações sobre cada área registrada e traz um texto explicativo com um tratamento estatístico geral dos dados.

Para a obtenção de informações mais detalhadas sobre uma determinada área registrada, o sistema permite que o interessado faça vista ao respectivo processo administrativo existente no Órgão Ambiental Gerenciador, possibilitando o acesso a relatórios e manifestações técnicas, por exemplo.

A **Figura 3.2-1** ilustra esquematicamente a composição do SIACR.

**Figura 3.2-1 – O SIACR**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

## Referências

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Retificação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no DOE, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/170437. Acesso em: maio 2025.

# Seção 3.3: Divulgação de Informações

A aplicação do procedimento de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) em uma determinada região, produz grande quantidade de informações, que são armazenadas em processos administrativos do Órgão Ambiental Gerenciador e organizadas no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

A divulgação das informações sobre o GAC é de interesse da população em geral, especialmente, das pessoas que vivem no entorno de uma área contaminada, pois estão suscetíveis a sofrer as consequências desse problema ambiental.

Além do reconhecimento do problema, a informação sobre o GAC é condição necessária para que a população do entorno e outros órgãos envolvidos atuem de forma efetiva nas decisões relacionadas à sua solução.

Dentre os órgãos relacionados a esse tema, as informações sobre o GAC são de especial interesse dos órgãos do meio ambiente, de saúde e de gestão de recursos hídricos, além do Ministério Público.

No estado de São Paulo, o artigo 2º da Lei Estadual nº 13.577/2013 (São Paulo, 2009) coloca como um dos seus objetivos a garantia à informação e à participação da população afetada nas decisões relacionadas com as áreas contaminadas. Também, em seu artigo 4º, considera como um dos instrumentos dessa lei a disponibilização de informações.

A divulgação de informações sobre o GAC pode ser feita das seguintes maneiras:

- publicação de uma Relação de Áreas Contaminadas e Reabilitadas em forma de lista ou tabela, contendo um resumo das informações sobre cada uma delas;
- disponibilização de informações georreferenciadas das áreas em mapas;
- averbação da contaminação e reabilitação na matrícula do imóvel;
- disponibilização de vista ao processo administrativo no Órgão Ambiental Gerenciador.

A averbação da contaminação e da reabilitação na matrícula do imóvel confere segurança ao processo de compra e venda de terrenos.

As informações sobre o GAC divulgadas para a população precisam ser claras e tecnicamente acessíveis, contendo um nível de complexidade adequado para ser absorvido pelo público leigo no assunto.

No estado de São Paulo, informações sobre o GAC podem ser obtidas nas seguintes fontes:

1 – Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas (atualizado em tempo real)

Essa ferramenta de busca permite consultar as informações resumidas das áreas existentes no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas da CETESB, atualizadas em tempo real (São Paulo, 2025b).

2 – Relação Georreferenciada de Áreas Contaminadas e Reabilitadas – SIGAMGEO (atualizada em tempo real)

Com o objetivo de trazer informação georreferenciada, em um sistema de informações geográficas (SIG), as informações geográficas sobre a Relação de Áreas Contaminadas e Reabilitadas da CETESB é repassada ao sistema SIGAMGEO em tempo real.

Para acesso às informações sobre as áreas cadastradas, basta entrar no SIGAMGEO Público, clicar em controle de camadas, e ativar a camada Áreas Contaminadas, existente dentro da camada Licenciamento (São Paulo, 2025c).

3 – Texto Explicativo (publicado anualmente)

Texto que descreve a situação das áreas contaminadas e reabilitadas cadastradas na CETESB até dezembro do ano anterior, em relação à distribuição no estado de São Paulo, contendo estatísticas da classificação das áreas, das atividades que geraram as áreas contaminadas, do número e tipo de contaminantes presentes e do número e tipo de intervenções (CETESB, 2020).

4 – Relação Georreferenciada de Áreas Contaminadas e Reabilitadas – DataGEO (publicada anualmente)

Outra forma de acessar as informações georreferenciadas sobre as áreas cadastradas, publicada anualmente, pode ser feita no sistema DataGEO (São Paulo, 2025a).

Para acessar as informações sobre áreas cadastradas, basta entrar no visualizador de mapas e ativar as seguintes camadas do menu lateral: Gerenciamento --> Áreas Contaminadas --> Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

Como a informação do DataGEO é a mesma da Relação de Áreas Contaminadas e Reabilitadas, apenas estão espacializadas as áreas classificadas como ACI, ACRi, ACRe, ACRu, AME, AR e ACC.

Além dessas áreas, também estão representados no DataGEO os polígonos de restrição de uso da água subterrânea. O acesso aos polígonos de restrição no DataGEO é feito habilitando as seguintes camadas do menu lateral: Gerenciamento --> Áreas Contaminadas --> Áreas Contaminadas e Reabilitadas --> Restrições ao Uso da Água Subterrânea --> Áreas de Restrições CETESB.

5 – Pedido de vista aos processos administrativos sobre Áreas Contaminadas

Os processos administrativos sobre o GAC na CETESB podem ser consultados integralmente e gratuitamente pelo público externo. Essa fonte de informação contém a maior quantidade de dados sobre uma área cadastrada, uma vez que nos processos administrativos da CETESB estão os relatórios, documentos e manifestações técnicas da CETESB sobre o caso. De acordo com o tipo de processo, considerando a unidade ao qual ele está atribuído, o pedido de vista pode ser feito por meio de acesso ao

portal de atendimento https://e.ambiente.sp.gov.br/atendimento/inicio. Uma vez nessa página, clicar na “abertura de serviços”; “CETESB”, selecionando uma das opções:

A) CETESB – Pedido de Vista: Agências (para processos atribuídos à agência ambiental);
B) CETESB – Pedido de Vista: Áreas Contaminadas (para processos atribuídos ao Departamento de Áreas Contaminadas).

### 6 – Resumo sobre as Áreas Contaminadas Críticas

A CETESB disponibiliza em seu site um resumo atualizado das ações adotadas e riscos associados às Áreas Contaminadas Críticas. Essa divulgação tem o objetivo de manter informada a população em geral, para que entendam os principais problemas existentes, as ações emergenciais tomadas e quais atividades futuras são necessárias para reabilitação dessas áreas (CETESB, 2022).

## Referências

CETESB. **Áreas contaminadas críticas**. São Paulo: CETESB, [2022]. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/areas-contaminadas-criticas/. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Relação de áreas contaminadas.** São Paulo: CETESB, 2020. Áreas contaminadas. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/relacao-de-areas-contaminadas/. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Sistema Ambiental Paulista. **DATAGEO infraestrutura de dados espaciais ambientais do estado de São Paulo – IDEA - SP:** base territorial ambiental unificada. São Paulo: [SEMIL], 2025a. Disponível em: https://datageo.ambiente.sp.gov.br/. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 119, n. 127, p. 1-3, 9 jul. 2009. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/156934. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). SEMIL. SIGAM**. SIACR – Sistema integrado de áreas contaminadas e reabilitadas**. São Paulo: SEMIL, 2025b. Disponível em: https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Default.aspx?IdPagina=16906. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). SEMIL. **SIGAMGEO público**. São Paulo: SEMIL, 2025c. Disponível em: https://mapas.infraestruturameioambiente.sp.gov.br/sigamgeo/SIGAMGEO-PUBLICO/. Acesso em: maio 2025.

# Seção 4.1: Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação – Introdução

A etapa de Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação consiste na identificação de locais, dentro da região de interesse, onde podem existir ou ter existido fontes potenciais de contaminação.

Essa etapa inicia-se com a realização de duas subetapas de levantamento de informações, denominadas Consulta a Dados Cadastrais Existentes e Consulta a Fotografias Aéreas ou Imagens de Satélite Multitemporais.

A Consulta a Dados Cadastrais Existentes envolve a pesquisa de vários tipos de fontes de informação cadastral sobre as atividades de naturezas diversas (econômicas ou não) desenvolvidas em uma determinada região de interesse.

A Consulta a Fotografias Aéreas ou Imagens de Satélite Multitemporais busca complementar o levantamento de informações com dados espaciais históricos, que podem não estar registrados em dados cadastrais.

A identificação das Áreas com Potencial de Contaminação (AP) é consolidada por meio do cruzamento dos resultados dessas subetapas com uma relação de atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas, que são atividades humanas utilizadoras de substâncias cujas características podem gerar uma área contaminada.

O resultado desse cruzamento de informações permite identificar os endereços e/ou locais onde tais atividades são ou foram desenvolvidas, ou seja, permite identificar as APs existentes na região de interesse. Uma vez identificadas, essas áreas passam a ser classificadas como AP (Classificação 1) e a integrar a Relação de Áreas com Potencial de Contaminação, que será armazenada no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

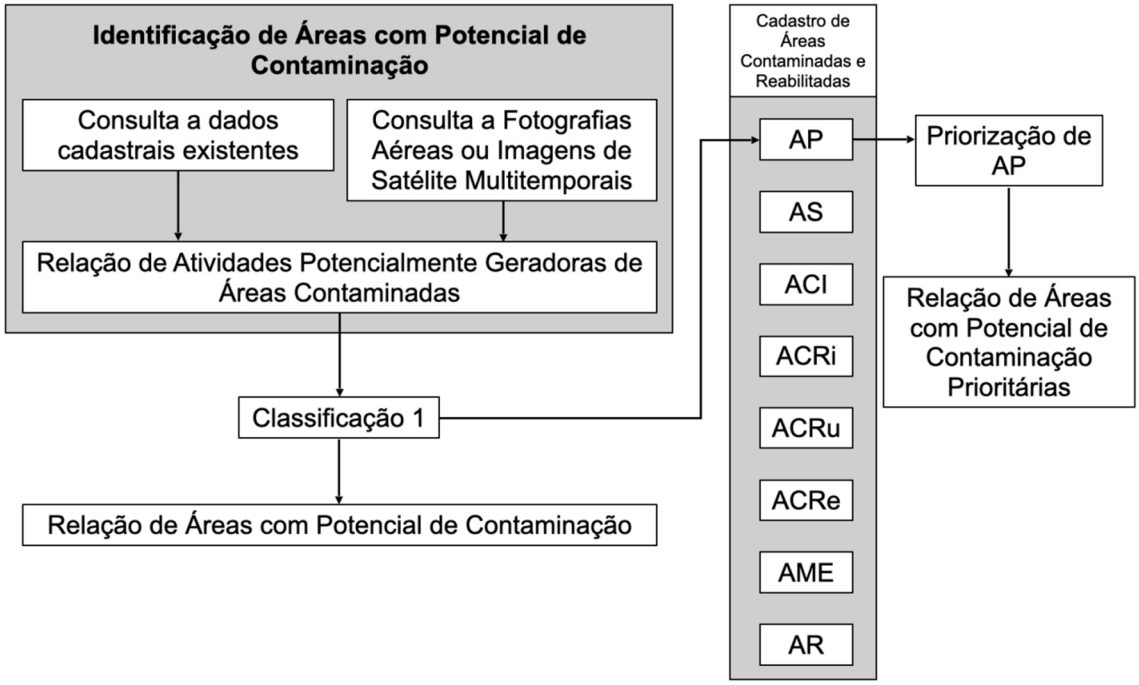
Os responsáveis legais pelas APs constantes da Relação de Áreas com Potencial de Contaminação podem ser demandados pelo Órgão Ambiental Gerenciador, a realizar a etapa seguinte do GAC de Avaliação Preliminar.

Dependendo do número de APs identificadas, pode ser necessária uma priorização com o objetivo de definir em quais delas a etapa de Avaliação Preliminar deve ser realizada prioritariamente.

As APs identificadas prioritárias passam a integrar a Relação de Áreas com Potencial de Contaminação Prioritárias.

A **Figura 4.1-1** mostra esquematicamente os procedimentos necessários para a execução da etapa de Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação.

**Figura 4.1-1: Fluxograma da etapa de identificação de áreas com potencial de contaminação**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

A etapa de Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação marca o início do Processo de Identificação de Áreas Contaminadas, sendo a responsabilidade pela sua execução do órgão que coordena o Gerenciamento de Áreas Contaminadas na região de interesse, denominado neste manual como órgão ambiental gerenciador.

A definição das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas e a relação dessas atividades definidas para o estado de São Paulo pode ser consultada na **Seção 4.2**.

Informações adicionais sobre a execução da subetapa de Consulta a Dados Cadastrais Existentes podem ser consultadas na **Seção 4.3,** e sobre a execução da subetapa Consulta a Fotografias Aéreas ou Imagens de Satélite Multitemporais, na **Seção 4.4**.

A **Seção 4.5** apresenta a metodologia e os critérios para a priorização de APs.

# Seção 4.2: Atividades Potencialmente Geradoras de Áreas Contaminadas

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Relação de Atividades Potencialmente Geradoras de Áreas Contaminadas ..... 2
Referências ..... 4

## 1. Introdução

Uma Área com Potencial de Contaminação (AP) é definida como uma área onde são ou foram desenvolvidas atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas, ou seja, nela existe ou existiu pelo menos uma fonte de contaminação potencial.

Uma atividade potencialmente geradora de área contaminada é uma atividade humana na qual são ou foram utilizadas ou manejadas substâncias em suas utilidades (fontes potenciais de contaminação) que, por suas características, podem gerar uma área contaminada.

Nem toda atividade industrial ou comercial pode ser considerada uma atividade potencialmente geradora de área contaminada. Para isso, é necessário avaliar se as substâncias presentes nos processos produtivos empregados, nas matérias-primas utilizadas, assim como nos produtos e resíduos gerados, apresentam características específicas capazes de causar danos aos bens a proteger.

Portanto, a definição sobre quais atividades humanas podem ser classificadas ou não como atividade potencialmente geradora de área contaminada baseia-se na natureza das substâncias que são empregadas nessa atividade.

Conforme o §1º do art. 69 do Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013), as atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas são aquelas que podem causar contaminação dos solos e águas subterrâneas, devido à presença de substâncias que possuem potencial para causar danos aos bens a proteger via solos e águas subterrâneas. Além dessa definição, outros três critérios são estabelecidos para as atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas:

- ✓ Apresentam histórico de manuseio, armazenamento e disposição inadequada de matéria prima, produtos e resíduos;
- ✓ Apresentam histórico de vazamentos e acidentes;
- ✓ Apresentam histórico de geração de áreas contaminadas.

Por exemplo, a atividade de comércio varejista de combustíveis é classificada como uma atividade potencialmente geradora de área contaminada, uma vez que em suas instalações são armazenados combustíveis (como a gasolina, que contém benzeno, entre outras substâncias) cujas características (como toxicidade e carcinogenicidade) implicam a possibilidade de ocorrência de danos aos bens a proteger, caso ocorram vazamentos nessas instalações. Além disso, é uma atividade que apresenta histórico de vazamentos e geração de áreas contaminadas.

## 2. Relação de Atividades Potencialmente Geradoras de Áreas Contaminadas

Em cumprimento ao §1º do art. 69 do Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013), o estado de São Paulo, por meio do artigo 1º da Resolução da Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SMA) nº 10, de 8 de fevereiro de 2017 (São Paulo, 2017), publicou a relação de atividades econômicas constantes na Classificação Nacional de Atividades Econômicas (CNAE) que foram classificadas como atividade potencialmente geradora de área contaminada.

A seguir, é reproduzido o artigo 1º da Resolução SMA nº 10/2017 (São Paulo, 2017).

Artigo 1º – Para os fins a que se refere à Lei Estadual nº 13.577, de 08 de julho de 2009, e seu regulamento, pelo Decreto Estadual nº 59.263, de 05 de junho de 2013, são consideradas Atividades Potencialmente Geradoras de Áreas Contaminadas todas aquelas que possuam os seguintes Códigos de acordo com a Classificação Nacional de Atividades Econômicas (CNAE):

I – Todas as atividades pertencentes à divisão 05 – EXTRAÇÃO DE CARVÃO MINERAL;

II – Todas as atividades pertencentes à divisão 06 – EXTRAÇÃO DE PETRÓLEO E GÁS NATURAL;

III – Todas as atividades pertencentes à divisão 07 – EXTRAÇÃO DE MINERAIS METÁLICOS;

IV – Todas as atividades pertencentes ao grupo 09.1 – ATIVIDADES DE APOIO À EXTRAÇÃO DE PETRÓLEO E GÁS NATURAL;

V – Todas as atividades pertencentes ao grupo 10.7 – FABRICAÇÃO E REFINO DE AÇÚCAR;

VI – Todas as atividades pertencentes aos grupos 13.1 – PREPARAÇÃO E FIAÇÃO DE FIBRAS TÊXTEIS e 13.2 – TECELAGEM, EXCETO MALHA e às subclasses 1340-5/01 – ESTAMPARIA E TEXTURIZAÇÃO EM FIOS, TECIDOS, ARTEFATOS TÊXTEIS E PEÇAS DO VESTUÁRIO e 1340-5/02 – ALVEJAMENTO, TINGIMENTO E TORÇÃO EM FIOS, TECIDOS, ARTEFATOS TÊXTEIS E PEÇAS DO VESTUÁRIO;

VII – Todas as atividades pertencentes ao grupo 15.1 – CURTIMENTO E OUTRAS PREPARAÇÕES DE COURO;

VIII – Todas as atividades pertencentes ao grupo 16.1 – DESDOBRAMENTO DE MADEIRA;

IX – Todas as atividades pertencentes ao grupo 17.1 – FABRICAÇÃO DE CELULOSE E OUTRAS PASTAS PARA A FABRICAÇÃO DE PAPEL;

X – Todas as atividades pertencentes ao grupo 18.1 – ATIVIDADE DE IMPRESSÃO; Todas as atividades pertencentes à divisão 19 – FABRICAÇÃO DE COQUE, DE PRODUTOS DERIVADOS DO PETRÓLEO E DE BIOCOMBUSTÍVEIS;

XI – Todas as atividades pertencentes à divisão 20 – FABRICAÇÃO DE PRODUTOS QUÍMICOS;

XII – Todas as atividades pertencentes à divisão 21 – FABRICAÇÃO DE PRODUTOS FARMOQUÍMICOS E FARMACÊUTICOS;

XIII – Todas as atividades pertencentes à classe 22.11-1 – FABRICAÇÃO DE PNEUMÁTICOS E DE CÂMARAS DE AR;

XIV – Todas as atividades pertencentes aos grupos 23.1 – FABRICAÇÃO DE VIDRO E DE PRODUTOS DO VIDRO, 23.2 – FABRICAÇÃO DE CIMENTO e 23.4 – FABRICAÇÃO DE PRODUTOS CERÂMICOS;

XV – Todas as atividades pertencentes à divisão 24 – METALURGIA;

XVI – Todas as atividades pertencentes à divisão 25 – FABRICAÇÃO DE PRODUTOS DE METAL, EXCETO MÁQUINAS E EQUIPAMENTOS;

XVII – Todas as atividades pertencentes à divisão 26 – FABRICAÇÃO DE EQUIPAMENTOS DE INFORMÁTICA, PRODUTOS ELETRÔNICOS E ÓPTICOS;

XVIII – Todas as atividades pertencentes à divisão 27 – FABRICAÇÃO DE MÁQUINAS, APARELHOS E MATERIAIS ELÉTRICOS;

XIX – Todas as atividades pertencentes à divisão 28 – FABRICAÇÃO DE MÁQUINAS E EQUIPAMENTOS;

XX – Todas as atividades pertencentes à divisão 29 – FABRICAÇÃO DE VEÍCULOS AUTOMOTORES, REBOQUES E CARROCERIAS;

XXI – Todas as atividades pertencentes à divisão 30 – FABRICAÇÃO DE OUTROS EQUIPAMENTOS DE TRANSPORTE, EXCETO VEÍCULOS AUTOMOTORES;

XXII – Todas as atividades pertencentes à classe 31.02-1 – FABRICAÇÃO DE MÓVEIS COM PREDOMINÂNCIA DE METAL;

XXIII – Todas as atividades pertencentes à classe 32.12-4 – FABRICAÇÃO DE BIJUTERIAS E ARTEFATOS SEMELHANTES;

XXIV – Todas as atividades pertencentes ao grupo 33.1 – MANUTENÇÃO E REPARAÇÃO DE MÁQUINAS E EQUIPAMENTOS;

XXV – Todas as atividades pertencentes à divisão 35 – ELETRICIDADE, GÁS E OUTRAS UTILIDADES;

XXVI – A atividade 36.00-6/01 – TRATAMENTO E PURIFICAÇÃO DE ÁGUA PARA FINS DE ABASTECIMENTO (DESINFECÇÃO, COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO, DECANTAÇÃO, FILTRAÇÃO, CORREÇÃO DO PH E FLUORETAÇÃO;

XXVII – Todas as atividades pertencentes à divisão 37 – ESGOTO E ATIVIDADES RELACIONADAS;

XXVIII – Todas as atividades pertencentes à divisão 38 – COLETA, TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE RESÍDUOS; RECUPERAÇÃO DE MATERIAIS;

XXIX – Todas as atividades pertencentes à divisão 39 – DESCONTAMINAÇÃO E OUTROS SERVIÇOS DE GESTÃO DE RESÍDUOS;

XXX – As atividades 45.20-0/01 – MANUTENÇÃO MECÂNICA E ELÉTRICA DE CAMINHÕES, ÔNIBUS E VEÍCULOS PESADOS e 45.20-0/01 – OFICINA MECÂNICA DE VEÍCULO AUTOMOTOR;

XXXI – Todas as atividades pertencentes ao grupo 46.8 – COMÉRCIO ATACADISTA ESPECIALIZADO EM OUTROS PRODUTOS, exceto os grupos 46.86-9 – COMÉRCIO ATACADISTA DE PAPEL E PAPELÃO EM BRUTO E DE EMBALAGENS e 46.89-3 – COMÉRCIO ATACADISTA ESPECIALIZADO DE OUTROS PRODUTOS INTERMEDIÁRIOS NÃO ESPECIFICADOS ANTERIORMENTE;

XXXII – Todas as atividades pertencentes ao grupo 47.3 – COMÉRCIO VAREJISTA DE COMBUSTÍVEIS PARA VEÍCULOS AUTOMOTORES;

XXXIII – Todas as atividades pertencentes aos grupos 49.1 – TRANSPORTE FERROVIÁRIO E METROFERROVIÁRIO, 49.2 – TRANSPORTE RODOVIÁRIO DE PASSAGEIROS, 49.3 – TRANSPORTE RODOVIÁRIO DE CARGA e 49.4 – TRANSPORTE DUTOVIÁRIO;

XXXIV – As atividades 52.11-7/99 – ARMAZENAMENTO DE PRODUTOS PERIGOSOS POR CONTA DE TERCEIROS e 52.32-0/00 – SERVIÇO DE BASTECIMENTO DE NAVIOS;

XXXV – As atividades 96.01-7/01 – SERVIÇOS DE LAVAGEM A SECO e SERVIÇO DE LAVANDERIA;

XXXVI – Todas as atividades pertencentes à subclasse 96.03-3/03 – SERVIÇOS DE SEPULTAMENTO.

## Referências

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Retificação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no DOE, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/170437. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 10, de 8 de fevereiro de 2017*. Dispõe sobre a definição das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas.* **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 127, n. 28, p. 43, 10 fev. 2017a. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2017resolucao_sma_010_2017-1.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 4.3: Consulta a dados cadastrais existentes

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Fontes de informação ..... 2
3. Cruzamento das informações obtidas com as atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas ..... 2
Referências ..... 2

## 1. Introdução

Conforme a **Seção 4.1**, a etapa de Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação (AP) envolve a realização de duas subetapas de levantamento de informações, listadas a seguir:

- Consulta a dados cadastrais existentes;
- Consulta a fotografias aéreas ou imagens de satélite multitemporais.

A Consulta a dados cadastrais existentes, objeto desta seção, compreende a avaliação de cadastros diversos que armazenam informações sobre as atividades humanas desenvolvidas em uma região de interesse, principalmente sobre as atividades econômicas.

A avaliação das atividades econômicas é importante na identificação de APs, pois a possibilidade de existência de fonte de contaminação potencial em uma área está intimamente relacionada ao tipo de atividade econômica desenvolvida. Daí a importância de se avaliar com critério esses cadastros.

Um exemplo dessa relação entre atividade econômica e existência de fontes de contaminação pode ser visto na Resolução SMA nº 10/2017 (São Paulo, 2017), que estabelece a relação das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas, com base na Classificação Nacional de Atividades Econômicas (CNAE), ou seja, na tipologia da atividade econômica.

Sendo assim, o resultado do cruzamento das informações obtidas na Consulta a Dados Cadastrais Existentes, com a relação de atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas (tendo como identificador comum a atividade econômica), permite encontrar os endereços ou os locais com a possibilidade de abrigar ou ter abrigado fontes de contaminação, ou seja, permite identificar as APs.

A partir dessa introdução, verifica-se que a realização apenas da subetapa de Consulta a dados cadastrais existentes é capaz de identificar um determinado universo de APs. A consulta a fotografias aéreas e imagens de satélite multitemporais, tratada na **Seção 4.4**, é outra forma de identificar APs, que complementarão o universo localizado por meio da Consulta a dados cadastrais existentes.

A seguir, são descritas as diretrizes para orientar a realização da subetapa Consulta a Dados Cadastrais Existentes e como consolidar as informações obtidas para identificar as APs.

## 2. Fontes de informação

As informações necessárias para realizar a Classificação, que define uma área como uma AP, são as seguintes:

- ✓ endereço;
- ✓ descrição da atividade humana em desenvolvimento ou que foi desenvolvida na área em avaliação, conforme a relação de atividades econômicas constantes na Classificação Nacional de Atividades Econômicas (CNAE);
- ✓ coordenadas da propriedade em que a atividade é ou foi desenvolvida.

Essas informações podem ser obtidas a partir de consulta a dados cadastrais existentes em vários tipos de fontes de informação, como, por exemplo:

- ✓ relação de empreendimentos licenciados no Órgão Ambiental Gerenciador (ou órgão ambiental estadual ou municipal responsável pelo licenciamento e fiscalização das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas na região de interesse);
- ✓ relação de acidentes (por exemplo, rodoviários e ferroviários) registrados pelo Órgão Ambiental Gerenciador;
- ✓ relação de denúncias e reclamações registradas pelo Órgão Ambiental Gerenciador;
- ✓ relação de declarações de informação voluntária registradas pelo Órgão Ambiental Gerenciador;
- ✓ cadastros de áreas industriais e comerciais em associações e sindicatos patronais;
- ✓ Cadastro Nacional da Pessoa Jurídica da Receita Federal.

## 3. Cruzamento das informações obtidas com as atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas

Obtidas as informações sobre Classificação Nacional de Atividades Econômicas (CNAE), está presente na a atividade humana em desenvolvimento ou que foi desenvolvida na área em avaliação, o Órgão Ambiental Gerenciador verifica se o código da atividade identificada, segundo a relação de atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas, descrita no artigo 1º da Resolução SMA nº 10/2017 (São Paulo, 2017).

Em caso positivo, a área em avaliação, localizada no endereço identificado, será classificada como AP (Classificação 1), e incluída pelo Órgão Ambiental Gerenciador na Relação de Áreas com Potencial de Contaminação do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

Por exemplo, caso uma atividade econômica licenciada pela CETESB esteja registrada no Sistema de Fontes de Poluição (SIPOL) com o código CNAE 2011-8/00 (fabricação de cloro e álcalis), a área onde essa atividade está sendo desenvolvida será classificada como AP, uma vez que a subclasse 2011-8 está contida na divisão 20 (fabricação de produtos químicos) e todos os códigos CNAE dessa divisão estão incluídos na Resolução SMA nº 10/2017 (São Paulo, 2017) como atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas.

## Referências

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 10, de 8 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre a definição das atividades potencialmente

geradoras de áreas contaminadas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 127, n. 28, p. 43, 10 fev. 2017a. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2017resolucao_sma_010_2017-1.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 4.4: Consulta a Fotografias Aéreas ou Imagens de Satélite Multitemporais

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Fontes de informação ..... 2
3. Cruzamento das informações obtidas com as atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas ..... 2
Referências ..... 3

## 1. Introdução

Conforme a **Seção 4.1**, a etapa de Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação envolve a realização de duas subetapas de levantamento de informações, listadas a seguir:

- Consulta a Dados Cadastrais Existentes;
- Consulta a Fotografias Aéreas ou Imagens de Satélite Multitemporais.

A Consulta a Fotografias Aéreas ou Imagens de Satélite Multitemporais, objeto desta seção, compreende a avaliação de fotografias aéreas ou imagens de satélite que abrangem uma determinada região de interesse, onde são desenvolvidas, principalmente, atividades econômicas, regularizadas ou não, de diversas naturezas.

Essa avaliação possui o diferencial de possibilitar a visualização direta do uso do solo em uma determinada região e, quando imagens multitemporais estão disponíveis, identificar padrões históricos de alteração, reutilização ou mesmo desativação de fontes de contaminação.

Atualmente, em regiões urbanizadas e industrializadas, é possível obter imagens aéreas da década de 1950, além de imagens aéreas históricas posteriores, com um espaçamento temporal de uma imagem por década, até os dias atuais.

Em contraste com a subetapa de Consulta a Dados Cadastrais Existentes, a subetapa de Consulta a Fotografias Aéreas ou Imagens de Satélite Multitemporais tem maior efetividade em identificar Áreas com Potencial de Contaminação (APs) clandestinas, que operam irregularmente, as quais, por essa condição, não seriam encontradas em cadastros oficiais.

Mesmo assim, pode ser relevante o trabalho de cruzamento das informações obtidas a partir da análise de imagens aéreas multitemporais com as informações das APs identificadas na Consulta a Dados Cadastrais Existentes, para confirmação e validação.

Essa situação indica que, para melhores resultados na interpretação e avaliação das imagens aéreas multitemporais, é recomendável que a subetapa de Consulta a Dados Cadastrais tenha sido finalizada e que a relação de áreas classificadas como AP com base em dados cadastrais esteja disponível.

Ressalta-se que esse trabalho com imagens aéreas multitemporais, a ser conduzido pelo Órgão Ambiental Gerenciador, é diferente da interpretação de fotografias aéreas realizada na etapa de Avaliação Preliminar, que é realizada por um responsável técnico contratado por um responsável legal. O trabalho desenvolvido na etapa de Avaliação Preliminar possui uma escala menor de avaliação, centrado em uma única AP, de maneira a se identificar indícios ou suspeitas de contaminação. Diferentemente, a avaliação de imagens aéreas da subetapa de Consulta a Fotografias Aéreas ou Imagens de Satélite Multitemporais é feita em uma região de interesse, de escala menor, em que pode haver muitas APs.

## 2. Fontes de informação

As bases de dados de fotografias aéreas e imagens de satélite multitemporais estão disponíveis em órgãos governamentais, instituições de pesquisa, institutos nacionais e internacionais e empresas privadas, por exemplo:

- ✓ imagens de satélite de bancos de dados governamentais, como o DataGEO;
- ✓ imagens de satélite de bases de dados privadas, como o Google Earth;
- ✓ fotografias aéreas multitemporais de empresas especializadas;
- ✓ imagens aéreas de institutos cartográficos e geográficos de universidades;
- ✓ imagens de satélite de institutos espaciais nacionais e internacionais;
- ✓ plataformas de visualização geoespacial municipais, como o GeoSampa (São Paulo, 2025).

## 3. Cruzamento das informações obtidas com as atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas

Para que seja possível avaliar as imagens aéreas multitemporais, sejam fotografias ou imagens de satélite, é necessário fazer o seu georreferenciamento em um sistema de informação geográfica (SIG). Assim, as camadas de imagens podem ser sobrepostas, visando facilitar a identificação de fontes potenciais de contaminação e suas alterações.

Nesse momento, caso a etapa de Consulta a Dados Cadastrais Existentes tenha sido finalizada, a sobreposição das APs já identificadas em cadastros com as camadas de imagens multitemporais permitirá identificar alguma feição de interesse que não consta nos cadastros como uma área já classificada como AP.

Sendo assim, locais nas imagens sem informações cadastrais que se assemelhem a galpões e instalações industriais, áreas com movimentação de terra, cavas anteriormente abertas que foram fechadas em imagens recentes, disposição de resíduos etc. são marcados para uma avaliação detalhada do potencial de contaminação presente.

Pode ser necessária a realização de inspeções aos locais identificados, para se determinar a regularidade da atividade desenvolvida e se esta contém os requisitos para ser considerada uma atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas, conforme o artigo 1º da Resolução SMA nº 10/2017 (São Paulo, 2017).

Em caso positivo, a área em avaliação, localizada nas coordenadas identificadas, será classificada como AP, sendo incluída pelo Órgão Ambiental Gerenciador na Relação de Áreas com Potencial de Contaminação do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

## Referências

SÃO PAULO (Cidade). Prefeitura Municipal. Secretaria Municipal de Urbanismo e Licenciamento. **GEOSAMPA**: mapa digital da cidade de São Paulo. **Elaboração e execução** Amanda Mendes de Sousa *et al.* São Paulo: Prefeitura Municipal, 2025. Disponível em: https://geosampa.prefeitura.sp.gov.br/PaginasPublicas/_SBC.aspx. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 10, de 8 de fevereiro de 2017*. Dispõe sobre a definição das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas.* **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 127, n. 28, p. 43, 10 fev. 2017a. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2017resolucao_sma_010_2017-1.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 4.5: Classificação 1 e Priorização de Áreas com Potencial de Contaminação

**Sumário**

1. Classificação 1 ..... 1
2. Priorização de Áreas com Potencial de Contaminação ..... 2
Referências ..... 4

## 1. Classificação 1

Depois da execução das subetapas Consulta a Dados Cadastrais Existentes e Consulta a Fotografias Aéreas ou Imagens de Satélite Multitemporais, tratadas nas **seções 4.3** e **4.4**, respectivamente, as informações obtidas são interpretadas pelo Órgão Ambiental Gerenciador, com o objetivo de definir a classificação da área em avaliação, ou seja, a Classificação 1.

Uma vez identificadas individualmente, as áreas com potencial de contaminação (AP) são representadas no mapa georreferenciado da região de interesse, por meio de um ponto (que represente o centro da área ou o seu endereço) e, quando possível, pelo perímetro da área da propriedade onde a atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas identificada está sendo ou foi desenvolvida, conforme ilustrado na **Figura 4.5-1**.

**Figura 4.5-1: Representação da Área com Potencial de Contaminação (AP)**

Fonte: Google Earth (2022)

## 2. Priorização de Áreas com Potencial de Contaminação

Quando muitas APs são identificadas em uma região de interesse, após a realização da etapa de Identificação de Áreas com Potencial de Contaminação, o Órgão Ambiental Gerenciador pode utilizar um critério de priorização para definir em quais áreas a próxima etapa – a Avaliação Preliminar – deve ser realizada com prioridade.

Os principais critérios de priorização de áreas com potencial de contaminação estão relacionados com os danos que podem ser provocados aos bens a proteger. Entre os critérios possíveis, podem ser citados aqueles relacionados a áreas que:

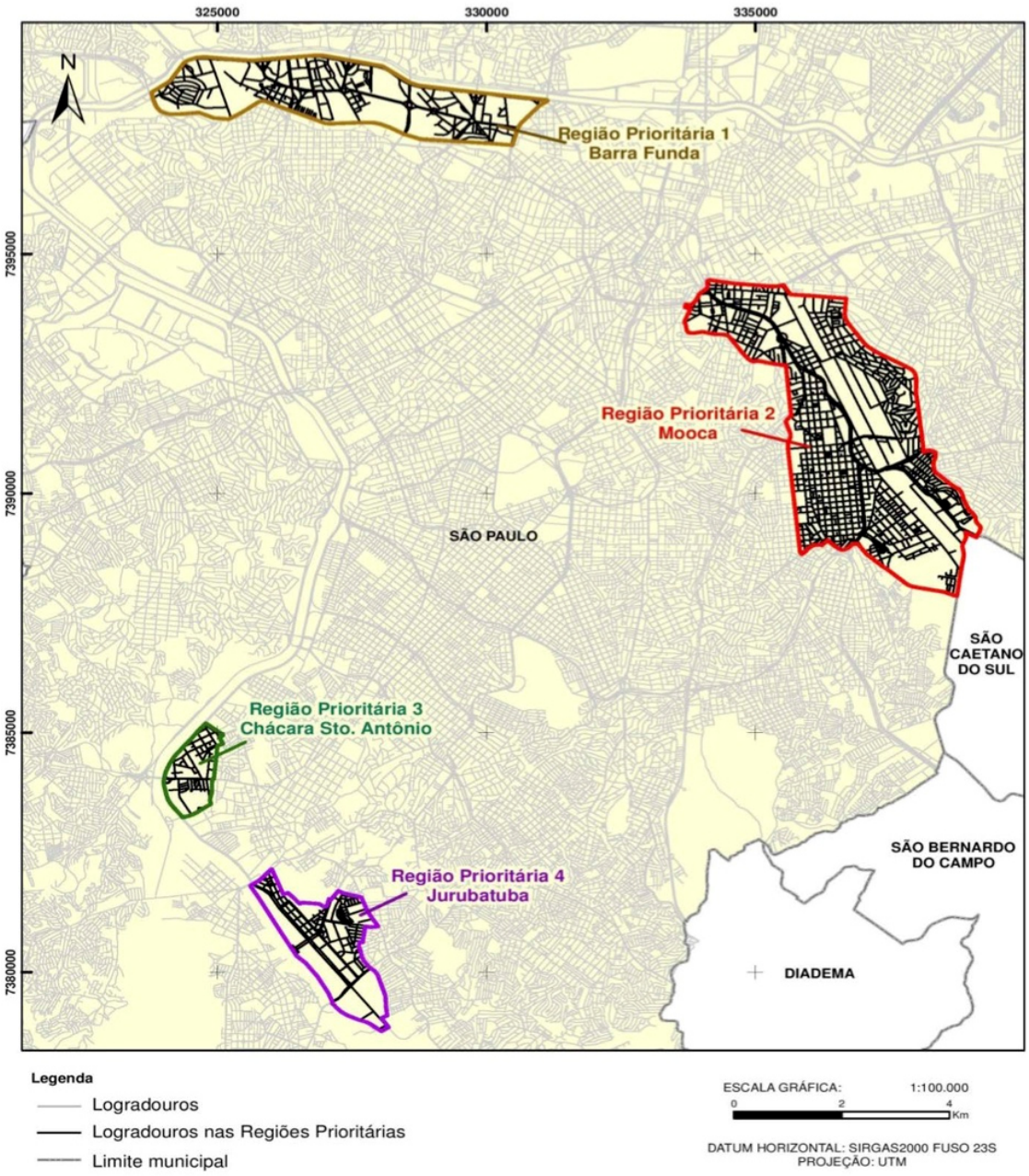
- ✓ abrigam ou abrigaram um tipo específico de atividade potencialmente geradora de área contaminada com histórico na geração de áreas contaminadas;
- ✓ estejam situadas na área de captação de um poço de abastecimento de água contaminado;
- ✓ estejam em uma região considerada prioritária pelo Órgão Ambiental Gerenciador, em razão dos problemas regionais de contaminação previamente identificados.
- ✓ estejam em regiões de estruturação urbana, que tiveram um uso pretérito predominantemente industrial e, atualmente, existe um vetor de mudança de uso do solo, especialmente para uso residencial ou comercial.

Dessa forma, conforme descrito na **Seção 4.1**, os responsáveis legais pelas áreas com potencial de contaminação consideradas prioritárias serão demandados, pelo Órgão Ambiental Gerenciador, a realizar a etapa seguinte do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, ou seja, a etapa de Avaliação Preliminar.

Por exemplo, no estado de São Paulo (região de interesse onde a CETESB é o Órgão Ambiental Gerenciador) foi publicada a Resolução SMA nº 11/2017 (São Paulo, 2017), na qual foram estabelecidas as regiões prioritárias para a identificação de áreas contaminadas. Como o próprio nome indica, essas regiões têm preferência na identificação de áreas com potencial de contaminação prioritárias, a partir da aplicação dos critérios citados anteriormente.

A seguir, é apresentada no **Anexo A** a figura da Resolução SMA nº 11/2017 (São Paulo, 2017), que mostra a localização das regiões prioritárias para a identificação de áreas contaminadas.

## ANEXO A – REGIÕES PRIORITÁRIAS




Fonte: São Paulo (2017)

## Referências

GOOGLE. Google Earth Pro. 2025 Google LLC.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 11, de 8 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre a definição das regiões prioritárias para a identificação de áreas contaminadas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 127, n. 28, p. 43-47, 10 fev. 2017b. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2017resolucao_sma_011_2017.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 5.1: Avaliação Preliminar – Introdução

A realização da etapa de Avaliação Preliminar em uma área classificada como Área com Potencial de Contaminação (AP), tem como objetivo geral identificar fatos, evidências, indícios ou incertezas que levem a suspeitar da existência de contaminação nos compartimentos do meio ambiente, gerada a partir de uma fonte de contaminação primária localizada dentro ou no entorno dos limites da área em avaliação.

O Órgão Ambiental Gerenciador pode demandar do responsável legal por uma AP a realização da etapa de Avaliação Preliminar por meio de convocação, bem como por meio de exigência técnica em processos administrativos. Outras situações previstas em legislação que também requerem a realização dessa etapa incluem a desativação de atividade potencialmente geradora de área contaminada licenciada e a reutilização de áreas com potencial de contaminação.

Os resultados dessa etapa são utilizados para embasar a Classificação 2 da área em avaliação como Área Suspeita de Contaminação (AS) (ou outra classificação possível, em razão das informações obtidas), além de orientar a execução das demais etapas do GAC.

Uma AS é aquela em que, durante a execução da etapa de Avaliação Preliminar, foram identificados:

- ✓ fatos, evidências, indícios ou incertezas que permitam suspeitar da existência de fontes de contaminação primárias;
- ✓ fatos, evidências, indícios ou incertezas que permitam suspeitar da existência de contaminação nos compartimentos do meio ambiente.

A etapa de Avaliação Preliminar tem como objetivos específicos ou atividades principais:

- ✓ Identificar as fontes de contaminação potenciais;
- ✓ Identificar as substâncias químicas de interesse (SQI);
- ✓ Constatar situações que permitam suspeitar da liberação de SQIs a partir das fontes de contaminação potenciais;
- ✓ Constatar situações que permitam suspeitar da existência de contaminação nos compartimentos do meio ambiente;
- ✓ Verificar a possibilidade de a área em avaliação ser atingida por contaminação gerada a partir de fonte de contaminação externa, fonte de contaminação difusa ou apresentar contaminação por fonte de contaminação natural;
- ✓ Descrever as hipóteses de liberação das SQIs a partir das fontes de contaminação potenciais e distribuição para os compartimentos do meio ambiente;

- ✓ Identificar os bens a proteger;
- ✓ Identificar os caminhos de exposição potenciais;
- ✓ Identificar os responsáveis legais solidários;
- ✓ Definir o modelo conceitual 1 (MCA 1);
- ✓ Verificar a necessidade de realização da etapa de Investigação Confirmatória;
- ✓ Propor plano da etapa de Investigação Confirmatória;
- ✓ Propor nova classificação da área.

A execução da etapa de Avaliação Preliminar produz um diagnóstico inicial de uma determinada AP, a partir da realização das subetapas de Levantamento de Informações Existentes e de Levantamento de Informações em Campo, conforme ilustrado na **Figura 5.1-1**.

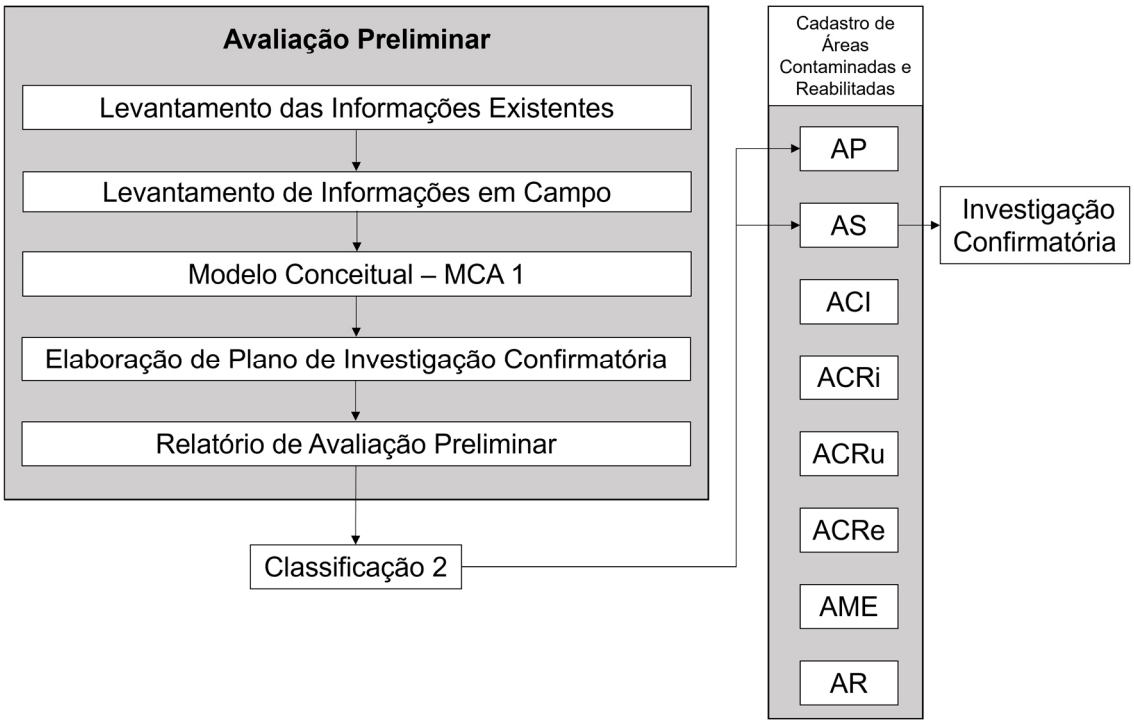
A metodologia e os critérios a serem observados nessas subetapas estão detalhados nas **seções 5.2** e **5.3**, que tratam, respectivamente, do Levantamento de Informações Existentes e do Levantamento de Informações em Campo.

Ao final da Avaliação Preliminar, a interpretação das informações será consolidada no modelo conceitual inicial da área (MCA 1), de maneira a embasar a Classificação 2, conforme descrito na **Seção 5.4**, além de fornecer subsídios para a elaboração do plano da etapa de Investigação Confirmatória, tratado na **Seção 5.5**, quando houver a proposta de classificar a área como AS.

As ASs identificadas passam a integrar a Relação de Áreas Suspeitas de Contaminação, armazenada no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

A compilação e a interpretação dos resultados da etapa de Avaliação Preliminar, juntamente com o MCA 1, são consubstanciadas e apresentadas em um documento denominado Relatório de Avaliação Preliminar, de acordo com o especificado na **Seção 5.6**.

**Figura 5.1-1: Fluxograma da etapa de avaliação preliminar**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

# Seção 5.2: Levantamento de Informações Existentes

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Fontes de Informação ..... 2
3. Análise e resultados do levantamento de informações existentes ..... 4
Referências ..... 4

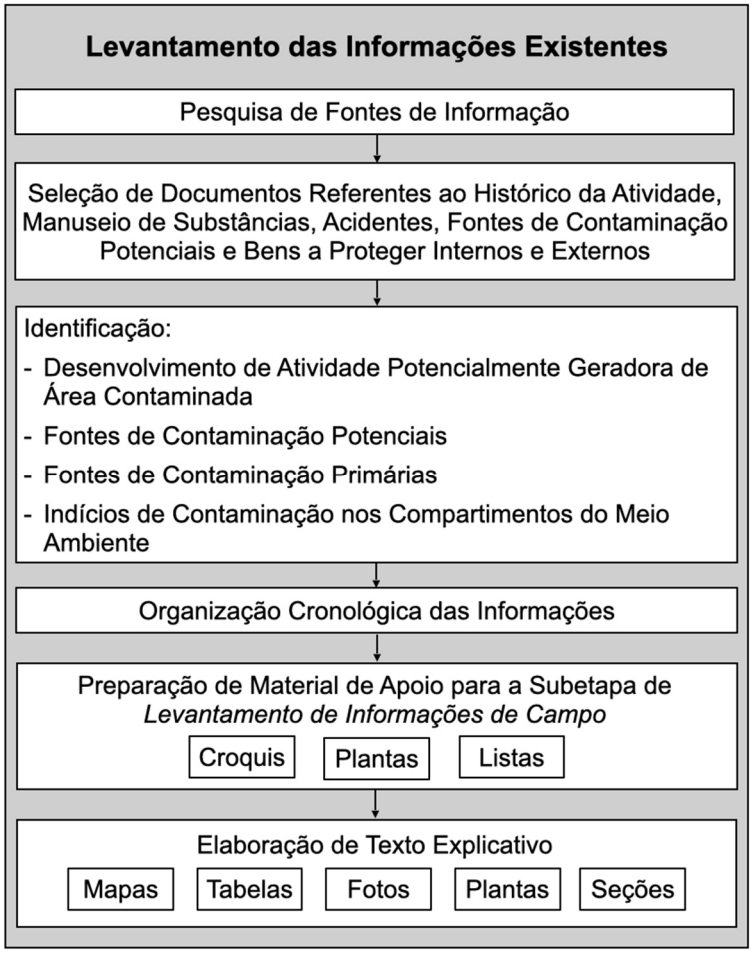
## 1. Introdução

A subetapa de Levantamento de Informações Existentes consiste na pesquisa, revisão e consolidação de informações disponíveis sobre a Área com Potencial de Contaminação (AP) e seu entorno, em diversas fontes de informação.

Esse levantamento faz parte das primeiras ações da etapa de Avaliação Preliminar, trazendo subsídios para orientar a subetapa de Levantamento de Informações de Campo.

Uma ordem conceitual das atividades realizadas no Levantamento de Informações Existentes está ilustrada na **Figura 5.2-1**.

**Figura 5.2-1: Fluxograma da subetapa de levantamento de informações existentes**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

## 2. Fontes de Informação

No Levantamento de Informações Existentes, podem ser consultadas, entre outras, as seguintes fontes de informação:

- ✓ registros do responsável legal e dos responsáveis legais solidários, como documentos, manuais e relatórios de operação ou manutenção dos processos produtivos;
- ✓ processos administrativos do Órgão Ambiental Gerenciador – normalmente o órgão ambiental estadual responsável pelo Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), pelo licenciamento e pela fiscalização das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas na área em avaliação e vizinhança;
- ✓ processos administrativos do órgão municipal, responsável pelo licenciamento e pela fiscalização das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas sob sua competência local e, em alguns casos, pelo GAC;
- ✓ informações dos órgãos municipais responsáveis pela aprovação de construções e reformas;
- ✓ cadastros federal, estadual ou municipal de Áreas Contaminadas e de Áreas Reabilitadas;
- ✓ cadastros federal e estadual de outorga dos recursos hídricos;
- ✓ cadastros estaduais e municipais dos órgãos de saúde;
- ✓ documentos, vídeos e imagens obtidas na internet;
- ✓ informações das empresas que ocuparam o imóvel ou a área em avaliação obtidas na Junta Comercial da região;
- ✓ matrículas dos imóveis na área em avaliação.

A partir dessas fontes de informação, podem ser encontrados diversos tipos de documentos sobre as atividades que existem ou existiram na área em avaliação – alguns úteis e outros não. Os mais importantes são aqueles que permitem uma reconstrução histórica das atividades, das fontes de contaminação potenciais e do manuseio de substâncias, além dos caminhos potenciais de exposição e bens a proteger. Como exemplo, podemos citar os seguintes documentos:

- ✓ registros relativos ao histórico de utilização, contendo a descrição da atividade potencialmente geradora de área contaminada;
- ✓ registros relativos à descrição do ambiente de trabalho nas áreas fonte e fontes de contaminação potenciais, com a caracterização (dimensões) das instalações;
- ✓ plantas com a localização das fontes de contaminação potenciais, que podem registrar alterações de “layout” ocorridas, destacando-se as

utilidades subterrâneas como a rede de drenagem de esgoto e efluentes e tanques subterrâneos;

- ✓ fluxogramas de produção obtidos em processos de licenciamento no Órgão Ambiental Gerenciador ou com os responsáveis legais solidários, com a descrição das fontes de contaminação;
- ✓ plantas com a localização dos bens a proteger na área em avaliação e na vizinhança.
- ✓ fotografias aéreas ou imagens de satélite multitemporais com a localização das fontes de contaminação potenciais, que podem registrar alterações de "layout" ocorridas;
- ✓ fotografias aéreas ou imagens de satélite multitemporais com a localização dos bens a proteger na área em avaliação e na vizinhança;
- ✓ registros dos produtos, matérias-primas, insumos, resíduos ou efluentes relacionados às fontes de contaminação potenciais ou áreas fonte identificadas;
- ✓ registros de ocorrência de acidentes ou vazamentos;
- ✓ registros com indícios da presença de fontes de contaminação primária;
- ✓ registros de indícios de contaminação dos compartimentos do meio ambiente;
- ✓ registros de denúncias e reclamações;
- ✓ mapas com a localização de APs, Áreas Contaminadas (AC), Áreas em Monitoramento para Encerramento (AME) e Áreas Reabilitadas (AR) existentes na vizinhança;
- ✓ laudos de análises químicas de água subterrânea (realizadas com objetivos diversos) e perfis de poços de abastecimento de água localizados na AP ou na vizinhança;
- ✓ relatórios sobre investigações geotécnicas realizadas para a construção de edificações existentes na área;
- ✓ relatórios sobre a execução no passado de etapas do GAC, se existentes, na área de interesse e vizinhança;
- ✓ mapas topográficos, hidrográficos, geológicos, pedológicos e hidrogeológicos locais e regionais;
- ✓ mapas de parcelamento, uso e ocupação do solo (zoneamento) e do plano diretor municipal;
- ✓ registros dos órgãos federal e estadual fornecedores de outorgas para uso dos recursos hídricos;

- ✓ registros dos órgãos de saúde estadual ou municipal.

### 3. Análise e resultados do levantamento de informações existentes

Os documentos selecionados sobre a área em avaliação são posteriormente analisados pelo responsável técnico, para que informações relevantes sejam compiladas e transferidas para croquis, plantas e tabelas. Esse trabalho analítico é importante, pois indicará locais a serem checados pelo responsável técnico em inspeção à área, além de torná-lo familiarizado com os processos e atividades desenvolvidas.

A análise dos resultados conduz à formulação das hipóteses sobre os principais problemas de contaminação que podem existir, caso a área em avaliação se torne uma AC, em razão de suas características, como o histórico de geração de áreas contaminadas ou substâncias utilizadas ou geradas.

Como referência para a identificação dos principais problemas de contaminação das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas, podem ser utilizados os Manuais como a coleção *The Sector Notebook Series* da United States Environmental Protection Agency (2016), ou *Environmental, Health, and Safety Guidelines* (International Finance Corporation, c2025).

Com maior nível de conhecimento obtido dessa análise, as ações posteriores da Avaliação Preliminar podem ser melhor planejadas pelo responsável técnico, otimizando tempo e recursos. Um exemplo disso é a identificação de novas fontes de informação, como pessoas importantes de serem entrevistadas e a formulação de perguntas para esclarecer as dúvidas existentes.

## Referências

IFC. World Bank Group. **Environmental, health, and safety (EHS) guidelines**. Washington, DC: IFC, c2025. Disponível em: https://www.ifc.org/en/insights-reports/2000/general-environmental-health-and-safety-guidelines. Acesso em: maio 2025.

USEPA. Compliance Assistance. **Sector notebooks**. Washington, DC: EPA, 2016. Disponível em: https://archive.epa.gov/compliance/resources/publications/assistance/sectors/web/html/index-3.html#obtaining. Acesso em: maio 2025.

# Seção 5.3: Levantamento de informações em campo

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Fontes de informação ..... 2
3. Resultados do Levantamento de Informações em Campo ..... 3

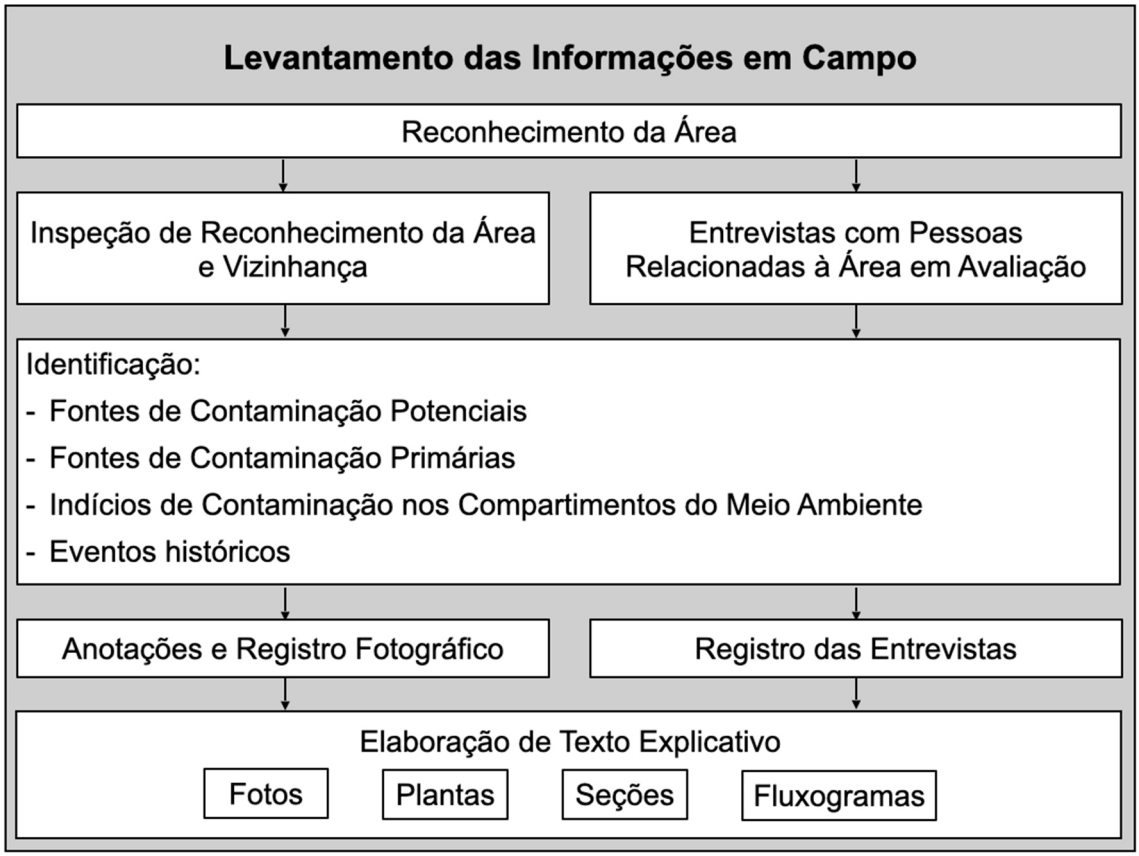
## 1. Introdução

O Levantamento de Informações em Campo consiste no reconhecimento da área com potencial de contaminação (AP) pelo responsável técnico, por meio de inspeção e entrevistas.

Esse levantamento permite avaliar visualmente as instalações da atividade potencialmente geradora de área contaminada e entrevistar pessoas experientes, conhecedoras do histórico da atividade e de seu entorno.

Uma ordem conceitual das atividades realizadas no Levantamento de Informações em Campo está ilustrada na **Figura 5.3-1**.

**Figura 5.3-1: Fluxograma da subetapa de levantamento de informações em campo**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

## 2. Fontes de informação

Durante a execução do Levantamento de Informações em Campo, podem ser obtidas novas informações sobre a área em avaliação a partir das seguintes atividades:

- ✓ inspeção de reconhecimento da área em avaliação e da vizinhança;
- ✓ entrevistas com pessoas relacionadas à área em avaliação.

A execução do Levantamento de Informações em Campo visa confirmar e complementar as informações obtidas no Levantamento de Informações Existentes, abrindo a possibilidade até de serem revisadas, caso se encontre, em campo, situações diferentes das existentes nos documentos consultados.

Na inspeção de reconhecimento da área em avaliação e da vizinhança, o responsável técnico realiza uma avaliação detalhada da AP, principalmente visual, com o objetivo de identificar as fontes de contaminação potenciais, indícios da existência de fontes de contaminação primárias e de contaminação nos compartimentos do meio ambiente.

São considerados indícios de contaminação os fatos, evidências, indícios ou incertezas que podem apontar a existência de contaminação ou de fontes de contaminação primárias, assim como a ausência de informações ou incertezas sobre os usos ocorridos na área em avaliação.

A seguir, constam exemplos de indícios de contaminação que podem ser identificados em campo:

- ✓ suspeita de ocorrência de vazamentos na fonte de contaminação potencial;
- ✓ ocorrência de vazamentos na fonte de contaminação potencial;
- ✓ manejo inadequado de matérias-primas, produtos, insumos, resíduos ou efluentes durante o funcionamento da fonte de contaminação potencial;
- ✓ inadequações no projeto da fonte de contaminação potencial;
- ✓ observação de indícios de contaminação nos compartimentos do meio ambiente, localizados nas proximidades da fonte de contaminação potencial;
- ✓ presença de matérias-primas, produtos, insumos, resíduos e efluentes, relacionados à fonte de contaminação potencial, dispostos sobre os pisos ou sobre o solo, impregnados nas paredes das construções, misturados no material de aterro, nas águas subterrâneas, no sedimento ou em outro compartimento do meio ambiente;
- ✓ presença de odores ou vapores no ar ambiente, no solo, ou nas águas subterrâneas, nas águas superficiais, ou em outros compartimentos do meio ambiente, relacionados às SQIs identificadas na fonte de contaminação potencial;
- ✓ incertezas sobre a localização ou existência da fonte de contaminação ao longo do histórico de utilização da área, seja pela atividade atual ou por outros usos.

Se possível, durante a inspeção, é recomendável o acompanhamento do responsável técnico por algum funcionário atual ou antigo, ou outra pessoa conhecedora da área, para que haja melhor entendimento da atividade e situação encontrada. Também é importante fazer um registro fotográfico abrangente das constatações de campo, o que facilita os trabalhos subsequentes e a elaboração do relatório da etapa de Avaliação Preliminar.

Durante a execução das entrevistas, busca-se alcançar os mesmos objetivos da inspeção em campo, por meio da consulta às seguintes pessoas relacionadas à área em avaliação:

- ✓ os responsáveis legais (causador e solidários);
- ✓ os funcionários atuais ou antigos;
- ✓ os moradores da área em avaliação;
- ✓ os vizinhos.

A inspeção de campo e entrevistas podem ser otimizadas se o responsável técnico utilizar croquis e listas de checagem elaborados na subetapa de Levantamento de Informações Existentes, evitando que algum local ou questão deixe de ser avaliada em campo por esquecimento.

### 3. Resultados do Levantamento de Informações em Campo

Os resultados do Levantamento de Informações em Campo são apresentados por meio de texto explicativo, fotos, plantas e seções com o registro das informações levantadas. Posteriormente, são integrados aos resultados do Levantamento de Informações Existentes, para viabilizar a construção do modelo conceitual 1 (MCA 1).

# Seção 5.4: Elaboração do Primeiro Modelo Conceitual e Classificação 2

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Estrutura do MCA 1 ..... 1**
2.1. Plantas georreferenciadas ..... 2
2.2. Fluxograma de exposição ..... 2
2.3. Tabela resumo ..... 3
2.4. Texto explicativo ..... 4
**3. Classificação 2 ..... 4**
**Referências ..... 5**

## 1. Introdução

O primeiro modelo conceitual da área (MCA 1) é produto da consolidação dos resultados da etapa de Avaliação Preliminar. Seu conteúdo descreve, de maneira resumida, as hipóteses de liberação de substâncias a partir das fontes de contaminação identificadas na área com potencial de contaminação (AP), e dos caminhos de exposição que essas podem percorrer nos compartimentos do meio ambiente, até atingirem os bens a proteger.

Nesta seção são apresentadas, no item 2, as diretrizes para a construção do MCA 1 e, no item 3, a metodologia para a classificação da área após a Avaliação Preliminar (Classificação 2).

Uma conceituação geral sobre essa ferramenta importante do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, que é o Modelo Conceitual da Área, pode ser consultada no item 5 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Estrutura do MCA 1

A elaboração do MCA 1 se inicia com a análise integrada das informações obtidas nas subetapas da Avaliação Preliminar: de Levantamento de Informações Existentes e de Levantamento de Informações de Campo.

Essas informações, inicialmente dispersas, são reunidas e organizadas por fonte de contaminação, formando uma estrutura que contém o seguinte:

- ✓ plantas georreferenciadas com a representação da área com potencial de contaminação, das suas áreas fonte e fontes de contaminação;
- ✓ fluxograma do caminho de exposição;
- ✓ tabela com resumo das informações;
- ✓ texto explicativo com integração e interpretação das informações sobre os caminhos de exposição identificados.

As áreas fonte são subáreas definidas dentro dos limites da AP, que contêm edificações ou setores, onde existem ou existiram fontes de contaminação

relacionadas a um mesmo processo. As áreas fonte são delineadas com o objetivo de organizar as informações sobre as fontes de contaminação existentes na AP.

### 2.1. Plantas georreferenciadas

A representação da AP, das suas áreas fonte e fontes de contaminação é feita por meio da elaboração de seis plantas, conforme descrito a seguir:

**Planta da área com potencial de contaminação** – planta contendo o polígono que representa os limites (perímetro) da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas avaliada (atual e pretéritas), delineado com base na(s) matrícula(s) do imóvel(is), ao qual se aplica a classificação como AP. Na legenda, são inseridas informações sobre o CNAE da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas, sua razão social, o número da matrícula, as coordenadas do centro da área, dimensões e pontos de acesso.

**Planta multitemporal das áreas fonte** – planta contendo a localização atual e/ou pretérita das áreas fonte que existem ou existiram dentro dos limites da área em avaliação. Também é representada nessa planta a posição estimada das áreas fonte cuja localização ou existência foi considerada incerta.

**Planta multitemporal das fontes de contaminação** – planta contendo a localização atual e/ou pretérita das fontes de contaminação localizadas dentro de cada área fonte. Também é representada nessa planta a posição estimada das fontes de contaminação cuja localização ou existência foi considerada incerta.

**Planta multitemporal da vizinhança** – planta contendo a localização das Áreas com Potencial de Contaminação (AP), Áreas Contaminadas (áreas classificadas como ACI, ACRi, ACRe e ACRu), Áreas em Monitoramento para Encerramento (AME) e Áreas Reabilitadas (AR), identificadas num raio de 100 metros dos limites da área em avaliação, incluindo as respectivas plumas de contaminação mapeadas, que possam influenciar na área em avaliação.

**Planta multitemporal dos bens a proteger** – planta contendo os bens a proteger localizados dentro da AP e sua vizinhança, num raio de 100 metros dos seus limites.

**Planta dos volumes dos compartimentos do meio ambiente** – planta com a projeção dos volumes dos compartimentos do meio ambiente que possam estar contaminados, a partir de cada fonte de contaminação identificada ou estimada, sendo esses volumes determinados com base na interpretação das hipóteses de liberação das substâncias para os compartimentos do meio ambiente e das hipóteses de distribuição das substâncias nesses compartimentos.

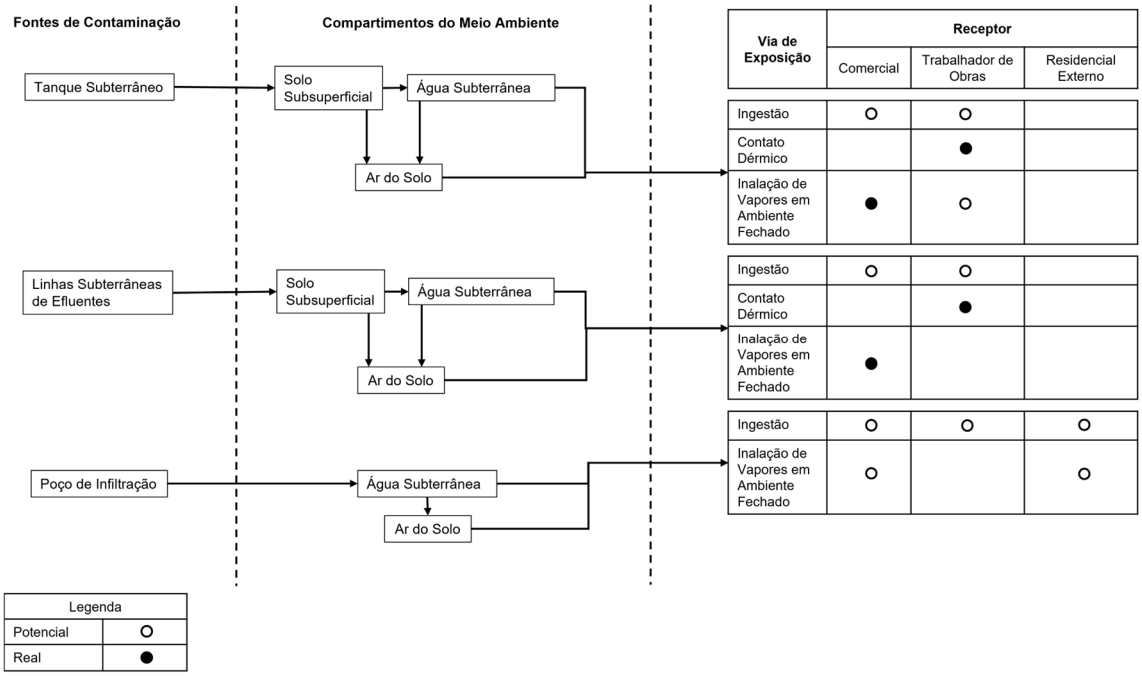
Em razão das características das áreas identificadas na vizinhança, dos bens a proteger ou dos compartimentos do meio ambiente, o raio de 100 metros pode ser diminuído ou expandido, caso o responsável técnico considere necessário.

### 2.2. Fluxograma de exposição

O fluxograma é um recurso visual do MCA que interliga a fonte de contaminação aos receptores/bens a proteger de uma área em avaliação, indicando os compartimentos do meio ambiente contaminados ou potencialmente contaminados, e a possibilidade de exposição dos receptores à contaminação.

O fluxograma pode ser dividido em três partes, indicando as fontes de contaminação, os compartimentos do meio ambiente e os receptores e vias de exposição, conforme o fluxograma hipotético representado na **Figura 5.4-1**.

**Figura 5.4-1 – Exemplo de fluxograma a ser elaborado no MCA 1**




Fonte: Adaptado de Department of Toxic Substances Control (2008)

O fluxograma de exposição é mais bem entendido e contribui para o MCA se for acompanhado de figuras com cortes ou seções transversais da área em avaliação, que cruzem os caminhos de exposição mais importantes e demonstrem visualmente, em corte, o trajeto das Substâncias Químicas de Interesse (SQI), desde as fontes de contaminação, até atingir os bens a proteger.

### 2.3. Tabela resumo

O resumo das informações sobre os caminhos de exposição definidos na etapa de Avaliação Preliminar é necessário para melhor entendimento do MCA 1. Esse resumo pode ser feito por meio de tabela, estruturada com uma fonte de contaminação por linha e as seguintes informações nas colunas:

- ✓ a identificação da fonte de contaminação;
- ✓ a identificação da área fonte;
- ✓ as SQIs a serem consideradas;
- ✓ os bens a proteger que podem ser atingidos;
- ✓ a indicação do nível de prioridade de cada fonte de contaminação para o plano da etapa de Investigação Confirmatória;
- ✓ a indicação dos compartimentos do meio ambiente a serem amostrados na etapa de Investigação Confirmatória.
- ✓ as ações preventivas e corretivas indicadas.

Em outra tabela, podem ser consolidadas as seguintes informações das áreas vizinhas com possibilidade de influenciar na área em avaliação:

- ✓ a identificação da área vizinha;
- ✓ a classificação da área vizinha;
- ✓ as SQIs a serem consideradas;
- ✓ os bens a proteger que podem ser atingidos;
- ✓ a indicação do nível de prioridade de cada área vizinha para o plano da etapa de Investigação Confirmatória;
- ✓ a indicação dos compartimentos do meio ambiente a serem amostrados na etapa de Investigação Confirmatória.

O responsável legal pode propor complementações às tabelas resumo, incluindo colunas adicionais que julgar necessárias para compilação das informações.

Um exemplo hipotético da tabela resumo está ilustrado na **Tabela 5.4-1**:

**Tabela 5.4-1 – Tabela resumo a ser elaborada no MCA 1**

| Fonte de Contaminação | Área Fonte | Grupo das SQIs | Bem a Proteger | Prioridade | Compartimento do meio ambiente a ser amostrado | Ação Corretiva Emergencial |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Tanque subterrâneo | Área de abastecimento interno | Hidrocarbonetos | Trabalhador comercial, trabalhador de obras | Prioridade 1 | Solo subsuperficial, água subterrânea, ar do solo | Troca do tanque |
| Linhas subterrâneas de efluentes | Área de produção | Hidrocarbonetos, metais, solventes clorados | Trabalhador comercial, trabalhador de obras | Prioridade 1 | Solo subsuperficial, água subterrânea, ar do solo | - |
| Poço de infiltração | Área de descarte | Hidrocarbonetos, metais, solventes clorados | Trabalhador comercial, residentes externos | Prioridade 1 | Água subterrânea, ar do solo | Remoção |

Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

### 2.4. Texto explicativo

O texto explicativo do MCA 1 busca trazer sentido às informações representadas nas plantas georreferenciadas, fluxograma e tabela resumo, por meio da descrição dos caminhos de exposição definidos a partir de cada fonte de contaminação interna à área ou da vizinhança, até atingir os bens a proteger.

Como roteiro para construção do texto explicativo, podem ser utilizados os tópicos do item 2.1 da **seção 5.6**.

## 3. Classificação 2

A Classificação 2 realizada pelo Órgão Ambiental Gerenciador tem como base os indícios de contaminação constatados, e a proposta de classificação feita pelo responsável legal.

Dessa forma, quando identificado pelo menos um indício de contaminação na etapa de Avaliação Preliminar, a área com potencial de contaminação (AP) passa a ser classificada como Área Suspeita de Contaminação (AS).

Cabe ser destacado que, durante a etapa de Avaliação Preliminar, a área em avaliação pode receber outras classificações, além da classificação como AS, em razão dos resultados obtidos.

Caso não sejam identificados indícios de contaminação, a área em avaliação mantém a sua classificação como AP quando, nessa área, permanecer funcionando uma atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas. Se, nesse mesmo cenário, não permanecer funcionando uma atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas, a área terá sua classificação como AP removida e o GAC será encerrado.

Nas situações em que foi constatada a possibilidade de a área ser atingida por contaminação gerada de fonte de contaminação externa, ou de fonte de contaminação difusa, ou apresentar fonte de contaminação natural, ela passa a ser classificada como AS, e prossegue para a próxima etapa de Investigação Confirmatória.

## Referências

DTSC. **Proven Technologies and Remedies Guidance Remediation of Metals in Soil.** Department of Toxic Substances Control. California Environmental Protection Agency. 2008. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://dtsc.ca.gov/wp-content/uploads/sites/31/2024/05/Guidance_Remediation-Soils-050124.pdf. Acesso em julho/2025.

# Seção 5.5: Elaboração do Plano de Investigação Confirmatória

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Plano de Amostragem ..... 2**
2.1. Fontes de contaminação e áreas vizinhas ..... 3
2.2. SQIs e os valores de intervenção ..... 4
2.2.1. SQIs ..... 4
2.2.2. Valores de intervenção ..... 5
2.3. Volumes representativos e designs amostrais ..... 5
2.3.1. Volumes representativos ..... 6
2.3.2. Designs amostrais ..... 6
2.4. Distribuição espacial dos pontos de amostragem ..... 7
2.4.1. Características das fontes de contaminação ..... 9
2.4.2. Características das SQIs ..... 10
2.4.3. Características dos compartimentos do meio ambiente ..... 14
2.4.4. Características dos bens a proteger ..... 15
2.4.5. Objetivos da Investigação Detalhada ..... 15
2.5. Soluções adotadas em relação às dificuldades encontradas para a localização dos pontos de amostragem ..... 16
2.5.1. Incertezas sobre a existência, localização ou características da fonte de contaminação ..... 16
2.5.2. Dificuldade de acesso aos pontos de amostragem ou restrições de segurança ..... 17
2.5.3. Prazos reduzidos ..... 17
2.5.4. Recursos econômicos ..... 17
**3. Seleção dos métodos de investigação ..... 18**
3.1. Métodos indiretos de investigação ..... 18
3.2. Métodos diretos de investigação ..... 18
3.3. Métodos analíticos ..... 19
3.4. Controles de qualidade ..... 19
**4. Elaboração do plano de infraestrutura e segurança ..... 19**
**5. Elaboração do cronograma ..... 19**
**Referências ..... 19**

## 1. Introdução

O plano da etapa de Investigação Confirmatória é construído a partir da execução das seguintes ações, todas baseadas no primeiro modelo conceitual da área (MCA 1):

- ✓ elaboração do plano de amostragem;
- ✓ seleção dos métodos de investigação;
- ✓ elaboração do plano de infraestrutura e segurança;
- ✓ elaboração do cronograma.

O plano de amostragem contém a indicação do número de amostras a serem coletadas, a localização em planta e em profundidade dos pontos de amostragem, além da

definição das Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) e seus respectivos valores de intervenção (VI).

Os métodos de investigação dos compartimentos do meio ambiente são parte do plano de amostragem, cuja seleção adequada se dá conforme o tipo de amostras e análises propostas.

No plano de infraestrutura e segurança são definidos: a estrutura física necessária para a implementação dos métodos de investigação, assim como os procedimentos de segurança dos trabalhadores envolvidos nas investigações, das pessoas existentes na área em avaliação ou na sua vizinhança e do meio ambiente.

O cronograma da etapa de Investigação Confirmatória tem como referência temporal os aspectos administrativos e legais envolvidos, como, por exemplo, as exigências do Órgão Ambiental Gerenciador. Na sua construção, também são consideradas as atividades do plano de amostragem, do plano de infraestrutura e segurança e, em algum aspecto, os interesses e restrições que o responsável legal possa ter.

## 2. Plano de Amostragem

O plano de amostragem será definitivo caso as informações sobre a existência, localização ou características das fontes de contaminação descritas no MCA 1 forem consideradas completas, permitindo a locação de pontos de amostragem representativos necessários para embasar a decisão sobre a existência de contaminação nos compartimentos do meio ambiente.

Caso contrário, se houver incertezas sobre esses aspectos, poderá ser previsto, no plano, a adoção de métodos de investigação que indiquem a natureza e a distribuição das substâncias químicas de interesse (métodos de *screening* ou geofísicos), com o objetivo de reduzir tais incertezas e direcionar o posicionamento dos pontos de amostragem que serão utilizados para confirmar, ou não, a presença de contaminação nos compartimentos do meio ambiente. Com isso, os resultados dessas investigações poderão refinar o plano de amostragem até que ele se torne definitivo.

Outras situações, como a existência de obstáculos físicos, aspectos de segurança identificados em campo, problemas relativos aos prazos a serem cumpridos ou recursos econômicos insuficientes, podem provocar ajustes no plano de amostragem, sendo necessário apontar as soluções encontradas para esses problemas, com as devidas justificativas.

Portanto, em razão da presença dessas incertezas registradas no MCA 1 ou outras dificuldades identificadas em campo, o plano de amostragem elaborado na etapa de Avaliação Preliminar poderá ser revisado e consolidado definitivamente no início da subetapa de Execução do Plano de Investigação Confirmatória.

Dessa forma, são indicados no plano de amostragem da Investigação Confirmatória os seguintes itens:

- ✓ as fontes de contaminação – ou áreas vizinhas que possam influenciar na área em avaliação – a serem contempladas na etapa de Investigação Confirmatória (prioridade 1);
- ✓ as SQIs e os respectivos valores de intervenção a serem considerados, organizados para cada fonte de contaminação ou áreas vizinhas identificadas;

- ✓ os volumes representativos dos compartimentos do meio ambiente com maior potencial de terem sofrido alteração em sua qualidade, deixando clara a relação com as fontes de contaminação ou áreas vizinhas consideradas, conforme definido no MCA 1;

- ✓ o design amostral (amostragem direcionada ou sistemática) definido para investigar de forma representativa os volumes dos compartimentos do meio ambiente, que é construído com base nas incertezas sobre a completude das informações históricas utilizadas na identificação de todas as fontes de contaminação;

- ✓ as técnicas de amostragem de solo, água subterrânea, vapores do solo e outros materiais de interesse a serem utilizadas na execução do design amostral;

- ✓ as dificuldades encontradas para a execução dos pontos de amostragem programados, como obstáculos físicos, prazos, recursos técnicos e econômicos. Essa avaliação é importante para a elaboração dos próximos modelos conceituais da área, os quais terão o desafio de considerar essas limitações na continuidade do gerenciamento e implantação de medidas de intervenção eficazes e eficientes.

### 2.1. Fontes de contaminação e áreas vizinhas

O plano de amostragem da Investigação Confirmatória é construído com base no conhecimento sobre as fontes de contaminação potenciais ou primárias, de maneira que métodos de investigação distintos podem ser considerados, a depender da existência de informações completas ou de incertezas sobre a existência, posicionamento ou características dessas fontes.

Onde foram observadas incertezas, determinados métodos de investigação são utilizados para gerenciá-las (métodos de *screening* e geofísicos), com o objetivo de direcionar as amostragens nos compartimentos do meio ambiente selecionados.

Outra categorização possível de ser adotada para cada fonte de contaminação considera o grau de prioridade para ser investigada (prioridade 1 ou 2), ou seja, estabelece justificadamente qual fonte será investigada na etapa de Investigação Confirmatória (prioridade 1) e qual poderá ser investigada na etapa seguinte de Investigação Detalhada (prioridade 2), caso haja necessidade. As justificativas podem ser, por exemplo, a racionalização de recursos econômicos, baixa potência da fonte de contaminação, garantia da segurança dos trabalhadores das investigações e de outras pessoas próximas, ou ainda aguardar uma situação favorável para acessar a fonte de contaminação, como após a demolição de instalações.

As mesmas diretrizes descritas para investigar as fontes internas são válidas para investigar fontes externas, quando houver a possibilidade de a área em avaliação ter sido atingida por uma pluma de contaminação proveniente de fonte de contaminação localizada em área vizinha. Além da sua posição em relação à área em avaliação, representada em planta, são discriminados o volume dos compartimentos do meio ambiente potencialmente contaminados, as incertezas sobre sua existência, localização ou características e o grau de prioridade para investigação de cada área vizinha (prioridade 1 ou 2).

### 2.2. SQIs e os valores de intervenção

No plano de amostragem é necessário consolidar as SQIs definidas no MCA 1, a serem analisadas na Investigação Confirmatória, assim como seus respectivos VIs.

#### 2.2.1. SQIs

Para consolidar as SQIs, adota-se como referência a composição dos materiais utilizados ou armazenados na fonte de contaminação potencial ou primária. A partir dessa avaliação, as substâncias peculiares a esses materiais, determinadas em literatura, que tenham características suficientes para causar danos aos bens a proteger, são selecionadas como SQIs.

Diretrizes gerais sobre a definição das SQIs são apesentadas no item 6 da **Seção 1.2**.

Quando não há informações sobre a composição dos materiais no MCA 1, pode ser necessário realizar análises químicas dos materiais ou refinar a pesquisa histórica realizada na subetapa de Levantamento de Informações Existentes.

Se houver incertezas sobre as características da fonte de contaminação, de forma que não seja possível definir os materiais utilizados, considera-se a composição dos materiais que são ou possam ter sido utilizados, ou armazenados na área fonte à qual eles pertencem. Em um cenário de incerteza ainda maior, quando nem mesmo estiverem disponíveis informações sobre as áreas fonte, pode-se considerar a composição dos materiais que são, ou possam ter sido utilizados, ou armazenados na operação da Atividade Potencialmente Geradora de Áreas Contaminadas desenvolvida, ou que foi desenvolvida na área em avaliação.

Por exemplo, no caso em que há certeza de armazenamento somente de gasolina em um tanque de combustíveis, poderiam ser indicadas as SQIs benzeno, tolueno, etilbenzeno, xilenos, além do TPH fracionado, para identificar uma possível contaminação de um compartimento do meio ambiente a partir de um vazamento nesse tanque, considerando as informações existentes em ampla literatura sobre a composição da gasolina e os danos que essas substâncias podem provocar aos bens a proteger.

Quando há incerteza sobre qual tipo de combustível foi armazenado no tanque, ou há informações de que nesse tanque foram armazenados vários tipos de combustíveis, existirá a necessidade de ampliar a lista de SQIs, em razão da composição dos combustíveis que foram ou possam ter sido armazenados no tanque. Essa definição pode ser realizada por meio de análises químicas do combustível armazenado ou refinamento da pesquisa histórica realizada na subetapa de Levantamento de Informações Existentes.

Se houver uma fonte de contaminação externa localizada na vizinhança, a indicação das SQIs terá como base informações sobre as plumas de contaminação mapeadas a montante, que atingiram ou que possam atingir a área em avaliação.

Na ausência de informações sobre as plumas provenientes de fonte de contaminação externa, as SQIs devem ser indicadas com base nas características das Atividades Potencialmente Geradoras de Áreas Contaminadas identificadas na vizinhança e, preferencialmente, se houver mais detalhamento de informações, com base nas características de suas respectivas fontes de contaminação potenciais ou primárias.

Em suma, busca-se definir as SQIs por fonte de contaminação potencial ou primária, área fonte ou Atividade Potencialmente Geradora de Área Contaminada, conforme o

nível de incerteza, selecionando-as de forma criteriosa e personalizada. A simplificação dessa atividade com a realização de varreduras de grupos de substâncias químicas, muitas vezes adotada para compensar uma falta de informações sobre o histórico da área, é um recurso a ser considerado em última instância, depois de esgotadas as possibilidades de identificar SQIs específicas de serem investigadas.

### 2.2.2. Valores de intervenção

Para cada SQI selecionada, é definido um respectivo Valor de Intervenção (VI), a ser utilizado para realizar a Classificação 3.

No caso do estado de São Paulo, são utilizados os VIs estabelecidos pela CETESB por meio da **Decisão da Diretoria 125/2021/E** (CETESB, 2021). Outros estados podem utilizar os **Valores de Investigação** (que correspondem aos VIs) estabelecidos na **Resolução CONAMA nº 420/2009** (Brasil, 2009), caso não tenham desenvolvidos seus próprios VIs.

Para SQIs ou meios não contemplados nessas relações, poderão ser utilizados os valores definidos na última atualização dos ***Regional Screening Levels*** (RSLs), desenvolvidos pela United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2024), ou utilizadas listas de valores orientadores de intervenção produzidas por outras entidades reconhecidas.

Para as SQIs não incluídas nessas listas, mas de importância para a avaliação de determinada área/atividade, o responsável técnico tem a tarefa de propor valores de intervenção específicos, utilizando a Planilha de Avaliação de Risco da CETESB, quando se tratar de risco à saúde humana, ou outra ferramenta, dependendo do tipo de bem a proteger. Mesmo que isso não seja possível, essa SQI se mantém incluída como parâmetro de interesse no gerenciamento da área, para a qual um critério de tomada de decisão, caso a caso, terá de ser estabelecido.

Na definição do valor de intervenção a ser adotado, para efeito de comparação com as concentrações observadas nas amostras de solo ou em outros materiais sólidos que possam estar presentes na zona não saturada – como sedimentos, rochas ou materiais antrópicos –, e confirmar a presença de uma possível contaminação em fase retida, utiliza-se o cenário de exposição existente ou proposto para a área e seu entorno, a saber, agrícola, residencial ou comercial/industrial. Nos casos em que não seja possível a caracterização específica de um único cenário para a área e entorno, adota-se o cenário para o qual os valores de intervenção sejam mais restritivos.

## 2.3. Volumes representativos e designs amostrais

Conceitualmente, as investigações na etapa de Investigação Confirmatória são posicionadas dentro dos volumes representativos dos compartimentos do meio ambiente que podem ter sido atingidos por substâncias liberadas de uma fonte de contaminação.

A definição desse posicionamento, além da quantidade de amostras necessárias, forma uma distribuição de amostras denominada design amostral, a ser estabelecida para cada compartimento do meio ambiente objeto de investigação.

Destaca-se que na etapa de Investigação Confirmatória, não é recomendada a amostragem dentro ou abaixo das fontes de contaminação potenciais ou primárias, quando houver suspeita da presença de fase livre de líquidos imiscíveis mais densos que a água (DNAPL), especialmente, solventes clorados. Isso, em razão da possibilidade de agravamento da contaminação, como a ocorrência de uma possível

contaminação cruzada para porções dos compartimentos do meio ambiente que não foram atingidos pela contaminação. Nesses casos, as investigações são planejadas e executadas na etapa de Investigação Detalhada, tomando-se os devidos cuidados.

### 2.3.1. Volumes representativos

Os volumes representativos são porções tridimensionais dos compartimentos do meio ambiente em que existe a possibilidade das SQIs se acumularem ou se encontrarem em transporte, liberadas a partir de uma fonte de contaminação potencial ou primária existente, ou que possa ter existido. Esses volumes são definidos com base nas seguintes informações:

- ✓ as atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas;
- ✓ as fontes de contaminação potenciais ou primárias;
- ✓ os indícios de contaminação;
- ✓ as áreas localizadas na vizinhança;
- ✓ as hipóteses de liberação das SQIs para os compartimentos do meio ambiente;
- ✓ as hipóteses de distribuição das SQIs nos compartimentos do meio ambiente;
- ✓ as hipóteses de exposição dos bens a proteger às SQIs e vias de ingresso.

Como regra geral, os volumes representativos dos compartimentos do meio ambiente com maior probabilidade de ter sua qualidade afetada, estão localizados no entorno da fonte de contaminação potencial ou primária, até uma distância (no sentido horizontal) ou profundidade (no sentido vertical) em que são esperadas concentrações elevadas das SQIs, como centros de massa, ou fontes de contaminação secundárias, como as plumas de contaminação.

Dessa forma, para cada fonte de contaminação podem ser definidos mais de um volume representativo, sendo um para cada compartimento do meio ambiente potencialmente atingido, uma vez que o comportamento e mobilidade dos contaminantes varia conforme o compartimento do meio ambiente em que está inserido.

Os volumes representativos podem ser colocados em ordem de priorização para serem investigados na etapa de Investigação Confirmatória ou na Investigação Detalhada (caso seja confirmada contaminação).

### 2.3.2. Designs amostrais

Para cada volume representativo definido, é estabelecido, em seguida, um design amostral. Existem duas categorias gerais de design amostral: o probabilístico e o direcionado.

O design amostral probabilístico envolve necessariamente uma seleção aleatória das amostras, em que cada membro da população amostral tem a mesma chance de ser selecionado. Esse design permite a realização de inferências estatísticas (quantificação do erro e estimativa da variância) e tem como vantagem a possibilidade de estimar ou quantificar as incertezas da amostragem realizada. Porém, possui a desvantagem de ser difícil, ou mesmo inviável, a sua implantação em áreas ativas, por envolver a coleta

de amostras aleatórias em locais com inúmeros obstáculos. Normalmente, resultam em um custo maior, quando comparado ao design direcionado.

Entre os designs amostrais probabilísticos podem ser citados o sistemático em grid regular e o multi-incremento.

Recomenda-se como referência sobre o assunto o documento Guidance on Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection – For use in Developing a Quality Assurance Project Plan – EPA QA/G-55 – United States Environmental Protection Agency – December 2002 – EPA/240/R-02/005 (USEPA, 2002).

No design direcionado, a seleção das amostras é realizada com base em julgamento profissional, considerando a existência de informações de qualidade suficiente no MCA 1, ou de informações obtidas da aplicação de métodos diretos ou indiretos de investigação (métodos de screening ou geofísica), visando direcionar as amostragens.

Um design direcionado é mais fácil de ser implementado e normalmente a um custo menor, em comparação com o design probabilístico. Porém, sua aplicação de forma adequada depende da construção de um MCA 1 consistente, com um nível de incerteza aceitável, ou seja, sem incertezas relativas à existência, localização ou características das fontes de contaminação, para as quais foi possível definir de maneira representativa os volumes dos compartimentos do meio ambiente a serem amostrados.

Em termos do tipo de fonte de contaminação, o design amostral direcionado tem melhor aplicação na investigação de fontes de contaminação potenciais ou primárias pontuais.

Para as fontes de contaminação pontuais, onde existem incertezas quanto à localização ou características, para fontes de contaminação difusas ou para aquelas com características lineares (tubulações subterrâneas, por exemplo), onde os pontos de vazamento não puderam ser identificados, o design amostral probabilístico mostra-se mais adequado para investigá-las.

Portanto, quando houver incertezas sobre a existência, a localização ou as características das fontes de contaminação, recomenda-se considerar a adoção inicial de um design amostral probabilístico, cujos resultados possam ser usados para a tomada de decisão sobre a existência de contaminação ou, em semelhança à estratégia de investigação com métodos de *screening* e geofísica, que orientem a complementação da Investigação Confirmatória com a utilização posterior de um design direcionado.

### 2.4. Distribuição espacial dos pontos de amostragem

Uma vez definido o volume representativo do compartimento do meio ambiente a ser amostrado, os pontos de amostragem são posicionados em seu interior, considerando um design amostral direcionado ou probabilístico.

Para se determinar a distribuição espacial dos pontos de amostragem, é preciso que se considere, de forma integrada, os seguintes fatores:

- ✓ características das fontes de contaminação;
- ✓ características das SQIs;
- ✓ características dos compartimentos do meio ambiente;

- ✓ características dos bens a proteger;
- ✓ objetivos da Investigação Detalhada.

Portanto, as opções para a seleção dos compartimentos do meio ambiente são os seguintes:

- ✓ o compartimento do meio ambiente onde ocorre ou pode ocorrer o primeiro contato com as SQIs relacionadas com a fonte de contaminação potencial ou primária;
- ✓ os compartimentos do meio ambiente que podem ser atingidos pelas SQIs, a partir de uma estimativa conservadora;
- ✓ os compartimentos do meio ambiente onde foram observados indícios de contaminação;
- ✓ os compartimentos do meio ambiente onde pode haver contato das SQIs com os bens a proteger.

Em relação às áreas contaminadas vizinhas, busca-se selecionar os compartimentos do meio ambiente onde estão presentes as plumas de contaminação mapeadas ou estimadas que caminham em direção à área em avaliação.

No design probabilístico, a localização dos pontos de amostragem segue as regras estabelecidas nos métodos adotados, como, por exemplo, o grid regular ou o multi-incremento.

No design direcionado, os pontos de amostragem são localizados próximos à fonte de contaminação, nos locais onde foram observados indícios de contaminação ou onde foram observadas anomalias, pela aplicação de métodos de investigação por *screening* ou geofísica.

Não há uma regra geral sobre o número ou os posicionamentos das amostras que seriam considerados suficientes para uma amostragem representativa, sendo a definição dessas variáveis dependente das dimensões do volume representativo e de uma interpretação integrada das informações contidas no MCA 1.

Observa-se que na etapa de Investigação Confirmatória, em consideração a aspectos técnicos e econômicos, os pontos de amostragem podem ser posicionados preferencialmente no compartimento do meio ambiente onde há maior probabilidade de identificar a contaminação.

Dessa forma, não é necessário incluir, no plano de amostragem da Investigação Confirmatória, todos os compartimentos do meio ambiente levantados para uma determinada fontes de contaminação, especialmente quando, para um deles, já existem fortes indícios de contaminação registrados no MCA 1 ou quando existe algum impedimento local. Os demais compartimentos do meio ambiente levantados poderão ser contemplados nas etapas seguintes do GAC, mais especificamente, na Investigação Detalhada.

Entretanto, quando há necessidade de se comprovar que não existe contaminação na área em avaliação, é necessário abranger um número maior de compartimentos do meio

ambiente e coletar amostras representativas nos volumes potencialmente impactados, ou propor uma medida de gerenciamento dessa incerteza.

### 2.4.1. Características das fontes de contaminação

As hipóteses de liberação das SQIs a partir das fontes de contaminação são o parâmetro inicial para a definição da distribuição espacial dos pontos de amostragem.

Sua análise consiste em estimar como as SQIs são liberadas das fontes de contaminação e entram em contato com os compartimentos do meio ambiente, de forma que seja possível definir, preliminarmente, os compartimentos do meio ambiente – ou suas partes – a serem amostrados.

A análise da hipótese de liberação das SQIs tem grande serventia em descartar compartimentos do meio ambiente, ou certas porções, de serem amostrados.

Assim, por exemplo, um tanque de armazenamento subterrâneo, que apresentou suspeita de vazamento de um determinado líquido, terá como limite superior do volume representativo do compartimento ambiental solo (fase sólida da zona não saturada) a área da projeção em planta do tanque, localizada a aproximadamente um metro de profundidade, correspondente à profundidade da parte superior do tanque. Dessa forma, verifica-se de imediato a possibilidade de descartar, como parte integrante do volume representativo, o solo com menos de um metro de profundidade localizado entre a superfície até a parte superior do tanque, e considerar que os pontos de amostragem serão posicionados próximos, ao lado ou abaixo do tanque, considerando nesses casos, geralmente, o design amostral direcionado. Ainda, dependendo das características dos materiais armazenados, como, por exemplo, gasolina, do tempo decorrido desde o potencial vazamento, bem como das restrições de segurança para perfuração na área do tanque, pode-se adotar também como volume representativo as águas subterrâneas a jusante da fonte.

Outro exemplo seria a liberação de SQI para a atmosfera a partir de uma chaminé, com posterior deposição de partículas sólidas sobre o solo. Nesse caso, o limite superior do volume representativo é definido pela área da superfície do terreno com a possibilidade de ser atingida pelas partículas sólidas, em razão da direção preferencial dos ventos. Caso as SQIs tenham a propriedade de se manter como partículas sólidas ou de se adsorver no solo na forma iônica, pode-se considerar a profundidade do volume representativo reduzida, limitada a alguns centímetros do solo superficial, fazendo com que os pontos de amostragem de solo estejam posicionados nesse intervalo vertical. Consequentemente, o volume de solo subsuperficial, mais profundo, não se mostra representativo, não sendo necessária, nessa etapa, sua amostragem e análise.

O fato de a fonte de contaminação estar ativa ou não, também influencia no processo de definição da distribuição espacial dos pontos de amostragem, uma vez que, com essa informação, pode-se estimar o tempo decorrido da liberação das SQIs, a quantidade liberada e se houve tempo suficiente para ocorrerem processos de degradação ou transporte das SQIs no compartimento do meio ambiente. Nesse mesmo sentido, é importante ter informações sobre as dimensões e a potência da fonte de contaminação (avaliação da quantidade de SQI liberada da fonte de contaminação ao longo do tempo).

### 2.4.2. Características das SQIs

Avaliadas as características das fontes de contaminação, o processo de determinação da distribuição espacial dos pontos de amostragem considera, em seguida, as características das SQIs e seu comportamento nos compartimentos do meio ambiente.

Existem SQIs que possuem a tendência de ficarem retidas na parte sólida do meio subterrâneo, constituída pelas partículas minerais e matéria orgânica de solos, sedimentos e rochas, ou mesmo materiais antrópicos, como aterros, pisos, paredes e fundações de edificações, formando, assim, a chamada fase retida, denominada também como fase adsorvida ou sorvida. Podem ser citados como exemplos desse tipo de SQIs os metais pesados (em estado sólido ou na forma iônica), como o chumbo, e substâncias orgânicas com baixa solubilidade e volatilidade, como os PCBs.

Diferentemente, outras SQIs têm a tendência de ficarem dissolvidas na água que ocupa os poros da parte sólida, por possuírem solubilidade alta, formando, assim, a fase dissolvida, como o cromo hexavalente e o nitrato.

Existem também as SQIs que apresentam solubilidade e volatilidade, cujos valores permitem a coexistência das fases retida, livre, dissolvida e vapor (ou gasosa), como o tetracloroeteno, tricloroeteno e os componentes da gasolina benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos.

Outras SQIs, como o metano, se apresentam essencialmente na fase gasosa.

Dessa forma, em geral, podem ser considerados os seguintes grupos de SQIs para o estabelecimento de estratégias, visando à definição da localização dos pontos de amostragem dentro dos volumes representativos, relativos a uma determinada fonte de contaminação:

- ✓ SQI com tendência a permanecer predominantemente em fase retida;
- ✓ SQI com tendência a permanecer predominantemente em fase dissolvida;
- ✓ SQI com tendência a coexistir em fases: retida, livre, dissolvida e vapor;
- ✓ SQIs que se apresentam essencialmente na fase gasosa.

#### 2.4.2.1. Estratégias para SQIs com tendência de permanecer predominantemente em fase retida

Considerando o comportamento dessas SQIs, o compartimento do meio ambiente na zona não saturada torna-se prioritário para posicionar os pontos de amostragem, quando a fonte de contaminação estiver próxima da superfície do terreno, como, por exemplo, um tanque aéreo, área de disposição de resíduos ou máquina industrial, ou quando se tratar de fonte de contaminação que promova a dispersão de partículas pelo ar, que, posteriormente, são depositadas na superfície do terreno à jusante, considerando a direção preferencial dos ventos, como uma chaminé.

Nos primeiros casos (fonte de contaminação próxima da superfície do terreno), os pontos de amostragem são corretamente posicionados logo abaixo da fonte de contaminação ou no seu entorno próximo, dentro do volume representativo relativo a essa fonte, obedecendo ao design amostral mais adequado para o caso.

No segundo caso (fonte de contaminação que promova dispersão de partículas pelo ar), os pontos de amostragem concentram-se nas porções do terreno onde há possibilidade de ocorrer a deposição das partículas, também localizadas dentro do volume representativo relativo a essa fonte, obedecendo ao design amostral mais adequado para o caso.

Nessas situações, é recomendado adotar inicialmente o design probabilístico, definindo unidades de decisão coincidentes com a área das fontes potenciais ou seu entorno imediato. Nesses locais, utilizam-se os resultados dessa amostragem para a tomada de decisão a respeito da existência de contaminação ou não.

Para as áreas onde há incerteza sobre a existência ou localização das fontes de contaminação, as unidades de decisão precisam ser aleatórias, e os resultados podem ser utilizados para orientar a decisão a respeito da existência de contaminação, ou a aplicação do design amostral direcionado para os volumes de solo (materiais da zona não saturada) investigados, que apresentaram evidências de contaminação.

Em razão das características de retenção dessas SQIs, não seria necessário locar pontos no compartimento do meio ambiente água subterrânea (água na zona saturada) para se atingir os objetivos da etapa de Investigação Confirmatória.

Entretanto, em uma interpretação integrada, o compartimento do meio ambiente água subterrânea poderia ser contemplado, mesmo que estejam envolvidas SQIs com essas características. Isso pode ser realizado, quando existirem evidências de que a água da zona saturada possa ter sido atingida, como, por exemplo, a indicação de grande potência da fonte de contaminação, determinação de pequena espessura da zona não saturada, localização da fonte de contaminação dentro da zona saturada ou mesmo quando é considerado necessário confirmar ou não a presença de contaminação junto aos bens a proteger próximos da fonte de contaminação, como em um poço de abastecimento de água público ou privado.

Porém, deve ser ressaltado que a não detecção de SQI desse tipo em fase dissolvida na água subterrânea, não significa que elas não estejam presentes em fase retida na zona não saturada ou mesmo na zona saturada.

Dessa forma, as estratégias para posicionar os pontos de amostragem dentro dos volumes representativos, considerando as características desse tipo de SQI, exigem a determinação mais precisa possível da localização, dimensões e potência da fonte de contaminação.

#### 2.4.2.2. Estratégias para SQIs com tendência de permanecer predominantemente em fase dissolvida

Para substâncias mais solúveis em água, com tendência de permanecer predominantemente em fase dissolvida, o compartimento do meio ambiente água subterrânea, presente na zona saturada, torna-se prioritário para posicionar os pontos de amostragem dentro do volume representativo definido para a fonte de contaminação em avaliação.

Considerando a dimensão horizontal, os pontos de amostragem são posicionados a jusante da fonte de contaminação, próximos desta, em locais onde se estima a presença de um hot spot ou centro de massa da provável pluma de contaminação dissolvida, ou onde foram observados indícios de contaminação.

Na dimensão vertical, leva-se em conta o contexto hidrogeológico local, por exemplo, por meio da avaliação da possibilidade de existência de fluxo vertical das águas subterrâneas – ascendente, descendente ou horizontal –, para o posicionamento dos pontos de amostragem em profundidade.

Também é recomendada a inclusão de pontos de amostragem a montante da fonte de contaminação, para verificar a qualidade natural da água subterrânea ou constatar eventual contaminação proveniente de fontes de contaminação externas localizadas à montante.
A determinação das porções de montante e jusante pode ser feita a partir de uma estimativa do sentido de fluxo da água subterrânea, com base, inicialmente, na observação da topografia da área e identificação do posicionamento de drenagens e corpos de água, além da consulta a relatórios de investigação de áreas localizadas no entorno. Essa estimativa tem condições de ser refinada posteriormente na Investigação Confirmatória, pela aplicação de métodos de investigação ou por meio da elaboração de mapas potenciométricos após a instalação de poços de monitoramento ou piezômetros, preferencialmente, multiníveis. Em áreas onde as informações obtidas não permitam estimar o sentido de fluxo preferencial das águas subterrâneas, é recomendável que a potenciometria seja avaliada durante a instalação dos primeiros poços de monitoramento, de forma a possibilitar adequações no plano de amostragem, caso necessário.

Nessas situações, é recomendado adotar o design amostral direcionado.

Em razão das características dessas SQIs, não seria necessário incluir pontos de amostragem nos compartimentos do meio ambiente localizados na zona não saturada. Entretanto, dentro de uma interpretação integrada, isso pode ocorrer, especificamente quando existirem evidências de que essas SQIs estejam retidas na zona não saturada. Como exemplo, pode-se citar situações de ocorrência de vazamento contínuo a partir da fonte de contaminação, possível retenção de SQIs em razão da presença de camadas com baixa permeabilidade ou localização da fonte de contaminação dentro da zona não saturada.

Destaca-se que uma eventual investigação da fase retida poderá ser executada após a confirmação da presença de contaminação em fase dissolvida na etapa de Investigação Confirmatória ou, preferencialmente, na etapa de Investigação Detalhada.

Dessa forma, as estratégias para posicionar os pontos de amostragem dentro dos volumes representativos, considerando as características desse tipo de SQI, exigem a determinação mais precisa possível da localização, dimensões e potência da fonte de contaminação e uma estimativa confiável do sentido de fluxo das águas subterrâneas.

Caso essas informações não estejam disponíveis, poderão ser aplicados métodos de investigação com o objetivo de direcionar a amostragem ou ser realizada uma investigação probabilística (malha regular de pontos de amostragem de água subterrânea).

#### 2.4.2.3. Estratégias para SQIs com tendência a coexistir em fase retida, livre, dissolvida ou vapor

Na coexistência multifásica de determinadas substâncias, são priorizados os compartimentos do meio ambiente: água subterrânea, presente na zona saturada, e o ar da zona não saturada, para posicionar os pontos de amostragem, uma vez que as plumas de contaminação em fase dissolvida e em vapor possuem, geralmente, maior abrangência espacial.

Os pontos de amostragem de água subterrânea serão posicionados corretamente quando estiverem a jusante da fonte de contaminação, dentro do seu volume representativo.

No caso da suspeita de ocorrência de fase livre de líquidos menos densos que a água (também denominados LNAPL, abreviação para *Light Non Aqueous Phase Liquid*), considerando a dimensão horizontal, os pontos de amostragem de água subterrânea se posicionam corretamente próximos à fonte de contaminação, a jusante, visando detectar uma pluma de contaminação dissolvida próxima de seu centro de massa, ou mesmo a detecção de fase livre.

Na dimensão vertical, é preciso avaliar o contexto hidrogeológico local, no que se refere à existência de fluxo vertical das águas subterrâneas – ascendente, descendente ou horizontal –, para o posicionamento dos pontos de amostragem.

O sentido de fluxo da água subterrânea, que define as porções de montante e jusante de uma área, pode ser estimado conforme descrição do item anterior (2.4.2.2).

No caso da suspeita de ocorrência de fase livre de líquidos mais densos que a água (também denominado DNAPL, abreviação para *Dense Non Aqueous Phase Liquid*), considerando a dimensão horizontal, é importante que o posicionamento dos pontos de amostragem de água subterrânea evite eventual aprofundamento desses líquidos nas zonas não saturada e saturada durante as perfurações, concentrando-se na procura da pluma de contaminação dissolvida, próxima do seu centro de massa. Dessa forma, não é recomendada a procura direta de fase livre de DNAPL na etapa de Investigação Confirmatória, mas sim na etapa de Investigação Detalhada, sendo a sua presença estimada em razão das concentrações das SQIs na fase dissolvida e na potência da fonte de contaminação.

Tanto para os LNAPLs quanto para os DNAPLs, é recomendada a inclusão de pontos de amostragem a montante, para verificar a qualidade natural da água subterrânea ou constatar eventual contaminação proveniente de fontes de contaminação externas localizadas a montante.

Os pontos de amostragem do ar da zona não saturada são corretamente posicionados no entorno da fonte de contaminação, dentro do seu volume representativo, nos locais com indícios de contaminação ou onde se estima a existência de plumas de contaminação em fase vapor, dissolvida, ou mesmo, nas fases livre ou retida.

Nessas situações, é recomendado adotar o design amostral direcionado.

Em razão das características das SQIs, normalmente, não seria necessário locar pontos para amostrar a fase retida nos compartimentos do meio ambiente da zona não saturada. Entretanto, dentro de uma interpretação integrada, a fase retida poderia ser contemplada, quando existirem evidências de que essas SQIs possam ter sido transferidas para a zona não saturada, como, por exemplo, quando observados indícios de contaminação no solo ou existem evidências claras de infiltração de contaminantes em determinado local a partir da superfície do terreno.

Dessa forma, as estratégias para posicionar os pontos de amostragem dentro dos volumes representativos, considerando as características desse tipo de SQI também exigem a determinação mais precisa possível da localização, dimensões e potência da fonte de contaminação e uma estimativa confiável do sentido de fluxo das águas subterrâneas.

Caso essas informações não estejam disponíveis, poderão ser aplicados métodos de investigação com o objetivo de direcionar a amostragem ou realizar uma investigação probabilística (malha regular de pontos de amostragem de água subterrânea ou vapor do solo).

#### 2.4.2.4. Estratégias para SQIs que se apresentam essencialmente na fase gasosa

Para substâncias altamente voláteis, o ar da zona não saturada torna-se prioritário para posicionar os pontos de amostragem, uma vez que as plumas de contaminação em vapor possuem, geralmente, grande abrangência espacial.

Os pontos de amostragem do ar da zona não saturada são corretamente posicionados no entorno da fonte de contaminação, dentro do seu volume representativo, nos locais com indícios de contaminação ou onde se estima a existência de plumas de contaminação em fase vapor.

Nessas situações, é recomendado adotar o design amostral direcionado.

As estratégias para posicionar os pontos de amostragem dentro dos volumes representativos, considerando as características desse tipo de SQI, também exigem a determinação precisa da localização, dimensões e potência da fonte de contaminação.

Caso essas informações não estejam disponíveis, poderão ser aplicados métodos de investigação com o objetivo de direcionar a amostragem, ou ser realizada uma investigação probabilística (malha regular de pontos de amostragem de vapor).

### 2.4.3. Características dos compartimentos do meio ambiente

De forma integrada com as características das fontes de contaminação e das SQIs, as características dos compartimentos do meio ambiente influenciam na definição dos volumes representativos e, consequentemente, na definição da distribuição espacial dos pontos de amostragem.

Nesse sentido, os seguintes aspectos são considerados:

- ✓ os tipos de materiais identificados nas zonas não saturada e saturada, como, por exemplo, solo, sedimento, rocha (ígnea, sedimentar ou metamórfica) ou material antrópico (aterro ou partes da construção, como piso, paredes e fundações);
- ✓ as camadas dos materiais identificados nas zonas não saturada e saturada, suas respectivas espessuras e capacidades de transmitir ou reter contaminação, em termos de textura e granulometria, considerando diferentes fluidos (água, ar do solo, outros líquidos/produtos);
- ✓ os tipos de porosidade dos materiais das zonas não saturada e saturada, ou seja, porosidade granular, porosidade de fraturas ou porosidade mista;
- ✓ as características do fluxo das águas subterrâneas na zona saturada (ascendente ou descendente em áreas de recarga/descarga, fluxo horizontal em regiões planas), a posição do nível de água e estimativa do sentido de fluxo, além das possíveis relações com os corpos de água superficiais;
- ✓ as características dos materiais presentes nas zonas não saturada e saturada, como permeabilidade, granulometria, porosidade total e efetiva;
- ✓ a distribuição espacial dos materiais presentes nas zonas não saturada e saturada e estimativa da existência de isotropia/anisotropia e homogenidade/heterogenidade;

- ✓ a estimativa do fluxo das águas e ar na zona não saturada;
- ✓ a estimativa da resistência à perfuração dos materiais presentes nas zonas não saturada e saturada e posição dos materiais mais resistentes ou que apresentem problemas geotécnicos potenciais (não permite a recuperação de amostras, por exemplo).

No plano de amostragem da Investigação Confirmatória, os pontos de amostragem utilizados para a determinação das concentrações das SQIs também podem ser aproveitados para a coleta de amostras visando à determinação das características dos compartimentos do meio ambiente, cujos resultados podem ser utilizados na etapa de Investigação Detalhada.

Dessa forma, verifica-se que o planejamento das investigações sobre as características dos compartimentos do meio ambiente se inicia na subetapa de Elaboração do Plano de Investigação Confirmatória, sendo consolidado na etapa de Investigação Detalhada.

### 2.4.4. Características dos bens a proteger

Os bens a proteger que foram ou possam ser atingidos por contaminação podem ser incluídos no plano amostragem da Investigação Confirmatória. Os resultados dessas amostragens e análises são importantes para embasar a deflagração de ações emergenciais (tratadas na **Seção 1.6**), quando verificada a possibilidade de riscos agudos aos bens a proteger.

Por exemplo, será necessária a amostragem das águas subterrâneas de um poço de abastecimento que apresente indícios de contaminação, relacionados a uma determinada fonte de contaminação. A possível constatação de contaminação nesse poço implicará em seu fechamento temporário ou definitivo, provocando prejuízos ao seu proprietário, além de indicar a existência de riscos a outros bens a proteger, como a saúde dos usuários das águas do referido poço.

Preventivamente, na etapa de Investigação Confirmatória, pode ser executada a amostragem e análise química das águas dos poços e nascentes utilizadas para abastecimento de água existentes na área em avaliação. Essa abordagem, muitas vezes simples e não tão custosa de ser incorporada nos custos da Investigação Confirmatória, pode rapidamente afastar receptores de um risco real existente, evitando que essa ação seja tomada futuramente, durante a etapa de Investigação Detalhada.

Assim, verifica-se que a amostragem e análises dos bens a proteger são iniciadas durante a etapa de Investigação Confirmatória, sendo ampliadas durante a Investigação Detalhada ou mesmo durante a etapa de Avaliação de Risco.

### 2.4.5. Objetivos da Investigação Detalhada

De forma a aproveitar as possíveis mobilizações de campo da Investigação Confirmatória, podem ser planejadas amostragens e análises que visam adiantar os objetivos futuros da etapa de Investigação Detalhada, ou mesmo subsidiar a adoção de medidas de intervenção emergenciais, quando constatadas situações de risco agudo ou danos aos bens a proteger.

Esse planejamento pode ocorrer quando, no MCA1, existirem fortes evidências de que será necessária a continuidade das etapas do GAC após a realização da etapa de Investigação Confirmatória, como, por exemplo, a observação de grande potência da

fonte de contaminação primária, presença de indícios de contaminação ou determinação de anomalias importantes durante a aplicação de métodos de investigação, que evidenciam a presença de contaminação importante nos compartimentos do meio ambiente.

Também, quando a estratégia de investigação proposta envolver a confirmação da contaminação e sua delimitação na mesma mobilização de campo, durante a avaliação de fontes de contaminação consideradas prioritárias, utilizando-se de investigações rápidas com resultados em tempo real ou muito curto, os pontos de amostragem podem contemplar os objetivos das duas etapas de Investigação Confirmatória e Investigação Detalhada.

Dessa forma, nesses casos podem ser previstos pontos de amostragem para caracterizar:

- ✓ fontes de contaminação secundárias, centros de massa ou plumas de contaminação em fases: livre, retida, dissolvida ou em vapor;
- ✓ compartimentos do meio ambiente, como as características geológicas e hidrogeológicas;
- ✓ caminhos de exposição;
- ✓ bens a proteger.

### 2.5. Soluções adotadas em relação às dificuldades encontradas para a localização dos pontos de amostragem

As dificuldades para a localização dos pontos de amostragem durante a execução da etapa de Investigação Confirmatória estão relacionadas às seguintes situações:

- ✓ ocorrência de incertezas sobre a existência, localização ou características das fontes de contaminação;
- ✓ dificuldade de acesso aos pontos de amostragem ou restrições de segurança;
- ✓ prazos reduzidos;
- ✓ recursos econômicos insuficientes.

#### 2.5.1. Incertezas sobre a existência, localização ou características da fonte de contaminação

No plano de amostragem, busca-se minimizar as incertezas sobre a existência, localização e características das fontes de contaminação, por meio do ajuste do design amostral, a ser necessariamente dimensionado para abranger a representatividade de todo o volume dos compartimentos do meio ambiente.

Esse trabalho adota investigações rápidas, abrangentes, muitas vezes qualitativas e indiretas, para realizar um *screening*, ou varredura, na área. Com esses resultados, pode-se detectar porções do subsolo com alterações, as quais são selecionadas para investigações mais precisas e diretas, de resposta quantitativa, para confirmação da contaminação.

Por exemplo, com a aplicação de métodos geofísicos, é possível identificar o posicionamento espacial de fontes de contaminação não identificadas nas subetapas

de Levantamento de Informações Existentes e Levantamento de Informações de Campo, como tubulações, tanques e outras estruturas subterrâneas.

Em áreas com suspeita da presença de compostos orgânicos voláteis, os métodos passivos ou ativos de amostragem de vapores podem fornecer uma estimativa do posicionamento das antigas fontes de contaminação primárias, plumas de contaminação ou partes dessas plumas que funcionem como fontes de contaminação secundárias ou centros de massa, proporcionando o direcionamento das amostragens.

A aplicação dessa estratégia de investigação, quando necessária, é feita, muitas vezes, no início da etapa de Execução do Plano de Investigação Confirmatória (tratada na **Seção 6.2**), visando complementar o plano de amostragem da Investigação Confirmatória.

Outra forma de minimizar essas incertezas é revisar, aperfeiçoar ou complementar os trabalhos de levantamento de informações da etapa de Avaliação Preliminar.

### 2.5.2. Dificuldade de acesso aos pontos de amostragem ou restrições de segurança

Quando há dificuldade de acesso aos pontos de amostragem propostos ou restrições de segurança, existe a possibilidade de alterar suas posições, desde que o novo ponto de amostragem permaneça no mesmo compartimento do meio ambiente e dentro do volume representativo definido, relativo à SQI e a jusante da fonte de contaminação.

Também existe a possibilidade de deslocar os pontos de amostragem para outro compartimento do meio ambiente, onde existe a possibilidade de as SQIs terem sido transferidas, mantendo-se dentro do volume representativo do novo compartimento do meio ambiente a ser amostrado.

Para solucionar esse problema, pode-se utilizar métodos adequados, como equipamentos de perfuração potentes, capazes de atravessar materiais resistentes, método de amostragem eficiente para a retenção ou obtenção das amostras ou métodos de perfuração que evitem materiais resistentes, como a perfuração inclinada.

Outra solução, quando possível prever no cronograma, é aguardar o momento em que as dificuldades de acesso estejam superadas, por exemplo, aguardar a demolição de edificações para tornar viável o acesso às utilidades subterrâneas. Essa solução pode ser proposta desde que seja demonstrado um controle da situação em termos de risco e espalhamento da contaminação, com medidas de gerenciamento sobre essas incertezas adequadas. Uma situação dessas seria, por exemplo, a manutenção da impermeabilização de um piso onde existe o potencial da presença de SQIs no solo, com tendência a permanecer predominantemente em fase retida.

### 2.5.3. Prazos reduzidos

A tarefa de cumprir o cronograma com prazos reduzidos pode ser atingida utilizando técnicas de investigação expeditas e inovadoras, tais como amostrar águas subterrâneas sem construção de poços de monitoramento, ou a utilização de métodos diretos ou indiretos de investigação, visando ao direcionamento das amostragens com tomadas de decisão em campo.

### 2.5.4. Recursos econômicos

A racionalização de recursos econômicos pode ser obtida pela aplicação de técnicas de investigação simples e de menor custo, como a utilização de equipamentos manuais de

sondagem, com valor acessível, mas que permitam a manutenção da qualidade da investigação; a utilização de métodos de investigação de menor precisão visando ao direcionamento das amostragens para reduzir o número de pontos para a coleta de amostras para análises químicas; ou priorizar SQIs de maior significância a serem analisadas.

### 3. Seleção dos métodos de investigação

Os métodos de investigação utilizados na etapa de Investigação Confirmatória são os seguintes:

- ✓ métodos indiretos de investigação;
- ✓ métodos diretos de investigação;
- ✓ métodos analíticos.

A seleção desses métodos depende das orientações contidas no plano de amostragem da Investigação Confirmatória, de seu cronograma e dos custos envolvidos.

A descrição desses métodos é apresentada no **Capítulo 14**.

### 3.1. Métodos indiretos de investigação

Os métodos indiretos de investigação são utilizados na etapa de Investigação Confirmatória para proporcionar o direcionamento das amostragens, por meio da detecção de anomalias indicativas da presença das fontes de contaminação e de plumas de contaminação nos compartimentos do meio ambiente.

Esses métodos de investigação, avaliam determinadas propriedades do meio contaminado que podem refletir – sem necessariamente quantificar a concentração de substâncias – a existência de contaminação, por isso, são denominados indiretos. Um exemplo desse tipo de investigação é aquela feita por métodos geofísicos, que, ao determinar diversas propriedades físicas do meio, pode indicar a existência de fontes de contaminação ou até plumas de contaminação.

### 3.2. Métodos diretos de investigação

Os métodos diretos de investigação são utilizados na etapa de Investigação Confirmatória para a determinação das concentrações das SQIs nos compartimentos do meio ambiente, além das suas características, relativas à dinâmica dos fluidos (água ou ar) e das SQIs.

Pode-se citar, nessa categoria, os métodos de perfuração e amostragem dos materiais presentes nas zonas não saturada e saturada (solo, sedimento, rocha, material antrópico, água subterrânea, água da zona não saturada e ar da zona não saturada), além do ar em ambiente aberto ou fechado.

A escolha dos métodos diretos de investigação depende das características dos materiais presentes nas zonas não saturada e saturada, como o estado (sólido, líquido ou vapor/gás), a resistência dos materiais à perfuração, características das construções, profundidade a ser atingida pela investigação, profundidade do nível de água subterrânea, além das características das SQIs.

No **Capítulo 14,** são descritos os métodos diretos de investigação utilizados nas etapas do GAC.

### 3.3. Métodos analíticos

A escolha dos métodos analíticos a serem empregados na etapa de Investigação Confirmatória depende das características das SQIs e das matrizes dos compartimentos do meio ambiente a serem amostrados, além dos limites de quantificação exigidos, que não poderão ser superiores aos respectivos VIs.

### 3.4. Controles de qualidade

Os trabalhos e resultados da Investigação Confirmatória passam por um controle de qualidade, com o propósito de garantir a rastreabilidade de qualquer informação produzida, além de permitir assegurar a confiabilidade e qualidade da informação.

Os controles de qualidade da amostra, como cadeia de custódia, uso de preservantes, amostras de branco, *holding time* e duplicatas, são tratados no **Capítulo 14**.

Outros trabalhos que trazem confiabilidade aos resultados, que necessariamente são parte do Plano de Investigação Confirmatória, são, por exemplo, o levantamento topográfico da área, a calibração de equipamentos e a descontaminação dos equipamentos de campo reutilizáveis.

## 4. Elaboração do plano de infraestrutura e segurança

No plano de infraestrutura e segurança, são definidas a estrutura física para a implementação dos métodos de investigação, assim como os procedimentos de segurança dos trabalhadores envolvidos nas investigações, das pessoas existentes na área em avaliação ou na sua vizinhança e do meio ambiente.

Qualquer atividade que envolva a perfuração do solo, desde o rompimento da camada de concreto, tem de ser precedida de uma avaliação quanto à existência de infraestruturas subterrâneas, de forma a garantir a segurança dos trabalhos. Ainda, é recomendável uma atenção redobrada para a existência de outras infraestruturas ao redor dos pontos de investigação que possam ser interceptados por trabalhadores, equipamentos e/ou hastes de perfuração, tais como linhas elétricas, gasodutos e outras.

Também fazem parte do plano de infraestrutura e segurança, os métodos seguros para o manuseio dos equipamentos e das amostras, o gerenciamento dos resíduos e efluentes gerados durante as investigações e os EPIs necessários para a proteção dos trabalhadores das investigações e a definição das instalações e procedimentos necessários para a proteção das pessoas localizadas na vizinhança e dos demais bens a proteger presentes no MCA 1.

## 5. Elaboração do cronograma

O cronograma da etapa de Investigação Confirmatória será definido em razão do plano de amostragem e do plano de infraestrutura e segurança e dos aspectos administrativos e legais envolvidos, além dos interesses e limitações do responsável legal que houver.

## Referências

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil: seção1: Poder executivo, Brasília, DF, v. 146, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009.

Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 125/2021/E, de 09 de dezembro de 2021. Dispõe sobre a aprovação da atualização da lista de valores orientadores para solo e água subterrânea. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 131, n. 240, p. 60, 17 dez. 2021. Republicação do DOE, p. 93-94, 14/12/2021**.** Disponível em: https://www.imprensaoficial.com.br/Certificacao/Certificador.aspx?caderno=Executivo%20I&link=/2021/executivo%20secao%20i/dezembro/17/pag_0060_466172f81e03b271f23725bfd3975278.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Guidance on choosing a sampling design for environmental data collection for use in developing a quality assurance project plan:** for use developing […]. Washington, DC: EPA, 2002. 178 p. (EPA QA/G-5S. EPA/240/R-02/005). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/g5s-final.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Regional Screening Levels (RSLs)**: generic tables. Washington, DC: EPA, 2024. Disponível em: https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables. Acesso em: maio 2025.

# Seção 5.6: Relatório de Avaliação Preliminar

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Relatório de Avaliação Preliminar ..... 1**
2.1. Descrição das informações coletadas nas subetapas de Levantamento das Informações Existentes e Levantamento de Informações em Campo ..... 1
2.2. Modelo conceitual 1 (MCA 1) e Classificação 2 ..... 3
2.3. Plano da etapa de Investigação Confirmatória ..... 3
2.4. Texto conclusivo ..... 3
**Referência ..... 5**

## 1. Introdução

Após a execução das subetapas de Levantamento das Informações Existentes, Levantamento de Informações em Campo, Elaboração do Primeiro Modelo Conceitual e Classificação 2, o responsável técnico tem todas as informações necessárias para elaborar o Relatório de Avaliação Preliminar, contendo as informações levantadas e sua interpretação, finalizando, dessa forma, a etapa de Avaliação Preliminar.

Para a elaboração do Relatório de Avaliação Preliminar, o responsável legal levará em consideração as diretrizes gerais estabelecidas no item 7 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Relatório de Avaliação Preliminar

Em sua estrutura, o Relatório de Avaliação Preliminar é composto pelos seguintes itens:

- ✓ Descrição dos resultados das subetapas de Levantamento das Informações Existentes e Levantamento de Informações em Campo;
- ✓ MCA 1 e a proposta de Classificação 2;
- ✓ Plano da etapa de Investigação Confirmatória;
- ✓ Texto conclusivo (conclusões e recomendações).

### 2.1. Descrição das informações coletadas nas subetapas de Levantamento das Informações Existentes e Levantamento de Informações em Campo

Neste item do Relatório de Avaliação Preliminar, os seguintes tópicos são desenvolvidos em sequência, pela lógica da análise:

- ✓ atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas;
    - o reconstituição histórica de atividades desenvolvidas na área, com destaque para as atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas, cuja descrição faça referência aos respectivos códigos CNAE listados na Resolução SMA nº 10/2017 (São Paulo, 2017);
    - o hipóteses sobre os principais problemas de contaminação que podem existir.

- ✓ fontes de contaminação;
    - descrição com ênfase nos processos e situações com o potencial de liberar substâncias químicas de interesse (SQI) para os compartimentos do meio ambiente;
    - localização dentro dos limites da área em avaliação;
    - período de utilização ou funcionamento;
    - dimensões;
    - função no processo;
    - composição e estado (sólido, líquido ou gás) dos materiais utilizados ou gerados na fonte de contaminação;
    - possíveis pontos ou locais de liberação dos materiais utilizados para os compartimentos do meio ambiente;
    - estimativa da quantidade das substâncias ou materiais manuseados que possam ter sido liberados para os compartimentos do meio ambiente ao longo do tempo.
- ✓ indícios de contaminação;
    - descrição individual dos indícios de contaminação;
    - fonte de contaminação a que se relaciona;
    - circunstância em que foi identificado (fato, evidência, indício ou incerteza);
    - composição e estado (sólido, líquido ou gás) dos materiais possivelmente liberados ou liberados aos compartimentos do meio ambiente;
    - registro fotográfico do indício de contaminação quando este for visualmente constatado.
- ✓ áreas localizadas na vizinhança;
    - existência histórica de empreendimentos que abrigaram atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas listadas na Resolução SMA nº 10/2017 (São Paulo, 2017) na vizinhança;
    - áreas registradas no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas do Órgão Ambiental Gerenciador;
    - localização em relação à área em avaliação (montante ou jusante);
    - estimativa da direção do fluxo e profundidade da água subterrânea, e estimativa da direção predominante dos ventos, caso existam fontes de poluição atmosférica;
    - características dos compartimentos do meio ambiente, com enfoque no transporte de contaminantes;
    - avaliação a respeito da possibilidade de as plumas de contaminação mapeadas ou estimadas atingirem a área em avaliação.
- ✓ hipóteses de liberação das SQIs para os compartimentos do meio ambiente;
    - ponto onde ocorre ou pode ocorrer a saída – ou o primeiro contato –, das substâncias presentes na fonte de contaminação com os compartimentos do meio ambiente.

- ✓ hipóteses de distribuição das SQIs nos compartimentos do meio ambiente;
    - o mecanismos de movimentação e transferência de um meio para o outro, considerando as possíveis mudanças de fase, como fase livre para fase dissolvida e fase vapor.
- ✓ hipóteses de exposição dos bens a proteger às SQIs e vias de ingresso.
    - o descrição das hipóteses sobre como os bens a proteger localizados dentro da área em avaliação e na vizinhança podem ser atingidos pelas SQIs, incluindo as possíveis vias de ingresso;
    - o possíveis riscos e danos relacionados à área.

### 2.2. Modelo conceitual 1 (MCA 1) e Classificação 2

A descrição do MCA 1 bem como a apresentação da classificação da área proposta pelo responsável técnico, são feitos conforme orientações da **Seção 5.4**.

### 2.3. Plano da etapa de Investigação Confirmatória

Caso os resultados da etapa de Avaliação Preliminar indiquem que seja necessário prosseguir com o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), o Relatório da Avaliação Preliminar terá como complemento um plano da etapa de Investigação Confirmatória, conforme orientações da **Seção 5.5**.

### 2.4. Texto conclusivo

Neste item, o responsável técnico apresenta um resumo dos principais resultados e conclusões obtidos durante a execução da etapa de Avaliação Preliminar, bem como suas recomendações para a continuidade ou encerramento do GAC na área em avaliação.

O texto conclusivo aborda as decisões tomadas com base nos quesitos a seguir:

- ✓ justificativa sobre a necessidade de realização da etapa de Investigação Confirmatória ou outras etapas do GAC;
- ✓ justificativa para a priorização das fontes de contaminação internas ou das áreas localizadas na vizinhança que possam influenciar a área em avaliação, quando não for possível investigar todas as fontes de contaminação na etapa de Investigação Confirmatória;
- ✓ definição de ações preventivas e corretivas;
- ✓ avaliação crítica sobre a acurácia e completude das informações obtidas (conforme diretrizes do item 7 da **Seção 1.2**);
- ✓ definição dos responsáveis pela execução da etapa de Investigação Confirmatória e demais ações necessárias (conforme diretrizes do item 7 da **Seção 1.2**).

### 2.4.1. Justificativa sobre a necessidade de realização da etapa de Investigação Confirmatória ou outras etapas do GAC

A necessidade de prosseguir para a etapa de Investigação Confirmatória em uma AP se baseia na classificação da área, proposta pelo responsável técnico, após a elaboração do MCA 1.

Dessa forma, considerando a Classificação 2 proposta, as seguintes ações podem ser tomadas:

AS – Realização da etapa de Investigação Confirmatória.

AP – Encerramento do GAC, podendo ser retomado quando da desativação da atividade, reutilização da AP ou por exigência do Órgão Ambiental Gerenciador.

Área sem classificação (áreas sem fontes de contaminação e sem indícios de contaminação) – Encerramento do Processo de Identificação de Áreas Contaminadas e remoção da área da Relação de Áreas com Potencial de Contaminação.

### 2.4.2. Justificativa para a priorização das fontes de contaminação

Quando da elaboração do plano da etapa de Investigação Confirmatória, é possível definir uma ordem de prioridade para as fontes de contaminação, ou para as áreas localizadas na vizinhança, de forma que algumas delas sejam contempladas em etapas de investigação posteriores do GAC.

Os critérios de priorização, propostos pelos responsáveis técnico e legal, são baseados nas características das fontes de contaminação, características e quantidades das SQI manuseadas, evidências de contaminação, dos caminhos de exposição e dos bens a proteger, na presença de obstáculos físicos, nas condições de acesso, tempo e recursos técnicos e econômicos disponíveis.

Dessa forma, dois níveis de prioridade para as fontes de contaminação podem ser adotados:

Prioridade 1 – fonte de contaminação ou área vizinha com histórico e potencial de terem contribuído de forma significativa para impactar os compartimentos do meio ambiente, sendo fundamental considerá-las no plano da etapa de Investigação Confirmatória.

Prioridade 2 – fonte de contaminação ou área vizinha que pode ser contemplada em etapas posteriores do GAC, cuja inclusão no plano da etapa de investigação confirmatória não é fundamental.

### 2.4.3. Definição de ações preventivas e corretivas

Para eliminar ou minimizar os problemas advindos dos indícios de contaminação identificados durante a execução da etapa de Avaliação Preliminar, pode ser necessária a definição de ações preventivas e corretivas.

Como exemplo de ações preventivas, pode-se citar a limpeza e reforma de piso com manchas de óleo e rachaduras, ou a adoção de técnicas de produção mais limpas, visando substituir o uso de determinada substância contaminante.

Com relação às ações corretivas, pode ser definida a implementação imediata de ações para a eliminação de evidências de contaminação mais simples (por exemplo,

amostrar um solo superficial visualmente impactado, que pode ser removido com uma simples raspagem) ou mesmo a adoção de medidas emergenciais, tratadas na **Seção 1.11**, necessárias para minimizar situações de perigo identificadas em casos mais graves.

## Referência

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 10, de 8 de fevereiro de 2017. Dispõe sobre a definição das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 127, n. 28, p. 43, 10 fev. 2017a. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2017resolucao_sma_010_2017-1.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 6.1: Introdução – Investigação Confirmatória

A etapa de Investigação Confirmatória tem como objetivo identificar a existência de contaminação nos compartimentos do meio ambiente de uma área classificada como Área Suspeita de Contaminação (AS), causada a partir de fontes de contaminação primárias.

As atividades principais da etapa de Investigação Confirmatória são as seguintes:

- ✓ executar o plano da etapa de Investigação Confirmatória, por meio da coleta de amostras nos volumes representativos dos compartimentos do meio ambiente;
- ✓ revisar as hipóteses de liberação das SQIs a partir das fontes de contaminação primárias para os compartimentos do meio ambiente;
- ✓ verificar a possibilidade da área em avaliação ser atingida por contaminação gerada em fonte de contaminação externa, em fonte de contaminação difusa ou fonte de contaminação natural;
- ✓ identificar os bens a proteger que podem ser efetivamente atingidos pela contaminação;
- ✓ identificar os caminhos de exposição;
- ✓ identificar os responsáveis legais e solidários;
- ✓ definir o segundo modelo conceitual (MCA 2);
- ✓ verificar a necessidade de continuidade do GAC;
- ✓ propor o plano da etapa de Investigação Detalhada;
- ✓ propor nova classificação da área em avaliação.

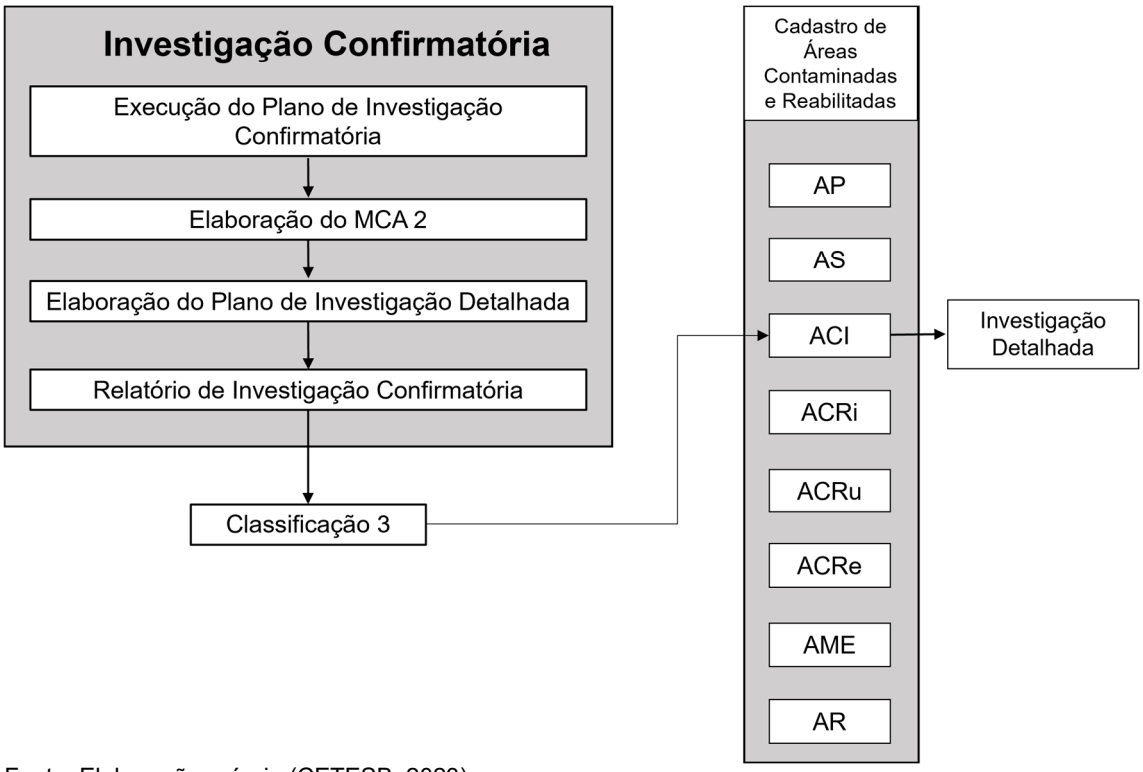
O fluxograma de atividades da etapa de Investigação Confirmatória está ilustrado na **Figura 6.1-1**.

Os critérios a serem considerados na execução do plano de Investigação Confirmatória estão detalhados na **Seção 6.2**.

Finalizada a execução do plano de Investigação Confirmatória, a interpretação dos resultados fornecerá a base para elaboração do segundo modelo conceitual da área (MCA 2), conforme **Seção 6.3**, e do plano da etapa de Investigação Detalhada, tratado na **Seção 6.4**, e para atualização da classificação da área (Classificação 3).

A compilação e a interpretação das informações dessa etapa são apresentadas em um documento denominado Relatório de Investigação Confirmatória, de acordo com o especificado na **Seção 6.5**.

**Figura 6.1-1: Fluxograma da etapa de Investigação Confirmatória**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

Quando necessário, a realização da Investigação Confirmatória pode ser exigida diretamente pelo Órgão Ambiental Gerenciador, inclusive em áreas não classificadas como AS.

A área classificada como Área Contaminada Sob Investigação (ACI) após a Investigação Confirmatória, passa a integrar a Relação de Áreas Contaminadas sob Investigação, a ser armazenada no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

Conforme o procedimento de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, os responsáveis legais pelas áreas classificadas como ACI devem prosseguir os trabalhos de gerenciamento com a execução das etapas de Investigação Detalhada, tratada no **Capítulo 7**, e Avaliação de Risco, tratada no **Capítulo 8**.

# Seção 6.2: Execução do Plano de Investigação Confirmatória

**Sumário**

1. Introdução.....1
2. Aplicação de métodos de investigação para o direcionamento das amostragens..1
3. Consolidação do plano de amostragem da etapa de Investigação Confirmatória..1
4. Execução das amostragens e análises.....2

## 1. Introdução

A subetapa de Execução do Plano de Investigação Confirmatória é composta pelas seguintes ações:

- ✓ aplicação de métodos de investigação para o direcionamento das amostragens;
- ✓ consolidação do plano de amostragem da etapa de Investigação Confirmatória;
- ✓ execução das amostragens e análises.

## 2. Aplicação de métodos de investigação para o direcionamento das amostragens

Quando observadas incertezas sobre a existência, localização e características das fontes de contaminação no MCA 1, podem ser aplicados métodos de investigação visando direcionar as amostragens e definir a distribuição espacial dos pontos de amostragem nos compartimentos do meio ambiente.

A aplicação desses métodos, quando necessária, é realizada no início da subetapa de Execução do Plano de Investigação Confirmatória, para que seja possível consolidar o plano de amostragem da etapa de Investigação Confirmatória.

## 3. Consolidação do plano de amostragem da etapa de Investigação Confirmatória

O plano de amostragem da Investigação Confirmatória tem de ser revisto e consolidado com base nos resultados das investigações para direcionamento das amostragens (conforme item 2), e em novas informações de campo, levantadas durante as primeiras sondagens ou amostragens da subetapa de Execução do Plano de Investigação Confirmatória.

Podem ser várias as possibilidades de refinamento do plano de amostragem, em razão das características das fontes de contaminação e dos compartimentos do meio ambiente ainda não completamente conhecidos nessa fase, cujo conhecimento é construído gradativamente.

Utilizando-se de métodos de investigação, por exemplo, é possível estimar a localização de uma determinada fonte de contaminação ou pluma de contaminação dissolvida, permitindo a adoção de um design amostral direcionado posteriormente.

Novas informações obtidas durante as investigações de campo podem indicar, por exemplo, a presença de materiais resistentes ao método de perfuração utilizado, que resultem na substituição por outro método mais eficiente e eficaz.

Quando não for de interesse mudar o método de perfuração do projeto, é possível que se altere o posicionamento do ponto de amostragem, desde que a nova localização permaneça dentro do volume representativo definido para o compartimento do meio ambiente a ser amostrado.

Portanto, os resultados da aplicação de métodos de investigação para o direcionamento das amostragens, assim como das informações obtidas em campo durante a execução da Investigação Confirmatória, podem alterar significativamente o plano de amostragem, assim como os planos de infraestrutura e segurança, além do cronograma dessa etapa.

**4. Execução das amostragens e análises**

Com base no plano de amostragem revisado e consolidado, conforme item 3, os trabalhos dão continuidade às perfurações, amostragens e análises químicas programadas, utilizando-se dos métodos selecionados em razão das características da fonte de contaminação, das SQIs, dos compartimentos do meio ambiente e dos bens a proteger.

Da mesma forma, nas amostras coletadas são aplicados os métodos analíticos para quantificação da contaminação, com precisão suficiente para atender aos propósitos e limites de quantificação exigidos, permanecendo inferiores aos respectivos valores de intervenção (VI).

# Seção 6.3: Elaboração do Segundo Modelo Conceitual e Classificação 3

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Estrutura do MCA 2 ..... 1**
2.1. Plantas georreferenciadas ..... 1
2.2. Fluxograma de exposição ..... 2
2.3. Tabela resumo ..... 3
2.4. Texto explicativo ..... 3
**3. Classificação 3 ..... 4**

## 1. Introdução

O segundo modelo conceitual da área (MCA 2) é uma atualização das plantas, fluxograma, tabela e texto explicativo do primeiro modelo conceitual da área (MCA 1), realizada com base nos resultados obtidos na etapa de Investigação Confirmatória.

Sua concepção busca representar as fontes de contaminação cuja existência foi confirmada, assim como os compartimentos do meio ambiente onde foi constatada a contaminação.

O Órgão Ambiental Gerenciador se utiliza das informações do MCA 2 para realizar a Classificação 3, que pode, nessa etapa, classificar a área como Área Contaminada sob Investigação (ACI) ou Área com Potencial de Contaminação (AP).

Nesta seção, são apresentadas, no item 2, as diretrizes para a construção do MCA 2 e, no item 3, a metodologia para a classificação da área após a Investigação Confirmatória.

Uma conceituação geral sobre essa ferramenta importante do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, que é o Modelo Conceitual da Área, pode ser consultada no item 5 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Estrutura do MCA 2

A elaboração do MCA 2 segue um processo organizado por fonte de contaminação, formando uma estrutura que contenha o seguinte:

- ✓ plantas georreferenciadas com a representação da área, informações multitemporais e localização dos pontos de amostragem;
- ✓ fluxograma dos caminhos de exposição;
- ✓ tabela com o resumo das informações;
- ✓ texto explicativo com a integração das informações sobre os caminhos de exposição, potenciais ou reais, identificados.

### 2.1. Plantas georreferenciadas

O seguinte conjunto de plantas georreferenciadas compõe o MCA 2:

**Planta da área com proposta de classificação como ACI (ou outra classificação possível)** – planta contendo o polígono que representa os limites (perímetro) da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas investigada (atual e pretéritas), delineado com base na(s) matrícula(s) do imóvel(is), ao qual se propõe aplicar a classificação como ACI (ou outra possível). Na legenda, são inseridas informações sobre o CNAE da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas, sua razão social, o número da matrícula do imóvel, as coordenadas do centro da área, dimensões e pontos de acesso.

**Planta multitemporal das áreas fonte** – planta contendo as áreas fonte levantadas na Avaliação Preliminar, indicando, em sua legenda, aquelas que tiveram contaminação confirmada, cujas respectivas fontes de contaminação serão contempladas na etapa de Investigação Detalhada.

**Planta multitemporal das fontes de contaminação** – planta contendo a localização das fontes de contaminação levantadas na Avaliação Preliminar, indicando, em sua legenda, as que foram classificadas como fontes de contaminação primárias e as que permaneceram como fontes de contaminação potenciais. São também representadas nessa planta as fontes de contaminação que, por motivos justificados, serão contempladas ou terão sua caracterização completada na etapa de Investigação Detalhada.

**Planta multitemporal da vizinhança** – planta contendo a localização das áreas da vizinhança levantadas na Avaliação Preliminar, cuja influência na área em avaliação foi investigada na etapa de Investigação Confirmatória, indicando aquelas que efetivamente alteram a qualidade dos compartimentos do meio ambiente na área em avaliação, que podem influenciar ou que necessitam de investigações adicionais na etapa de Investigação Detalhada, para confirmar tal hipótese.

**Planta multitemporal dos bens a proteger** – planta contendo os bens a proteger levantados na Avaliação Preliminar, indicando em sua legenda aqueles que foram atingidos, ou que possam ter sido atingidos, pelas contaminações provenientes da área em avaliação.

**Planta dos pontos de amostragem** – Planta e seções indicando os pontos de amostragem dos compartimentos do meio ambiente, relacionados a cada fonte de contaminação investigada na etapa de Investigação Confirmatória, discriminando aqueles em que foram detectadas concentrações das Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) acima ou abaixo dos seus respectivos valores de intervenção (VI). Para facilitar a interpretação da planta e seções, em complementação aos pontos de amostragem, são representados os volumes representativos das fontes de contaminação e uma estimativa conservadora das plumas de contaminação e dos bens a proteger.

Em todas as plantas do modelo conceitual, quando a Investigação Confirmatória contemplar a instalação de poços de monitoramento de água subterrânea, as informações são representadas em sobreposição ao mapa potenciométrico.

### 2.2. Fluxograma de exposição

A partir das novas informações obtidas na etapa de Investigação Confirmatória, o fluxograma de exposição pode ser atualizado, para representar as fontes de contaminação primárias confirmadas e os caminhos de exposição.

Um exemplo do fluxograma de exposição pode ser consultado no item 2.2 da **Seção 5.4**.

### 2.3. Tabela resumo

Para melhor entendimento do MCA 2, é necessário que se elabore um resumo das informações sobre os caminhos de exposição definidos na etapa de Investigação Confirmatória. Esse resumo pode ser feito por meio de tabela, cuja estrutura represente uma fonte de contaminação em cada linha e as seguintes informações nas colunas:

- ✓ a identificação da fonte de contaminação primária confirmada;
- ✓ a identificação da área fonte;
- ✓ as SQIs liberadas para os compartimentos do meio ambiente;
- ✓ a indicação do compartimento do meio ambiente em que se confirmou a contaminação;
- ✓ a indicação dos compartimentos do meio ambiente a serem amostrados na etapa de Investigação Detalhada;
- ✓ a indicação do nível de prioridade de cada fonte de contaminação para o plano da etapa de Investigação Detalhada;
- ✓ os bens a proteger atingidos ou que podem ser atingidos;
- ✓ as ações preventivas e corretivas indicadas.

Em outra tabela, com estrutura semelhante, são resumidas as seguintes informações sobre as áreas da vizinhança que contaminam ou podem contaminar a área em avaliação:

- ✓ a identificação da área vizinha que influencia a área em avaliação;
- ✓ a classificação da área vizinha em relação ao GAC;
- ✓ as SQIs da área vizinha liberadas para a área em avaliação;
- ✓ a indicação dos compartimentos do meio ambiente a serem amostrados na etapa de Investigação Detalhada;
- ✓ a indicação do nível de prioridade de cada área vizinha para o plano da etapa de Investigação Detalhada;
- ✓ os bens a proteger atingidos ou que podem ser atingidos.

O responsável técnico pode propor complementações às tabelas resumo, incluindo colunas adicionais, que julgar necessárias para compilação das informações.

### 2.4. Texto explicativo

O texto explicativo do MCA 2 traz sentido e conecta as informações representadas nas plantas georreferenciadas, no fluxograma e na tabela resumo, por meio da descrição

resumida dos caminhos de exposição a partir de cada fonte de contaminação primária, cuja existência foi confirmada após a etapa de Investigação Confirmatória, seja na área em avaliação ou vizinhança.

## 3. Classificação 3

Os resultados da etapa de Investigação Confirmatória são utilizados para embasar a classificação da área em avaliação (Classificação 3) como ACI, ou outra classificação possível, além de orientar a continuidade do GAC, que pode prosseguir para a etapa seguinte, de Investigação Detalhada, ou mesmo ser encerrado.

A totalidade da área em avaliação será classificada como ACI quando os resultados obtidos em pelo menos um dos compartimentos do meio ambiente, relativos a qualquer fonte de contaminação primária, forem suficientes para confirmar a contaminação nesse compartimento, ou seja, quando houver a detecção de concentração de pelo menos uma das SQIs analisadas acima do seu respectivo valor de intervenção (VI).

Outras situações ou condições adversas também podem ser utilizadas para cumprir o mesmo papel do valor de intervenção, por exemplo, a constatação da presença de fase livre, assim como a constatação da presença de resíduos perigosos depositados ou armazenados de forma inadequada e a identificação de situações que possam representar perigo ou risco agudo.

Portanto, a área em avaliação será classificada como ACI quando houver a constatação da presença de:

I. SQI no solo, na água subterrânea, ou em outro compartimento do meio ambiente, com concentrações acima dos valores de intervenção (VI);

II. produto ou substância em fase livre ou residual;

III. substâncias, condições ou situações que possam representar perigo ou riscos agudos aos bens a proteger;

IV. resíduos perigosos dispostos em desacordo com as normas vigentes;

V. SQI nos gases e vapores do solo que superem os VI;

Quando os resultados obtidos em todos os compartimentos do meio ambiente, relativos a todas as fontes de contaminação potenciais identificadas, forem suficientes para confirmar que não há contaminação na área em avaliação – ou seja, quando não forem identificadas as situações citadas nos incisos I a V –, e não permanecer funcionando, nessa área, uma Atividade Potencialmente Geradora de Áreas Contaminadas, sua classificação como AS será removida e o GAC será encerrado. Nesse mesmo cenário, a área em avaliação será classificada como AP quando nela permanecer em funcionamento uma Atividade Potencialmente Geradora de Áreas Contaminadas.

# Seção 6.4: Elaboração do Plano de Investigação Detalhada

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Abordagem "Triad" ..... 2
3. Plano de Amostragem ..... 4
3.1. Caracterização das fontes de contaminação primárias ..... 5
3.1.1. Existência, localização, dimensões e materiais constituintes ..... 5
3.1.2. SQI ..... 6
3.1.4. Classificação como ativa ou inativa ..... 7
3.2. Caracterização das plumas de contaminação e das fontes de contaminação secundárias ..... 8
3.2.1. Volume de Concentração de Massa (centro de massa) ..... 9
3.2.3. Fase sorvida ..... 11
3.2.4. Fase dissolvida ..... 12
3.2.4. Fase vapor ou gasosa ..... 13
3.2.5. Comportamento e dinâmica de propagação, capacidade de atenuação e possibilidade de atuar como fonte de contaminação secundária ..... 13
3.3. Caracterização dos bens a proteger ..... 14
3.4. Caracterização dos compartimentos do meio ambiente ..... 15
3.5. Métodos de investigação ..... 16
4. Elaboração do plano de infraestrutura e segurança e de controle de qualidade e cronograma ..... 17
Referências ..... 17

## 1. Introdução

O planejamento da etapa de Investigação Detalhada é similar ao planejamento da etapa de Investigação Confirmatória, sendo estabelecidas ações semelhantes, mas com objetivos diferentes. Enquanto, na etapa de Investigação Confirmatória, se busca identificar a presença de fontes de contaminação primárias e de contaminações nos compartimentos do meio ambiente, na Investigação Detalhada o objetivo principal é caracterizar as fontes de contaminação, as plumas de contaminação e os bens a proteger, assim como as características dos compartimentos do meio ambiente, permitindo determinar os caminhos de exposição potenciais ou reais a serem considerados nas etapas seguintes do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC).

Na Elaboração do Plano de Investigação Detalhada, são levadas em consideração as informações do segundo modelo conceitual (MCA 2), as restrições técnicas e econômicas, os problemas ambientais que possam ser gerados pela sua execução e as futuras medidas de intervenção, que já podem ser vislumbradas após a determinação do comportamento das contaminações, e da caracterização dos riscos e danos aos bens a proteger.

Dessa forma, o nível de investigação a ser atingido na etapa de Investigação Detalhada precisa ser suficiente para entender o comportamento espacial e temporal das contaminações e embasar a execução das etapas de Avaliação de Risco e de Elaboração do Plano de Intervenção. Caso o resultado da Investigação Detalhada apresente algumas lacunas que não prejudiquem a continuidade nem o atingimento de tais fins, em um momento posterior, haverá a necessidade de se realizar investigações

adicionais ou complementares, preferencialmente durante as etapas subsequentes do GAC mencionadas.

Para a construção do Plano de Investigação Detalhada, recomenda-se adotar a abordagem “Triad”. Isso significa que o terceiro modelo conceitual da área (MCA 3) será continuamente atualizado durante a execução da etapa de Investigação Detalhada, conforme os resultados sejam obtidos e interpretados, permitindo a realização dos ajustes necessários ao que foi planejado inicialmente na etapa de Investigação Confirmatória. Esses ajustes são feitos até que o responsável técnico conclua que os objetivos da Investigação Detalhada foram atingidos, podendo, portanto, ser consolidado o MCA 3.

Destaca-se que a aplicabilidade e adoção da abordagem “Triad” para as investigações, em cada caso, é uma decisão do responsável técnico, com a concordância do responsável legal.

## 2. Abordagem “Triad”

No planejamento da Investigação Detalhada, é recomendável a aplicação da abordagem “Triad”, que é calcada em:

- ✓ desenvolvimento de planejamento sistemático;
- ✓ uso de estratégias dinâmicas de investigação;
- ✓ utilização de procedimentos de medição em tempo real.

Mais detalhes sobre essa abordagem podem ser obtidos em documentos publicados pela Agência Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA – Triad Resource Center, no seguinte link: https://triadcentral.clu-in.org/index.cfm).

A abordagem “Triad” requer planejamento contínuo e sistemático da investigação, o que pode provocar mudanças nas estratégias de investigação ao longo do trabalho de campo, a partir da análise de dados produzidos em tempo real, em alta resolução e interpretados rapidamente.

O uso dessa abordagem tem como justificativa a heterogeneidade espacial dos compartimentos do meio ambiente investigados, que representam a principal fonte de incerteza que afeta a tomada de decisão confiável. Assim, desde o início das investigações, a obtenção de dados em tempo real e em alta resolução permite um melhor entendimento da heterogeneidade e, consequentemente, a redução das incertezas, provocando o reajuste das próximas investigações. Esse processo iterativo prossegue até que os compartimentos do meio ambiente e a contaminação sejam caracterizados adequadamente, atingindo os objetivos da etapa de Investigação Detalhada.

Os dados obtidos em grande quantidade e com alta resolução espacial são gerados a partir de métodos analíticos quantitativos pouco precisos, semi quantitativos ou qualitativos, que servem, principalmente, ao propósito de guiar as investigações para locais de maior interesse, onde são combinados com métodos de maior precisão, exatidão e devidamente acreditados. Esses métodos mais robustos podem, assim, ser posicionados de maneira mais racionalizada, para que sirvam ao propósito de caracterizar precisamente a contaminação.

Pode-se considerar que a vantagem da abordagem “Triad” está na possibilidade de alteração rápida da estratégia de investigação, durante a mesma mobilização de campo, pois se baseia em dados gerados em tempo real, e tomada de decisão mais assertiva, por conta de utilizar uma maior quantidade de dados e em alta resolução.

Cabe destacar que o planejamento sistemático sempre foi utilizado na Investigação Detalhada. Entretanto, recentemente, o desenvolvimento e disponibilidade dos métodos de investigação em tempo real e em alta resolução propiciaram as condições necessárias para a utilização da abordagem “Triad”.

A diferença é que, de forma isolada, o emprego de técnicas tradicionais de investigação não permite, na maioria dos casos, uma tomada de decisão rápida e precisa, por conta da produção de poucos dados de baixa resolução, normalmente insuficientes para a caracterização adequada da contaminação e da heterogeneidade espacial dos compartimentos do meio ambiente.

O planejamento sistemático é um processo rigoroso de planejamento de projetos, cujas atividades propostas são atreladas a uma base cientificamente defensável. Como elementos principais, o planejamento sistemático inclui:

- ✓ Identificação das decisões a serem tomadas;
  - o identificar as metas e objetivos do projeto;
  - o definir as decisões a serem tomadas;
  - o revisar o MCA 2;
  - o identificar lacunas de dados no MCA 2 e restrições à coleta de dados;
  - o preparar um plano de trabalho dinâmico para implementar a investigação de campo.
- ✓ Desenvolvimento do MCA 3;
  - o estabelecer o tipo, a quantidade e a qualidade dos dados iniciais necessários na investigação de campo;
  - o avaliar e selecionar métodos de campo para a caracterização do local e para a coleta de dados;
  - o elaborar um programa de coleta e análise de dados para abordar como, quando e onde os dados serão coletados;
  - o desenvolver e revisar o MCA 3 conforme novos dados são obtidos de forma dinâmica, identificando as incertezas que ainda necessitam ser eliminadas;
  - o consolidar o MCA 3 quando atingidos os objetivos das investigações.
- ✓ Planos de apoio;
  - o Preparar planos de apoio para complementar o plano de trabalho dinâmico, incluindo:

- Plano de Amostragem e Análise;
- Plano de Garantia de Qualidade;
- Plano de Saúde e Segurança do Local;
- Plano de Gerenciamento de Dados.

o Descrever os métodos para análise, avaliação e interpretação de dados, que considere o uso pretendido dos dados levantados.

No planejamento sistemático, também são consideradas outras questões importantes inerentes ao caso específico, como a segurança dos trabalhadores e da vizinhança ou fatores econômicos, de forma equilibrada, sem prejudicar as decisões técnicas necessárias para atender aos objetivos da Investigação Detalhada.

Outras situações como a existência de obstáculos físicos, problemas relativos aos prazos a serem atingidos ou recursos econômicos insuficientes, também podem provocar ajustes no Plano de Amostragem da Investigação Detalhada, sendo necessário apontar as soluções encontradas a esses problemas, com as devidas justificativas.

Observa-se que o desenvolvimento de metas e objetivos não pode ser uma ação subestimada. Muitas vezes, durante o planejamento da Investigação Detalhada, atenção insuficiente é direcionada para estabelecer metas e objetivos claros, levando a investigações improdutivas, que não proporcionam a obtenção das informações necessárias. Com objetivos claramente definidos, os recursos disponíveis podem ser usados de forma mais eficiente e eficaz, e com os ajustes necessários. Exemplos de metas e objetivos específicos da Investigação Detalhada estão listados a seguir:

- ✓ caracterizar tridimensionalmente as fontes de contaminação primária;
- ✓ definir e caracterizar as fontes de contaminação secundárias que contribuem para as plumas de contaminação em fase dissolvida e vapores;
- ✓ caracterizar a contaminação em fases: livre, retida, dissolvida e gasosa/vapores;
- ✓ caracterizar os compartimentos do meio ambiente e desenvolver um modelo conceitual da geologia e hidrogeologia que permita entender a distribuição espacial e dinâmica das plumas de contaminação detectadas.

### 3. Plano de Amostragem

O Plano de Amostragem da Investigação Detalhada é constituído pelas seguintes partes:

- ✓ caracterização das fontes de contaminação primárias;
- ✓ caracterização das plumas de contaminação e das fontes de contaminação secundárias;
- ✓ caracterização dos bens a proteger;
- ✓ caracterização dos compartimentos do meio ambiente.

Para todas as partes citadas, o plano de amostragem da Investigação Detalhada traz: especificações das dimensões estimadas das fontes de contaminação, plumas de contaminação e características dos bens a proteger; os designs amostrais; as técnicas de amostragem e análises; o número de amostras e a localização em planta e em seção dos pontos de amostragem; além do processo decisório do planejamento sistemático para avançar ou encerrar as investigações, e das soluções em relação às dificuldades que podem ser encontradas para o posicionamento dos pontos de amostragem.

### 3.1. Caracterização das fontes de contaminação primárias

Para caracterizar as fontes de contaminação primárias (internas ou externas), é necessário planejar investigações com o objetivo de obter as seguintes informações:

- ✓ existência;
- ✓ localização;
- ✓ dimensões;
- ✓ materiais constituintes;
- ✓ SQIs envolvidas;
- ✓ potência;
- ✓ classificação como ativa ou inativa.

Todas as fontes de contaminação primárias consideradas prioritárias no MCA 2, ou durante a construção do MCA 3, precisam ser adequadamente caracterizadas na Investigação Detalhada.

Quando houver a possibilidade de a área em avaliação ser atingida por contaminação originada em áreas vizinhas, proveniente de fonte de contaminação primária externa, é necessário planejar investigações para sua caracterização. As informações sobre essas fontes poderão ser estimadas com base nas características das plumas de contaminação identificadas a montante, que atingiram ou que possam atingir a área em avaliação. Outra possibilidade consiste em investigar, se possível, a própria área vizinha, com o objetivo de atualizar ou complementar o MCA 3 e refinar paulatinamente o Plano de Amostragem da Investigação Detalhada.

É importante que o responsável legal comunique o Órgão Ambiental Gerenciador sobre as evidências levantadas de contaminação com origem em fonte de contaminação primária em áreas externas, com o objetivo de orientar o gerenciamento do caso.

#### 3.1.1. Existência, localização, dimensões e materiais constituintes

O passo inicial para investigar as fontes de contaminação primárias requer uma estimativa da sua localização e dimensões (volume), assim como dos tipos de materiais constituintes (por exemplo, resíduos industriais, resíduos da construção civil ou outros).

As investigações que buscam determinar a existência e localização de uma fonte de contaminação primária, como, por exemplo, uma área de deposição de resíduos, são planejadas ao redor dos locais onde foram identificados indícios da presença de

resíduos na etapa de Avaliação Preliminar, ao redor das anomalias identificadas pela aplicação de métodos geofísicos ou no entorno dos pontos de amostragem onde esses resíduos foram detectados na etapa de Investigação Confirmatória, ou mesmo durante a própria execução da Investigação Detalhada.

Para esse trabalho, os pontos de amostragem podem ser posicionados, a partir de julgamento profissional, nos sentidos horizontal e vertical, utilizando um design amostral direcionado, com o objetivo de se detectar visualmente a presença de resíduos em testemunhos de sondagens. Quando o objetivo for mapear a área de deposição de resíduos, sem informações prévias que indiquem possíveis locais de disposição, o design amostral probabilístico, utilizando uma malha regular de amostragem, se mostra mais aplicável.

Quando, no exemplo citado, já estiver prevista a avaliação da viabilidade da técnica de remediação por remoção e destinação final dos resíduos, pode ser necessária a definição mais precisa dos limites horizontais e verticais da fonte de contaminação primária, bem como da concentração média das SQIs em todo o seu volume. Isso implicaria na execução de um número maior de pontos de amostragem e análises, sendo a escolha de um design amostral probabilístico mais adequada. Esse exemplo evidencia como as intervenções futuras, quando previstas antecipadamente na etapa de Investigação Detalhada, podem influenciar no plano de amostragem dessa etapa.

Outro exemplo são as fontes primárias relacionadas a utilidades subterrâneas, como tanques, caixas de passagem e tubulações de efluentes. A caracterização dessas fontes, muitas vezes negligenciada, pode ser a principal ação no sentido de obter subsídios para o planejamento das futuras medidas de intervenção.

Inicialmente, esse trabalho pode ser feito por meio da aplicação de métodos indiretos de investigação, ou pela correlação com resultados analíticos indicativos da presença de contaminação nos compartimentos do meio ambiente, visando identificar os locais ou partes da fonte de contaminação primária onde ocorreu o vazamento de substâncias químicas. Os métodos de investigação podem incluir, entre outros, a investigação passiva de vapores do solo, a investigação ativa ou passiva de vapores no interior de tubulações desativadas, a avaliação do pH do solo e a medição de VOC com PID em solo ou diretamente nas utilidades.

Técnicas adicionais que podem ser empregadas para investigar utilidades subterrâneas consistem em filmagem de tubulações e em escavação ou abertura de valas que exponham as tubulações, tanques ou caixas. Em determinadas situações, a reabertura de antigas valas, canaletas ou tubulações se mostra um trabalho relevante para detectar a presença de lodos ou mesmo de produto puro (NAPL) armazenado em seu interior. Muitas vezes, esse tipo de fonte de contaminação primária pode ser caracterizada – em grande parte – visualmente e complementado por meio da coleta de amostras direcionadas.

### 3.1.2. SQI

Quando não há informações sobre a composição dos materiais constituintes da fonte de contaminação primária no MCA 2, pode ser necessária a realização de coleta de amostras e análises químicas desses materiais para a identificação das SQIs. Utilizando-se de um design amostral probabilístico e de um amplo espectro de

parâmetros, as características dos resíduos ou solos contaminados depositados em um aterro de resíduos clandestino e a sua composição química podem ser descritas.

Se houver fonte de contaminação primária externa, localizada em área na vizinhança, fora dos limites da área em avaliação, a indicação das SQIs poderá ter como base as informações sobre as plumas de contaminação mapeadas ou investigadas a montante.

Em casos em que houver permissão de acesso, poderão ser planejadas investigações junto à própria fonte de contaminação primária externa para a identificação das SQIs inerentes e, se for de interesse, o mapeamento das plumas de contaminação.

### 3.1.3. Potência

A potência da fonte de contaminação primária é a capacidade que ela possui de provocar a contaminação dos compartimentos do meio ambiente, se propagar por eles e atingir os bens a proteger da área em avaliação ou em sua vizinhança.

Em termos de classificação, a potência pode ser baixa, média ou alta, em função da quantidade de massa liberada e distribuída nos compartimentos do meio ambiente. Por ser um parâmetro relacionado ao transporte e distribuição de substâncias, depende das características das SQIs e dos compartimentos do meio ambiente.

Como regra, as fontes de contaminação com potência baixa são aquelas em que as SQIs, mesmo após alguns anos da sua liberação nos compartimentos do meio ambiente, tendem a permanecer próximas da fonte de contaminação primária, se afastando apenas alguns metros. Em grande parte, se concentram em fase residual ou adsorvida.

As fontes de contaminação com potência média possuem SQIs que tendem a se afastar da fonte algumas dezenas de metros, predominantemente em fase dissolvida, alguns anos depois da ocorrência do vazamento. Podem atingir bens a proteger localizados dentro e fora dos limites da área em avaliação, com tendência de estabilização ou encurtamento das plumas de contaminação a médio prazo (cinco anos).

As fontes de contaminação com potência alta possuem SQIs com tendência de se afastar por dezenas de metros ou mais de cem metros da fonte de contaminação, em fase dissolvida, ou mesmo em fase livre e em fase vapor, após alguns anos da ocorrência do vazamento. Podem atingir bens a proteger localizados dentro e fora da área em avaliação, ou em grandes profundidades (superiores a 100 metros, em fase dissolvida ou livre), com tendência de expansão das plumas de contaminação a médio prazo (cinco anos).

A potência da fonte de contaminação primária pode ser estimada com base em resultados de monitoramento das plumas de contaminação geradas a partir dessa fonte e de modelagem matemática.

### 3.1.4. Classificação como ativa ou inativa

Quando a fonte de contaminação primária continua liberando substâncias para os compartimentos do meio ambiente, ela é classificada como ativa. Isso pode ser

observado diretamente, se houver continuidade do vazamento, ou indiretamente, se as plumas de contaminação geradas estão em modo estacionário ou se ampliando.

### 3.2. Caracterização das plumas de contaminação e das fontes de contaminação secundárias

Considera-se pluma de contaminação o espaço nos compartimentos do meio ambiente onde existe massa ou concentração da SQI capaz de provocar riscos acima dos níveis aceitáveis aos bens a proteger.

Por sua vez, uma fonte de contaminação secundária é um compartimento do meio ambiente contaminado por substância liberada de uma fonte de contaminação primária (parte ou totalidade de uma pluma de contaminação), cujo acúmulo da substância é tal que atua como fonte de contaminação para outro compartimento do meio ambiente, tornando-o também contaminado.

Os conceitos de pluma de contaminação e fonte de contaminação secundária se sobrepõem, muitas vezes, por representarem diferentes consequências relativas à ocorrência de alterações significativas da qualidade dos compartimentos do meio ambiente. Por exemplo, uma pluma de contaminação em fase livre pode atuar como fonte de contaminação secundária ao transferir SQIs para as águas subterrâneas, para o ar da zona não saturada ou mesmo para o ar ambiente (ambientes abertos ou fechados).

Uma pluma de contaminação em fase residual pode atuar como fonte de contaminação secundária ao transferir SQIs para o ar da zona não saturada ou para o ar ambiente (ambientes abertos ou fechados).

A pluma de contaminação em fase dissolvida pode atuar como fonte de contaminação secundária ao transferir SQIs para o ar da zona não saturada ou para o ar ambiente (ambientes fechados ou abertos).

A pluma de contaminação em fase vapor no ar da zona não saturada, pode atuar como fonte de contaminação secundária ao transferir SQIs para o ar ambiente (ambientes fechados ou abertos).

O planejamento das investigações para a caracterização das plumas de contaminação (em fase livre, residual, adsorvida, dissolvida e vapor), assim como das fontes de contaminação secundárias, tem como referência os volumes estimados de cada uma delas, especificados no MCA 2.

Os volumes estimados das plumas de contaminação são porções tridimensionais dos compartimentos do meio ambiente, onde se espera encontrar alteração de qualidade relacionada a um risco potencial para os bens a proteger.

O posicionamento das investigações e de coleta de amostras nesses volumes não segue o mesmo padrão para todos os tipos de pluma de contaminação, pois irá depender de fatores como as características das fontes de contaminação primárias, as características físico-químicas das SQIs envolvidas e seu modo de propagação nos compartimentos do meio ambiente. Assim, o design amostral final, seja ele direcionado ou probabilístico, acaba por ser específico para cada tipo de pluma de contaminação a

ser caracterizada, e determinado a partir de julgamento do responsável técnico durante o planejamento sistemático da Investigação Detalhada.

Ao final dos trabalhos da caracterização das plumas de contaminação, busca-se delimitar, tridimensionalmente, o seu volume e massa e, quando necessário, entender sua dinâmica de propagação, além de avaliar a possibilidade de estarem funcionando como fontes de contaminação secundárias.

A seguir, são apresentadas diretrizes para caracterização do centro de massa da contaminação, plumas de contaminação em fase livre, fase retida, fase dissolvida e fase vapor e das fontes de contaminação secundárias.

### 3.2.1. Volume de Concentração de Massa (centro de massa)

O centro de massa da contaminação, independentemente das SQIs, envolve o volume dos compartimentos do meio ambiente onde se concentra ao menos 80% da massa das SQIs, presentes como fase livre, residual, adsorvida, vapor e dissolvida. Isso significa que ele provavelmente supera o volume da fonte de contaminação secundária (comumente referida como “Zona Fonte” na literatura). Para substâncias líquidas e moderadamente solúveis, o centro de massa da contaminação é chamado de “Zona Fonte de NAPL”, que pode ser *Light, Non Aqueos Phase Liquids* (LNAPL), ou *Dense, Non Aqueos Phase Liquids* (DNAPL).

A natureza do ambiente hidrogeológico, a composição e forma de liberação das SQIs a partir da fonte de contaminação, assim como os processos subsequentes de transporte e transformação, se combinam para determinar como as SQIs são distribuídas dentro do centro de massa.

É parte da Investigação Detalhada a caracterização do volume do centro de massa, de maneira que seja delimitado em três dimensões, em todas as direções a partir da fonte de contaminação primária.

Compreender as características do centro de massa é fundamental para conduzir, efetivamente, tanto a caracterização da área em avaliação, quanto a implementação de medidas de intervenção, como a implementação de técnicas de remediação.

### 3.2.2 Fase livre e residual

De acordo com sua forma de ocorrência, o NAPL pode estar presente como fase livre ou fase residual. A diferença entre as duas fases é a mobilidade.

A fase livre é móvel, podendo migrar para dentro de poços de monitoramento. Isso ocorre quando o volume do NAPL, em relação ao volume de poros (saturação de NAPL), é suficiente para existir continuidade do produto nos poros.

A fase residual é imóvel, não apresenta continuidade, estando retida por forças capilares. Como comentado anteriormente, tanto o volume de NAPL em fase livre quanto em fase residual estão inseridos dentro do que denominamos centro de massa – volume do compartimento do meio ambiente contaminado, de grande importância, a ser identificado e mapeado durante a Investigação Detalhada.

O mapeamento de uma pluma de contaminação em fase livre de líquidos imiscíveis menos densos que a água (LNAPL), tem a mobilidade como parâmetro para diferenciá-la da fase residual, sendo que ambas fazem parte do mapeamento do centro de massa, cujo volume tem mais relevância prática para o planejamento das medidas intervenção.

O mapeamento do LNAPL em fase livre é importante quando existem ações emergenciais em andamento, ou quando se identificou a hipótese de ela migrar em direção aos bens a proteger, com risco de provocar uma exposição aguda ou gerar um ambiente com risco de explosão. Descartada a possibilidade de risco emergencial, o mapeamento do LNAPL em fase livre é necessário para a quantificação dos riscos potenciais e para o dimensionamento de sistemas de remediação.

A fase livre de LNAPL é caracterizada pela possibilidade de ser extraída hidraulicamente e, para tanto, é necessário conhecer a área que ocupa, assim como a distribuição da sua espessura.

Um ponto limite de uma pluma de contaminação em fase livre de LNAPL pode ser estimado na metade da distância entre um poço de monitoramento onde foi identificada a presença de LNAPL e outro onde a sua presença não foi identificada. Quanto menor o espaço entre os poços de monitoramento, maior a exatidão da localização do ponto limite.

Dessa forma, os pontos de amostragem para a delimitação da pluma de contaminação em fase livre de LNAPL precisam estar posicionados em todas as direções do ponto onde inicialmente tenha sido detectada a sua presença, de maneira a mapear adequadamente seus limites no centro de massa da contaminação e, posteriormente, a jusante dele, caso necessário, considerando o sentido de fluxo das águas subterrâneas.

Nesse contexto, são construídos poços de monitoramento com características específicas para a detecção de fase livre de LNAPL (por exemplo, o poço de monitoramento não pode estar afogado), e sua constatação e determinação de espessura são realizadas por meio de equipamento apropriado, no caso, um medidor de interface água/LNAPL.

Os poços de monitoramento instalados com a finalidade de mapear a fase livre de LNAPL não são adequados para o monitoramento das plumas em fase dissolvida, pois não possuem um suporte de amostragem e perfil construtivo apropriado para uma avaliação precisa da distribuição vertical da contaminação em fase dissolvida.

Durante a interpretação e mapeamento da fase livre ou residual de LNAPL, é necessário considerar a variação do nível d'água, tendo em vista que um rebaixamento ou elevação desse nível pode alterar significativamente as condições de ocorrência e mobilidade do NAPL.

Em relação à pluma de contaminação em fase livre de líquidos imiscíveis mais densos que a água (DNAPL), o comportamento é semelhante, com o grande diferencial da densidade.

O principal fator que controlará a migração de DNAPL é a presença de camadas de materiais de menor permeabilidade na subsuperfície, que podem interromper ou desviar o fluxo do DNAPL, na zona saturada ou não saturada.

A interrupção do fluxo de DNAPL pode causar seu acúmulo, por conta de dois mecanismos. O primeiro é que o DNAPL precisa ter pressão suficiente para superar as forças capilares no material de menor permeabilidade (mecanismo de barreira capilar). O segundo é a maior resistência ao fluxo na camada menos permeável.

Em meios fraturados, para que o DNAPL consiga penetrar em uma fratura, é necessário que haja pressão suficiente para vencer a pressão capilar na fratura. Essa pressão depende das propriedades do DNAPL (como densidade e tensão interfacial) e das características da fratura (como o tamanho da abertura).

Considerando os processos descritos, inerentes à dinâmica de movimentação de DNAPL, verifica-se que o mapeamento da fase livre dessas substâncias exige uma avaliação da sua mobilidade, para que seja diferenciada da fase residual.

Ressalta-se que a fase residual de DNAPL também pode estar presente na zona não saturada.

Uma vez que o centro de massa tenha sido identificado e mapeado de forma adequada, o mapeamento da pluma de DNAPL em fase livre pode ser direcionado por meio da interpretação de análises químicas de solo e águas subterrâneas, considerando as concentrações das SQIs observadas. Com base nessas informações, podem ser instalados poços de monitoramento com seção filtrante posicionada no topo de camadas litológicas com menor permeabilidade, que apresentam maior probabilidade de acumular DNAPL em fase livre, ou seja, móvel e, portanto, passível de extração por técnicas de bombeamento e tratamento.

Recomenda-se que esses poços possuam câmara de sedimentação na sua base, de pequena extensão, mas que permita a captura e acúmulo de DNAPL no seu interior. Além disso, a instalação deve ser realizada com métodos que evitem a transferência do contaminante para maiores profundidades.

O mapeamento horizontal dessa pluma em fase livre de DNAPL segue, em linhas gerais, as mesmas recomendações efetuadas para os LNAPL.

Outra forma de constatar a presença de NAPL é aplicar um corante hidrofóbico (“Sudan IV, Oil Red O”), que tem como propriedade alterar a cor do NAPL, em testemunhos de sondagem. Entretanto, a utilização dessa substância não permite diferenciar fase livre de fase residual.

No caso de substâncias orgânicas imiscíveis em fase residual – como óleos lubrificantes usados –, os limites da pluma de contaminação em fase residual podem ser definidos utilizando-se a mesma regra aplicada para a fase livre: a metade da distância entre um ponto com a presença do material ou produto em testemunhos de sondagens e outro onde esse não foi constatado.

### 3.2.3. Fase sorvida

A fase sorvida é a massa de contaminante retida nas partículas sólidas, seja por adsorção, absorção, troca catiônica ou sorção química (Fetter, 1999).

A caracterização de uma pluma de contaminação em fase sorvida consiste na definição do seu volume e a distribuição espacial das concentrações das SQIs dentro de seus limites.

Um ponto limite de uma pluma de contaminação em fase sorvida é definido no local onde a concentração da SQI na amostra coletada do compartimento do meio ambiente (solo, sedimento, rocha ou material antrópico) é igual ao Valor de Intervenção (VI), determinado na etapa de Investigação Confirmatória. A localização desse ponto limite é calculada interpolando-se o valor de concentração da SQI obtida em um ponto de amostragem, cujo resultado demonstrou concentração acima do VI e outro ponto, em que foi observada concentração abaixo do VI, considerando-se uma distribuição tridimensional.

Para a determinação da distribuição espacial da SQI dentro dos limites horizontal e vertical da pluma de contaminação em fase sorvida, pode-se construir linhas de isoconcentração, a partir da interpolação dos valores de concentração obtidos em pontos de amostragem localizados dentro e fora dos limites da pluma de contaminação em fase retida.

Dessa forma, os pontos de amostragem para a delimitação da pluma de contaminação em fase sorvida precisam estar posicionados no entorno da fonte de contaminação primária, caso ela tenha sido identificada, ou no centro de massa estimado na Investigação Confirmatória, bem como em outros identificados no desenvolvimento da Investigação Detalhada, que estejam mais afastados da fonte de contaminação primária ou da zona fonte.

Para o mapeamento da fase sorvida, é recomendável a aplicação de uma malha de amostragem regular, com espaçamento adequado ao volume estimado nas hipóteses estabelecidas inicialmente.

### 3.2.4. Fase dissolvida

A caracterização de uma pluma de contaminação em fase dissolvida compreende a definição de seu volume e a distribuição espacial das concentrações das SQIs dentro de seus limites.

Um ponto limite de uma pluma de contaminação em fase dissolvida é definido no local onde a concentração da SQI na água subterrânea é igual ao VI. A localização desse ponto limite é calculada interpolando-se o valor de concentração da SQI obtida em um ponto de amostragem, cujo resultado mostrou concentração acima do VI, e outro ponto, onde foi observada concentração abaixo do VI.

No processo de caracterização da pluma dissolvida, é importante levar em consideração as características de fluxo e transporte (geologia, hidrogeologia e características das SQIs), assim como as decisões que serão tomadas relacionadas aos riscos ou danos para os bens a proteger ou receptores identificados, além da definição dos pontos de conformidade.

Para a determinação da distribuição espacial das SQIs dentro dos limites horizontal e vertical da pluma de contaminação em fase dissolvida, podem ser construídas linhas de isoconcentração, a partir da interpolação dos valores de concentração obtidos em

pontos de amostragem (poços de monitoramento ou outra ferramenta de alta resolução) localizados dentro e fora dos limites da pluma de contaminação em fase dissolvida.

Em alguns casos – quando considerados suficientes para embasar a realização das etapas seguintes de Avaliação de Risco e Elaboração do Plano de Intervenção –, podem ser utilizados como limites horizontais da pluma de contaminação em fase dissolvida: o divisor de águas subterrâneas local ou regional (área de recarga) localizado a montante, ou um corpo d'água superficial (área de descarga) localizado a jusante.

Também, em alguns casos, podem ser utilizados como limites verticais da pluma de contaminação em fase dissolvida, camadas com baixa permeabilidade identificadas, ou determinadas profundidades estimadas considerando o fluxo horizontal ou vertical (descendente ou ascendente).

### 3.2.4. Fase vapor ou gasosa

Da mesma maneira como é realizada para as fases sorvida e dissolvida, a caracterização de uma pluma de contaminação em fase vapor, na zona não saturada, compreende a definição do seu volume e a distribuição espacial das concentrações das SQIs dentro de seus limites.

O ponto limite de uma pluma de contaminação em fase vapor é definido no local onde a concentração da SQI é igual ao VI. A localização desse ponto limite é calculada interpolando-se o valor de concentração da SQI obtida em um ponto de amostragem cujo resultado mostrou concentração acima do VI, e outro ponto onde foi observada concentração abaixo do VI.

Na ausência de VIs definidos pelo Órgão Ambiental Gerenciador, o responsável técnico poderá derivá-los a partir da Planilha de Avaliação de Risco da CETESB ou do *VISL Calculator* da USEPA, sendo o valor definido submetido à avaliação do Órgão Ambiental Gerenciador.

No caso da pluma de metano, seus limites horizontais ou verticais podem ser definidos utilizando-se os limites inferiores de inflamabilidade.

Para a determinação da distribuição espacial da SQI dentro dos limites horizontal e vertical da pluma de contaminação em fase vapor, podem ser construídas linhas de isoconcentração, a partir da interpolação dos valores de concentração obtidos em pontos de amostragem (poços de monitoramento de vapor, preferencialmente multinível) localizados dentro e fora dos limites da pluma de contaminação em fase vapor.

Em alguns casos, podem ser utilizados como limites horizontais e verticais da pluma de contaminação em fase vapor a presença de materiais impermeáveis, como paredes, rochas impermeáveis e o nível d'água subterrânea.

### 3.2.5. Comportamento e dinâmica de propagação, capacidade de atenuação e possibilidade de atuar como fonte de contaminação secundária

Além da caracterização das plumas de contaminação, durante a etapa de Investigação Detalhada é necessária a determinação da sua dinâmica de propagação ou do seu

comportamento, incluindo a avaliação da possibilidade de essas estarem atuando como fontes de contaminação secundária.

A dinâmica das plumas em fase livre pode ser estimada por meio de campanhas de monitoramento, mais aplicadas às plumas de LNAPL, com frequência definida em função das características dos materiais constituintes e dos compartimentos do meio ambiente onde estão se propagando ou podem se propagar.

No caso da contaminação em fase dissolvida, é importante determinar a possibilidade de se atingir bens a proteger a jusante, como um corpo d'água superficial ou poços de abastecimento de água. Nesse trabalho, a caracterização do centro de massa da pluma é importante, pois ajuda na determinação de sua potência, a partir da qual se pode derivar a dinâmica de propagação por meio de campanhas de monitoramento – cuja frequência leva em consideração as características das SQIs e hidrogeológicas –, ou por meio de modelagem matemática.

Para a pluma de contaminação em fase vapor, sua dinâmica pode ser estimada por meio de campanhas de monitoramento, que algumas vezes envolvem também a determinação de pressões do ar em diferentes ambientes, visando, principalmente, obter informações sobre a possibilidade de intrusão de vapores em ambientes fechados.

Além da determinação da dinâmica das plumas de fase livre, dissolvida e vapor por meio da interpretação de resultados de diferentes monitoramentos, projeções futuras, ou mesmo simulações de diferentes condições do modelo conceitual da contaminação, podem ser feitas utilizando-se de modelagem matemática. Nesses casos, os monitoramentos existentes são importantes para validar e calibrar o modelo matemático.

Para avaliar se as plumas de contaminação estão atuando como fontes de contaminação secundária, é necessário investigar os mecanismos de transferência das SQIs entre os compartimentos do meio ambiente, para avaliar, por exemplo, se há possibilidade de uma pluma de contaminação dissolvida atingir um corpo d'água superficial, ou se há possibilidade de intrusão de vapores em ambientes fechados a partir de uma pluma de contaminação em fase retida na zona não saturada.

A investigação detalhada pode prever uma avaliação de processos bio-geoquímicos atuantes sobre as plumas de contaminação, que indicam a capacidade que o meio tem de atenuar a massa e migração das SQIs. Essa abordagem é utilizada quando se vislumbra a adoção de técnicas de remediação por atenuação natural ou biorremediação.

### 3.3. Caracterização dos bens a proteger

A caracterização de um bem a proteger, na etapa de Investigação Detalhada, inicia-se pela definição do seu tipo, por exemplo, moradores de residências, trabalhadores de obras, trabalhadores comerciais, poço de abastecimento de água ou parte de um aquífero utilizado para abastecimento de água.

Em seguida, são definidas as vias de exposição potenciais ou reais relativas a cada bem a proteger, e determinadas as concentrações das SQI nessas vias de exposição, em contato com o bem a proteger, visando subsidiar a elaboração da etapa de Avaliação de Risco (tratada no **Capítulo 8**).

No caso do trabalhador de obras (bem a proteger: saúde humana), por exemplo, podem ocorrer vias de exposição por inalação de vapores e contato dérmico com o solo contaminado, ou inalação de vapores e contato dérmico com a água subterrânea contaminada, por conta da execução de obras que envolvem escavações.

Dessa forma, para o receptor trabalhador de obras, podem ser coletadas amostras de solo (fase retida), ar ambiente, ar do solo ou águas subterrâneas (fase dissolvida), para a determinação das concentrações das SQIs nos pontos onde esse receptor tem contato com os compartimentos do meio ambiente citados.

No caso do poço de abastecimento de água para consumo humano, inicialmente se avalia a possibilidade de a pluma de contaminação atingi-lo, considerando o sentido de fluxo das águas subterrâneas e os padrões de potabilidade.

Considerado possível o atingimento do poço, com risco de ocorrer alteração da qualidade da água acima dos padrões definidos, a coleta de amostras no referido poço faz parte da caracterização desse bem a proteger.

No caso de um aquífero utilizado para abastecimento de água para consumo humano, busca-se avaliar se a pluma de contaminação dissolvida pode atingir e se propagar nesse aquífero, considerando o sentido de fluxo das águas subterrâneas e os padrões de potabilidade, bem como se as águas do aquífero citado são utilizadas para consumo humano.

Conforme demonstrado nos exemplos, os pontos de amostragem para a caracterização dos bens a proteger estão posicionados imediatamente a montante desses e a jusante da fonte de contaminação primária ou secundária, considerando o sentido de fluxo das águas subterrâneas, podendo ser aplicado um design amostral direcionado.

### 3.4. Caracterização dos compartimentos do meio ambiente

De maneira integrada com as fontes de contaminação, plumas de contaminação e bens a proteger, as características dos compartimentos do meio ambiente influenciam na definição da distribuição espacial dos pontos de amostragem.

Nesse sentido, em continuidade às investigações realizadas na etapa de Investigação Confirmatória, as seguintes informações são buscadas no planejamento das investigações para caracterização dos compartimentos do meio ambiente:

- ✓ os tipos e distribuição espacial dos materiais presentes nas zonas não saturada e saturada, como, por exemplo, solo, sedimento, rocha (ígnea, sedimentar ou metamórfica) ou material antrópico (aterro ou partes das edificações como piso, paredes e fundações);
- ✓ as camadas dos materiais identificados nas zonas não saturada e saturada, suas respectivas espessuras e capacidades de transmitir ou reter contaminação, em termos de textura, granulometria e permeabilidade, considerando diferentes fluidos (água, ar do solo, outros líquidos/produtos);

- ✓ os tipos de porosidade existentes nos materiais das zonas não saturada e saturada, ou seja, porosidade granular total e efetiva, porosidade de fraturas ou porosidade mista;
- ✓ as características do fluxo das águas subterrâneas na zona saturada (ascendente ou descendente em áreas de recarga/descarga, fluxo horizontal em regiões planas), a posição do nível d'água e estimativa do sentido de fluxo, além das possíveis relações com os corpos d'água superficiais;
- ✓ a estimativa da existência de isotropia/anisotropia e homogenidade/heterogenidade;
- ✓ as características do fluxo das águas e ar na zona não saturada;
- ✓ estimativa da resistência à perfuração dos materiais presentes nas zonas não saturada e saturada e posição dos materiais mais resistentes ou que apresentem problemas geotécnicos potenciais, que precisarão ser considerados, por exemplo, para verificar a viabilidade de aplicação de determinadas técnicas de remediação;
- ✓ outras informações em função das características específicas do meio físico e das possíveis intervenções a serem realizadas.

No plano de amostragem da Investigação Detalhada, os pontos de amostragem utilizados para a caracterização das fontes de contaminação, das plumas de contaminação e dos bens a proteger, também podem ser utilizados para caracterizar os compartimentos do meio ambiente, ou podem ser propostos pontos de amostragem dedicados à obtenção dessas informações.

De forma a aproveitar as mobilizações de campo da etapa de Investigação Detalhada, podem ser planejadas amostragens e análises para atender aos objetivos das etapas seguintes de Avaliação de Risco e Elaboração do Plano de Intervenção. Esse planejamento pode ocorrer quando existirem fortes evidências da necessidade de continuidade das etapas do GAC.

Portanto, nesses casos, podem ser previstos pontos de amostragem para complementar a caracterização das fontes de contaminação primárias e secundárias, das plumas de contaminação (em fase livre, retida, dissolvida ou em vapor) e dos bens a proteger, assim como a caracterização dos compartimentos do meio ambiente, no nível necessário para o planejamento de medidas de intervenção já vislumbradas, por exemplo.

### 3.5. Métodos de investigação

No **Capítulo 14** são descritos os métodos de investigação utilizados durante o desenvolvimento das etapas do GAC.

A escolha dos métodos de investigação adequados depende das características do meio físico, das fontes e plumas de contaminação e dos bens a proteger, assim como das incertezas levantadas sobre esses aspectos.

Por exemplo, informações sobre a resistência dos materiais à perfuração, a profundidade a ser atingida pela investigação, a profundidade do nível d'água

subterrânea e as características das SQIs, são aspectos que podem influenciar na escolha dos métodos de investigação.

A escolha dos métodos analíticos também depende de diversos fatores, especialmente das características das SQIs e dos compartimentos do meio ambiente a serem amostrados, além de limites de quantificação inferiores aos respectivos VIs.

A seleção dos métodos de investigação também pode depender do cronograma da etapa de Investigação Detalhada e dos custos envolvidos.

### 4. Elaboração do plano de infraestrutura e segurança e de controle de qualidade e cronograma

O controle de qualidade, o plano de infraestrutura e segurança e o cronograma da etapa de Investigação Detalhada seguem as mesmas diretrizes da etapa de Investigação Confirmatória, descritas nos itens 3.4, 4 e 5 da **Seção 5.5**.

## Referências

FETTER, C. W. **Contaminant hydrogeology**. 2nd ed. Oak Ridge, TN: U.S. Department of Energy, 1999.

USEPA. Triad Resource Center. Triad: a smarter sollution to site cleanup. Washington, DC: EPA. Disponível em: https://triadcentral.clu-in.org/over/index.cfm. Acesso em: maio 2025.

# Seção 6.5: Relatório de Investigação Confirmatória

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Relatório de Investigação Confirmatória ..... 1**
2.1. Resultados e interpretação das investigações para direcionamento das amostragens ..... 1
2.2. Resultados e interpretação da Execução do Plano de Investigação Confirmatória ..... 2
2.3. Descrição do segundo modelo conceitual (MCA 2) e Classificação 3 ..... 3
2.4. Cronograma executado da Investigação Confirmatória ..... 4
2.5. Plano da etapa de Investigação Detalhada ..... 4
2.6. Texto conclusivo ..... 4

## 1. Introdução

Após a finalização das subetapas de Execução do Plano de Investigação Confirmatória, Elaboração do Segundo Modelo Conceitual (MCA 2) e Classificação 3, e Elaboração do Plano de Investigação Detalhada, o responsável técnico tem as condições para elaborar o Relatório de Investigação Confirmatória, contendo as informações levantadas e sua interpretação, finalizando, dessa forma, a etapa de Investigação Confirmatória.

Para a elaboração do Relatório de Investigação Confirmatória, o responsável legal deverá levar em consideração as diretrizes gerais estabelecidas no item 7 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Relatório de Investigação Confirmatória

Em sua estrutura, o Relatório de Investigação Confirmatória contém os seguintes itens:

- ✓ resultados e interpretação das investigações para direcionamento das amostragens (se realizadas);
- ✓ resultados e interpretação da execução do plano da etapa de Investigação Confirmatória;
- ✓ MCA 2 e a proposta de Classificação 3;
- ✓ cronograma executado da Investigação Confirmatória;
- ✓ plano da etapa de Investigação Detalhada;
- ✓ apresentação do texto conclusivo (conclusões e recomendações).

### 2.1. Resultados e interpretação das investigações para direcionamento das amostragens

Quando forem utilizadas investigações para direcionamento das amostragens, é necessário que sejam descritas as incertezas que levaram à adoção desses métodos de investigação prévios.

Na sequência da descrição dos métodos e resultados obtidos, a informação mais relevante para validar essa estratégia, a ser incluída e discutida na interpretação, se refere às decisões tomadas para posicionar e dimensionar os pontos de amostragem da Investigação Confirmatória, em termos espaciais e quantitativos.

### 2.2. Resultados e interpretação da Execução do Plano de Investigação Confirmatória

Neste item do relatório, são apresentados os resultados das investigações, amostragens e análises realizadas, conforme os itens a seguir:

- ✓ métodos de investigação utilizados;
- ✓ amostras dos compartimentos do meio ambiente coletadas;
- ✓ indícios de contaminação identificados nas amostras coletadas, a partir de registros visuais, organolépticos e medições expeditas feitas em campo;
- ✓ materiais identificados a partir das amostras do meio físico coletadas;
- ✓ seções geológicas preliminares;
- ✓ resultados das medições das cargas hidráulicas nos poços de monitoramento, quando estes forem instalados, e confecção de mapa potenciométrico preliminar;
- ✓ análises químicas realizadas;
- ✓ controles de qualidade adotados nas amostragens (brancos e duplicatas);
- ✓ resultados das amostragens e análises químicas, organizados em tabelas que permitam a comparação com os valores de intervenção;

Os itens a seguir podem constar de Anexos do Relatório de Investigação Confirmatória, para serem consultados conforme a necessidade:

- ✓ perfis de sondagem;
- ✓ perfis construtivos dos poços de monitoramento;
- ✓ fichas de campo, preenchidas durante as atividades de sondagens, amostragem, medição de nível d'água etc.;
- ✓ cadeias de custódia, fichas de recebimento das amostras no laboratório e laudos de análises químicas;
- ✓ certificados de calibração dos equipamentos de medição de campo;
- ✓ registro fotográfico dos trabalhos.

A interpretação tem a função de integrar os resultados, em uma abordagem que trate dos seguintes tópicos:

- ✓ fontes de contaminação;

- ponto ou área onde foi liberada a substância para os compartimentos do meio ambiente, se possível identificar;
- refinamento das dimensões da fonte de contaminação;
- refinamento da potência da fonte de contaminação (capacidade de liberação e transporte das SQIs nos compartimentos do meio ambiente ou transferência dessas entre eles);
- características das SQIs liberadas para os compartimentos do meio ambiente;
- revisão da classificação como ativa ou desativada;
- compartimentos do meio ambiente contaminados ou que possam ser contaminados a partir da fonte de contaminação.

✓ áreas localizadas na vizinhança;

- revisão da potência (estimativa da massa das SQIs liberada e dinâmica da pluma de contaminação que está migrando para a área em avaliação);
- características das SQIs que atingem ou que podem atingir a área em avaliação (relacionadas à sua dinâmica e efeitos adversos aos bens a proteger);
- revisão da estimativa dos volumes dos compartimentos do meio ambiente contaminados ou que possam ser contaminados na área em avaliação, a partir da área vizinha.

✓ contaminações detectadas nos compartimentos do meio ambiente;

- fonte de contaminação onde foi gerada;
- estimativa das dimensões das plumas de contaminação geradas ou que possam ser geradas;
- bens a proteger atingidos ou que podem ser atingidos.

✓ exposição dos bens a proteger às SQIs e vias de ingresso.

- bens a proteger que foram ou podem ser atingidos por SQIs a partir das fontes de contaminação confirmadas;
- possíveis vias de ingresso;
- risco potencial ou real, ou dano já possível de ser identificado.

Para as fontes de contaminação potenciais não confirmadas como primárias, assim como para os caminhos de exposição não confirmados, é igualmente importante que seja esclarecido se a informação obtida na etapa de Investigação Confirmatória foi considerada completa, ou se necessita de complementação na etapa seguinte de Investigação Detalhada.

### 2.3. Descrição do segundo modelo conceitual (MCA 2) e Classificação 3

Faz parte do conteúdo do Relatório de Investigação Confirmatória a apresentação do MCA 2, contendo as plantas georreferenciadas, fluxograma de exposição, tabela resumo e texto explicativo, bem como a discussão sobre a classificação da área proposta pelo responsável técnico, conforme orientações dadas na **Seção 6.3**.

### 2.4. Cronograma executado da Investigação Confirmatória

Com relação ao cronograma executado da etapa de Investigação Confirmatória, é importante que neste item sejam consolidadas as datas de realização dos trabalhos, indicando de maneira simples, como em uma tabela de fácil conferência, datas de:

- ✓ realização de sondagens;
- ✓ coleta de amostras de solo;
- ✓ instalação dos poços de monitoramento;
- ✓ coleta de amostras de água subterrânea, vapor do solo ou outras;
- ✓ medição geral do nível d'água nos poços de monitoramento;
- ✓ período de validade da calibração dos equipamentos de mediação utilizados;
- ✓ entrada das amostras no laboratório de análises químicas.

### 2.5. Plano da etapa de Investigação Detalhada

Caso os resultados da Investigação Confirmatória indiquem a necessidade de prosseguir com o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), o Relatório de Investigação Confirmatória terá como complemento um Plano da etapa de Investigação Detalhada, conforme diretrizes da **Seção 6.4.**

### 2.6. Texto conclusivo

No item de conclusão, o responsável técnico faz um resumo dos principais resultados obtidos na etapa de Investigação Confirmatória e apresenta suas justificativas e recomendações para a continuidade ou encerramento do GAC, conforme a Classificação 3 proposta:

ACI – realização da etapa de Investigação Detalhada.

AP – encerramento do GAC, podendo ser retomado quando da desativação da atividade, da reutilização da AP ou por exigência do Órgão Ambiental Gerenciador.

Área sem classificação – remoção da classificação como AS, por não ter sido constatada contaminação e não permanecer na área uma Atividade Potencialmente Geradora de Áreas Contaminadas.

Além das justificativas sobre a continuidade ou encerramento do GAC, o texto conclusivo discorrerá sobre os seguintes itens:

- ✓ justificativa para a priorização das fontes de contaminação internas ou das áreas localizadas na vizinhança que possam influenciar a área em avaliação a serem contempladas na etapa de Investigação Detalhada;
- ✓ definição de ações preventivas e corretivas;
- ✓ avaliação crítica sobre a acurácia e completude das informações obtidas na Investigação Confirmatória (conforme diretrizes do item 7 da **Seção 1.2**);

- ✓ definição dos responsáveis pela execução da etapa de Investigação Detalhada e demais ações necessárias (conforme diretrizes do item 7 da **Seção 1.2**).

### 2.6.1. Justificativa para a priorização das fontes de contaminação

Quando da elaboração do plano da etapa de Investigação Detalhada, pode ser definida uma ordem de prioridade para a realização das investigações das fontes de contaminação internas ou externas, de forma que algumas sejam contempladas na etapa de Investigação Detalhada e outras posteriormente.

Os critérios de priorização são propostos pelos responsáveis técnico e legal, com base nas características das fontes de contaminação, quantidades e características das SQIs manuseadas e dos resultados da Investigação Confirmatória.

Dessa forma, são propostos dois níveis de prioridade para as fontes de contaminação:

Prioridade 1: a inclusão da fonte de contaminação interna ou externa no plano da etapa de Investigação Detalhada é fundamental nesse momento do GAC.

Prioridade 2: a inclusão da fonte de contaminação interna ou externa no plano preliminar de amostragem da Investigação Detalhada não é fundamental para o GAC, podendo ser considerada em etapas posteriores.

### 2.6.2. Definição de ações preventivas e corretivas

Ações preventivas e corretivas podem ser necessárias para a eliminação ou minimização dos riscos ou danos aos bens a proteger, eventualmente identificados na área em avaliação durante a Investigação Confirmatória.

Como exemplo, pode-se citar a implementação de medida de intervenção emergencial, com a implantação e operação de sistema de remediação por contenção, visando evitar que uma provável pluma de contaminação em fase dissolvida atinja um poço de abastecimento de água próximo, a jusante da fonte de contaminação classificada como primária.

Com relação às ações corretivas, no mesmo exemplo, a remoção da fonte de contaminação primária identificada é uma ação a ser considerada já nesse momento de finalização da etapa de Investigação Confirmatória, caso seja possível adotá-la antes da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção.

# Seção 7.1: Introdução – Investigação Detalhada

A etapa de Investigação Detalhada tem como objetivo determinar as características das fontes de contaminação primárias, quantificar a extensão e dinâmica de propagação das plumas de contaminação, caracterizar os bens a proteger atingidos ou que possam ser atingidos e os seus respectivos caminhos de exposição, além de determinar as concentrações das SQI nos pontos de exposição a serem considerados na etapa seguinte do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) de Avaliação de Risco.

As seguintes atividades principais são previstas nessa etapa:

- ✓ executar e consolidar o plano de Investigação Detalhada;
- ✓ consolidar, visualizar e interpretar os resultados;
- ✓ definir o terceiro modelo conceitual da área (MCA 3);
- ✓ propor nova classificação da área em avaliação;
- ✓ planejar a execução da etapa de Avaliação de Risco;
- ✓ identificar os responsáveis legais e solidários pela execução da etapa de Avaliação de Risco;
- ✓ elaborar o Relatório de Investigação Detalhada.

Durante essa etapa é recomendada a aplicação da abordagem *Triad* (USEPA – *Triad Resource Center*, disponível no link: https://triadcentral.clu-in.org/index.cfm), calcada em três vertentes de trabalho, sendo elas o planejamento sistemático, o uso de estratégias dinâmicas de investigação e a adoção de procedimentos de medição em tempo real. A aplicabilidade e adoção dessa abordagem para as investigações em cada caso é uma decisão do Responsável Técnico, juntamente com a concordância do Responsável Legal.

Dessa maneira, o plano da etapa de Investigação Detalhada, elaborado inicialmente na etapa de Investigação Confirmatória, passa por um processo iterativo de consolidação durante a sua execução, conforme ilustrado na **Figura 7.1-1**.

Os critérios para a Execução e Consolidação do Plano de Investigação Detalhada estão descritos na **Seção 7.2**.

Assim como na etapa de Investigação Confirmatória, na etapa de Investigação Detalhada também são utilizados métodos de investigação em pontos estrategicamente posicionados na área em avaliação ou sua vizinhança.

Quando existir contaminação em área vizinha, que atingiu ou pode atingir a área em avaliação (gerada em fonte de contaminação externa, fonte de contaminação difusa ou fonte de contaminação natural), a caracterização da contaminação iniciada na Investigação Confirmatória tem continuidade na Investigação Detalhada.

A compilação e interpretação dos resultados da Investigação Detalhada formarão a base para a consolidar o terceiro modelo conceitual da área (MCA 3), e atualizar a

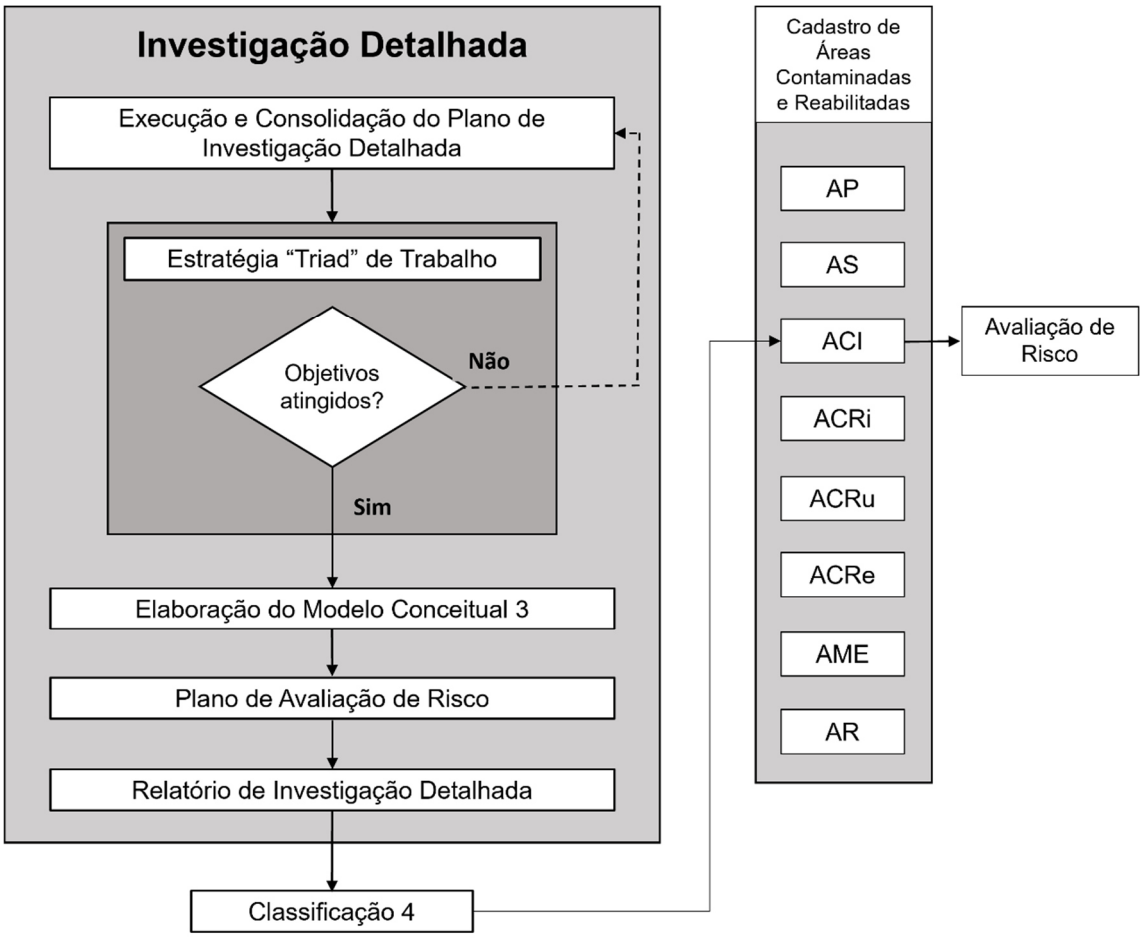
classificação da área (Classificação 4), conforme **Seção 7.3**, além de fornecer os dados necessários para a etapa de Avaliação de Risco e demais etapas seguintes do GAC.

As informações e resultados dessa etapa serão consubstanciados e apresentados em um documento denominado Relatório de Investigação Detalhada, de acordo com o especificado na **Seção 7.4**.

Diretrizes básicas para elaboração do Plano de Avaliação de Risco estão descritas no item 2.4 da **Seção 7.4**.

Ao final da etapa de Investigação Detalhada, o responsável legal pela área mantida com a classificação de Área Contaminada Sob Investigação (ACI) seguirá para a etapa seguinte, a Avaliação de Risco.

**Figura 7.1-1: Fluxograma da etapa de Investigação Detalhada**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

## Referências

USEPA. Triad Resource Center. **Triad**: a smarter sollution to site cleanup. Washington, DC: EPA. Disponível em: https://triadcentral.clu-in.org/over/index.cfm. Acesso em: maio 2025.

# Seção 7.2: Execução e Consolidação do Plano de Investigação Detalhada

Na subetapa de Execução e Consolidação do Plano de Investigação Detalhada, as atividades previstas no plano da etapa de Investigação Detalhada são executadas conforme o cronograma proposto.

À medida que os trabalhos de campo são realizados, os resultados parciais que vão sendo obtidos já passam por um processo de consolidação e espacialização, tanto horizontalmente como verticalmente, possibilitando a interpretação por parte do Responsável Técnico ao longo do processo investigativo, de forma contínua.

As seguintes ações são previstas nessa subetapa:

- ✓ aplicação dos métodos de investigação selecionados e interpretação dos resultados;
- ✓ atualização contínua do MCA 3 até os objetivos da Investigação Detalhada serem atingidos;
- ✓ proposição de nova classificação (Classificação 4);
- ✓ elaboração do Plano de Avaliação de Risco.

O MCA 3 será considerado consolidado quando as incertezas sobre as características das fontes de contaminação, das plumas de contaminação, dos bens a proteger e das características dos compartimentos do meio ambiente, forem reduzidas a tal nível que permita o planejamento das etapas seguintes do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC).

Quando a etapa de Investigação Detalhada se estender além do previsto, por causa de constatações e situações inesperadas, caberá ao responsável legal manter o Órgão Ambiental Gerenciador atualizado sobre os trabalhos adicionais e novos prazos propostos.

A partir do MCA 3 consolidado será possível iniciar o planejamento da próxima etapa do GAC, a Avaliação de Risco, utilizando-o como base. Caso permaneçam algumas lacunas de informação devido a motivos específicos e justificados, mas que não impeçam a continuidade do processo, novas investigações podem ser propostas na etapa de Avaliação de Risco, para dirimir incertezas não resolvidas na etapa de Investigação Detalhada.

# Seção 7.3: Elaboração do Terceiro Modelo Conceitual e Classificação 4

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Estrutura do MCA 3 ..... 1**
2.1. Plantas georreferenciadas ..... 2
2.2. Representações tridimensionais ..... 2
2.3. Fluxograma de exposição ..... 2
2.4. Tabela resumo ..... 2
2.5. Texto explicativo ..... 3
**3. Classificação 4 ..... 4**

## 1. Introdução

O terceiro modelo conceitual da área (MCA 3) é uma atualização das plantas, texto explicativo e tabela do segundo modelo conceitual da área (MCA 2), realizada com base nos resultados da etapa de Investigação Detalhada. Além dessa atualização, está previsto no MCA 3 a elaboração de um novo recurso visual, denominado representações tridimensionais.

A concepção do MCA 3 busca representar, de forma geral, os componentes dos caminhos de exposição, ou seja, as fontes de contaminação primárias, o centro de massa da contaminação, as plumas de contaminação, as fontes de contaminação secundárias e os bens a proteger, assim como as características dos compartimentos do meio ambiente.

O Órgão Ambiental Gerenciador utiliza as informações do MCA 3 para realizar a Classificação 4, que pode, nessa etapa, classificar a área como Área Contaminada sob Investigação (ACI), Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRi) ou Área com Potencial de Contaminação (AP).

Nesta seção, são apresentadas, no item 2, as diretrizes para a construção do MCA 3 e, no item 3, a metodologia para a classificação da área após a Investigação Detalhada.

Uma conceituação geral sobre essa ferramenta importante do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, que é o Modelo Conceitual da Área, pode ser consultada no item 5 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Estrutura do MCA 3

A elaboração do MCA 3 se conforma em uma estrutura que conterá os seguintes recursos:

- ✓ plantas georreferenciadas da ACI (ou outra classificação possível);
- ✓ representações tridimensionais de cada caminho de exposição identificado;
- ✓ fluxograma de exposição;
- ✓ tabela com resumo das informações;

- ✓ texto explicativo com integração e interpretação das informações sobre os caminhos de exposição, potenciais ou reais, identificados a partir de cada fonte de contaminação primária identificada.

### 2.1. Plantas georreferenciadas

O seguinte conjunto de plantas georreferenciadas são produzidas no MCA 3:

**Planta da ACI (ou outra classificação possível)** – planta contendo o polígono que representa os limites (perímetro) da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas investigada (atual e pretéritas), delineado com base na(s) matrícula(s) do imóvel(is), ao qual se aplica a classificação como ACI (ou outra possível). Na sua legenda são inseridas informações sobre o CNAE da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas, sua razão social, o número da matrícula do imóvel, as coordenadas do centro da área, dimensões e pontos de acesso.

**Planta multitemporal das áreas fonte** – planta contendo as áreas fonte consolidadas após a Investigação Detalhada.

### 2.2. Representações tridimensionais

**Representação tridimensional dos caminhos de exposição** – planta, com seções verticais longitudinais e transversais, ou outra maneira de representação tridimensional, elaborada para cada caminho de exposição identificado, contendo:

- o centro de massa da contaminação;
- as fontes de contaminação primárias;
- as plumas de contaminação (fases: livre, retida, dissolvida e vapor), sobrepostas às características dos compartimentos do meio ambiente que atravessam;
- as fontes de contaminação secundárias;
- os bens a proteger;
- os locais onde há necessidade de investigações adicionais ou complementares.

No MCA 3, procura-se dar destaque para as características dos compartimentos do meio ambiente consideradas importantes na descrição dos caminhos de exposição, como caminhos preferenciais e camadas hidrogeológicas condutivas.

### 2.3. Fluxograma de exposição

A partir das novas informações obtidas na etapa de Investigação Detalhada, o fluxograma do MCA 3 tem condições de ser atualizado com as fontes de contaminação primárias confirmadas e os caminhos de exposição potenciais ou reais identificados.

Um exemplo do fluxograma de exposição pode ser consultado no item 2.2 da **Seção 5.4**.

### 2.4. Tabela resumo

Visando um melhor entendimento do MCA 3, as informações sobre as SQIs e respectivas plumas de contaminação definidas na etapa de Investigação Detalhada são resumidas em uma tabela, estruturada para conter uma SQI em cada linha e as seguintes informações nas colunas:

- ✓ área fonte a qual se relaciona;
- ✓ fonte de contaminação a qual se relaciona;
- ✓ compartimentos do meio ambiente para os quais foram elaboradas plumas de contaminação;
- ✓ extensão longitudinal média da maior pluma de contaminação;
- ✓ maior profundidade em que a SQI foi encontrada;
- ✓ se a pluma extrapola os limites da área;
- ✓ se foi possível deliminar verticalmente a contaminação;
- ✓ bem(ns) a proteger atingido(s) ou que pode(m) ser atingido(s);
- ✓ as ações preventivas ou corretivas indicadas.

O responsável legal pode propor complementações às tabelas resumo, incluindo colunas adicionais que julgar necessárias para representar as informações.

### 2.5. Texto explicativo

O texto explicativo do MCA 3 consiste em uma descrição que conecte e produza um sentido para as informações das plantas, representações tridimensionais, fluxograma e tabela resumo. Com o texto explicativo, busca-se, a partir de uma construção temporal, compreender resumidamente as causas da contaminação, como se desenvolve ou se desenvolveu através dos compartimentos do meio ambiente e como atingem os bens a proteger.

Para facilitar o entendimento, o texto explicativo pode ser organizado por caminho de exposição. Dessa forma, inicia-se com a informação do número e os tipos de caminhos de exposição identificados, para, posteriormente, descrever cada um deles separadamente, desde a liberação das Substâncias Químicas de Interesse (SQI) na fonte de contaminação primária, até o atingimento do bem a proteger. A descrição dos caminhos de exposição no MCA 3 é fundamentada na integração das informações sobre:

- ✓ as fontes de contaminação primárias internas e externas;
- ✓ o centro de massa da contaminação;
- ✓ as plumas de contaminação;
- ✓ as fontes de contaminação secundárias;
- ✓ os processos e dinâmica de propagação das SQIs em conjunto com as características dos compartimentos do meio ambiente;
- ✓ os caminhos preferenciais de movimentação das SQIs;
- ✓ bens a proteger e vias de ingresso.

## 3. Classificação 4

Os resultados da etapa de Investigação Detalhada são utilizados para embasar a classificação da área em avaliação (Classificação 4), que, geralmente, nessa etapa, se mantém classificada como ACI.

A área em avaliação terá sua classificação mantida como ACI quando os resultados das investigações consolidarem a situação de que, em pelo menos um dos compartimentos do meio ambiente, relativo a qualquer fonte de contaminação, exista contaminação caracterizada pela detecção de concentração de, pelo menos, uma das SQIs acima do seu respectivo Valor de Intervenção (VI).

Outras situações ou condições adversas também podem ser utilizadas para cumprir o mesmo papel do VI, como, por exemplo, a constatação da presença de fase livre; a presença de resíduos perigosos depositados ou armazenados de forma inadequada; e a identificação de situações que possam representar perigo ou risco agudo.

Portanto, após a execução da etapa de Investigação Detalhada, a área em avaliação terá sua classificação mantida como ACI quando for constatada e consolidada uma situação de contaminação gerada a partir de uma fonte de contaminação primária, que tenha ocasionado a presença de:

I. SQI no solo, na água subterrânea ou em outro compartimento do meio ambiente em concentração acima do VI;

II. produto ou substância em fase livre;

III. substâncias, condições ou situações que possam representar perigo ou riscos agudos aos bens a proteger;

IV. resíduos perigosos dispostos em desacordo com as normas vigentes;

V. SQI nos gases e vapores do solo que supere o VI.

A área em avaliação terá sua classificação como ACI removida, quando os resultados obtidos em todos os compartimentos do meio ambiente, relativos a todas as fontes de contaminação potenciais identificadas, forem suficientes para confirmar a ausência de contaminação na área em avaliação. Ou seja, essa remoção ocorrerá quando não forem identificadas as situações citadas nos incisos I a V; e quando, nessa área, não permanecer em funcionamento uma Atividade Potencialmente Geradora de Áreas Contaminadas. Nesse mesmo cenário, a área em avaliação será classificada como Área com Potencial de Contaminação (AP) quando nela permanecer em funcionamento uma Atividade Potencialmente Geradora de Áreas Contaminadas.

Quando forem detectados danos aos bens a proteger na etapa de Investigação Detalhada, a área em avaliação poderá ter sua classificação avançada para Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRi).

# Seção 7.4: Relatório de Investigação Detalhada

**1. Introdução ..... 1**
**2. Relatório de Investigação Detalhada ..... 1**
2.1. Escopo da investigação realizada ..... 1
2.2. Apresentação e interpretação dos resultados ..... 2
2.3. MCA 3 e Classificação 4 ..... 2
2.4. Cronograma Executado da Investigação Detalhada ..... 3
2.5. Plano da Avaliação de Risco ..... 3
2.6. Texto conclusivo ..... 3

## 1. Introdução

Após a execução das subetapas de Execução e Consolidação do Plano de Investigação Detalhada e Elaboração do Terceiro Modelo Conceitual (MCA 3) e Classificação 4, o responsável técnico tem condições de elaborar o Relatório de Investigação Detalhada, contendo as informações levantadas e sua interpretação, finalizando, dessa forma, a etapa de Investigação Detalhada.

Para a elaboração do Relatório de Investigação Detalhada, o responsável legal levará em consideração das diretrizes gerais estabelecidas no item 7 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Relatório de Investigação Detalhada

A estrutura do Relatório de Investigação Detalhada é composta dos seguintes itens:

- ✓ escopo consolidado da investigação realizada;
- ✓ apresentação e interpretação dos resultados;
- ✓ MCA 3 e a proposta de Classificação 4;
- ✓ cronograma executado da Investigação Detalhada;
- ✓ descrição do Plano de Avaliação de Risco;
- ✓ apresentação do texto conclusivo (conclusões e recomendações).

### 2.1. Escopo da investigação realizada

Finalizada a aplicação do método reiterativo de investigação, a conformação final consolidada do escopo da etapa de Investigação Detalhada pode ser registrada no relatório, com o seguinte conteúdo mínimo:

- ✓ os métodos de investigação utilizados;
- ✓ planta com os pontos de coleta de dados e de amostras;
- ✓ as Substâncias Químicas de Interesse (SQI) e análises químicas realizadas.

## 2.2. Apresentação e interpretação dos resultados

Neste item, são apresentados os resultados da aplicação de métodos de investigação, incluindo:

- ✓ os valores de intervenção ou outros parâmetros utilizados;
- ✓ os resultados das amostragens e análises executadas, organizados em tabelas e ilustrações, com destaque para resultados importantes.
- ✓ a interpretação dos resultados sobre a caracterização:
    - o das fontes de contaminação primárias internas ou externas;
    - o dos compartimentos do meio ambiente investigados;
    - o do centro de massa da contaminação;
    - o das plumas de contaminação;
    - o das fontes de contaminação secundárias;
    - o dos bens a proteger;
- ✓ descrição dos objetivos da Investigação Detalhada atingidos e não atingidos;
- ✓ descrição do escopo de investigação adicional ou complementar em etapas posteriores do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), caso necessário.

Os itens a seguir constarão de Anexos do Relatório de Investigação Detalhada, para serem consultados conforme a necessidade:

- ✓ perfis de sondagem;
- ✓ perfis de investigações com resultados em alta resolução, obtidos em campo.
- ✓ perfis construtivos dos poços de monitoramento;
- ✓ fichas de campo, preenchidas durante as atividades de sondagem, amostragem de água subterrânea, medição de nível d'água etc.;
- ✓ cadeias de custódia, fichas de recebimento das amostras no laboratório e laudos de análises químicas;
- ✓ resultados e laudos obtidos em tempo real a partir de medições em campo;
- ✓ certificados de calibração dos equipamentos de medição de campo;
- ✓ registro fotográfico dos trabalhos.

## 2.3. MCA 3 e Classificação 4

Uma parte do Relatório de Investigação Detalhada é reservada para que seja incluído o MCA 3, contendo as plantas georreferenciadas, fluxograma, tabela resumo e texto

explicativo, bem como a descrição da classificação da área proposta pelo responsável técnico, conforme orientações dadas na **Seção 7.3**.

### 2.4. Cronograma Executado da Investigação Detalhada

Devido ao método reiterativo da Investigação Detalhada, que pode envolver mais de uma mobilização de campo, é importante que, nesse item, sejam consolidadas as datas de realização dos trabalhos, indicando de maneira simples em uma tabela de fácil conferência as datas de:

- ✓ realização de sondagens;
- ✓ coleta de amostras de solo;
- ✓ instalação dos poços de monitoramento;
- ✓ coleta de amostras de água subterrânea, vapor do solo, ou outras;
- ✓ medição geral do nível d'água nos poços de monitoramento;
- ✓ período de validade da calibração dos equipamentos de mediação utilizados;
- ✓ entrada das amostras no laboratório de análises químicas.

### 2.5. Plano da Avaliação de Risco

Caso os resultados da Investigação Detalhada indiquem a necessidade de prosseguir com o GAC, o Relatório de Investigação Detalhada terá como complemento um Plano da Avaliação de Risco, com os seguintes itens:

- ✓ os caminhos de exposição identificados, definidos como prioritários, a serem considerados na etapa de Avaliação de Risco;
- ✓ as concentrações ou condições observadas nas vias de exposição junto aos bens a proteger;
- ✓ as informações adicionais ou complementares a serem levantadas na etapa de Avaliação de Risco, caso necessário.

### 2.6. Texto conclusivo

Nesse item, o responsável técnico resumirá os principais resultados e conclusões obtidos durante a execução da Investigação Detalhada e apresentará suas recomendações para a continuidade ou encerramento do GAC na área em avaliação, com base nas informações descritas a seguir:

- ✓ justificativa sobre a continuidade do GAC;
- ✓ justificativa para a escolha dos caminhos de exposição a serem contemplados na etapa de Avaliação de Risco;
- ✓ definição de ações preventivas e corretivas necessárias;

- ✓ avaliação crítica sobre a acurácia e completude das informações obtidas na Investigação Detalhada (conforme diretrizes do item 7 da **Seção 1.2**);
- ✓ definição dos responsáveis pela execução da etapa de Avaliação de Risco (conforme diretrizes do item 7 da **Seção 1.2**).

### 2.6.1. Justificativa sobre a continuidade do GAC

A definição da continuidade do GAC para a etapa de Avaliação de Risco se baseia na classificação da área proposta pelo responsável técnico e legal ao final da Investigação Detalhada.

Considerando a diretrizes estabelecidas para a Classificação 4, na **Seção 7.3**, as seguintes ações podem ser tomadas:

ACI – realização da etapa de Avaliação de Risco.

ACRi – realização da etapa de Avaliação de Risco e Elaboração do Plano de Intervenção.

AP – encerramento do GAC e continuidade de Atividade Potencialmente Geradora de Áreas Contaminadas, podendo ser retomado quando da desativação da atividade, reutilização da AP ou por exigência do Órgão Ambiental Gerenciador.

Área sem classificação – encerramento do GAC e remoção da classificação como ACI, quando não houver continuidade de Atividade Potencialmente Geradora de Áreas Contaminadas.

### 2.6.2. Justificativa para a escolha dos caminhos de exposição a serem contemplados na etapa de Avaliação de Risco

Quando da elaboração do Plano de Avaliação de Risco, pode ser definida uma ordem de prioridade para os caminhos de exposição a serem contemplados, devidamente justificada.

Dessa forma, são propostos dois níveis de prioridade para os caminhos de exposição:

Prioridade 1: a inclusão no Plano de Avaliação de Risco é fundamental nesse momento do GAC.

Prioridade 2: a inclusão no Plano de Avaliação de Risco não é fundamental para o GAC e uso atual da área.

### 2.6.3. Definição de ações preventivas e corretivas necessárias

Sobre esse tópico, valem as mesmas orientações da etapa de Investigação Confirmatória, conforme item 2.6.2 da **Seção 6.5**, adaptando as ações para a situação e realidade da etapa de Investigação Detalhada**.**

# Seção 8.1: Introdução – Avaliação de Risco

A etapa de Avaliação de Risco tem como objetivo geral definir se haverá a necessidade de implementação de medidas de intervenção na área em avaliação ou na sua vizinhança, visando tornar seguros os usos atual ou futuro.

De acordo com o procedimento de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), essa é a última etapa do Processo de Identificação de Áreas Contaminadas, tendo em vista que, caso se confirme a existência de riscos inaceitáveis ou ocorrência de danos, isso determina ou caracteriza a existência de uma Área Contaminada (AC).

Especificamente na etapa de Avaliação de Risco, se busca identificar e caracterizar os riscos acima dos níveis aceitáveis, ou mesmo danos, gerados pela exposição dos bens a proteger às substâncias químicas de interesse (SQI).

Os objetivos específicos e atividades principais dessa etapa são listados a seguir:

- ✓ caracterizar os caminhos de exposição potenciais e reais;
- ✓ caracterizar os riscos aos bens a proteger;
- ✓ caracterizar os danos aos bens a proteger;
- ✓ definir o quarto modelo conceitual da área (MCA 4);
- ✓ propor nova classificação da área em avaliação (Classificação 5);
- ✓ verificar a necessidade de continuidade do GAC;
- ✓ identificar os responsáveis legais e solidários.

Um fluxograma da etapa de Avaliação de Risco está ilustrado na **Figura 8.1-1**.

A metodologia e os critérios a serem observados estão detalhados na **Seção 8.2**, que trata da Identificação e Caracterização dos Riscos e Danos aos Bens a Proteger.

Finalizadas as atividades de caracterização da etapa Avaliação de Risco, a interpretação das informações geradas será a base para elaborar o quarto modelo conceitual da área (MCA 4) e atualizar a classificação da área (Classificação 5) como Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRi), Área em Processo de Monitoramento para Encerramento (AME) ou outra classificação possível, conforme **Seção 8.3**.

As áreas classificadas como ACRi ou AME após a etapa de Avaliação de Risco passam a integrar, respectivamente, a Relação de Áreas Contaminadas com Risco Confirmado ou a Relação de Áreas em Processo de Monitoramento para Encerramento, a serem armazenadas no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

A definição da etapa seguinte a ser executada, que fará parte do Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas, dependerá da classificação recebida pela área em avaliação. Quando a área for classificada como ACRi, prossegue-se para a realização da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção e, quando a área for

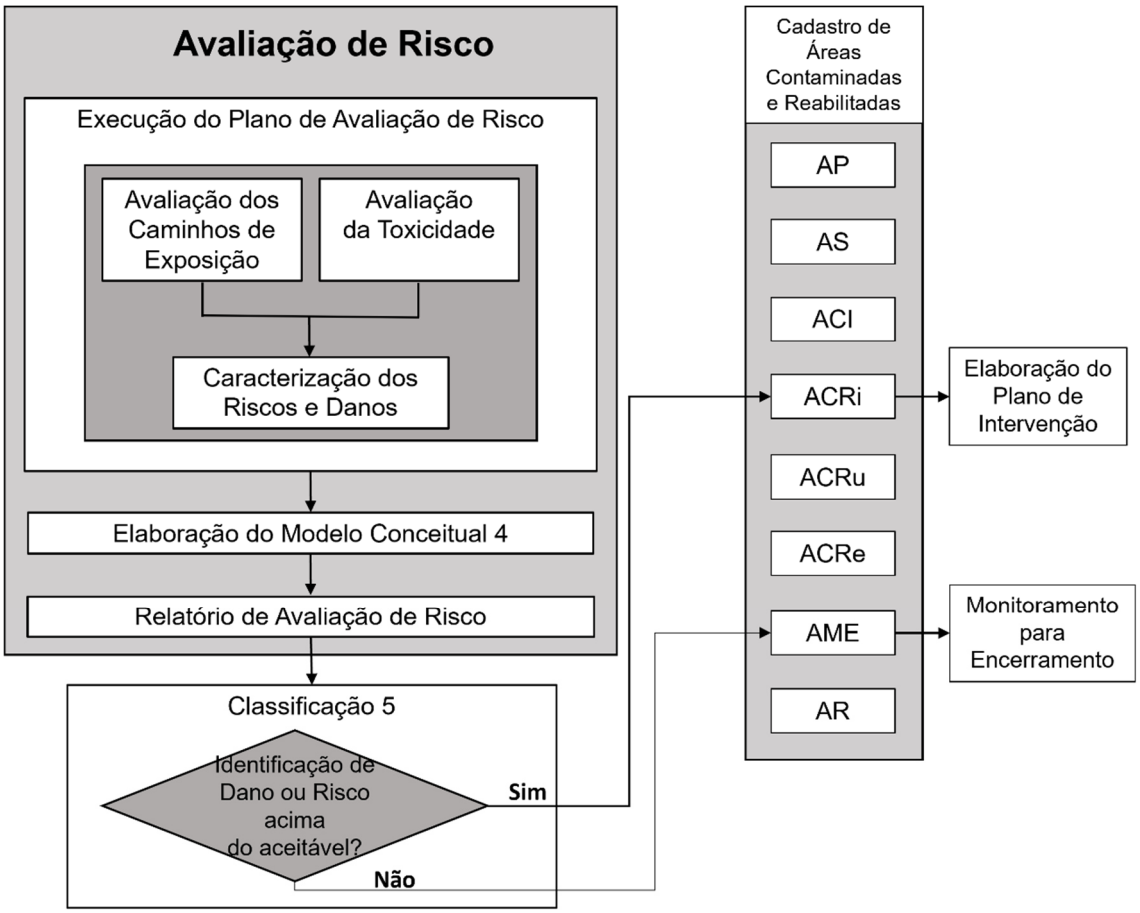
classificada como AME, prossegue-se para a realização da etapa de Monitoramento para Encerramento.

A compilação e a interpretação das informações obtidas durante a realização da Avaliação de Risco são consubstanciadas e apresentadas em um documento denominado Relatório de Avaliação de Risco, de acordo com o especificado na **Seção 8.4**.

Na **Seção 8.5,** é apresentada a Planilha de Avaliação de Risco, elaborada pela CETESB, que pode ser utilizada no cálculo do risco à saúde humana.

Na **Seção 8.6,** são apresentadas orientações para comunicação dos riscos e danos, caracterizados na etapa de Avaliação de Risco.

**Figura 8.1-1: Fluxograma da etapa de Avaliação de Risco**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

# Seção 8.2: Identificação e Caracterização dos Riscos aos Bens a Proteger

**Sumário**

**1. Identificação e caracterização dos riscos aos bens a proteger ..... 1**
1.1. Avaliação de Risco à Saúde Humana ..... 2
1.1.1. Caracterização dos receptores humanos ..... 2
1.1.2. Caracterização dos caminhos de exposição ..... 5
1.1.3. Caracterização dos pontos de exposição e vias de ingresso ..... 5
1.1.4. Determinação das concentrações representativas das SQIs nos pontos de exposição ..... 6
1.1.5. Cálculo do ingresso para cada SQI em cada via de ingresso ..... 7
1.1.6. Compilação das informações toxicológicas das SQI ..... 9
1.1.7. Cálculo dos riscos à saúde humana ..... 10
1.1.8. Determinação das concentrações máximas aceitáveis (CMA) ..... 13
1.2. Avaliação de Risco Ecológico ..... 14
1.3. Identificação de Risco Considerando Padrões Legais Aplicáveis ..... 17
**Referências ..... 17**

A etapa de Avaliação de Risco tem como ponto de partida o terceiro modelo conceitual da área (MCA 3) e o Plano de Avaliação de Risco definido na Investigação Detalhada.

Risco é definido como a probabilidade ou a possibilidade de ocorrência de um dano a um bem a proteger, devido à exposição potencial ou real a uma determinada quantidade (concentração ou massa) de Substância Química de Interesse (SQI) nos pontos de exposição.

## 1. Identificação e caracterização dos riscos aos bens a proteger

A identificação e a caracterização dos riscos aos bens a proteger se utiliza de metodologias definidas com bases científicas, que buscam determinar:

- ✓ os caminhos de exposição;
- ✓ a possibilidade ou probabilidade de ocorrer um dano aos bens a proteger (risco).

Os caminhos de exposição são os caminhos percorridos pelas SQIs, a partir das fontes de contaminação primárias, passando pelos compartimentos do meio ambiente contaminados (centro de massa da contaminação, plumas de contaminação e fontes de contaminação secundárias), até o seu contato com os bens a proteger (vias de ingresso).

Por sua vez, a possibilidade ou probabilidade de ocorrer um dano aos bens a proteger pode ser determinada ou calculada a partir da toxicidade ou outras características intrínsecas das SQIs, das suas concentrações e das condições de contato com os receptores nos pontos de exposição.

De acordo com o tipo de bem a proteger, a identificação e caracterização dos riscos pode compreender a execução das seguintes subetapas:

- ✓ Avaliação de Risco à Saúde Humana.
- ✓ Avaliação de Risco Ecológico.
- ✓ Identificação de Risco Considerando Padrões Legais Aplicáveis.

## 1.1. Avaliação de Risco à Saúde Humana

As atividades previstas na subetapa de Avaliação de Risco à Saúde Humana são:

- ✓ caracterização dos receptores humanos;
- ✓ caracterização dos caminhos de exposição;
- ✓ caracterização dos pontos de exposição e vias de ingresso;
- ✓ determinação das concentrações representativas das SQIs nos pontos de exposição;
- ✓ cálculo do ingresso de cada SQI em cada via de ingresso;
- ✓ compilação das informações toxicológicas das SQIs;
- ✓ cálculo dos riscos à saúde humana;
- ✓ determinação das concentrações máximas aceitáveis (CMA).

### 1.1.1. Caracterização dos receptores humanos

Na Avaliação de Risco à Saúde Humana, o bem a proteger é a saúde e a vida humana. Como consequência disso, os bens a proteger se tornam todos os seres humanos – adultos e crianças –, localizados na AC ou no seu entorno, que estão expostos, foram expostos ou que podem estar expostos às SQIs.

A Avaliação Preliminar é a primeira etapa a avaliar a presença de receptores humanos, os quais são incorporados ao primeiro modelo conceitual da área (MCA 1). Após a execução das etapas de Investigação Confirmatória e Investigação Detalhada, as informações sobre os receptores humanos são gradualmente detalhadas, permitindo decidir sobre a sua consideração no quarto modelo conceitual (MCA 4) da etapa de Avaliação de Risco.

A caracterização dos receptores humanos é feita a partir de dados populacionais médios e dados de tempo e frequência de exposição à contaminação. Em conjunto, esses dados são denominados parâmetros de exposição e representam as condições de vida no local em que o receptor humano é ou pode ser exposto à contaminação.

Exemplos dos dados populacionais médios são a massa corpórea, expectativa de vida, área superficial da pele, taxa de inalação diária em ambientes fechados, entre outros.

Os dados de tempo e frequência de exposição são estabelecidos nas unidades de horas/dia e dias/ano, respectivamente. Para o tempo de exposição são definidos valores sobre a inalação de partículas, o contato dérmico com água subterrânea durante a recreação em água superficial e outros. Para a frequência de exposição são definidos valores sobre o contato dérmico com solo para recreação e outros.

A depender dos parâmetros de exposição selecionados, os receptores humanos são divididos entre receptores humanos residenciais (urbanos e rurais) e trabalhadores (comerciais ou industriais e de obras civis).

A importância dessas divisões fica clara quando consideramos que os receptores humanos rurais utilizam o solo para cultivo de alimentos, estando, assim, mais expostos a uma contaminação no solo do que os receptores humanos urbanos. Ou então quando consideramos que um receptor humano residencial pode estar exposto à contaminação 24 horas por dia, mais tempo do que um receptor humano comercial ou industrial, exposto por até 8 horas por dia, em média.

Outro exemplo importante são os trabalhadores de obras civis. Isso porque, as atividades de construção, reforma e manutenção de edificações ou utilidades, podem promover um contato mais próximo dos trabalhadores com o solo e a água subterrânea contaminados, principalmente em atividades de escavação. Também é preciso considerar que esses receptores trabalham algumas vezes em ambientes subterrâneos confinados, sujeitos à ocorrência de explosões – caso a SQI seja inflamável –, ou contato com o compartimento do meio ambiente contaminado com concentrações elevadas das SQIs.

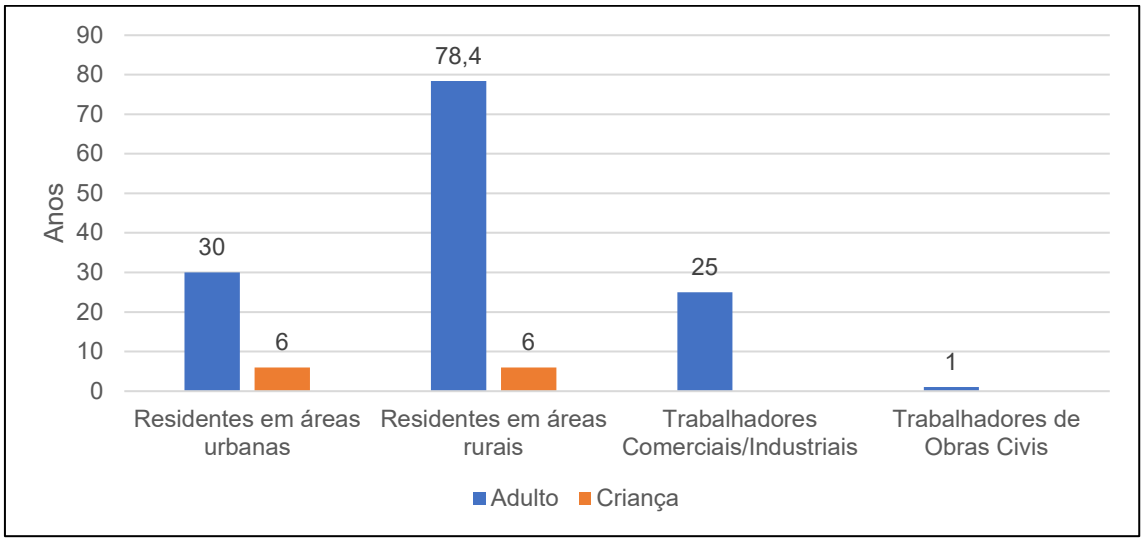
Em grande parte, os receptores humanos considerados na execução da Avaliação de Risco à Saúde Humana pertencem aos seguintes grupos:

- adulto em ambiente residencial urbano;
- criança em ambiente residencial urbano;
- adulto em ambiente residencial rural;
- criança em ambiente residencial rural;
- adulto em ambiente comercial;
- adulto em ambiente industrial;
- trabalhador adulto em obra civil.

Os parâmetros de exposição no estado de São Paulo são estabelecidos e padronizados pela CETESB, com base em diversas fontes de informação e podem ser consultados na Planilha para Avaliação de Risco à Saúde Humana da CETESB (CETESB, 2023).

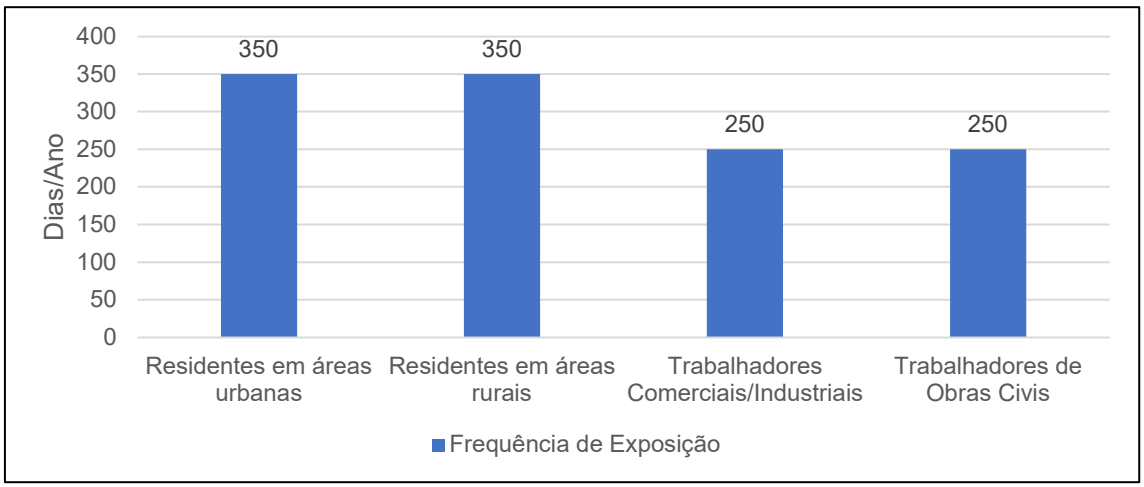
As **Figuras 8.2-1**, **8.2-2** e **8.2-3** trazem alguns exemplos de parâmetros de exposição estabelecidos pela CETESB, Órgão Ambiental Gerenciador do Estado de São Paulo.

**Figura 8.2-1 – Parâmetro ED – Duração da exposição (anos)**



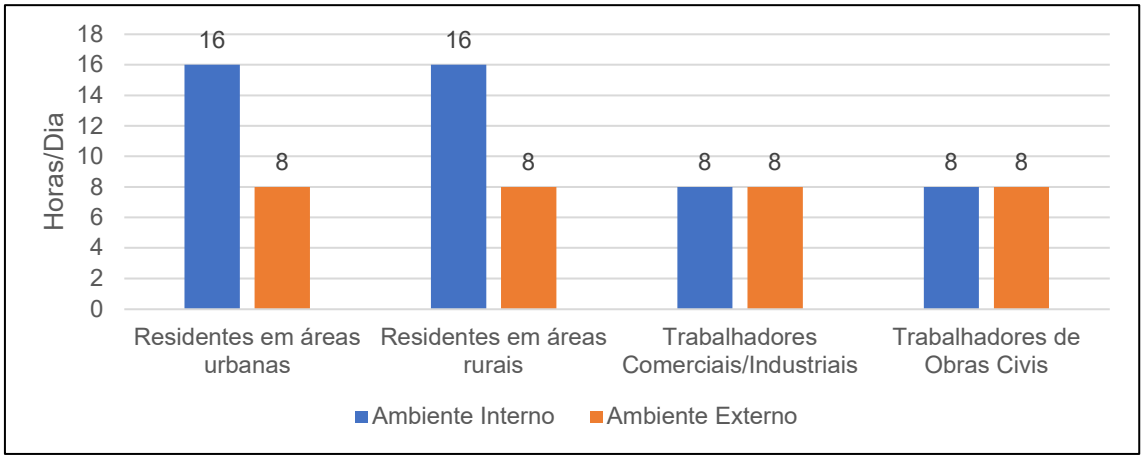

Fonte: CETESB (2023)

**Figura 8.2-2 – Parâmetro EF – Frequência de exposição (dias/ano)**




Fonte: CETESB (2023)

**Figura 8.2-3 – Parâmetro ET – Tempo de exposição para inalação de vapores em ambientes abertos e fechados (horas/dia)**




Fonte: CETESB (2023)

### 1.1.2. Caracterização dos caminhos de exposição

O caminho de exposição compreende a rota que uma determinada SQI faz, desde a sua liberação na fonte de contaminação primária até entrar em contato com o bem a proteger, no caso, o receptor humano.

Esses caminhos precisam ser definidos para todas as SQIs capazes de atingir, que atinjam ou atingiram cada um dos receptores humanos identificados na AC ou na sua vizinhança.

A caracterização dos caminhos de exposição é feita com base nos resultados da etapa de Investigação Detalhada e do terceiro modelo conceitual (MCA 3), a partir do entendimento dos processos de liberação das SQIs pelas fontes de contaminação primária, dos processos de transporte das SQIs nos compartimentos do meio ambiente contaminados, dos processos de transferência das SQIs entre os compartimentos do meio ambiente e dos processos de contato e absorção das SQIs pelos receptores humanos (vias de ingresso).

Os caminhos de exposição podem ser reais ou potenciais. O caminho de exposição real ocorre quando os receptores humanos foram expostos à contaminação, ou seja, tiveram contato com a SQI identificada. Um exemplo seria a constatação de uma ou mais SQIs na água subterrânea coletada em um poço de abastecimento, que vem sendo utilizado rotineiramente para consumo humano, com concentrações acima da potabilidade.

No caminho de exposição potencial, o contato do receptor humano com a SQI não foi comprovado, no entanto, existe a possibilidade desse contato ocorrer ou ter ocorrido a qualquer momento, dadas as condições encontradas na área. Podemos citar como exemplo a detecção de concentrações de vapores de determinada SQI no contrapiso de uma residência em concentrações acima dos níveis considerados aceitáveis, fato que confirma a possibilidade de haver exposição do receptor humano à SQI pela inalação do ar ambiente em ambiente fechado localizado acima do referido contrapiso.

### 1.1.3. Caracterização dos pontos de exposição e vias de ingresso

Em um determinado ponto do caminho de exposição ocorre, ou pode ocorrer, o contato do receptor humano com a SQI. Esse ponto é denominado ponto de exposição, e nele as SQIs ingressam, ou podem ingressar, nos receptores humanos.

A maneira como as SQIs ingressam nos receptores humanos é descrita por meio do conceito de “via de ingresso”, podendo ocorrer pela pele, boca e nariz (contato dérmico, ingestão e inalação).

Por exemplo, SQIs voláteis podem migrar pela zona não saturada, adentrarem espaços confinados e seus vapores serem inalados pelos receptores humanos localizados em ambientes fechados.

Assim, as principais vias de ingresso das SQIs que podem existir nos pontos de exposição para os receptores humanos são listadas a seguir:

- ✓ Ingestão:
  - ingestão de solo contaminado (solo, sedimento, rocha ou materiais antrópicos);
  - ingestão de água superficial contaminada;
  - ingestão de água subterrânea contaminada;

- ingestão de vegetais contaminados.

✓ Inalação:
- inalação de ar contaminado com vapores de substâncias tóxicas;
- inalação de partículas de solo contaminado.

✓ Contato dérmico:
- contato dérmico com solo contaminado (solo, sedimentos, rochas ou materiais antrópicos);
- contato dérmico com água subterrânea contaminada;
- contato dérmico com águas superficiais contaminadas.

Destaca-se que o termo “solo”, com a finalidade de simplificação, é utilizado frequentemente, durante a execução das etapas do GAC, para se referir à fase sólida do meio subterrâneo (ver **Seção 1.4** e **Seção 1.5**), que pode ser constituída pelo próprio solo e/ou por outros materiais naturais, como rochas ou sedimentos, além de materiais antrópicos, como materiais de aterro e/ou partes de edificações.

### 1.1.4. Determinação das concentrações representativas das SQIs nos pontos de exposição

Dependendo da situação, as concentrações das SQIs nos pontos de exposição podem ser determinadas diretamente ou por meio de modelagem matemática. Para situações futuras ou receptores localizados fora dos limites da área contaminada, geralmente são utilizados modelos matemáticos para determinar a concentração no ponto de exposição.

De maneira direta, as concentrações representativas das SQIs nos pontos de exposição podem ser determinadas por meio de monitoramento com análises químicas de amostras dos compartimentos do meio ambiente coletadas nos pontos de exposição. A modelagem matemática também pode ser utilizada nesse caso (para o futuro ou para o passado), a partir de resultados de amostras coletadas fora dos pontos de exposição, considerando as características de fluxo e transporte das SQIs nos compartimentos do meio ambiente.

Também é possível considerar o uso de modelagem matemática quando existem dados de monitoramento no ponto de exposição, no entanto, em termos temporais, faltam dados para representar o período de exposição.

Para receptores dentro da área contaminada, a modelagem matemática também pode ser útil quando existem dificuldades para se obter uma amostra representativa do compartimento do meio ambiente no ponto de exposição, como é o caso do ar ambiente relacionado à via de ingresso de inalação de vapores. Nessas situações, pode-se utilizar concentrações determinadas no vapor do solo ou na pluma de contaminação em fase dissolvida para se modelar a concentração da SQI no ar ambiente.

Para o cálculo do risco, utiliza-se as maiores concentrações obtidas das SQIs, ou concentrações decorrentes de tratamento estatístico, que representem as condições junto ao receptor humano avaliado (no ponto de exposição), ou seja, aquela que está, esteve ou poderá estar em contato com o receptor humano.

A utilização de concentrações máximas é uma abordagem mais simples e conservadora, que, entretanto, pode superestimar os riscos calculados, quando as concentrações variam temporalmente ou espacialmente na área em avaliação.

No caso de tratamentos estatísticos, para uma média aritmética de valores a serem utilizados, é possível adotar o limite superior gerado no cálculo do intervalo de confiança de 95%.

O valor calculado para o limite superior do intervalo de confiança de 95% indica que há 95% de chance de a média de concentrações ser igual ou inferior a esse valor. Existe a possibilidade de aplicá-lo em diversas situações, como determinar concentrações no ponto de exposição, definir concentrações de *background* e outras discrepantes do conjunto de dados.

A Agência Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA) disponibiliza na internet uma ferramenta denominada ProUCL, para determinação de valores do limite superior do intervalo de confiança de 95%, e outros valores estatísticos, em trabalhos ambientais. Essa ferramenta pode ser acessada no seguinte link: https://www.epa.gov/land-research/proucl-software (USEPA, 2024).

Quando o limite superior do intervalo de confiança de 95% for maior do que a concentração máxima, recomenda-se utilizar a concentração máxima no cálculo do risco.

Nos casos em que não for possível definir um ponto de exposição, pois o receptor é exposto a uma contaminação espalhada por uma determinada área, como em situações de solo superficial contaminado, é importante que seja avaliado o padrão de movimentação do receptor no local. Ao cruzar os locais de movimentação do receptor com a distribuição da contaminação no compartimento do meio ambiente, pode-se definir a área de exposição à contaminação. Nessa área de exposição as concentrações nos centros de massa podem não ser adequados para o cálculo do risco, podendo-se, alternativamente, obter a concentração representativa da SQI a partir da coleta de amostras em uma malha regular, de maneira randômica, ou utilizando-se da coleta de amostras multi-incremento.

O uso de concentrações máximas ou valores provenientes de tratamento estatístico na Avaliação de Risco à Saúde Humana é uma decisão com grande influência do julgamento profissional do responsável técnico. No entanto, o Órgão Ambiental Gerenciador possui a discricionariedade de adotá-lo ou não em uma análise caso a caso.

### 1.1.5. Cálculo do ingresso para cada SQI em cada via de ingresso

O “ingresso” é a grandeza que expressa a massa da SQI que ingressa no receptor humano, por unidade de peso, por dia. Sua quantificação é necessária para todas as vias de ingresso identificadas, pois é parte da equação de cálculo do risco, no caso de substâncias carcinogênicas, e da equação do quociente de risco, no caso de substâncias não carcinogênicas, descritas no subitem 1.1.7.

A **Equação 1** geral para o cálculo do ingresso é exibida a seguir:

$$\mathrm{I} = \mathrm{Cx}\frac{\mathrm{CRxEFD}}{\mathrm{BW}}\mathrm{x}\frac{1}{\mathrm{AT}} \qquad (1)$$

Onde:

I – Ingresso (mg/kg-dia).

Variável relacionada à SQI:

C – Concentração representativa da SQI (mg/L) no compartimento do meio ambiente no ponto de exposição.

Variáveis relacionadas às populações expostas:

CR – Taxa de contato – quantidade do compartimento do meio ambiente em contato com o receptor humano, por unidade de tempo ou evento (por exemplo, L/dia).
EFD – Frequência de exposição e duração – descreve quão longa e frequente é a exposição. Geralmente utiliza-se dois termos:
EF – Frequência de exposição (dias/ano).
ED – Duração da exposição (anos).
BW – Peso corporal médio durante a exposição (kg).

Variável relacionada à avaliação:

AT – Tempo médio em que a exposição é avaliada (dias).

Para a determinação do ingresso a partir das diferentes vias de ingresso listadas no subitem 1.1.3, são estabelecidas outras equações específicas, semelhantes à equação geral apresentada, cada uma delas considerando as particularidades existentes quanto à maneira de contato e ingresso da SQI no receptor humano.

A título de exemplo, para se avaliar o contato dérmico com o solo, a seguinte **Equação 2** do ingresso é utilizada:

$$\text{Ingresso (dose absorvida)} = \text{CSxCFx}\frac{\text{SAxAFxABSxEFxED}}{\text{BW}}\text{x}\frac{1}{\text{AT}} \quad (2)$$

Onde:

I – Ingresso (mg/kg-dia).

Variável relacionada à SQI:

CS – Concentração da SQI no solo (ex. mg/kg).
CF – Fator de conversão ($10^{-6}$ kg/mg).

Variáveis relacionadas às populações expostas:

SA – Área superficial da pele disponível para contato ($cm^2$/evento).
AF – Fator de aderência do solo à pele ($mg/cm^2$).
ABS – Fator de absorção (adimensional).
EF – Frequência de exposição (eventos/ano).
ED – Duração da exposição (anos).
BW – Peso corporal (kg).

Variável relacionada à avaliação:

AT – Tempo médio em que a exposição é avaliada (dias).

As equações para determinação do ingresso nas vias de ingresso listadas no subitem 1.1.3, e outras, podem ser consultadas no documento da USEPA *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS): Part A* (USEPA, 1989).

Na avaliação da exposição, são somados os ingressos de determinada SQI relacionada às diferentes vias de ingresso em que esteja presente.

Na Avaliação de Risco à Saúde Humana, as exposições de baixa concentração da SQI por um longo período, normalmente, são as de maior interesse. Essas são caracterizadas como exposições crônicas. Em algumas situações, outros intervalos de tempo de exposição mais curtos, como as exposições subcrônicas ou agudas, podem ser de interesse, especificamente para os riscos não carcinogênicos.

Para as substâncias carcinogênicas, adota-se a premissa de que uma alta dose recebida em um curto intervalo de tempo é equivalente à exposição da mesma substância em pequenas doses por um longo intervalo de tempo. Portanto, no cálculo do ingresso, a dose recebida é distribuída em pequenas doses ao longo do tempo de vida (parâmetro AT).

No caso de substâncias não carcinogênicas, as exposições podem ser tratadas como crônicas, subcrônicas ou agudas. Nas exposições crônicas e subcrônicas, a dose de ingresso é distribuída pelo tempo de exposição considerado. Em exposições agudas, pode-se definir a exposição como um evento, que pode ter duração de um dia ou até mesmo de um único evento de exposição.

### 1.1.6. Compilação das informações toxicológicas das SQI

As informações toxicológicas indicam quão tóxica é uma determinada SQI, quando interage com o metabolismo de um determinado receptor humano. Essas informações não estão disponíveis para todas as substâncias químicas existentes ou já produzidas pelo homem, pois a sua determinação é complexa e custosa. No entanto, para as principais substâncias identificadas como tóxicas aos seres humanos, existem informações compiladas em bancos de dados toxicológicos especializados.

Por conta da complexidade de obtenção, as informações toxicológicas não são produzidas pelo responsável técnico durante a realização da Avaliação de Risco à Saúde Humana, sendo, portanto, obtidas em bancos de dados confiáveis, muitos deles com dados revisados por pares, alimentados e atualizados continuamente por pesquisas científicas.

A Agência Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA) estabeleceu por meio da “OSWER Directive” 9285.7-53 (USEPA, 2003), como hierarquia na obtenção de informações toxicológicas, a seguinte ordem de prioridade dos bancos de dados:

1. *Integrated Risk Information System* – IRIS, desenvolvido pela USEPA.
2. *Provisional Peer Reviewed Toxicity Values* – PPRTV, desenvolvido pela USEPA.
3. Outros bancos de dados:
    a. *The California Environmental Protection Agency Toxicity Values*, desenvolvido pela Agência Ambiental do Estado da Califórnia.
    b. *The Agency for Toxic Substances and Diseases Registry* (ATSDR) *Minimal Risk Levels*.

A Planilha de Avaliação de Risco à Saúde Humana da CETESB (CETESB, 2023), tratada na **Seção 8.5**, contém, embutido em seu sistema, um banco de dados de informações toxicológicas já de acordo com a hierarquia utilizada pela USEPA, pois tem como fonte os dados utilizados para a determinação dos *Regional Screening Levels* (RSL).

Para o cálculo do risco, as seguintes informações toxicológicas são obtidas dos bancos de dados, cujas definições foram adaptadas da página *Users Guide* da USEPA:

- Dose de Referência (RfD): é uma estimativa da exposição oral diária de uma SQI, à qual uma população pode estar exposta, provavelmente sem riscos apreciáveis de causar danos à saúde durante o tempo de vida. Podem existir doses de referência para eventos crônicos ou agudos.

- Concentração de Referência (RfC): é a estimativa de uma exposição contínua por inalação de uma SQI por parte de uma população humana, provavelmente sem riscos apreciáveis de causar danos à saúde durante o tempo de vida. Podem existir concentrações de referência para eventos crônicos ou agudos.

- *Inhalation Unit Risk* (IUR): consiste no limite superior do risco de desenvolvimento de câncer, durante o tempo de vida, como resultado de uma exposição contínua a uma SQI, a uma concentração de 1 $\mu g/m^3$ de ar.

- *Slope Factor* (SF): são dados toxicológicos usualmente utilizados para avaliar o risco potencial de uma SQI causar câncer. É utilizado na avaliação de risco para estimar um limite superior da probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer durante o tempo de vida, devido à exposição a determinado nível de uma SQI com potencial carcinogênico.

Observa-se que é necessário considerar o tempo de exposição (crônica, subcrônica ou aguda) na seleção de informações toxicológicas para os efeitos não carcinogênicos. O programa *Superfund* da USEPA (1989) tem, como diretriz geral, considerar uma divisão temporal para a exposição subcrônica de duas semanas até sete anos, e exposição crônica de sete anos até o tempo de vida.

Essa linha de corte temporal não é consenso, pois existem outras métricas para definila. Os trabalhos de obtenção de valores de toxicidade do IRIS, desenvolvido pela USEPA, consideram exposições agudas com duração de 24 horas ou menos. A exposição subcrônica é definida como repetidas exposições pela via oral, dermal ou inalatória por mais de 30 dias, até aproximadamente 10% do tempo de vida. A exposição crônica é definida como repetidas exposições por mais de aproximadamente 10% do tempo de vida.

### 1.1.7. Cálculo dos riscos à saúde humana

Para calcular os riscos de cada SQI, considerando cada caminho de exposição e vias de ingresso relacionadas a cada receptor humano, são utilizadas as informações disponíveis no MCA 3 e, se necessário, informações eventualmente determinadas durante a própria execução da Avaliação de Risco à Saúde Humana.

A quantificação dos riscos à saúde humana pode ser feita por meio da Planilha para Avaliação de Risco à Saúde Humana da CETESB (CETESB, 2023), tratada na **Seção 8.5**.

Os seguintes cálculos são utilizados para a obtenção de um valor quantitativo para o risco à saúde humana em áreas contaminadas:

- Para substâncias carcinogênicas (**Equação 3**):

$$\text{Risco} = \text{I x SF} \quad (3)$$

Onde:

Risco – probabilidade de um indivíduo desenvolver câncer (adimensional).
I - Ingresso diário crônico estimado para o tempo de vida (mg/kg-dia).
SF – *Slope factor* ((mg/kg-dia)$^{-1}$).

- Para substâncias não carcinogênicas, o risco é quantitativamente representado pelo quociente de risco (**Equação 4**):

$$\text{Quociente de risco} = \frac{\text{I}}{\text{RfD}} \quad (4)$$

Onde:

I – Ingresso (mg/kg-dia).
RfD – Dose de referência (mg/kg-dia).

- Para a via de exposição por inalação de substâncias carcinogênicas (**Equação 5**):

$$\text{Risco} = \text{IUR x EC} \quad (5)$$

Onde:

IUR – Inhalation Unit Risk (µg/m$^3$).
EC – Concentração de exposição (µg/m$^3$).

Para a via de exposição de inalação utiliza-se uma concentração de exposição (EC), e não o ingresso. A fórmula de cálculo do parâmetro EC está indicada a seguir (**Equação 6**):

$$\text{EC} = \text{CAx}(\text{ETxEFxED})\frac{1}{\text{AT}} \quad (6)$$

Onde:

Variável relacionada à SQI:

CA – Concentração da contaminação no ar (µg/m$^3$).

Variáveis relacionadas às populações expostas:

ET – Tempo de exposição (horas/dia).
EF – Frequência de exposição (dias/ano).
ED – Duração da exposição (anos).

Variável relacionada à avaliação:

AT – Tempo médio em que a exposição é avaliada (tempo de vida).

- Para a via de exposição por inalação de substâncias não carcinogênicas (**Equação 7**):

$$\text{Quociente de risco} = \frac{\text{EC}}{\text{RfCx}1000\mu\text{g/mg}} \quad (7)$$

Onde:

EC – Concentração de exposição (μg/m$^3$).
RfC – Concentração de referência apropriada para o cenário – agudo, subcrônico, crônico (mg/m$^3$).

A determinação do parâmetro EC segue as seguintes equações:

Exposições agudas (**Equação 8**):

$$\text{EC} = \text{CA} \quad (8)$$

Onde:

CA – Concentração do contaminante no ar (μg/m$^3$).

Exposições crônicas e subcrônicas (**Equação 9**):

$$\text{EC} = \text{CAx}(\text{ETxEFxED})\text{x}\frac{1}{\text{AT}} \quad (9)$$

Onde:

Variável relacionada à SQI:

CA – Concentração da contaminação no ar (μg/m$^3$).

Variáveis relacionadas às populações expostas:

ET – Tempo de exposição (horas/dia).
EF – Frequência de exposição (dias/ano).
ED – Duração da exposição (anos).

Variável relacionada à avaliação:

AT – Tempo médio em que a exposição é avaliada ($\text{ED x } 365\frac{\text{dias}}{\text{ano}}\text{x } 24\frac{\text{horas}}{\text{dia}}$).

No caso de ocorrer a exposição dos receptores humanos a mais de uma SQI e por diversas vias de ingresso, inicialmente são calculados os riscos parciais gerados na exposição a cada SQI, a partir de cada via de ingresso.

Em seguida, para a SQI com a possibilidade de entrar em contato com o receptor humano por mais de uma via de ingresso, somam-se os riscos calculados em cada via, tomando-se o cuidado de somar separadamente os riscos conforme os efeitos, carcinogênicos e não carcinogênicos, se houver.

Finalmente, é feito o cálculo do risco total, que é a soma de todos os riscos para todas as SQIs e vias de ingresso relacionadas a cada receptor humano. Como o risco total envolve a soma dos riscos advindos de diferentes SQIs, é necessário que se considere as características das SQIs, agrupando-as em função dos seus efeitos carcinogênicos e não carcinogênicos.

No caso da determinação do risco total, a soma dos riscos relacionados às substâncias não carcinogênicas poderá se aplicar somente àquelas que possuam mecanismos semelhantes de ação.

Caso o risco calculado por via de ingresso, por receptor humano ou o risco total seja superior ao nível de risco aceitável, haverá a possibilidade da ocorrência de danos significativos aos receptores humanos avaliados. Isso implica na necessidade de adoção de medidas de intervenção, visando à eliminação dos riscos ou à sua redução para níveis aceitáveis.

### 1.1.8. Determinação das concentrações máximas aceitáveis (CMA)

A caracterização dos riscos à saúde humana se faz de maneira quantitativa, possibilitando comparar o risco calculado com o nível de risco considerado aceitável, previamente definido por meio de legislação.

No Brasil, o nível de risco considerado aceitável para os receptores humanos é definido na Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), sendo adotado o valor de $1\times10^{-5}$ como o limite aceitável de risco total à saúde humana para exposição a substâncias carcinogênicas, e o valor correspondente ao limite de aceitação para o quociente de risco total igual a 1 (um) para substâncias não carcinogênicas.

A ultrapassagem do nível de risco aceitável ao receptor humano também pode ser estimada com base nos padrões legais aplicáveis (PLA), como, por exemplo, os padrões de potabilidade. A presença de concentrações de uma determinada SQI acima do padrão de potabilidade nas águas subterrâneas utilizadas para consumo, indica a existência de risco inaceitável à saúde humana para os receptores humanos que utilizam essa água, e a consequente necessidade de adoção de medidas de intervenção, visando evitar a exposição dos receptores identificados à essa SQI. Nessa situação, os PLAs são considerados como CMAs para a via de ingresso de ingestão de águas subterrâneas.

Após o cálculo dos riscos, são determinadas as respectivas CMAs nos pontos de exposição, as quais servirão como metas das medidas de remediação, ou como CMAs denominadas “controladoras” das medidas de controle de engenharia (MCE) ou das medidas de controle institucional (MCI), caso sejam previstas na etapa de Elaboração do Plano de Intervenção.

As CMAs podem ser calculadas utilizando-se da mesma fórmula do cálculo do risco, por meio de operações de álgebra. No lugar do risco, utiliza-se o valor para o risco aceitável, isolando a variável de concentração, parte da fórmula do ingresso, que passa a ser chamada de Concentração Máxima Aceitável. O exemplo a seguir ilustra a obtenção da fórmula da CMA para um risco carcinogênico (**Equação 10**):

$$\text{Risco} = \text{I} \times \text{SF} \qquad (10)$$

em que:

$$\mathrm{I} = \mathrm{Cx}\frac{\mathrm{CRxEFD}}{\mathrm{BW}}\mathrm{x}\frac{1}{\mathrm{AT}} \quad (11)$$

assim:

$$\mathrm{Risco} = \left(\mathrm{Cx}\frac{\mathrm{CRxEFD}}{\mathrm{BW}}\mathrm{x}\frac{1}{\mathrm{AT}}\right)\mathrm{x\,SF} \quad (12)$$

Rearranjando os termos e substituindo Risco = $10^{-5}$ (risco aceitável) (**Equações 13, 14 e 15**):

$$\left(\mathrm{Cx}\frac{\mathrm{CRxEFD}}{\mathrm{BW}}\mathrm{x}\frac{1}{\mathrm{AT}}\right) = \frac{\mathrm{Risco}}{\mathrm{SF}} \quad (13)$$

$$\mathrm{CMAx}\frac{\mathrm{CRxEFD}}{\mathrm{BW}}\mathrm{x}\frac{1}{\mathrm{AT}} = \frac{10^{-5}}{\mathrm{SF}} \quad (14)$$

$$\mathrm{CMA} = \frac{10^{-5}}{\mathrm{SF}}\ \mathrm{x}\ \frac{\mathrm{BW}}{\mathrm{CRxEFD}}\ \mathrm{x\,AT} \quad (15)$$

Onde:

CMA – Concentração máxima aceitável (mg/L).

Variáveis relacionadas às populações expostas:

CR – Taxa de contato – quantidade do compartimento do meio ambiente contaminado em contato com o receptor humano, por unidade de tempo ou evento (L/dia).
EFD – Frequência de exposição e duração – descreve quão longa e frequente é a exposição. Geralmente utiliza-se dois termos:
EF – Frequência de exposição (dias/ano).
ED – Duração da exposição (anos).
BW – Peso corporal médio durante a exposição (kg).

Variável relacionada à avaliação:

AT – Tempo médio em que a exposição é avaliada (dias).

Variável relacionada à SQI:

SF – *Slope factor* ((mg/kg-dia)$^{-1}$).

Assim como ilustrado nesse exemplo, para cada via de ingresso, cada uma com sua fórmula específica de cálculo, os termos na equação do risco podem ser rearranjados da mesma maneira, com o objetivo da obtenção das CMAs nos demais compartimentos do meio ambiente.

### 1.2. Avaliação de Risco Ecológico

A subetapa de Avaliação de Risco Ecológico é executada nas situações em que seja identificado, a partir dos resultados da Investigação Detalhada, um bem ecológico sob influência, ou potencialmente sob influência, de uma ACI.

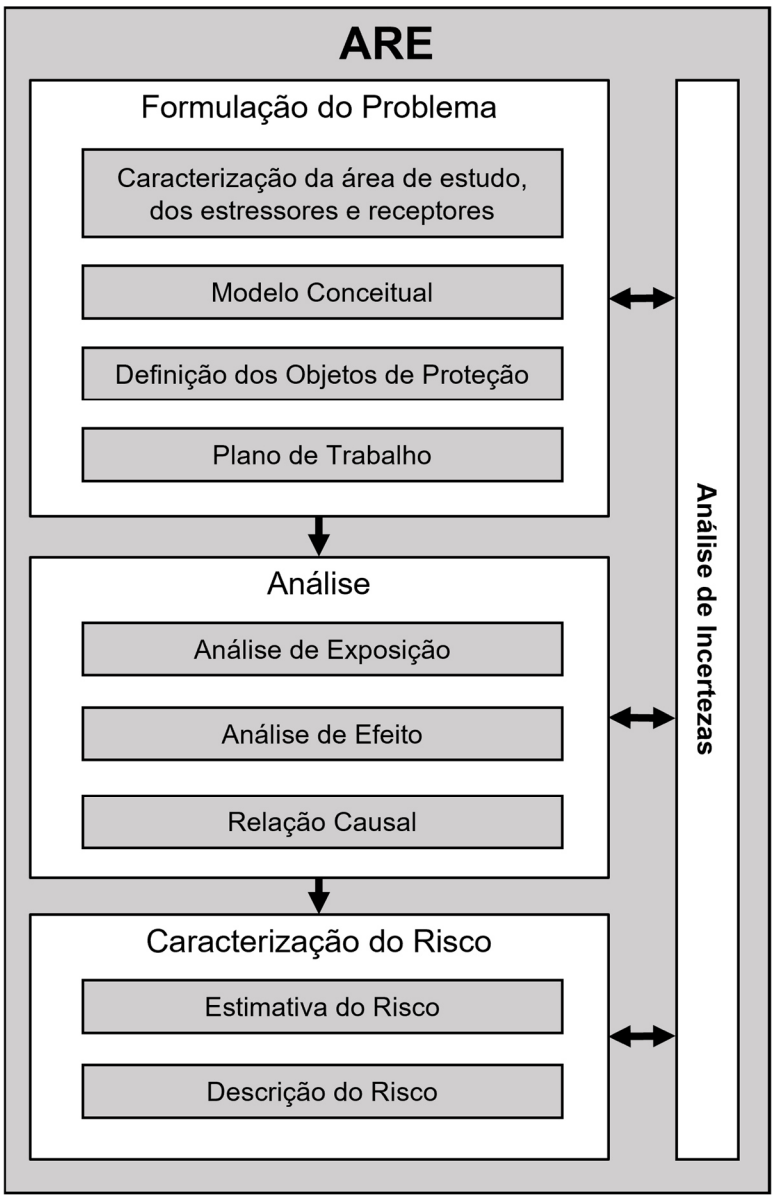
A Avaliação de Risco Ecológico (ARE) em AC é uma linha de investigação que tem como objetivo avaliar, qualitativa e quantitativamente, o risco a que um bem ecológico

que se quer proteger pode estar submetido, mediante alguma alteração antrópica de natureza química.

As diretrizes e procedimentos para a realização da Avaliação de Risco Ecológico em uma AC estão descritos em detalhe na Norma de Avaliação de Risco Ecológico da CETESB P4.001 (CETESB, 2022)

A ARE compreende a execução de três etapas: Formulação do Problema, Análise e Caracterização de Risco (ver **Figura 8.2-4**).

**Figura 8.2-4 – Etapas para a execução de uma ARE**




Fonte: CETESB (2022)

O estudo se inicia com a etapa de Formulação do Problema, que engloba a caracterização da área de interesse e de seu entorno, a seleção e caracterização dos estressores e dos receptores ecológicos, o levantamento dos caminhos de exposição, das vias de ingresso, do modo de ação do estressor, a elaboração do modelo conceitual da ARE e a definição do(s) objeto(s) de proteção (*assessment endpoint*), levando em consideração os receptores ecológicos e seus respectivos atributos. Com base nessas

informações, o trabalho continua com a elaboração de um Plano de Trabalho para subsidiar a Análise e Caracterização do Risco.

O Plano de Avaliação de Risco Ecológico é elaborado considerando as informações obtidas no MCA 3 e outras adicionais, a serem coletadas durante a Formulação do Problema da subetapa de Avaliação de Risco Ecológico.

Também faz parte do conteúdo do plano a apresentação da Metodologia de Avaliação de Risco Ecológico a ser utilizada, contendo sua descrição completa e justificativa, incluindo o desenho amostral, a base dos cálculos e os critérios que definirão o nível de risco aceitável.

A Análise do Risco é executada por compartimento do meio ambiente, para caracterizar a exposição e os efeitos aos quais os receptores ecológicos selecionados podem estar sujeitos em decorrência da existência de agentes estressores, considerando as escalas espacial e temporal e a relação causal. Nessa atividade, são investigadas a probabilidade ou intensidade da exposição dos receptores ecológicos aos estressores e a probabilidade ou intensidade de ocorrer efeitos adversos.

Para tanto, é feita uma seleção das linhas de evidência, ou seja, informações específicas (química, ecotoxicológica e ecológica) que dizem respeito a algum aspecto importante do ambiente, que serão utilizadas para a avaliação das hipóteses definidas pelo(s) objeto(s) de proteção. Precisam ser contempladas, minimamente, três linhas de evidência (química, ecotoxicológica e ecológica), com base em dados obtidos em trabalho de campo e laboratório. Outras linhas de evidência poderão ser incorporadas, por exemplo, se uma substância química for bioacumulável, assim como a biomagnificação, quando este risco estiver presente.

A Caracterização do Risco engloba a integração das avaliações de exposição e efeito (estimativa do risco), contempladas pelas linhas de evidência, e sua contextualização ecológica com a área de interesse (descrição do risco), sempre considerando as interações entre estressores e receptores, bem como dos estressores entre si e dos receptores entre si, além das incertezas levantadas em todas as fases.

Por sua vez, os resultados da Avaliação de Risco Ecológico inclui o seguinte:

- ✓ a quantificação do risco total para cada receptor ecológico ou unidade de decisão;
- ✓ a definição de Concentrações Máximas Aceitáveis (CMA) para as SQIs que representam risco em cada compartimento do meio ambiente.

Essa subetapa se encerra com uma síntese da estimativa e descrição do risco, uma conclusão acerca da existência de risco acima dos níveis considerados aceitáveis, indicando a sua extensão espacial (mapeamento) e temporal, os objetos de proteção afetados e a necessidade de adoção de medidas de intervenção, baseadas em metas de remediação e recuperação, justificando as ações propostas.

A análise de incertezas permeia toda a ARE, desde a Formulação do Problema até a Caracterização do Risco. Essa análise se baseia na avaliação da representatividade, da acurácia, da precisão, da integridade e da comparabilidade dos dados. É necessário que se diferencie na Descrição do Risco as premissas e conclusões que podem ser assumidas com baixa incerteza de outras com maior incerteza e apontar medidas necessárias para reduzir a incerteza em caso de continuidade da investigação.

### 1.3. Identificação de Risco Considerando Padrões Legais Aplicáveis

A subetapa de Avaliação de Risco aos Recursos Naturais ou Ambientais é executada nas situações em que seja identificado, a partir dos resultados da Investigação Detalhada, um recurso natural ou ambiental sob influência, ou potencialmente sob influência, de uma AC.

No caso de bens a proteger, como os recursos naturais ou ambientais – por exemplo, um rio –, o risco inaceitável, ou seja, a possibilidade de ocorrência de dano à sua qualidade, pode ser avaliado com base nos PLAs existentes. Como exemplo, pode-se citar os padrões de qualidade dos corpos d'água superficiais definidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 (Brasil, 2005).

Caso o MCA 3 indique que uma pluma de contaminação dissolvida possa atingir, ou tenha atingido, esse recurso ambiental em concentrações superiores aos padrões de qualidade, e com massa suficiente para causar alteração de qualidade significativa, será considerado que existem riscos inaceitáveis à qualidade das águas do rio, havendo, portanto, a necessidade de adoção de medidas de intervenção, para evitar que a citada pluma de contaminação atinja o corpo d'água e possa provocar danos à sua qualidade.

#### Referências

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF: MME, 2005. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil: seção1: Poder executivo, Brasília, DF, p. 58-63, 18 mar. 2005. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil: seção1: Poder executivo, Brasília, DF, v. 146, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **P4.001**: Avaliação de Risco Ecológico (ARE): áreas contaminadas. 1.ed. São Paulo: CETESB, 2022. 37 p. Norma técnica publicada no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v 132, n. 254, p. 65, 22 dez. 2022. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2022/12/P4.001_Avaliacao-de-Risco-Ecologico-ARE-Areas-Contaminadas-1a-Edicao.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Planilhas para avaliação de risco**. São Paulo: CETESB [2023]. Áreas contaminadas. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/planilhas-para-avaliacao/. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS)**: human health evaluation manual: interim final. Washington: DC: EPA, 1989. v. 1, part A, 291 p. (EPA/540/1-89/002). Disponível em: https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part. Acesso em: maio 2025.

USEPA**. Memorandum OSWER Directive 9285.7-53, Dec 5, 2003**. Subject human health toxicity values in superfund risk assessments. Washington, DC: EPA, 2003. 4 p. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/hhmemo.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **ProUCL software**. Washington, DC: EPA, 2024. Disponível em: https://www.epa.gov/land-research/proucl-software. Acesso em: maio 2025.

# Seção 8.3: Elaboração do Quarto Modelo Conceitual e Classificação 5

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Estrutura do MCA 4 ..... 1**
2.1. Plantas georreferenciadas ..... 2
2.2. Fluxograma de exposição ..... 3
2.3. Tabela resumo ..... 3
2.4. Texto Explicativo ..... 3
**3. Classificação 5 ..... 4**
**Referências ..... 4**

## 1. Introdução

A elaboração do quarto modelo conceitual da área (MCA 4) é feita com base nos resultados da etapa de Avaliação de Risco, por meio de atualização de algumas plantas, tabela, fluxograma e texto explicativo. Além dessa atualização, está previsto no MCA 4 a elaboração de plantas adicionais que representam os Mapas de Risco.

Sua concepção busca representar, de forma geral, os riscos e danos aos bens a proteger identificados e caracterizados na área em avaliação, juntamente com uma análise das incertezas remanescentes.

O Órgão Ambiental Gerenciador se utiliza das informações do MCA 4 para realizar a Classificação 5, que pode, nessa etapa, classificar a área como Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRi) ou Área em Processo de Monitoramento para Encerramento (AME).

Nesta seção, são apresentadas, no item 2, as diretrizes para a construção do MCA 4 e, no item 3, a metodologia para a classificação da área após a Avaliação de Risco.

Uma conceituação geral sobre essa ferramenta importante do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, que é o Modelo Conceitual da Área, pode ser consultada no item 5 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Estrutura do MCA 4

A estrutura do MCA 4 contém o seguinte:

- ✓ plantas georreferenciadas com a representação da área;
- ✓ representações tridimensionais dos riscos e danos aos bens a proteger identificados (Mapa dos Riscos e Danos aos Bens a Proteger);
- ✓ fluxograma de exposição;
- ✓ tabela com resumo das informações;
- ✓ texto explicativo com integração e interpretação das informações sobre os riscos e danos aos bens a proteger.

## 2.1. Plantas georreferenciadas

O seguinte conjunto de plantas georreferenciadas é produzido no MCA 4:

**Planta da área com proposta de classificação como ACRi ou AME (ou outra classificação possível)** – planta contendo o polígono que representa os limites (perímetro) da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas avaliada (atual e pretéritas), delineado com base na(s) matrícula(s) do imóvel(is), ao qual se propõe aplicar a classificação como ACRi ou AME. Na sua legenda são inseridas informações sobre o CNAE da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas, sua razão social, o número da matrícula do imóvel, as coordenadas do centro da área, dimensões e pontos de acesso.

**Planta multitemporal das áreas fonte** – planta contendo as áreas fonte consolidadas após a Avaliação de Risco.

**Mapa dos Riscos Individuais da SQI** – planta, elaborada para cada Substância Química de Interesse (SQI), contendo os locais onde foi identificado risco individual acima dos níveis aceitáveis, representados por meio de polígonos, organizados na legenda por via de ingresso avaliada (ingestão, inalação de vapores, contato dérmico etc.).

**Mapa dos Riscos Totais** – planta contendo os locais onde ocorrem os riscos totais acima dos níveis aceitáveis, considerando todos os caminhos de exposição aplicáveis.

Nos Mapa dos Riscos Totais e Danos aos Bens a Proteger, os locais onde foram identificados e caracterizados riscos totais inaceitáveis ou danos aos bens a proteger são representados por meio de linhas de isovalores de risco ou de isoconcentrações das CMAs estabelecidas para as vias de ingresso identificadas.

Caso não prejudique a visualização espacial dos riscos, no Mapa de Riscos também podem ser indicadas as fontes de contaminação primária, plumas de contaminação e bens a proteger.

Tendo em vista que o risco é uma medida quantitativa, no Mapa dos Riscos, os locais onde forem constatados riscos acima dos níveis aceitáveis são representados por meio de linhas de isovalores de risco ou de isoconcentrações das CMAs estabelecidas.

Sobre as linhas de isovalores de risco, aplica-se a seguinte classificação indicando a intensidade do risco:

- ✓ Substâncias carcinogênicas:

  Risco > $10^{-4}$ – Risco inaceitável alto
  $10^{-4}$ > Risco > $10^{-5}$ – Risco inaceitável
  $10^{-5}$ > Risco > $10^{-6}$ – Risco aceitável
  Risco < $10^{-6}$ – Risco aceitável baixo (limite do mapa de risco)

- ✓ Substâncias não-carcinogênicas:

  Risco > 10 – Risco inaceitável alto
  10 < Risco < 1 – Risco inaceitável
  1 < Risco < 0,1 – Risco aceitável
  Risco < 0,1 – Risco aceitável baixo (limite do mapa de risco)

## 2.2. Fluxograma de exposição

A partir das novas informações obtidas na etapa de Avaliação de Risco, o fluxograma do MCA 4 pode ser finalizado para representar as fontes de contaminação primárias confirmadas e os caminhos de exposição potenciais e reais.

Um exemplo do fluxograma de exposição pode ser consultado no item 2.2 da **Seção 5.4**.

## 2.3. Tabela resumo

Para melhor entendimento do MCA 4, os resultados da avaliação de risco precisam estar apresentados de maneira clara e organizada, conforme modelo de tabela de resultados proposto pelo IRTC (2015), descrito a seguir:

**Tabela de resultados de risco** – tabela elaborada para cada compartimento do meio ambiente, contendo as SQIs nas linhas, e nas colunas as seguintes informações (um exemplo pode ser consultado na **Tabela 8.3-1** ao final dessa seção):

- ✓ Grupo químico ao qual a SQI pertence;
- ✓ O nome da SQI;
- ✓ Número CAS;
- ✓ Classificação da SQI em termos de carcinogenicidade;
- ✓ Concentração de exposição;
- ✓ Bens a proteger expostos e resultados dos riscos calculados, destacados por cor e negrito.

## 2.4. Texto Explicativo

O texto explicativo do MCA 4 contém uma descrição dos Mapas de Riscos, abrangendo todos os riscos identificados, a partir de cada fonte de contaminação primária.

Para facilitar o entendimento, o texto pode ser organizado por caminho de exposição. Dessa forma, se inicia informando o número e tipos de caminhos de exposição identificados, para posteriormente descrever cada risco ou dano relacionado.

Considerando as classificações de risco inaceitável alto, inaceitável, aceitável e aceitável baixo de cada SQI, calculadas em todos os caminhos de exposição, é feita uma avaliação do risco total a partir dos riscos individuais e a possibilidade de haver risco cumulativo inaceitável.

Considera-se como risco total a somatória dos riscos individuais gerados por diferentes SQIs, desde que possuam o mesmo mecanismo de ação e potencial dano ao receptor avaliado.

Ressalta-se que o risco cumulativo precisa ser avaliado mesmo para as SQIs cujos riscos individuais foram classificados na faixa do aceitável, pois, no cômputo do risco total, podem alterar a classificação para a faixa do risco inaceitável.

Não haverá a necessidade de avaliar a existência de riscos cumulativos quando os valores de risco individuais estiverem abaixo de $10^{-6}$ (para efeitos carcinogênicos) ou

0,1 (para efeitos não carcinogênicos), classificados na faixa do aceitável baixo, sendo essa diretriz obtida da EPA, na página do *Regional Screening Levels - Users Guide* (USEPA, 2024).

Ao final do texto são apresentadas as justificativas para a execução da etapa de Monitoramento para Encerramento ou de Elaboração do Plano de Intervenção, além da necessidade de ações preventivas ou corretivas, como a adoção de medidas emergenciais.

## 3. Classificação 5

Os resultados da etapa de Avaliação de Risco são utilizados para embasar a classificação da área em avaliação como ACRi ou AME, além de orientar a execução das demais etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, especialmente a etapa de Elaboração do Plano de Intervenção ou de Monitoramento para Encerramento.

Finalizada a etapa de Avaliação de Risco, a área em avaliação será classificada como ACRi, quando nessa ou na sua vizinhança houver a constatação da presença de pelo menos uma das situações descritas a seguir:

I. realizada a Avaliação de Risco foi constatado que os valores definidos para risco aceitável à saúde humana foram ultrapassados;

II. quando for observado risco inaceitável para organismos presentes nos ecossistemas, por meio da utilização de resultados de Avaliação de Risco Ecológico;

III. nas situações em que os contaminantes gerados em uma área tenham atingido compartimentos do meio físico e determinado a ultrapassagem dos padrões legais aplicáveis ao enquadramento dos corpos d'água e de potabilidade;

IV. nas situações em que os contaminantes gerados possam atingir corpos d'água superficiais ou subterrâneos, determinando a ultrapassagem dos padrões legais aplicáveis, comprovadas por modelagem do transporte dos contaminantes;

V. nas situações em que haja risco à saúde ou à vida em decorrência de exposição aguda a contaminantes, ou à segurança do patrimônio público ou privado.

Em razão dos resultados obtidos durante a etapa de Avaliação de Risco, a área em avaliação pode receber outras classificações, além da classificação como ACRi.

Caso não sejam identificadas as situações citadas nos incisos I a V, a área em avaliação será classificada como AME.

## Referências

ITRC. Risk Assessment Team. **Decision making at contaminated sites**: issues and options in human health risk assessment. Washington, DC: ITRC, 2015. 201 p.,color., PDF. (Guidance document. RISK 3). Disponível em: https://projects.itrcweb.org/risk-3/. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Regional Screening Levels (RSLs)**: user's guide. Washington, DC: EPA, 2024. Disponível: https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide. Acesso em: maio 2025.

**Tabela 8.3-1 – Exemplo de tabela resumo dos resultados da etapa de Avaliação de Risco**

| Exposição ao solo | | | | | Trabalhador externo | | Trabalhador interno | | Trabalhador de obras | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Grupo | SQI | n. CAS | Class | Concentração de Exposição (mg/kg) | Exposição ao solo | | Exposição ao ar interno | | Exposição ao solo | |
| | | | | | Risco | HQ | Risco | HQ | Risco | HQ |
| VOC | Benzeno | 71-43-2 | A | 0,15 | 1E-08 | 0,0002 | 2E-06 | 0,2 | 3E-09 | 0,0003 |
| VOC | 1,2-Dicloroetano | 107-06-2 | B2 | 2 | 4E-07 | 0,005 | **4E-05** | 0,7 | 7E-08 | 0,003 |
| VOC | Tricloroeteno | 79-01-6 | HC | 203 | 9E-06 | **3** | **1E-03** | **400** | 2E-06 | **10** |
| SVOC | Fluoranteno | 206-44-0 | D | 0,046 | | 0,000001 | | | | 0,0000002 |
| INORG | Arsênio | 7440-38-2 | A | 7 | 2E-06 | 0,01 | | | 2E-07 | 0,006 |

Fonte: Adaptado de ITRC (2015)

- Class – USEPA *Qeight-of-Evidence Cancer Classification*. Classificações originais eram (A, B1, B2, C, D, E). Essas estão sendo substituídas por “carcinogênico para humanos (HC)”, “possivelmente carcinogênico para humanos”, “evidência sugestiva de potencial carcinogênico (SC)”, “informação inadequada para avaliar o potencial carcinogênico (ID)” e “provavelmente não é carcinogênico para humanos (NL)”.
- Resultados em negrito – Indicam classificação de risco inaceitável (risco de câncer superior a $10^{-5}$ e risco não carcinogênico superior a 1).
- Resultados em negrito e célula sombreada em cinza – Indicam classificação de risco inaceitável alto (risco de câncer superior a $10^{-4}$ e risco não carcinogênico superior a 10).
- Exposição ao solo consiste na ingestão incidental de solo, contato dérmico com solo, e inalação de poeira fugitiva e vapores externos.
- Exposição ao ar interno considera os ocupantes da edificação expostos a vapores do solo infiltrando em um ambiente fechado hipotético.

# Seção 8.4: Relatório de Avaliação de Risco

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Relatório de Avaliação de Risco ..... 1**
2.1. Resultados da subetapa de Identificação e Caracterização dos Riscos e Danos aos Bens a Proteger ..... 1
2.2. MCA 4 e Classificação 5 ..... 2
2.3. Texto conclusivo ..... 2
**Referências ..... 2**

## 1. Introdução

Após a execução das subetapas de Identificação e Caracterização dos Riscos e Danos aos Bens a Proteger e Elaboração do Quarto Modelo Conceitual (MCA 4) e Classificação 5, o responsável técnico finaliza a etapa de Avaliação de Risco com a elaboração do Relatório de Avaliação de Risco, contendo as informações levantadas e sua interpretação.

Para a elaboração do Relatório de Avaliação de Risco, o responsável legal deve levar em consideração as diretrizes gerais estabelecidas no item 7 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Relatório de Avaliação de Risco

Em sua estrutura, o Relatório de Avaliação de Risco contém os seguintes itens:

- ✓ Descrição dos resultados da subetapa de Identificação e Caracterização dos Riscos e Danos aos Bens a Proteger;
- ✓ MCA 4 e Classificação 5;
- ✓ Texto conclusivo (conclusões e recomendações).

### 2.1. Resultados da subetapa de Identificação e Caracterização dos Riscos e Danos aos Bens a Proteger

Nesse item do Relatório de Avaliação de Risco são apresentados os resultados das seguintes ações, de acordo com o tipo de receptor ou bem a proteger avaliado:

- ✓ Identificação e caracterização dos riscos aos bens a proteger:
  - o avaliação de risco à saúde humana;
  - o avaliação de risco ecológico;
  - o identificação de risco considerando padrões legais aplicáveis.

Como parte da apresentação e interpretação dos resultados, é preciso justificar, de maneira clara e objetiva, as condições em que a etapa de Avaliação de Risco foi considerada encerrada, demonstrando que os dados obtidos são suficientes e representativos dos riscos e danos identificados e caracterizados.

Ao final desse item, é necessário que seja incluída uma tabela listando as Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) em suas linhas e as respectivas concentrações máximas aceitáveis (CMAs) nas colunas, separadas por tipo de compartimento do meio ambiente e caminho de exposição. As CMAs são recorrentemente consultadas nas etapas posteriores do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, de maneira que é importante estarem em destaque no texto de resultados.

## 2.2. MCA 4 e Classificação 5

A apresentação do MCA 4 e da proposta de Classificação 5 segue as diretrizes apresentadas na **Seção 8.3**.

## 2.3. Texto conclusivo

Conforme ITRC (2015), o texto conclusivo precisa se concentrar nos caminhos de exposição geradores de risco total acima do nível aceitável, descrevendo os seguintes fatores principais:

- ✓ Quais caminhos de exposição contribuem com o risco total acima do nível aceitável?
- ✓ Quais Substâncias Químicas de Interesse contribuem para um risco total acima do nível aceitável?
- ✓ Quais vias de ingresso contribuem para o risco total acima do nível aceitável (por exemplo, ingestão de água subterrânea, contato dérmico com o solo ou inalação de vapores)?
- ✓ Os riscos acima dos níveis aceitáveis ocorrem devido a exposições atuais ou baseadas em possíveis exposições futuras antecipadas que ainda não ocorreram?
- ✓ A análise de incertezas identificou a natureza e magnitude das principais incertezas e vieses dos resultados?

Com base nessa discussão, no texto conclusivo são feitas, de maneira clara, as recomendações para a continuidade ou encerramento do Gerenciamento de Áreas Contaminadas na área em avaliação, indicando:

- ✓ decisões tomadas sobre a etapa seguinte do GAC a ser realizada – conforme o caso –, de Elaboração do Plano de Intervenção ou Monitoramento para Encerramento;
- ✓ as ações preventivas e corretivas, bem como a adoção de medidas emergenciais caso sejam necessárias;
- ✓ avaliação crítica sobre a acurácia e completude da etapa de Avaliação de Risco (conforme diretrizes do item 6 da **Seção 1.2**);
- ✓ definição dos responsáveis pela execução da etapa seguinte do GAC (conforme diretrizes do item 6 da **Seção 1.2**).

## Referências

ITRC. Risk Assessment Team. **Decision making at contaminated sites**: issues and options in human health risk assessment. Washington, DC: ITRC, 2015. 201 p.,color., PDF. (Guidance document. RISK 3). Disponível em: https://projects.itrcweb.org/risk-3/. Acesso em: maio 2025.

# Seção 8.5: Planilha de Avaliação de Risco à Saúde Humana

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Instalação ..... 4
3. Controle de versões ..... 5
Referências ..... 6

## 1. Introdução

A Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) determinou em sua Decisão de Diretoria nº 103/2007/C/E (CETESB, 2007), de 22 de junho de 2007, a elaboração de planilhas para avaliação de risco em áreas contaminadas sob investigação, objetivando padronizar e otimizar a execução dos estudos de avaliação de risco realizados no estado. Conforme revisão do procedimento para Gerenciamento de Áreas Contaminadas publicada em sua Decisão de Diretoria nº 038/2017/C (CETESB, 2017), de 7 de fevereiro de 2017, essas planilhas devem ser aplicadas na quantificação do risco à saúde humana em áreas contaminadas sob investigação e no estabelecimento de concentrações máximas aceitáveis (CMAs), auxiliando os profissionais que atuam no gerenciamento de áreas contaminadas na elaboração de Planos de Intervenção

As planilhas de avaliação de risco da CETESB foram desenvolvidas com base na metodologia da United States Environmental Protection Agency (USEPA), descrita no documento *Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS)* (USEPA, 1989), e constituem ferramentas auxiliares nos estudos de avaliação e gerenciamento de risco à saúde humana por exposição em áreas contaminadas.

Foram definidos os seguintes cenários de exposição e receptores:

- ✓ agrícola/residencial rural;
- ✓ residencial urbano;
- ✓ industrial/comercial;
- ✓ trabalhadores de obras;

No cenário agrícola/residencial rural estão incluídos sítios, fazendas, chácaras, áreas residenciais rurais, áreas de proteção ambiental (tais como áreas de proteção de mananciais, parques nacionais e estaduais, APAs e APPs), cinturões verdes e áreas rurais onde há atividade econômica de produção agro-silvo-pastoril, ou associados a moradias e residências em áreas rurais. Nesse cenário, admite-se que os indivíduos residam na área, permanecendo 350 dias por ano. São considerados dois tipos de indivíduos receptores de risco: adultos permanecendo no local por uma vida inteira ou, alternativamente, crianças até 6 anos de idade.

O cenário residencial urbano considera moradias e áreas residenciais em áreas urbanas. Estão incluídos nesse cenário todos os tipos de moradias, desde residências térreas, apresentando algum cultivo de vegetais, estabelecimentos sociais, tais como clubes, escolas, creches, hospitais, clínicas de tratamento, parques e áreas verdes urbanas, conventos, igrejas, pousadas, hotéis, motéis, asilos e outros estabelecimentos comerciais em que haja a permanência de pessoas além do horário comercial. Nesse cenário, os indivíduos residem na área hipotética 350 dias por ano, permanecendo em

ambientes internos 16 horas por dia e em ambientes externos oito horas por dia. São considerados dois tipos de indivíduos receptores de risco: adultos permanecendo no local por 30 anos, ou, alternativamente, crianças permanecendo no local por 6 anos.

O cenário comercial/industrial está relacionado às áreas onde são desenvolvidas apenas atividades industriais ou comerciais, cuja permanência de pessoas ocorre em horário de trabalho. Estão incluídos nesse cenário os empreendimentos industriais de modo geral, as áreas portuárias, os aeroportos e os estabelecimentos comerciais tais como postos e sistemas retalhistas de combustíveis, prédios comerciais, lojas, restaurantes, padarias, açougues, peixarias, estacionamentos, supermercados, mercearias, lavanderias e escritórios. A exposição considerada relaciona-se a passivos oriundos de contaminação por substâncias químicas no solo e na água subterrânea, não sendo avaliada a existência de exposição ocupacional. Considera-se que as pessoas permanecem em ambientes abertos ou fechados 8 horas diárias, 250 dias por ano, ao longo de um período de permanência no emprego de 25 anos.

Quanto aos trabalhadores de obras, são considerados os trabalhadores da construção civil em contato com o solo e águas subterrâneas. Presume-se que esses profissionais permaneçam no local 8 horas diárias, 250 dias por ano, durante o período de 1 ano. Para esse cenário, as vias de ingresso por intrusão de vapores são consideradas somente quando as obras forem realizadas em ambientes fechados ou semi-fechados, sem o rompimento dos pisos. Em situações diferentes – por exemplo, obras em ambientes fechados sem a presença de piso impermeabilizado –, a planilha não é adequada para quantificar riscou ou concentrações máximas aceitáveis.

**Quadro 8.1-1 – Cenários de exposição existentes na Planilha de Avaliação de Risco da CETESB**

(Continua)

| MEIO | TRANSPORTE | VIAS DE INGRESSO |
|---|---|---|
| Solo superficial (0 a 1 m de profundidade) | Contato direto | Ingestão de partículas |
| | | Contato dérmico |
| | Erosão eólica e dispersão | Inalação de partículas |
| | Volatilização | Inalação de vapores em ambiente externo |
| | Contato indireto | Ingestão de vegetais (folhas e tubérculos) cultivados no local |
| Solo subsuperficial (1 m de profundidade até o lençol freático) | Volatilização | Inalação de vapores em ambiente interno |
| | | Inalação de vapores em ambiente externo |
| | Lixiviação para água subterrânea | Ingestão de água subterrânea |
| Água subterrânea | Contato direto | Ingestão |
| | | Contato dérmico |
| | Volatilização | Inalação de vapores em ambiente interno |
| | | Inalação de vapores em ambiente externo |
| | Contato direto | Ingestão |

| MEIO | TRANSPORTE | VIAS DE INGRESSO |
|---|---|---|
| Água superficial utilizada para recreação | | Contato dérmico |
| Ar ambiente | Contato direto | Inalação |

(Conclusão)

Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023).

Nesta terceira atualização das planilhas de avaliação de risco, as principais alterações foram:

- ✓ Inclusão do cenário de inalação, com o cálculo do risco e das concentrações máximas aceitáveis (CMAs) no ar ambiente e no vapor do solo. Este cenário contempla, além dos compostos voláteis, alguns metais – como o níquel –, para os quais existem parâmetros toxicológicos que permitem calcular concentrações no ar ambiente em termos de µg de fibras por $m^3$.
- ✓ Para o cálculo das CMAs para vapores abaixo do piso até 1,5 metros de profundidade, foi adotado o fator de atenuação de alpha = 0,03, definido pela USEPA no documento *Technical Guide for Assessing and Mitigating the Vapor Intrusion Pathway from Subsurface Vapor Sources to Indoor Air* (USEPA, 2015). Esse fator é aplicado à concentração máxima aceitável calculada pela planilha para o ar ambiente, considerando-se as diretrizes de cálculo definidas no Anexo F do *Risk Assesment Guidance* (USEPA, 2009), e a menor CMA calculada entre um receptor (criança ou adulto) para o cenário residencial. Para SQIs com efeitos tóxicos e carcinogênicos, a planilha seleciona a menor CMA calculada.

CMA definida para os vapores abaixo do piso até 1,5m de profundidade = CMA calculada para o Ar Ambiente / 0,03.

Diretrizes para avaliação e gerenciamento do risco para o cenário de intrusão de vapores serão definidas em um capítulo específico deste manual.

- ✓ Inclusão do fator de biodisponibilidade (RBA) para o arsênio de 0,6. Esse fator é considerado no cenário de ingestão do solo.
- ✓ Atualização dos bancos de dados toxicológico e físico-químico para a versão de novembro de 2022, disponível no site da USEPA *Regional Screening Levels – RSLs* (USEPA, 2024). Esses dados podem ser consultados nas abas FatTox e FisQui.
- ✓ Atualização de parâmetros do meio físico e exposicionais. Esses dados podem ser consultados nas abas MF e EXP.
- ✓ Nessa atualização não estão sendo calculadas CMAs para o chumbo inorgânico em razão da USEPA não ter adotado um valor de dose de referência na versão dos RSLs disponibilizada em maio de 2021. Recomenda-se que sejam adotadas para uso residencial concentrações de chumbo no solo inferiores a 400 mg/kg e, para uso industrial/comercial, o próprio valor orientador de intervenção da CETESB (4.400 mg/kg). Para as águas subterrâneas, utiliza-se o padrão legal estabelecido pela Portaria GM/MS nº 888 de 4 de maio de 2021 (Brasil, 2021). O risco para o chumbo é calculado pela seguinte fórmula:

Risco = Concentração no Ponto de Exposição / 400 mg/kg (residencial) ou 4.400 mg/kg (industrial).

Risco = Concentração no Ponto de Exposição / 10 ug/L (residencial e comercial).

- ✓ Criação de nova aba com as referências bibliográficas dos parâmetros adotados.

Além disso, alguns parâmetros foram alterados para refletir valores que a CETESB considera mais adequados ao nosso contexto, tais como:

- ✓ Os coeficientes de distribuição solo-água (Kd), onde foram adotados valores específicos do estado de São Paulo para níquel, cromo, cobre, cádmio, cobalto, zinco e chumbo (Soares, 2004) e selênio (Mouta, 2007).
- ✓ Para o mercúrio, foi adotado valor médio calculado a partir dos valores determinados em estudo desenvolvido para solos paraenses, eliminando-se desses cálculos os solos que não ocorrem no estado de São Paulo e os valores fora da curva (*outliers*) (Braz, 2011).
- ✓ Para os outros metais, adotaram-se os Kds para o pH de 5,5, conforme tabela constante do *Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites* (USEPA, 2022, appendix C, exhibit C-4. – Metal Kd values as a function of pH.

Os caminhos de exposição da água superficial e dos sedimentos estão em desenvolvimento e permanecem indisponíveis nesta versão.

A USEPA indica que, para as faixas de TPH definidas, foram considerados somente os efeitos não carcinogênicos das SQIs utilizadas para representar a faixa, pois as SQIs com efeitos carcinogênicos que são englobadas em determinada faixa, em sua maioria, podem ser avaliadas individualmente (concentração quantificada especificamente daquela SQI).

Por exemplo, para a Faixa C10-C-32 aromáticos, o composto representativo da faixa selecionado foi o benzo(a)pireno. Para calcular os riscos associados a essa faixa de TPH, foram considerados somente o RFD/RFC (parâmetros associados ao risco não carcinogênico) definido para o benzo(a)pireno. A adoção do SFO/IUR (parâmetros associados ao risco carcinogênicos) do benzo(a)pireno para toda a faixa, tornaria a avaliação de risco excessivamente protetora.

Dessa forma, ao utilizar a planilha de avaliação de risco da CETESB, uma vez que o modelo conceitual inclua os hidrocarbonetos de petróleo como SQIs, é necessário que os constituintes químicos individuais relacionados a hidrocarbonetos de petróleo identificados nas etapas anteriores acima do valor de intervenção também sejam avaliadas como SQIs. Além disso, deve-se considerar a avaliação das faixas de TPH definidas quando houver incertezas sobre a presença de outros hidrocarbonetos não identificados individualmente, mas que podem estar presentes por conta de resultados elevados de TPH total, por exemplo, ou indícios organolépticos das amostras.

## 2. Instalação

As planilhas estão divididas em quatro arquivos, utilizados separadamente para a quantificação do risco à saúde humana e para o estabelecimento das CMAs do cenário de exposição considerado:

- ✓ Residentes em Áreas Urbanas.
- ✓ Residentes em Áreas Rurais.
- ✓ Trabalhadores Comerciais/Industriais.
- ✓ Trabalhadores em Obras Civis.

Ao abrir o arquivo, é necessário permitir a execução de macros.

## 3. Controle de versões

Uma vez que sejam realizadas modificações para corrigir problemas detectados nas planilhas, a nova versão será publicada em substituição à anterior, com indicação da versão atualizada e o erro corrigido ou ajuste realizado (**Quadro 8.1-2**).

**Quadro 8.1-2 – Versões da Planilha de Avaliação de Risco da CETESB**

| VERSÃO | DATA | CORREÇÕES/AJUSTES |
|---|---|---|
| V 3_0 | 27/8/2021 | Atualização dos dados toxicológicos e físico-químicos da versão de maio de 2021. |
| V 3_01 | 8/10/2021 | Correção da planilha de trabalhador de obras – aba SQI – entrada de dados bloqueada.<br>Todas as planilhas – correção de fórmula na aba CMA. |
| V 3.02 | 20/12/2022 | Atualização dos bancos de dados toxicológicos e físico-químicos para a versão de novembro de 2022 disponível no site da EPA *Regional Screening Levels – RSLs*. |
| V 3.03 | 24/3/2023 | Correção da identificação dos PCBs e das faixas do TPH. |

Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

Problemas detectados poderão ser comunicados à CETESB por meio do endereço pc_cetesb@sp.gov.br.

## Referências

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil: seção1: Atos do Poder executivo, Brasília, DF, ano 159, n. 85, p. 126-136, 7 maio 2021. Disponível em: https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/ms-n-888-de-4-de-maio-de-2021-318461562. Acesso em: maio 2025.

BRAZ, A. M. S. **Coeficiente de distribuição de metais pesados em solos paraenses**. 2011. 87 p. Dissertação (Mestrado em ciências) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011. DOI: https://doi.org/10.11606/D.11.2011.tde-29062011-090619. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-29062011-090619/fr.php. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 38/2017/C, de 7 de fevereiro 2017. Dispõe sobre a aprovação do "Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas", da revisão do "Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas" e estabelece [...]. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, n. 127, n. 28, p. 47-52, 10 fev. 2017. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-038-2017-C.pdf. Acesso em: maio 2025.

MOUTA, E. R. **Adsorção e coeficientes de distribuição de selênio em solos do estado de São Paulo**. 2007. 98 p. Dissertação (Mestrado em agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Jaboticabal, 2007. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/a34626ff-273f-4453-a930-c51299679db7/content. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 103/2007/C/E, de 22 de junho 2007. Dispõe sobre o procedimento para gerenciamento de áreas contaminadas. **Diário Oficial [do] Estado**

**de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 117, n. 119, p. 34-39, 27 jun. 2007. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2015/07/DD-103-07-C-E-Procedimento-para-Gerenciamento-de-%C3%81reas-Contaminadas.pdf. Acesso em: maio 2025.

SOARES, M. R. **Coeficientes de distribuição (KD) de metais pesados nos solos do Estado de São Paulo**. 2004. 214 p. Tese (Doutorado em agronomia) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11140/tde-31052005-170719/pt-br.php. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Regional Screening Levels (RSLs)**: user's guide. Washington, DC: EPA, 2024. Disponível em: https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-users-guide. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS)**: human health evaluation manual. Washington: DC: EPA, 1989. v. 1, part A: baseline risk assessment. 291 p. (EPA/540/1-89/002). Alterações posteriores. Disponível em: https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-10/rags_a_508.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Risk Assessment Guidance for Superfund (RAGS)**: human health evaluation manual. Washington: DC: EPA, 2009. v. 1, part F: supplemental guidance for inhalation risk assessment. 68 p. (EPA-540-R-070-002. OSWER 9285.7-82). Disponível em: https://www.epa.gov/risk/risk-assessment-guidance-superfund-rags-part-f. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Supplemental guidance for developing soil screening levels for superfund sites**. Washington: DC: EPA, 2002. 187 p. (OSWER 9355.4-24). Disponível em: https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/91003IJK.PDF?Dockey=91003IJK.PDF. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Technical guide for assessing and mitigating the vapor intrusion pathway from subsurface vapor sources to indoor air**. Washington, DC: EPA, 2015. 267 p. + 1 fact sheet + 1 Errata 2018. (OSWER Publication 9200.2-154). Título no documento: OSWER technical [...]. Disponível em: https://www.epa.gov/vaporintrusion/technical-guide-assessing-and-mitigating-vapor-intrusion-pathway-subsurface-vapor. Acesso em: maio 2025.

# Seção 8.6: Comunicação de Risco

Durante a execução das etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), pode ser necessária a realização de comunicação sobre a ocorrência de riscos inaceitáveis ou danos aos bens a proteger identificados, principalmente, na etapa de Avaliação de Risco, visando definir as melhores estratégias para o gerenciamento desses.

O Procedimento de Comunicação dos Riscos e Danos aos Bens a Proteger é conduzido pelo responsável legal e responsável técnico, com o apoio e orientação do Órgão Ambiental Gerenciador, quando a área em questão for classificada como Área Contaminada Crítica.

A comunicação dos riscos se trata de um processo de troca de informações entre as partes envolvidas – como as pessoas ou comunidades que estejam ou possam estar expostas, os representantes do Órgão Ambiental Gerenciador, o responsável legal e o responsável técnico, além de outras partes que possam auxiliar, como a mídia e a opinião pública –, que tem como objetivo proporcionar o entendimento da questão e viabilizar a participação das partes envolvidas na tomada de decisão sobre as medidas de intervenção ou sobre as melhores soluções a serem adotadas.

Para o desenvolvimento da comunicação de risco recomenda-se seguir os procedimentos estabelecidos pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA), descritos nos documentos contidos em Risk Messaging Guidance (USEPA, 2024).

Para a condução do Procedimento de Comunicação dos Riscos e Danos aos Bens a Proteger, é importante que as partes envolvidas tenham conhecimento do significado dos seguintes termos:

- ✓ risco crônico potencial;
- ✓ risco crônico real;
- ✓ risco agudo potencial;
- ✓ risco à saúde humana;
- ✓ risco ecológico;
- ✓ risco aos recursos naturais ou ambientais;
- ✓ dano à saúde humana;
- ✓ dano ecológico;
- ✓ dano aos recursos naturais ou ambientais.

**Referências**

USEPA. **Risk messaging guidance**. Washington, DC: EPA, 2024. Disponível em: https://www.epa.gov/risk/risk-messaging-guidance. Acesso em: maio 2025.

# Seção 9.1: Elaboração do Plano de Intervenção – Introdução

A etapa de Elaboração do Plano de Intervenção é a primeira do Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas, em que são planejadas as medidas de intervenção necessárias para viabilizar o seu uso, atual ou futuro, de forma segura e sustentável.

Conforme descrito na **Seção 8.1**, prosseguem para a etapa de Elaboração do Plano de Intervenção as áreas cuja Classificação 5, da etapa anterior de Avaliação de Risco, resultou na classificação como Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRi), devido à constatação de:

- ✓ fontes de contaminação primárias ou secundárias ativas;
- ✓ riscos aos bens a proteger acima dos níveis aceitáveis;
- ✓ danos aos bens a proteger.

Dessa forma, as seguintes atividades são previstas na etapa de Elaboração do Plano de Intervenção:

- ✓ seleção das medidas de intervenção a serem implementadas;
- ✓ definição do quinto modelo conceitual da área (MCA 5);
- ✓ proposição de nova classificação da área em avaliação (Classificação 6);
- ✓ identificação dos responsáveis legais e solidários;
- ✓ elaboração do cronograma do plano de intervenção.

Quando o plano de intervenção contemplar a reutilização da área, este será denominado Plano de Intervenção para Reutilização, e precisará incluir, nas atividades programadas, a avaliação e o gerenciamento das interferências provocadas pela execução de obras para construção de novas edificações, reformas ou demolições, sobre os caminhos de exposição atuais ou futuros identificados no quarto modelo conceitual da área (MCA 4).

A etapa de Elaboração do Plano de Intervenção prevê a realização das seguintes subetapas: Seleção das Medidas de Intervenção (descrita na **Seção 9.2**); e Elaboração do Quinto Modelo Conceitual e Classificação 6 (descrita na **Seção 9.3**).

A **Figura 9.1-1** ilustra o fluxograma da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção.

A interpretação das informações geradas serão a base para a elaboração do quinto modelo conceitual da área (MCA 5) e a atualização da classificação da área (Classificação 6).

As ACRi resultantes da Classificação 6 se mantêm na Relação de Área Contaminada com Risco Confirmado, a serem armazenadas no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

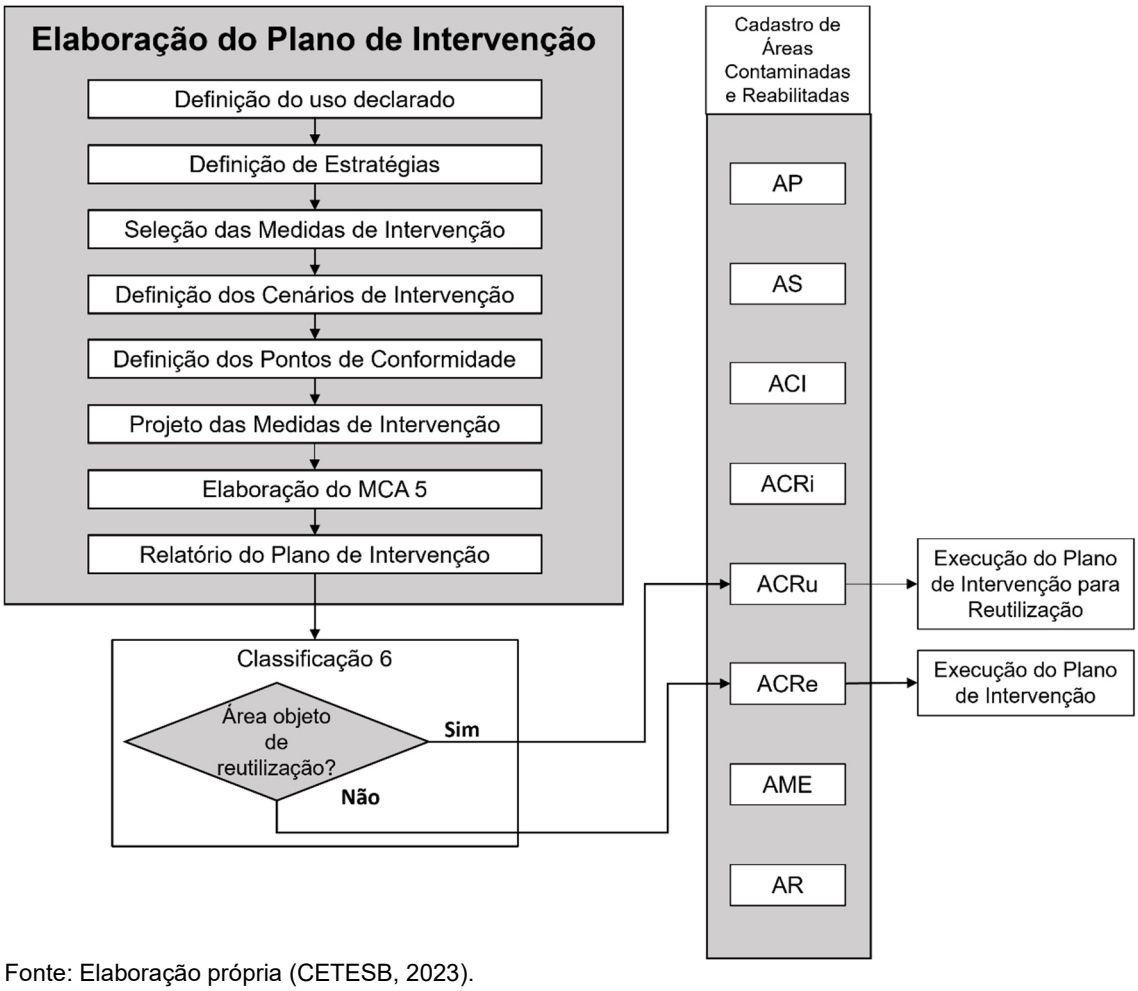
No caso das áreas objeto de reutilização, após a aprovação pela CETESB do Parecer Técnico sobre o Plano de Intervenção para Reutilização, a área receberá a classificação como Área Contaminada em Processo de Reutilização (ACRu) e passará a integrar a Relação de Áreas Contaminadas em Processo de Reutilização.

As informações e interpretação dos resultados obtidos durante a realização da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção, bem como o MCA 5, são consubstanciados e apresentados em um documento denominado Plano de Intervenção, de acordo com o especificado na **Seção 9.4**.

Os responsáveis legais pelas ACRi ou ACRu prosseguem para a implementação do plano de intervenção, aprovado pelo Órgão Ambiental Gerenciador, por meio da realização da etapa seguinte, denominada Execução do Plano de Intervenção.

No **Capítulo 15**, são apresentadas descrições detalhadas das medidas de intervenção utilizadas para elaborar o Plano de Intervenção.

**Figura 9.1-1: Fluxograma da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023).

# Seção 9.2: Seleção das Medidas de Intervenção

**Sumário**

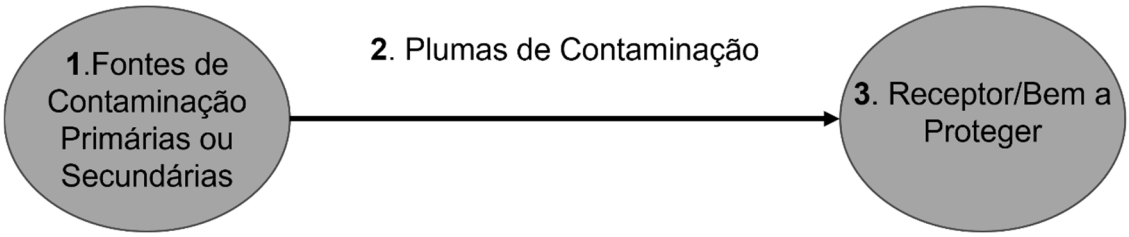
**1. Introdução ..... 1**
**2. Seleção das medidas de intervenção ..... 3**
2.1. Definição do uso declarado ..... 3
2.2. Definição das estratégias ..... 4
2.3. Seleção das medidas de intervenção aplicáveis ..... 5
**3. Seleção das técnicas ..... 6**
3.1. Metas de remediação das MRTs ou MRCs ..... 7
3.2. CMAs definidas para as MCEs e MCIs ..... 8
3.3. Sustentabilidade da técnica ..... 8
3.4. A disponibilidade da técnica ..... 8
3.5. A sua aplicabilidade ..... 9
3.6. O histórico de utilização da técnica ..... 10
3.7. O prazo disponível para reabilitação da área em avaliação ..... 10
3.8. A necessidade de investigações complementares ..... 10
3.9. Diretrizes legais ..... 11
**4. Definição dos cenários de intervenção ..... 11**
4.1. Seleção do cenário de intervenção ..... 11
**5. Definição dos pontos de conformidade ..... 12**
**6. Projeto executivo das medidas de intervenção ..... 13**
**Referências ..... 13**

## 1. Introdução

As medidas de intervenção consistem em ações destinadas reduzir os riscos e danos aos bens a proteger em uma Área Contaminada (AC), por meio da atuação sobre os componentes do risco, ou seja, sobre as fontes de contaminação primárias ou secundárias ativas, as plumas de contaminação e os receptores/bens a proteger, buscando viabilizar o seu uso seguro.

Os componentes do risco estão ilustrados na **Figura 9.2-1**:

**Figura 9.2-1: Componentes do risco ou danos**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

Os tipos de medidas de intervenção que podem ser consideradas na elaboração de um plano de intervenção são os seguintes:

- ✓ **Medida de remediação por tratamento (MRT)**: envolve a aplicação de técnicas de remediação que propiciam a redução das concentrações (ou da massa) das SQIs até o atingimento das metas de remediação.

- ✓ **Medida de remediação por contenção (MRC)**: envolve a aplicação de técnicas de remediação que propiciam a contenção ou o isolamento dos contaminantes existentes nas fontes de contaminação primárias, no centro de massa da contaminação, nas fontes de contaminação secundárias ou nas plumas de contaminação.
- ✓ **Medida de controle de engenharia (MCE)**: envolve a aplicação de técnicas de controle de engenharia em pontos específicos dos caminhos de exposição, que propiciam a utilização de componentes das obras civis como dispositivo para evitar a exposição real dos bens a proteger às SQIs.
- ✓ **Medida de controle institucional (MCI)**: envolve a aplicação de técnicas de controle institucional que estabelecem proteções ou restrições ao receptor/bem a proteger, que podem ser restrições de uso de recursos ambientais, edificações, utilidades etc., com o objetivo de evitar a exposição real dos bens a proteger às SQIs.

Cada medida de intervenção é efetivamente aplicada por meio de uma ou mais técnicas ou controles, podendo-se citar os seguintes exemplos (**Quadro 9.1-1**):

**Quadro 9.1-1 – Tipos de Medidas de Intervenção**

| Medida de Intervenção | Técnicas ou Controles |
|---|---|
| Medida de Remediação por Tratamento – MRT (Descontaminação) | Remediação termal, bombeamento e tratamento, extração de vapores do solo. |
| Medida de Remediação por Contenção – MRC (Contenção, isolamento.) | Solidificação, encapsulamento, barreira hidráulica, isolamento geotécnico. |
| Medida de Controle de Engenharia – MCE (Interrupção de caminhos de exposição) | Edificações em pilotis, garagem em sobressolo, construção de piso sobre solo contaminado, colchões drenantes abaixo de edificações. |
| Medida de Controle Institucional – MCI (Proteção, restrição) | Restrição de acesso, restrição de uso da água subterrânea, restrição de construção de espaços confinados. |

Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

Mais detalhes sobre as técnicas de remediação, de controle de engenharia e de controle institucional, ou outros associados às medidas de intervenção, podem ser consultados no **Capítulo 15**.

O processo de seleção das medidas de intervenção tem como base as informações do quarto modelo conceitual da área (MCA 4), elaborado na etapa de Avaliação de Risco.

Quando houver incertezas sobre a acurácia e completude das informações do MCA 4, podem ser previstas investigações complementares na etapa de Elaboração do Plano de Intervenção, visando reduzi-las e, consequentemente, auxiliar na melhor definição das medidas de intervenção.

O item 2 desta seção apresenta os procedimentos para a seleção das medidas de intervenção, e o item 3 apresenta as técnicas de remediação e de controle de engenharia e controle institucional.

## 2. Seleção das medidas de intervenção

O procedimento para a seleção das medidas de intervenção consiste nas seguintes ações:

- ✓ Definição do uso declarado.
- ✓ Definição das estratégias.
- ✓ Seleção das medidas de intervenção aplicáveis.

### 2.1. Definição do uso declarado

Na definição das medidas de intervenção, é considerado, obrigatoriamente, o uso dado à área, denominado "uso declarado", que será aquele registrado no Termo de Reabilitação para o Uso Declarado após a classificação da área como Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR).

O uso declarado é definido com certo grau de liberdade pelo responsável legal, em função dos seus interesses, mas, para tanto, precisa seguir a legislação de uso e ocupação do solo vigente, assim como a situação de contaminação em que a área se encontra.

Para caracterizar o uso declarado, são estabelecidos o tipo de uso, a forma de uso e as condições de uso da área em avaliação e de sua vizinhança.

O tipo de uso define a atividade desenvolvida ou a ser desenvolvida na área em avaliação.

A forma de uso detalha as características da atividade desenvolvida ou a ser desenvolvida.

As condições de uso indicam as características básicas das edificações ou utilidades implantadas ou a serem implantadas na área em avaliação.

A seguir, são apresentados alguns exemplos:

- ✓ Tipo de uso: residencial, comercial, industrial, parque, reserva legal, praça.
- ✓ Forma de uso: comércio varejista de combustíveis, indústria metalúrgica, condomínio de prédios residenciais, casa unifamiliar, parque urbano.
- ✓ Condições de uso: galpão industrial, casa térrea, edificação em pilotis, edifício residencial com garagem em subsolo (ou em sobressolo), parque elevado, praça contemplativa.

Quando os riscos inaceitáveis ou danos extrapolam os limites da área em avaliação, é necessário considerar o uso da vizinhança no processo de seleção das medidas de intervenção, no caso, os usos existentes ou os usos mais restritivos estabelecidos na legislação de uso e ocupação do solo. Nessa situação, destaca-se que a área em avaliação somente será classificada como AR quando o uso declarado estiver garantido de forma segura e sustentável, tanto dentro dos seus limites quanto na vizinhança.

A definição do uso declarado tem influência significativa na escolha das medidas de intervenção, uma vez que essa informação permite estabelecer os caminhos de exposição a serem considerados no plano de intervenção.

O uso futuro – principalmente o seu tipo e forma de uso –, precisa ser vislumbrado desde a etapa anterior de Avaliação de Risco, pois são informações necessárias para se calcular as concentrações máximas aceitáveis (CMA). Posteriormente, na etapa de Elaboração do Plano de Intervenção, mais detalhes sobre o uso futuro podem ser definidos – como as condições de uso –, para que seja possível propor medidas de intervenção adequadas.

### 2.2. Definição das estratégias

As estratégias do plano de intervenção indicam as diferentes maneiras pelas quais se buscará atingir o uso seguro e sustentável na área em avaliação e na vizinhança, podendo ser propostas as seguintes, considerando os componentes do risco e dos danos:

- ✓ Fontes de contaminação primárias ou secundárias:
  - o isolar as fontes de contaminação;
  - o reduzir as concentrações das SQIs nas fontes de contaminação;
  - o remover as fontes de contaminação.
- ✓ Plumas de contaminação:
  - o reduzir as concentrações das SQIs nas plumas de contaminação;
  - o remover as plumas de contaminação;
  - o barrar a propagação das plumas de contaminação;
  - o reduzir as dimensões das plumas de contaminação.
- ✓ Receptores/bens a proteger:
  - o isolar os receptores expostos ou potencialmente expostos;
  - o remover os receptores expostos ou potencialmente expostos;

Nos casos com múltiplas SQIs, também podem ser definidas estratégias para o centro de massa da contaminação (que pode se comportar como fonte de contaminação secundária ou pluma de contaminação):

- o isolar o centro de massa da contaminação;
- o reduzir as concentrações das SQIs no centro de massa da contaminação;
- o remover o centro de massa da contaminação;
- o barrar a propagação do centro de massa da contaminação;
- o reduzir as dimensões do centro de massa da contaminação.

Na maioria das ACs, o plano de intervenção precisa combinar mais de uma estratégia para possibilitar o uso seguro e sustentável.

Por exemplo, em casos com a possibilidade de ocorrência de exposição real às SQIs por inalação de vapores em ambientes fechados, pode-se retirar o receptor humano da área em avaliação por meio da aplicação de uma MCI durante o período de aplicação de uma MRT, visando reduzir as concentrações até os níveis aceitáveis e viabilizar, futuramente, o retorno dos receptores.

Uma estratégia para gerenciar os danos em um aquífero utilizado para abastecimento público de água consiste na eliminação de uma pluma de contaminação dissolvida ou na redução das suas dimensões por meio da aplicação de uma MRT. Dependendo da situação, adicionalmente à MRT, pode-se impor uma MCI de restrição de uso da água subterrânea temporária em um determinado volume do aquífero, visando eliminar a possibilidade de exposição real dos receptores humanos.

## 2.3. Seleção das medidas de intervenção aplicáveis

A seleção das medidas de intervenção está diretamente relacionada com a definição das estratégias. Para as estratégias que atuam sobre a fonte de contaminação primária ou secundária ou sobre as plumas de contaminação, utiliza-se, geralmente, as MRT, MRC ou MCE. Já para as estratégias que atuam nas vias de exposição de receptores ou bens a proteger, utiliza-se MCIs.

A seguir, são apresentadas orientações gerais para auxiliar a escolha dos tipos de medidas de intervenção, considerando as possíveis estratégias de um plano de intervenção (**Quadro 9.2-1**):

**Quadro 9.2-1 – Estratégias e medidas de intervenção aplicáveis**

| Estratégia | Medidas de intervenção aplicáveis |
|---|---|
| Eliminação da fonte de contaminação primária | MRT |
| Contenção da fonte de contaminação primária | MRC ou MCE |
| Redução da concentração da SQI na fonte de contaminação primária | MRT |
| Eliminação da fonte de contaminação secundária | MRT |
| Contenção da fonte de contaminação secundária | MRC ou MCE |
| Redução da concentração da SQI na fonte de contaminação secundária | MRT |
| Eliminar o centro de massa da contaminação | MRT |
| Reduzir as dimensões do centro de massa da contaminação | MRT |
| Conter o centro de massa da contaminação | MRC ou MCE |
| Reduzir a concentração da SQI no centro de massa da contaminação | MRT |
| Eliminar as plumas de contaminação | MRT |
| Reduzir as dimensões da pluma de contaminação | MRT |
| Conter as plumas de contaminação | MRC ou MCE |
| Reduzir a concentração da SQI na pluma de contaminação | MRT |
| Remover o receptor/bem a proteger | MCI |
| Isolar o receptor/bem a proteger | MRT, MRC, MCE ou MCI |

Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)
Notas:
MRT – Medida de Remediação por Tratamento
MRC – Medida de Remediação por Contenção
MCI – Medida de Controle Institucional
MCE – Medida de Controle de Engenharia

Durante a elaboração do plano de intervenção, mais de uma estratégia e diferentes combinações de medidas de intervenção podem ser vislumbradas para o mesmo caso. A definição de uma solução em detrimento de outras opções, dependerá de diversos fatores, mas principalmente das vantagens e desvantagens das técnicas de remediação, e das técnicas de controle de engenharia e institucional, além de diretrizes legais, que podem exigir uma avaliação de sustentabilidade ou da capacidade da técnica em promover a redução de massa da contaminação.

## 3. Seleção das técnicas

As técnicas associadas às medidas de intervenção podem ser divididas nos seguintes tipos:

- ✓ técnicas de remediação por tratamento;
- ✓ técnicas de remediação por contenção;
- ✓ técnicas de controle de engenharia;
- ✓ técnicas de controle institucional.

As técnicas de remediação por tratamento, constituintes das MRTs, são aquelas que promovem a redução das concentrações ou a massa das SQIs até o atingimento das metas de remediação. São exemplos de técnicas de remediação por tratamento a oxidação química “in situ”, a biorremediação, a extração de vapores contaminados do solo, a dessorção térmica e a remoção por escavação e destinação de material contaminado (solo, rochas, sedimentos ou material antrópico).

As técnicas de remediação por contenção, constituintes das MRCs, são aquelas que promovem a contenção ou isolamento da SQI no compartimento do meio ambiente em que se propaga. Como exemplos de técnicas de remediação por contenção, podem ser citadas a solidificação/estabilização, a construção de barreiras verticais subterrâneas (paredes) e a cobertura geotécnica.

As técnicas de controle de engenharia, constituintes das MCEs, são aquelas que se valem das obras previstas pela construção civil, como pisos, paredes, lajes, drenos ou fundações, com o objetivo de interromper o caminho de exposição de uma SQI em um determinado compartimento do meio ambiente, além de cumprir com suas funções intrínsecas como parte das edificações ou utilidades. Um exemplo dessa técnica é a construção de um piso para evitar o contato dérmico dos receptores humanos com o solo contaminado, além de ter suas funções normais como parte da edificação. Outro exemplo, é a construção do edifício em pilotis, com o objetivo de evitar a intrusão de gases ou vapores em ambientes fechados, ao mesmo tempo que promove a circulação de pessoas ou serve como estacionamento de veículos.

As técnicas de controle institucional, constituintes das MCIs, são proteções, restrições ou condições diferenciadas de uso de edificações, utilidades ou dos recursos naturais ou ambientais, estabelecidas institucionalmente por um órgão competente, com o objetivo de evitar a exposição real do bem a proteger a uma determinada SQI. Como exemplo, pode-se citar o estabelecimento de restrição de uso das águas subterrâneas, o controle de acesso de pessoas a um determinado local ou a proibição de plantio de árvores frutíferas ou horta.

Para a escolha das técnicas, os seguintes aspectos são considerados:

- ✓ as metas de remediação das MRTs ou MRCs;
- ✓ as CMAs definidas para as MCEs e MCIs;
- ✓ a sustentabilidade da técnica;
- ✓ a disponibilidade da técnica;
- ✓ a aplicabilidade da técnica;

- ✓ o histórico de utilização da técnica para casos similares;
- ✓ o prazo disponível para reabilitação da área contaminada;
- ✓ a necessidade de investigações complementares para implementação da técnica;
- ✓ as diretrizes legais existentes.

No processo de escolha, a comparação entre diferentes técnicas, considerando os aspectos listados, é essencial de ser realizada pelo responsável técnico, pois a solução definida poderá ser justificada tanto ao responsável legal quanto ao Órgão Ambiental Gerenciador.

### 3.1. Metas de remediação das MRTs ou MRCs

As metas de remediação a serem atingidas são fatores importantes para a escolha das técnicas de remediação que envolvem tratamento ou contenção.

Atingir a meta de remediação significa reduzir as concentrações da SQI abaixo da CMA em função da ação do sistema de remediação em operação, com a manutenção dessa situação mesmo após o seu desligamento. Em algumas situações, após o desligamento do sistema de remediação, podem ocorrer efeitos de rebote devido a contaminação remanescente em zonas de armazenamento, o que faz com que as concentrações fiquem desconformes em relação à CMA, indicando a necessidade do retorno da operação do sistema de remediação ou a sua revisão.

Ao considerar essa questão, pode-se propor a aplicação de uma técnica de remediação com baixa ocorrência de efeito rebote, ou combinar técnicas de remediação, como: utilizar uma técnica de remediação para remover a maior parte da contaminação em fase livre, retida e dissolvida em zonas de transporte ou no centro de massa da contaminação e, em seguida, implantar outra técnica – como a oxidação/redução química ou atenuação natural monitorada –, com o objetivo de atingir concentrações consistentemente abaixo das CMAs em um espaço de tempo mais prolongado.

A previsão da eficiência e eficácia de uma técnica de remediação, principalmente aquelas com tratamento "*in situ*", é uma tarefa complexa, em função das heterogeneidades dos compartimentos do meio ambiente e características das SQIs, sendo possível, muitas vezes, verificar o cumprimento aos objetivos do plano de intervenção somente após o início da operação do sistema de remediação e da análise da eficiência e eficácia. Por conta disso, é importante que o plano de intervenção preveja desconformidades que possam ocorrer e a possibilidade de alteração das técnicas de remediação, caso as escolhidas se mostrem ineficientes ou ineficazes.

Haverá necessidade de continuidade da aplicação das técnicas das MRTs ou MRCs enquanto as concentrações das SQIs ou outros indicadores estiverem acima das metas de remediação estabelecidas.

Via de regra, o atingimento das metas de remediação ocorre antes da área em avaliação ser classificada como AR. Entretanto, em algumas situações específicas, quando há necessidade de manutenção de uma MRC ou MRT por tempo indeterminado – por exemplo, um confinamento geotécnico de uma área de disposição de resíduos ou um sistema de extração de vapores ativo –, essas medidas poderão ser mantidas mesmo após a área em avaliação ter sido classificada como AR.

### 3.2. CMAs definidas para as MCEs e MCIs

As técnicas relacionadas às medidas de intervenção de controle, que não envolvem remediação por tratamento ou contenção, podem ser implantadas imediatamente, como as MCIs, ou em um curto intervalo de tempo, necessário para finalização de obras civis e de manutenção, como as MCEs.

Tão logo estão implantadas, é possível avaliar a eficiência da técnica em reduzir ou eliminar os riscos inaceitáveis aos receptores ou bens a proteger.

Apesar de haver maior previsibilidade de eficiência na aplicação das técnicas relacionadas às MCIs e MCEs, para algumas delas é preciso um tempo de monitoramento, como quando é proposto um sistema de exaustão passiva de gases abaixo de pisos de uma edificação.

Haverá necessidade de continuidade na aplicação das técnicas das MCEs e MCIs enquanto as concentrações das SQIs ou outros indicadores estiverem acima das CMAs. Em algumas situações, essas também poderão ser mantidas mesmo após a área em avaliação ter sido classificada como AR.

### 3.3. Sustentabilidade da técnica

No processo de seleção das técnicas das medidas de intervenção, é necessário que sejam considerados, em pé de igualdade, os aspectos econômicos, ambientais e sociais, buscando promover a sustentabilidade do plano de intervenção.

Para isso, uma visão abrangente, que muitas vezes extrapola os limites da própria AC, precisa ser colocada sobre o projeto como um todo. O processo decisório com bases sustentáveis prioriza técnicas que reduzam a geração de resíduos sólidos, efluentes líquidos ou emissão de gases/vapores, que evitem a destinação de solos, sedimentos, rochas ou materiais antrópicos, contaminados ou não, para aterros, e que promova a reutilização desses materiais dentro ou fora da área em avaliação.

Obrigatoriamente, é necessário que se avalie as fontes de energia das técnicas e as possíveis emissões, priorizando aquelas que tenham uma menor contribuição para as mudanças climáticas. Nesse sentido, a geração de resíduos, efluentes e gases/vapores, que resulta, por exemplo, na necessidade de transporte, tratamento ou destinação adequada ("*on site*" ou "*off site*"), são fatores determinantes na escolha das técnicas das medidas de intervenção.

Do ponto de vista social, é importante que as técnicas proporcionem a reutilização da área em avaliação, o que pode representar melhorias na geração de empregos, além de contribuir com a revitalização atual ou futura da região.

### 3.4. A disponibilidade da técnica

A disponibilidade da técnica se relaciona diretamente com o desenvolvimento e aplicação tecnológicos, que podem ser fomentados pela iniciativa privada, universidades ou uma parceria entre ambas.

Algumas técnicas inovadoras e, por isso, pouco disponíveis, podem ter um custo e incertezas sobre a sua aplicabilidade elevados, o que reduz a possibilidade do seu uso. Outras técnicas convencionais, amplamente disponíveis e desenvolvidas, podem se tornar viáveis economicamente em diversos cenários e disseminadas como uma boa solução.

O uso de técnicas com alta disponibilidade é favorecido em áreas com riscos elevados, que demandam ações rápidas, confiáveis e em curto intervalo de tempo.

Em áreas contaminadas com riscos momentaneamente controlados, em que há tempo para um estudo e gerenciamento de longo prazo, o uso de técnicas inovadoras em parceria com instituições de pesquisa pode ser favorecido.

No plano de intervenção, a disponibilidade da técnica proposta se ajusta entre recursos financeiros, tecnológicos e a urgência no controle de riscos e danos, para que seja bem justificada e acordada com o Órgão Ambiental Gerenciador.

### 3.5. A sua aplicabilidade

Em termos práticos, a aplicabilidade das técnicas consiste na capacidade em atuar efetivamente no gerenciamento dos riscos e danos identificados, e na possibilidade de ser instalada adequadamente.

A aplicabilidade das técnicas, principalmente as de remediação, é influenciada pelas características das SQIs, condições do meio físico subterrâneo (em termos de geologia, hidrogeologia, geoquímica) e pela condição de uso da área (presença de edificações ou utilidades).

De maneira geral, os resultados da etapa de Investigação Detalhada permitem selecionar um grupo de técnicas com potencial para serem aplicadas em uma determinada área. No entanto, essa avaliação pode não ser suficiente e demandar a execução de testes em escala piloto, para verificar a aplicabilidade da técnica ou a comparação entre técnicas.

Por exemplo, quando se pretende aplicar uma técnica de remediação em uma área ocupada por edificações residenciais, comerciais ou industriais com utilidades subterrâneas, a aplicabilidade pode ser comprometida devido aos riscos tecnológicos; riscos aos trabalhadores envolvidos ou não com a remediação; riscos aos moradores; impossibilidade de acesso; ou prejuízo às atividades desenvolvidas, como os processos produtivos de uma indústria, que não podem ser paralisados. Algumas atividades industriais requerem ausência de poeira no processo produtivo, o que pode inviabilizar o uso de técnicas de remediação que necessitem a quebra ou perfuração de pisos, paredes, lajes ou movimentação de terra para sua implementação.

Áreas onde as atividades foram desativadas favorecem a aplicação de determinadas técnicas de remediação, uma vez que, nessa situação, é possível demolir edificações ou remover utilidades, proporcionando acesso aos melhores locais para a implementação dos equipamentos de remediação e monitoramento. Ações de aquecimento do meio subterrâneo ou injeção de remediadores, bem como a implantação da rede de monitoramento da eficiência e eficácia, também são facilitadas nessa condição. por não haver risco de interferência em utilidades subterrâneas ativas nem de expor os trabalhadores ou moradores a perigos.

As técnicas de controle institucional são aplicáveis em locais nos quais o responsável legal possa exercer o controle de uso requerido pela MCI. Nesse sentido, não é aplicável, por exemplo, estabelecer como solução definitiva uma MCI de restrição à construção de espaços confinados em propriedades privadas externas à área em avaliação, onde o responsável legal não possui controle.

Para as técnicas de controle de engenharia, a aplicabilidade pode ser analisada em termos de vida útil da medida proposta, com relação ao tempo de permanência e possibilidade de movimentação das SQIs em direção ao receptor/bem a proteger. Não é aplicável, por exemplo, considerar a construção de um piso comum para impedir a migração de vapores acumulados no ar do solo para ambientes fechados, pois com o tempo rachaduras e caminhos preferenciais podem surgir, possibilitando a intrusão de vapores.

### 3.6. O histórico de utilização da técnica

No processo de seleção das técnicas das medidas de intervenção, a contribuição de profissionais com experiência em implantar determinadas técnicas para casos similares é favorecia em relação à utilização de tabelas e roteiros teóricos de consulta.

O uso de matrizes, tabelas ou roteiros teóricos pode servir inicialmente para a exclusão de técnicas, evidentemente, não aplicáveis à área. Porém, a decisão adequada sobre a utilização de uma determinada técnica, em detrimento de outra, é tomada com base no conhecimento do responsável técnico e sua equipe, envolvido com a investigação da área, por conhecerem detalhes do modelo conceitual, juntamente com profissionais experientes em utilizar as técnicas em avaliação para casos similares.

### 3.7. O prazo disponível para reabilitação da área em avaliação

O prazo disponível para atingir a reabilitação da área pode influenciar significativamente na escolha das técnicas de remediação e de controle.

Prazos curtos implicam a escolha de técnicas constituintes de alta disponibilidade e efetividade, implementadas rapidamente. Por exemplo, a escolha de uma técnica de remediação por remoção de solo contaminado, com destinação “ex situ”, em vez de uma técnica de remediação por tratamento “in situ”, pode permitir um prazo menor para atingir as metas de remediação.

As técnicas constituintes das medidas de intervenção são agrupadas em função da duração esperada de sua implementação, visando embasar a elaboração do cronograma do plano de intervenção, a saber:

- Técnicas constituintes de curto prazo: desenvolvidas com duração de dias a 12 meses;
- Técnicas constituintes de médio prazo: desenvolvidas com duração de 1 a 5 anos;
- Técnicas constituintes de longo prazo: desenvolvidas com duração de 5 anos ou mais.

### 3.8. A necessidade de investigações complementares

Quando as informações do MCA 4 se mostram insuficientes para a escolha das técnicas das medidas de intervenção, ou mesmo para projetá-las, investigações adicionais ou complementares são conduzidas nos locais com lacunas de dados, visando eliminar ou reduzir as incertezas persistentes.

Se necessário, podem ser realizadas investigações complementares, visando embasar a escolha das técnicas a serem implementadas, assim como, fundamentar a elaboração do seu projeto executivo. Essas investigações são necessárias principalmente quando se utilizam técnicas de remediação, por isso são chamadas de investigação para remediação. No entanto, podem ser necessárias também para a seleção de técnicas de controle das MCIs e MCEs.

Essas investigações podem incluir, por exemplo, o detalhamento da delimitação das plumas de contaminação para projetar uma MRT, MRC, MCE ou MCI, assim como ensaios para verificar a degradação das SQIs ou testes-piloto para comparação entre diferentes técnicas de remediação.

A necessidade de investigações complementares, além daquelas realizadas durante as etapas do Processo de Identificação de Áreas Contaminadas, é um fator importante a ser considerado na seleção das técnicas. Em algumas situações, essa necessidade pode inviabilizar a escolha de uma determinada técnica potencial, considerando, aspectos econômicos ou os prazos para atingimento das metas de remediação.

### 3.9. Diretrizes legais

No estado de São Paulo, o Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013) estabelece algumas diretrizes que influenciam no processo de seleção das medidas de intervenção.

No decreto, pode-se citar o artigo 71, que dá prioridade a técnicas consideradas sustentáveis nos casos em que são utilizados recursos do FEPRAC para a remediação de uma área contaminada.

No artigo 44, que estabelece o conteúdo de um plano de intervenção, estão incluídas diretrizes para a seleção das medidas, dentre as quais podem ser destacadas a utilização de medidas de intervenção consideradas técnica e economicamente viáveis e as consequências de sua aplicação.

Sendo assim, é necessário que a seleção das medidas de intervenção leve em consideração os aspectos legais existentes, e não somente os interesses do responsável legal, para se definir o cenário de intervenção a ser encaminhado para o Órgão Ambiental Gerenciador.

## 4. Definição dos cenários de intervenção

As medidas de intervenção e suas técnicas podem ser aplicadas em conjunto ou isoladamente para gerenciar os riscos ou danos em uma área contaminada. A esse arranjo, denomina-se cenário de intervenção.

Mais de um cenário de intervenção pode ser elaborado para uma determinada AC, a partir dos arranjos das diferentes medidas de intervenção e técnicas aplicáveis que foram selecionadas.

Quanto maior a quantidade de fontes de contaminação, número de SQIs, receptores ou bens a proteger envolvidos, maior é a possibilidade de elaboração de diferentes cenários de intervenção.

Os cenários de intervenção são representados espacialmente no Mapa de Intervenção, de uma maneira que seja possível visualizar o volume de influência de cada técnica constituinte das medidas de intervenção propostas.

### 4.1. Seleção do cenário de intervenção

Definidos os cenários de intervenção possíveis para a área contaminada, incluindo as medidas de intervenção e suas respectivas técnicas, o processo segue para uma

tomada de decisão, com a seleção daqueles que irão compor o Plano de Intervenção e prosseguir para a definição dos pontos de conformidade e projeto executivo.

Para esse processo ser bem-sucedido, é necessário que participem das discussões os interessados envolvidos, incluindo os responsáveis legais, o responsável técnico pelas investigações e elaboração do plano de intervenção, e especialistas nas técnicas propostas.
Os diferentes cenários de intervenção serão avaliados sob os aspectos de uso declarado, estratégias estabelecidas, medidas de intervenção e técnicas constituintes, juntamente com os seguintes quesitos (adaptado de Held; Gerschütz, 2021):

- ✓ aplicabilidade das técnicas constituintes;
- ✓ viabilidade das técnicas;
- ✓ tempo requerido de cada medida de intervenção;
- ✓ probabilidade de atingimento das metas de remediação ou CMAs definidas para as MCIs ou MCEs ;
- ✓ relação entre custo e eficiência;
- ✓ impactos na vizinhança e nos trabalhadores da área em avaliação;
- ✓ impactos no meio ambiente;
- ✓ necessidade de autorizações;
- ✓ geração, recuperação e disposição de resíduos, emissão de efluentes e gases/vapores;
- ✓ questões de saúde e segurança;
- ✓ possibilidades de monitoramento da eficiência e eficácia;
- ✓ possibilidade de otimização no caso de resultados insatisfatórios;
- ✓ necessidade de acompanhamento;
- ✓ incertezas.

Ao final do processo de tomada de decisão, um ou mais, dos cenários de intervenção pode se destacar e se mostrar favorecido para a situação existente, tornando-se a escolha final para o plano de intervenção.

A maneira como cada quesito é incorporado e considerado na seleção dos cenários de intervenção faz parte da expertise do responsável técnico e sua equipe, e das contribuições do responsável legal, sendo de extrema importância descrevê-la com clareza no Plano de Intervenção, para que o Órgão Ambiental Gerenciador possa validar o processo de escolha dos cenários de intervenção e, consequentemente, o plano de intervenção.

### 5. Definição dos pontos de conformidade

Os pontos de conformidade são pontos, áreas ou volumes dos compartimentos do meio ambiente, definidos no plano de intervenção, em que será verificado o atingimento das metas de remediação e/ou a manutenção da aplicação das medidas de intervenção.

Para cada técnica prevista no cenário de intervenção, sejam elas relacionadas às MRT, MRC, MCI ou MCE, são estabelecidos pelo responsável técnico os respectivos pontos

de conformidade. Nesses pontos, que podem ser também áreas ou volumes, o plano de intervenção tem de especificar o tipo e frequência de monitoramento da eficiência e eficácia a ser realizado, e quais resultados indicam o atingimento dos objetivos definidos da aplicação da medida de intervenção, ou seja, as metas de remediação ou as CMAs definidas para as MCIs ou MCEs.

A utilização dos pontos de conformidade torna o monitoramento da eficiência e eficácia das técnicas de remediação e o monitoramento para encerramento, uma atividade compreensível e simplificada, permitindo melhor avaliar a manutenção ou encerramento das medidas de intervenção.

### 6. Projeto executivo das medidas de intervenção

No plano de intervenção, por ser uma etapa de planejamento, requer ao menos a inclusão do projeto básico das medidas de intervenção, contendo o seguinte:

- ✓ fluxograma do processo e das operações unitárias;
- ✓ equipamentos a serem utilizados e seus controles;
- ✓ volume de influência das técnicas constituintes;
    - ✓ pontos de conformidade, com as metas de remediação para as MRTs ou MRCs e as CMAs definidas para as MCEs ou MCIs;
- ✓ plantas com o posicionamento dos equipamentos, tubulações e controles;
- ✓ formas utilizadas para avaliar a eficiência e eficácia das técnicas;
- ✓ parâmetros operacionais a serem monitorados e indicadores do funcionamento adequado das técnicas;
- ✓ o cronograma de implantação, operação e monitoramento da eficiência e eficácia.

No decorrer das ações planejadas de dimensionamento, que podem envolver testes de bancada ou piloto, o responsável legal evolui para elaborar o projeto executivo das medidas de intervenção.

Caso já esteja disponível em mais detalhes nessa etapa, o projeto executivo pode ser apresentado já no Plano de Intervenção.

### Referências

HELD, T.; GERSCHÜTZ, S. **Management of contaminated sites of the petrochemical industry:** manual. Dessau-Rosslau: German Environment Agency, 2021. 125 p.Disponível em: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/manual_management_of_contaminated_sites_of_the_petrochemical_industry_v2.pdf. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Retificação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder

Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no DOE, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/170437. Acesso em: maio 2025.

# Seção 9.3: Elaboração do Quinto Modelo Conceitual e Classificação 6

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Estrutura do MCA 5 ..... 1**
2.1. Plantas georreferenciadas ..... 2
2.2. Representações tridimensionais ..... 2
2.3. Tabela resumo ..... 2
2.4. Texto explicativo ..... 3
**3. Classificação 6 ..... 3**

## 1. Introdução

O quinto modelo conceitual da área (MCA 5) é uma atualização do quarto modelo conceitual da área (MCA 4), realizada com base na interpretação dos resultados da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção.

Sua concepção busca representar, de maneira visual e textual, as medidas de intervenção e técnicas definidas na etapa de Elaboração do Plano de Intervenção.

A elaboração do MCA 5 é feita por meio da atualização das plantas, texto explicativo e tabela, geradas durante a execução das etapas do Processo de Identificação de Áreas Contaminadas (MCA 1 a MCA 4).

Os resultados da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção, além de embasar a construção do MCA 5, são utilizados para a realização da Classificação 6 pelo Órgão Ambiental Gerenciador, que pode manter a classificação da área em avalição como Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRi) ou classificá-la como Área em Processo de Reutilização (ACRu).

Nesta seção, são apresentadas, no item 2, as diretrizes para a construção do MCA 5 e, no item 3, as diretrizes para a classificação da área em avaliação durante a etapa de Elaboração do Plano de Intervenção.

Uma conceituação geral sobre essa ferramenta importante do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, que é o Modelo Conceitual da Área, pode ser consultada no item 5 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Estrutura do MCA 5

O MCA 5 se organiza por medida de intervenção, formando uma estrutura que contém:

- ✓ plantas georreferenciadas com a representação da área;
- ✓ representações tridimensionais das medidas de intervenção e técnicas selecionadas;
- ✓ fluxograma de exposição;
- ✓ tabela com resumo das informações;

- ✓ texto explicativo com integração e interpretação das informações sobre as medidas de intervenção e técnicas selecionadas.

### 2.1. Plantas georreferenciadas

A representação espacial da área em avaliação é feita a partir da consolidação das plantas elaboradas nos MCAs das etapas anteriores de Avaliação Preliminar, Investigação Confirmatória, Investigação Detalhada e Avaliação de Risco, acompanhada de legenda que descreva as características dessas plantas:

- ✓ **Planta da área com proposta de classificação como ACRi ou ACRu** – planta contendo o polígono que representa os limites (perímetro) da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas avaliada (atual e pretéritas), delineado com base na(s) matrícula(s) do imóvel(is), ao qual se propõe aplicar a classificação como ACRi ou ACRu. Na sua legenda são inseridas informações sobre o CNAE da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas, sua razão social, o número da matrícula do imóvel, as coordenadas do centro da área, dimensões e pontos de acesso.

- ✓ **Planta multitemporal das áreas fonte** – planta contendo as áreas fonte levantadas na etapa de Avaliação Preliminar, e outras novas eventualmente identificadas nas etapas subsequentes de Investigação Confirmatória, Investigação Detalhada, Avaliação de Risco e Elaboração do Plano de Intervenção.

### 2.2. Representações tridimensionais

- ✓ **Representação tridimensional das medidas de intervenção (Mapa de Intervenção)** – plantas e seções verticais longitudinais e transversais, ou outra maneira de representação tridimensional, contendo:

    - o os volumes de influência das medidas de intervenção;
    - o a localização dos pontos de conformidade;
    - o a situação atual e a situação a ser atingida nos pontos de conformidade.

No Mapa de Intervenção, os volumes de influência estimados das técnicas de remediação e das técnicas de controle são representados por meio de áreas ou volumes georreferenciados.

A situação a ser atingida representa aquela após a execução do plano de intervenção.

### 2.3. Tabela resumo

O resumo das informações sobre o plano de intervenção elaborado é necessário para melhor entendimento do MCA 5. Esse resumo pode ser feito por meio de uma tabela, na qual constam as medidas de intervenção propostas em cada linha e, nas colunas, as seguintes informações:

- ✓ tipo da medida de intervenção – se é uma Medida de Remediação por Tratamento (MRT), Medidas de Remediação por Contenção (MRC), Medida de Controle de Engenharia (MRE) ou Medida de Controle Institucional (MCI);
- ✓ prazo de execução – se a medida é de curto, médio ou longo prazo;
- ✓ Substâncias Químicas de Interesse (SQIs) alvo das medidas de intervenção;
- ✓ compartimentos do meio ambiente em que atuam;
- ✓ responsável pela execução da medida de intervenção;
- ✓ receptor ou bem a ser protegido com a aplicação da medida de intervenção.

O responsável legal pode propor complementações às tabela resumo, incluindo colunas adicionais que julgar necessárias para compilação das informações.

### 2.4. Texto explicativo

O texto explicativo do MCA 5 tem a função de descrever, de maneira concisa, como as medidas de intervenção irão funcionar e atuar sobre os caminhos de exposição delineados.

É necessário que, no texto explicativo, seja dado destaque ao cronograma do Plano de Intervenção, com os prazos de vigência das medidas de intervenção (curto, médio ou longo prazo).

## 3. Classificação 6

Finalizada a etapa de Elaboração do Plano de Intervenção, a área será classificada como ACRe caso o plano aprovado preveja a adoção de medidas de remediação.

A classificação como ACRu será adotada, nessa etapa, caso seja aprovado um Plano de Intervenção para Reutilização.

# Seção 9.4: Plano de Intervenção

**Sumário**

1. Introdução.....1
2. Plano de Intervenção.....1

## 1. Introdução

Após a execução das subetapas de Seleção das Medidas de Intervenção e Técnicas Constituintes e de Elaboração do Quinto Modelo Conceitual e Classificação 6, o responsável técnico tem as informações necessárias para elaborar o Plano de Intervenção, finalizando, dessa forma, a etapa de Elaboração do Plano de Intervenção.

Para a elaboração do Relatório do Plano de Intervenção, o responsável técnico levará em consideração as diretrizes gerais estabelecidas no item 7 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Plano de Intervenção

Em sua estrutura, o Plano de Intervenção é composto pelos seguintes tópicos:

- ✓ relatórios de etapas anteriores do Gerenciamento de Áreas Contaminadas que foram utilizados para a sua elaboração;
- ✓ o uso declarado da área em avaliação e da vizinhança;
- ✓ as estratégias definidas;
- ✓ as medidas de intervenção selecionadas;
- ✓ os cenários de intervenção possíveis para a área em avaliação;
- ✓ a descrição do processo de seleção do cenário de intervenção adotado;
- ✓ a descrição das ações emergenciais que foram adotadas ou estão em andamento, que podem interferir ou se relacionar com as medidas de intervenção propostas;
- ✓ os resultados das investigações complementares, caso tenham sido realizadas durante a etapa de Elaboração do Plano de Intervenção;
- ✓ o projeto básico das medidas de intervenção;
- ✓ o projeto executivo das medidas de intervenção;
- ✓ o MCA 5;
- ✓ a proposta de Classificação 6;
- ✓ o cronograma do Plano de Intervenção;
- ✓ os responsáveis pela execução das medidas de intervenção propostas;
- ✓ o plano de infraestrutura e segurança.

No plano de infraestrutura e segurança, são definidas a estrutura física necessária para a implementação das medidas de intervenção e as técnicas constituintes, considerando o gerenciamento dos equipamentos, das amostras, resíduos e efluentes a serem gerados durante as intervenções.

Com relação aos procedimentos de segurança, são envolvidos os trabalhadores que executarão as medidas de intervenção, os ocupantes da área em avaliação ou da sua vizinhança e o meio ambiente. A depender do nível de risco existente, quando perigos iminentes são identificados, pode haver a necessidade de elaboração de um Plano de Comunicação e de um Plano de Contingência.

O cronograma do plano de intervenção será definido em razão do nível de risco existente, das características das medidas de intervenção propostas, do plano de infraestrutura e segurança, além dos interesses da população afetada e do responsável legal e dos aspectos administrativos e legais envolvidos.

# Seção 10.1: Execução do Plano de Intervenção – Introdução

Após a etapa de Elaboração do Plano de Intervenção, as ações seguintes fazem parte da etapa de Execução do Plano de Intervenção, as quais visam implementar as medidas de intervenção propostas, conforme o cronograma definido.

A etapa de Execução do Plano de Intervenção prevê a realização das seguintes subetapas, conforme ilustrado na **Figura 10.1**:

- ✓ Implantação das Medidas de Intervenção (tratada na **Seção 10.2**);
- ✓ Elaboração do Sexto Modelo Conceitual da Área (MCA 6) e proposta de Classificação 7 (tratada na **Seção 10.3**);
- ✓ Relatório de Execução do Plano de Intervenção (tratado na **Seção 10.4**).

Finalizada essa etapa, a interpretação das informações geradas será utilizada para elaborar o sexto modelo conceitual da área (MCA 6) e permitir a atualização da classificação da área em avaliação (Classificação 7).

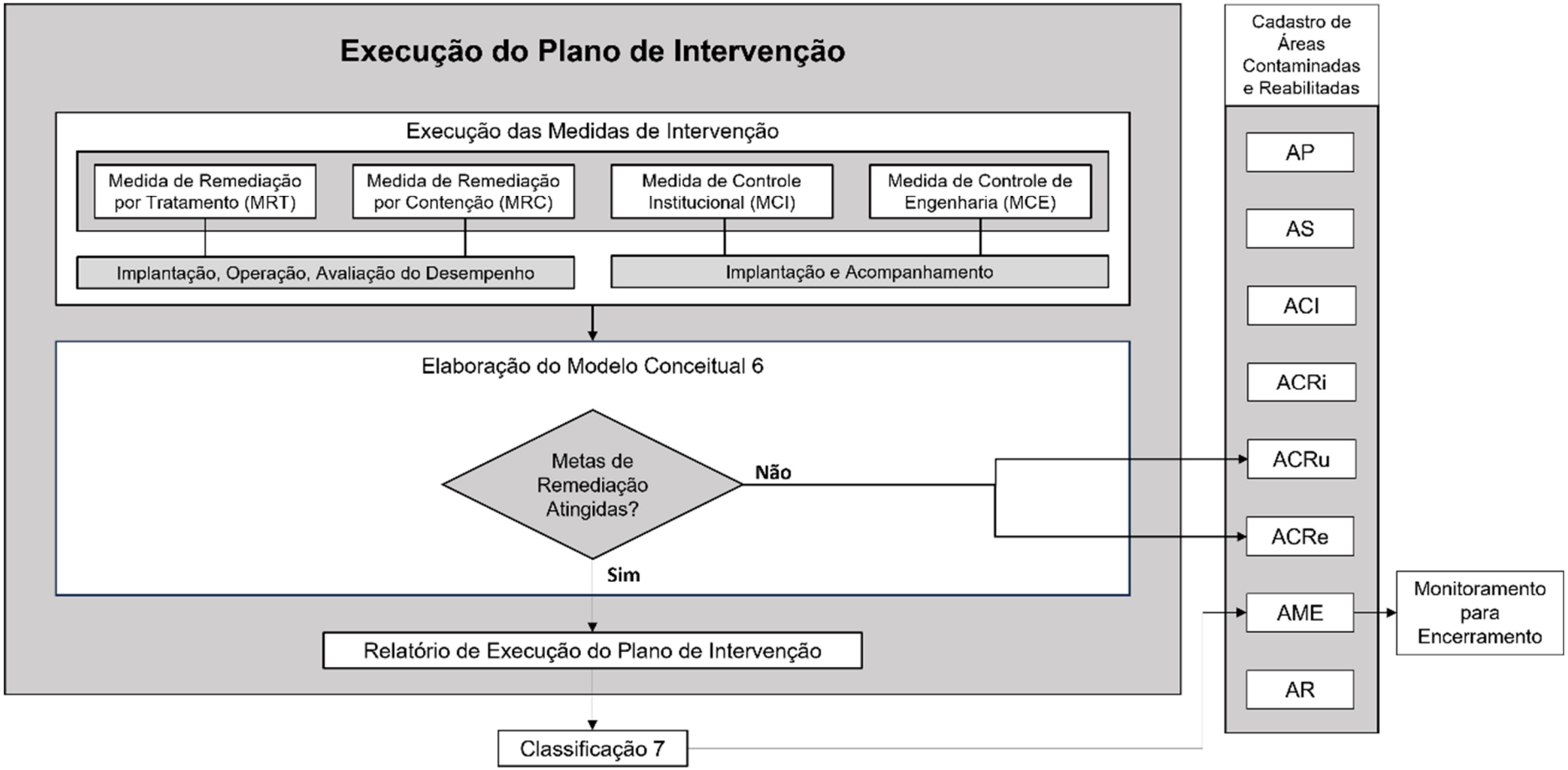
Os resultados obtidos são utilizados para avaliar o próprio Plano de Intervenção aprovado pelo Órgão Ambiental Gerenciador, que pode ter seu escopo alterado a depender da eficácia das medidas de intervenção. Quando as medidas de intervenção se mostrarem bem-sucedidas, os resultados dessa etapa serão utilizados para orientar a realização da etapa seguinte, o Monitoramento para Encerramento.

Caso tenham sido atingidas as metas de remediação das MRT ou MRC, e implantadas as Medidas de Controle Institucional (MCI) ou Medidas de Controle de Engenharia (MCE) previstas no Plano de Intervenção, a área em avaliação passa a ser classificada como Área em Processo de Monitoramento para Encerramento (AME).

As áreas classificadas como AME passam a integrar a Relação de Áreas em Processo de Monitoramento para Encerramento, que será armazenada no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

A compilação e a interpretação das informações obtidas durante a realização da etapa de Execução do Plano de Intervenção são apresentadas em um documento denominado Relatório de Execução do Plano de Intervenção.

**Figura 10.1-1: Fluxograma da etapa de Execução do Plano de Intervenção**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

# Seção 10.2: Implantação das Medidas de Intervenção

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Implantação das Medidas de Remediação ..... 2
   2.1. Implantação ..... 2
   2.2. Operação e Avaliação do desempenho ..... 2
3. Implantação das Medidas de Controle de Engenharia ..... 3
4. Implantação das Medidas de Controle Institucional ..... 4

## 1. Introdução

A implantação das medidas de intervenção segue as diretrizes do Plano de Intervenção proposto pelo responsável legal e responsável técnico, e aprovado pelo Órgão Ambiental Gerenciador.

Durante o processo de implantação, em função dos resultados de operação das medidas de remediação e do acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia (MCE) e Medidas de Controle Institucional (MCI), pode-se alterar suas características para melhorar o desempenho. É possível também substituí-las, ao se constatar ineficiência ou ineficácia, mantê-las quando mostrarem uma boa *performance*, ou mesmo desativá-las ou encerrá-las, quando atingidas as metas de remediação ou concentrações máximas aceitáveis (CMA).

Em grande parte dos casos, a implantação das MCI e MCE contribui, juntamente com as Medidas de Remediação por Tratamento (MRT) e Medidas de Remediação por Contenção (MRC) (eventualmente implementadas), para transformar a área em avaliação em uma Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR).

Uma vez que a atuação das MCIs e MCEs frequentemente se mantém após a classificação da área como AR, o acompanhamento desses tipos de medidas de intervenção é realizado em etapa posterior ao Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), denominada Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, conforme descrito no **Capítulo 13**.

Quando implementadas em uma área classificada como AR, as MCIs e MCEs se tornam intrínsecas ao imóvel e, algumas vezes, ao entorno, condicionando a ocupação segura à sua existência. Por conta disso, em favor da publicidade, ciência da sua existência e acompanhamento adequado, as MCIs e MCEs, assim como as MRCs ou MRTs, mantidas após a reabilitação, precisam: constar do Termo de Reabilitação a ser emitido pelo Órgão Ambiental Gerenciador, estarem registradas na matrícula do imóvel e serem compartilhadas com outros órgãos públicos de controle envolvidos, conforme o caso.

Uma frequência adequada de avaliação das medidas de intervenção de longo prazo, quanto à viabilidade de atingimento dos objetivos estabelecidos no plano de intervenção, ocorre uma vez a cada cinco anos. Uma avaliação negativa da medida poderá resultar em um processo de redefinição dos objetivos e, consequentemente, revisão das medidas de intervenção a serem adotadas ou, quando forem avaliadas positivamente, no seu encerramento.

Concluída a implantação das medidas de intervenção, os resultados do trabalho serão registrados no Relatório de Execução do Plano de Intervenção.

## 2. Implantação das Medidas de Remediação

As medidas de remediação compreendem sistemas para tratamento (medidas de remediação por tratamento – MRT) ou contenção (medidas de remediação por contenção – MRC), que podem utilizar uma ou mais técnicas de remediação de forma conjunta ou isolada.

Quando previstas no Plano de Intervenção, a execução das medidas de remediação pode ser dividida em duas fases, sendo uma de implantação e outra de operação e avaliação do desempenho.

Na **Seção 15.2** são descritas as MRTs e, na **Seção 15.3**, as MRCs com mais detalhes.

### 2.1. Implantação

A implantação do sistema de remediação envolve a instalação de equipamentos como a poços de extração de gases/vapores, um sistema de extração de vapores, ou a construção de partes, como paredes e cobertura de um confinamento geotécnico de uma fonte primária de disposição de resíduos.

Essa fase inicial também compreende a instalação dos equipamentos para controlar o funcionamento da medida de remediação e avaliar a sua eficiência e eficácia, como a instalação de poços de monitoramento de águas subterrâneas ou poços de monitoramento de gases/vapores, os quais permitem verificar o atingimento das metas de remediação nos pontos de conformidade.

É importante destacar as alterações ou o aperfeiçoamento do projeto da medida de remediação, aprovado no Plano de Intervenção, caso tenham ocorrido por conta de dificuldades, situações inesperadas ou novas informações obtidas durante a implantação do sistema de remediação em escala real.

### 2.2. Operação e Avaliação do desempenho

Após a instalação dos equipamentos e partida do sistema de remediação, ou depois de construídas as suas partes, inicia-se a fase de operação e avaliação do desempenho. Essa fase se estende até o atingimento das metas de remediação ou quando se verifica que o sistema de remediação proposto é inadequado e não atingirá as metas de estabelecidas.

Em termos práticos, no contexto dos sistemas de remediação, a operação se relaciona aos parâmetros operacionais que indicam o funcionamento adequado do sistema. Já a avaliação do desempenho, com foco na eficiência e eficácia, se relaciona aos pontos de conformidade estabelecidos no MCA 5, nos quais será verificado o atingimento das metas de remediação.

Com relação ao acompanhamento da operação dos sistemas de remediação, é necessário estabelecer os parâmetros operacionais indicativos do seu adequado funcionamento, como valores de pressão, vazão, temperatura, vácuo ou outro parâmetro previsto em projeto, dependendo da técnica utilizada.

Para que seja possível validar a operação adequada dos sistemas de remediação, principalmente por parte do Órgão Ambiental Gerenciador, é imprescindível que seja apresentado, tanto na fase de projeto quanto durante sua execução, quais parâmetros operacionais principais serão acompanhados, e em quais pontos, indicando os valores

ou faixa de valores, é comprovado o funcionamento do sistema de remediação conforme previsto em projeto.

No caso de sistemas de extração de vapores, podem-se citar, por exemplo, os valores de vácuo a serem atingidos em pontos importantes do sistema (cabeça do poço, tanque de vácuo, tubulações), para que se possa considerar adequada a sua operação. Ou no caso de um sistema de remediação termal, quais valores de temperatura têm de ser atingidos e em quais pontos do sistema, para que a operação seja considerada adequada.

Tais informações são importantes para constatar, em campo, por meio de inspeções do Órgão Ambiental Gerenciador, o adequado funcionamento operacional do sistema de remediação, mesmo quando não houver o acompanhamento do responsável técnico.

Com relação à avaliação do desempenho das medidas de remediação, com foco na sua eficiência e eficácia, são previstos monitoramentos dos compartimentos ambientais sob influência do sistema de remediação, visando avaliar a redução das concentrações das Substâncias Químicas de Interesse (SQIs), ou sua contenção em determinada direção, em conformidade com as metas de remediação estabelecidas.

Ao longo desse processo, o responsável técnico faz uma avaliação contínua do desempenho do sistema de remediação nos pontos de conformidade, visando implementar eventuais complementações, adequações ou alterações ao projeto, caso o seu desempenho se mostre insatisfatório.

## 3. Implantação das Medidas de Controle de Engenharia

As medidas de controle de engenharia (MCE) utilizam as partes constituintes das obras civis – como pisos, contrapisos, drenos, paredes e fundações – como dispositivos para interromper os caminhos de exposição e evitar a exposição real dos bens a proteger às SQIs, eliminando-se, consequentemente, os riscos inaceitáveis associados.

A descrição das técnicas utilizadas para a implantação das MCE é apresentada na **Seção 15.4**.

Quando prevista a adoção de uma MCE no Plano de Intervenção, a sua implantação ocorre na etapa de Execução do Plano de Intervenção.

A implantação da MCE engloba a execução de obras civis destinadas a construir suas partes, como um piso de concreto em um estabelecimento comercial, por exemplo, que tem a função de impedir o contato dérmico do receptor humano com solo contaminado subjacente. Além da obra civil em si, faz parte da implantação de uma MCE, quando cabível, a instalação de pontos de monitoramento para avaliar a continuidade da sua aplicação. Isso pode ser verificado no caso de um sistema passivo de drenagem de gás, que evita a intrusão de metano em um ambiente fechado, por exemplo, e que requer a instalação de poços de monitoramento de gás.

Após a fase de implantação, as MCEs apresentam certa dificuldade de serem inspecionadas, no sentido de verificar a sua correta construção, conforme definido em projeto. Um colchão drenante abaixo de um piso de concreto é um exemplo dessa situação, pois não está mais acessível quando finalizado o piso. Dessa maneira, durante a execução da MCE precisam ser realizados registros fotográficos das obras civis que comprovem a correta instalação dessa medida de intervenção.

A MCE atuará enquanto permanecerem concentrações das SQIs acima das respectivas concentrações máximas aceitáveis nos pontos de conformidade. Essa condição demanda, portanto, o seu acompanhamento após a etapa de Execução do Plano de Intervenção, o qual, na maioria das vezes, se estende após a classificação da área como Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR).

Mais informações sobre o acompanhamento das MCEs de áreas classificadas como AR podem ser consultadas na **Seção 13.2**.

### 4. Implantação das Medidas de Controle Institucional

As MCIs estabelecem restrições de uso e ocupação, ou de exploração dos recursos ambientais ou naturais, com o objetivo de evitar a exposição real dos bens a proteger às SQIs, eliminando-se, consequentemente, os riscos associados.

Quando previstas no Plano de Intervenção, as MCIs são implementadas na etapa de Execução do Plano de Intervenção. Considerando que as MCIs são restrições, sua implementação pode se dar imediatamente, mesmo que de uma maneira preliminar, passível de aperfeiçoamento até a emissão do Termo de Reabilitação.

O Órgão Ambiental Gerenciador poderá implementar restrições diretamente dentro de suas atribuições e competências legais. No entanto, quando a restrição envolver atribuições de outros órgãos, como por exemplo de gerenciamento de recursos hídricos, ou de gerenciamento territorial de uso e ocupação local, o Órgão Ambiental Gerenciador tem de fazer uma notificação ao órgão responsável da necessidade de implantar a MCI.

Implantada a MCI em uma Área Contaminada (AC), a sua formalização pode ser feita via emissão de um documento pelo Órgão Ambiental Gerenciador, ou via inserção dessa informação em sistema de informações público oficial, que registre as suas dimensões, aplicabilidade, tempo de vigência e o responsável por sua implementação e acompanhamento.

Para que haja eficácia das MCIs implementadas, é necessária uma integração eficiente entre órgãos de diferentes esferas da administração pública.

O dimensionamento de uma MCI de restrição de uso das águas subterrâneas demanda, por exemplo, o estabelecimento de um volume de restrição e a instalação dos equipamentos necessários para avaliar, nos pontos de conformidade, a necessidade de continuidade da sua aplicação, como poços de monitoramento das águas subterrâneas.

Na **Seção 15.5** são descritos os tipos de MCI e as metodologias para sua implementação.

A MCI se mantém vigente enquanto permanecerem concentrações das SQI acima das respectivas concentrações máximas aceitáveis (CMA) nos pontos de conformidade definidos no plano de intervenção. Portanto, precisa ser acompanhada ao longo do período de vigência.

Mais informações sobre o acompanhamento das MCIs de áreas classificadas como AR podem ser consultadas na **Seção 13.2**.

# Seção 10.3: Elaboração do Sexto Modelo Conceitual e Classificação 7

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Estrutura do MCA 6 ..... 1**
2.1. Plantas georreferenciadas ..... 2
2.2. Representações tridimensionais ..... 2
2.3. Fluxograma de exposição ..... 2
2.4. Tabelas resumo ..... 3
2.5. Texto explicativo ..... 3
**3. Classificação 7 ..... 3**

## 1. Introdução

O sexto modelo conceitual da área (MCA 6) é uma representação geral e concisa dos resultados alcançados, em termos de eliminação ou redução do risco existente para níveis aceitáveis, após a execução das medidas de intervenção.

A elaboração do MCA 6 é feita por meio da atualização das plantas, representações, texto explicativo e tabela, geradas durante as etapas do Processo de Identificação de Áreas Contaminadas (MCA 1 a MCA 4) e da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção (MCA 5).

O resultado da etapa de Execução do Plano de Intervenção, além de embasar a construção do MCA 6, é utilizado para a realização da Classificação 7 pelo Órgão Ambiental Gerenciador, que pode classificar a área como Área em Processo de Monitoramento para Encerramento (AME).

Nesta seção, são apresentadas, no item 2, as diretrizes para a construção do MCA 6 e, no item 3, a metodologia para a classificação da área após a Execução do Plano de Intervenção.

Uma conceituação geral sobre essa ferramenta importante do Gerenciamento de Áreas Contaminadas, que é o Modelo Conceitual da Área, pode ser consultada no item 5 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Estrutura do MCA 6

O MCA 6 representa os resultados principais da etapa de Execução do Plano de Intervenção, organizados por bens a proteger, formando uma estrutura que contenha o seguinte:

- ✓ plantas georreferenciadas com a representação da área;
- ✓ representações tridimensionais das medidas de intervenção implementadas;
- ✓ fluxograma de exposição;
- ✓ tabela com resumo das informações;

- ✓ texto explicativo com integração e interpretação das informações sobre as medidas de intervenção implementadas.

### 2.1. Plantas georreferenciadas

As plantas do MCA 6 são obtidas por meio da atualização das plantas dos MCAs anteriores, cuja primeira versão se deu na etapa de Avaliação Preliminar, sendo posteriormente atualizadas até a etapa de Elaboração do Plano de Intervenção, sendo elas:

- ✓ **Planta da área com proposta de classificação como ACRe, ACRu ou AME** – contém o polígono que representa os limites (perímetro) da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas avaliada (atual e pretéritas), delineado com base na(s) matrícula(s) do imóvel(is), ao qual se aplica a classificação como Área Contaminada em Processo de Remediação - ACRe, Área Contaminada em Processo de Reutilização - ACRu ou Área em Monitoramento para Encerramento - AME. Na sua legenda, são inseridas informações sobre o CNAE da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas, sua razão social, o número da matrícula do imóvel, as coordenadas do centro da área, dimensões e pontos de acesso.

- ✓ **Planta multitemporal das áreas fonte** – contém as áreas fonte levantadas na Avaliação Preliminar, e novas áreas fonte eventualmente identificadas nas etapas subsequentes de Investigação Confirmatória, Investigação Detalhada, Avaliação de Risco, Elaboração do Plano de Intervenção e Execução do Plano de Intervenção.

### 2.2. Representações tridimensionais

- ✓ **Representação tridimensional das medidas de intervenção (Mapa das Intervenções Executadas)** – plantas e seções verticais longitudinais e transversais, ou outra maneira de representação tridimensional, contendo:

    - o os volumes de influência das medidas de intervenção executadas;
    - o a indicação da localização dos pontos de conformidade;
    - o a situação atingida nos pontos de conformidade.

No Mapa de Intervenções Executadas, os volumes de influência das medidas de intervenção são representados em áreas ou volumes georreferenciados.

Nesse mapa, também são indicadas a localização de todos os pontos de conformidade e a situação atingida neles após a execução do Plano de Intervenção, considerando as metas de remediação e as CMAs definidas para as MCEs ou MCIs.

### 2.3. Fluxograma de exposição

A partir das novas informações obtidas na etapa de Elaboração do Plano de Intervenção, o fluxograma do MCA 6 é elaborado para representar uma atualização dos caminhos de exposição.

Com essa representação visual, busca-se indicar os caminhos e vias de exposição ainda considerados potenciais, se houver, os caminhos de exposição sob efeito de medidas de intervenção e os caminhos de exposição considerados eliminados ou gerenciadas com a finalização de medidas de intervenção.

Um exemplo do fluxograma de exposição pode ser consultado no item 2.2 da **Seção 5.4**.

### 2.4. Tabelas resumo

Para se obter uma visão geral e resumida dos resultados da etapa de Execução do Plano de Intervenção, pode-se elaborar uma tabela para cada compartimento do meio ambiente objeto de medidas de intervenção (solo, água subterrânea, ar do solo etc.). Cada linha da tabela deve corresponder a uma SQI e conter, nas colunas, as seguintes informações:

- ✓ tipo de medida de intervenção que atuou sobre a SQI;
- ✓ concentração da SQI obtida na etapa de Investigação Detalhada;
- ✓ CMA calculada na etapa de Avaliação de Risco;
- ✓ concentração da SQI obtida após a execução da medida de intervenção;
- ✓ número de campanhas de monitoramento da eficiência e eficácia realizadas.

O responsável legal pode propor complementações às tabelas resumo, incluindo colunas adicionais que julgar necessárias para compilação das informações.

### 2.5. Texto explicativo

O texto explicativo do MCA 6 é um recurso para integrar e conectar, de maneira lógica e concisa, os resultados obtidos com a execução das medidas de intervenção, tendo como ponto de partida a eficácia de cada uma delas em remover ou reduzir os riscos inaceitáveis a que os bens a proteger estavam submetidos.

Na elaboração do texto explicativo, é necessário que haja uma descrição das eventuais mudanças de dimensionamento que possam ter ocorrido ao longo da execução das medidas de intervenção. Isso permite que o Órgão Ambiental Gerenciador compreenda determinadas situações quando a execução das medidas de intervenção difere do projeto constante do Plano de Intervenção.

## 3. Classificação 7

Quando bem-sucedida, a etapa de Execução do Plano de Intervenção tem seus resultados utilizados para embasar a classificação da área em avaliação (Classificação 7) como AME, além de orientar as demais etapas do GAC, especialmente o Monitoramento para Encerramento.

A área em avaliação será classificada como AME quando, nela e em sua vizinhança, forem constatadas as seguintes situações:

I. os riscos inaceitáveis, atuais ou futuros, aos bens a proteger foram eliminados ou reduzidos estando no intervalo de risco aceitável, sem possibilidade de retorno à faixa de risco inaceitável – situação essa constatada nos pontos de conformidade dos bens a proteger avaliados.

II. os danos aos bens a proteger identificados foram minimizados, visando viabilizar o uso declarado da área em avaliação e de sua vizinhança, se for o caso.

Caso a área em avaliação não atenda às situações I e II, ela permanecerá classificada como ACRe ou ACRu, com a consequente continuidade da execução ou, se for o caso, revisão do Plano de Intervenção.

# Seção 10.4: Relatório de Execução do Plano de Intervenção

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Relatório de Execução do Plano de Intervenção ..... 1**
2.1. Resultados da subetapa de Implantação das Medidas de Intervenção ..... 1
2.2. MCA 6 e Classificação 7 ..... 2

## 1. Introdução

Após a execução das subetapas de Implantação das Medidas de Intervenção e Elaboração do Sexto Modelo Conceitual da Área (MCA 6) e Classificação 7, o responsável técnico compilará os resultados e a interpretação dessas ações no Relatório de Execução do Plano de Intervenção.

## 2. Relatório de Execução do Plano de Intervenção

Em sua estrutura, o Relatório de Execução do Plano de Intervenção contém os seguintes itens:

- ✓ descrição dos resultados da subetapa de Implantação das Medidas de Intervenção;
- ✓ o MCA 6 e a proposta de classificação da área (Classificação 7).

### 2.1. Resultados da subetapa de Implantação das Medidas de Intervenção

Sobre as medidas de remediação, os seguintes elementos são importantes de serem apresentados:

- ✓ "*As built*" do sistema de remediação, com descrição do processo de implantação, operação, alterações, manutenção e desativação.
- ✓ Totalização dos quantitativos registrados ao longo da execução da medida de remediação, em termos de tempo de operação, recuperação de produto, volumes de água subterrânea bombeados, volume de solo escavado, volume de produto injetado etc.
- ✓ Avaliação do funcionamento do sistema de remediação em relação aos parâmetros técnicos definidos no projeto de remediação.
- ✓ Conformidade das concentrações das Substâncias Químicas de Interesse (SQI) atingidas nos pontos de conformidade das medidas de remediação, em relação às metas de remediação.
- ✓ Relatórios periódicos de monitoramento da eficiência e eficácia da medida de remediação.

Durante a operação do sistema de remediação, são elaborados pelo responsável técnico relatórios periódicos de monitoramento de eficiência e eficácia, contendo análise sobre o desempenho do sistema e o cumprimento do cronograma previsto. A frequência

de elaboração desses relatórios dependerá do sistema de remediação a ser utilizado e do projeto de remediação. Nesses relatórios periódicos são apresentados os seguintes dados:

- ✓ Resultados das campanhas do monitoramento da eficiência e eficácia do sistema de remediação, bem como a interpretação desses dados;
- ✓ Representação gráfica da evolução dos resultados relacionada ao sistema de remediação implementado;
- ✓ Alterações de layout ou alterações funcionais que tenham sido implementadas no sistema visando uma melhoria ou adaptação a situações específicas;
- ✓ Acidentes ou outros episódios que tenham causado a paralisação do sistema, registrando o período de paralisação e sua função;
- ✓ Alterações nos cenários de risco que possam ter ocorrido em função de mudanças de *layout*, uso e ocupação local ou em seu entorno;
- ✓ Atividades de manutenção do sistema de remediação.

Sobre as Medidas de Controle de Engenharia, o Relatório de Execução do Plano de Intervenção descreverá a comprovação da execução dessas medidas, na maioria das vezes, mediante um relatório fotográfico feito durante e após a finalização das obras civis com esse propósito.

O resultado da implantação das Medidas de Controle Institucional (MCI) pode ser registrado no Relatório de Execução do Plano de Intervenção, mediante a apresentação de plantas que indiquem as coordenadas do polígono da restrição imposta. Quando for o caso de um volume restringido, complementarmente à área em planta, a profundidade da restrição precisará ser apresentada.

Além dessa informação visual da MCI por meio de plantas, para cada uma delas, é importante que seja avaliada a necessidade de se elaborar um documento formalizando-as, contendo informações detalhadas o suficiente para que sejam compreendidas, registradas e acompanhadas.

### 2.2. MCA 6 e Classificação 7

A apresentação do MCA 6 e da proposta de Classificação 7 segue as diretrizes apresentadas na **Seção 10.3**.

# Seção 11.1: Monitoramento para Encerramento – Introdução

A etapa de Monitoramento para Encerramento tem como objetivo geral verificar a manutenção da situação obtida após a etapa de Execução do Plano de Intervenção, quando atingidas as metas de remediação, ou após a realização da etapa de Avaliação de Risco, quando não se constatar a existência de risco acima dos níveis aceitáveis.

São objetivos específicos da etapa de Monitoramento para Encerramento:

- ✓ avaliar a possibilidade de finalização, continuidade ou revisão das medidas de intervenção implementadas (medidas de remediação por tratamento (MRT), medidas de remediação por contenção (MRC), medidas de controle de engenharia (MCE) ou medidas de controle institucional (MCI));
- ✓ definir o sétimo modelo conceitual da área (MCA 7);
- ✓ propor nova classificação da área em avaliação (Classificação 8);
- ✓ concluir sobre a possibilidade de emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado.

Ao final da etapa de Monitoramento para Encerramento, a interpretação das informações precisará ser suficiente para elaborar o sétimo modelo conceitual da área (MCA 7) e permitir a atualização da classificação da área, que pode vir a se tornar uma Área Reabilitada (AR).

A execução da etapa de Monitoramento para Encerramento ocorre por meio das seguintes subetapas, as quais preveem a compilação e interpretação das informações em um documento denominado Relatório de Monitoramento para Encerramento:

- ✓ Planejamento e Execução do Monitoramento para Encerramento (tratado na **Seção 11.2**);
- ✓ Elaboração do Sétimo Modelo Conceitual e Classificação 8 (tratado na **Seção 11.3**);
- ✓ Relatório de Monitoramento para Encerramento (tratado na **Seção 11.4**).

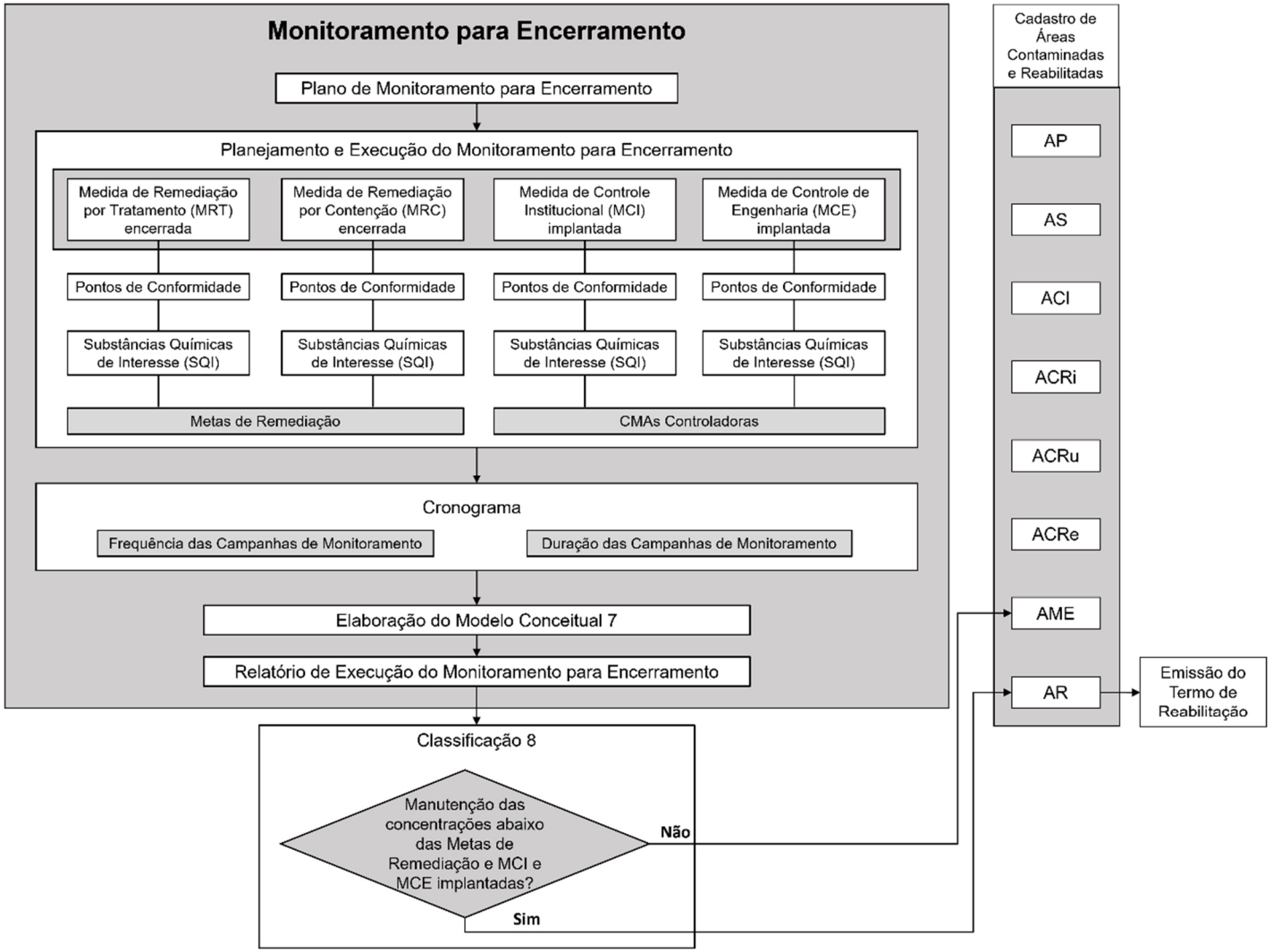
Os resultados dessa etapa de Monitoramento para Encerramento são utilizados para orientar as demais etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), especialmente a etapa de Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado e de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, se necessário.

As áreas classificadas como AR após a execução do Monitoramento para Encerramento passam a integrar a Relação de Áreas Reabilitadas para o Uso Declarado, a ser armazenada no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

Os responsáveis legais pelas áreas em que se propôs a classificação como AR, solicitarão ao Órgão Ambiental Gerenciador a Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado.

A **Figura 1.11-1** ilustra o fluxograma da etapa de Monitoramento para Encerramento.

**Figura 1.11-1 – Fluxograma da etapa de Monitoramento para Encerramento**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

# Seção 11.2: Planejamento e Execução do Monitoramento para Encerramento

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Plano de Monitoramento para Encerramento ..... 1**
2.1. Localização dos pontos de conformidade ..... 1
2.2. SQIs, metas de remediação e CMAs da MCEs ou MCIs ..... 2
2.3. Cronograma ..... 2
**3. Execução e interpretação dos resultados ..... 2**

## 1. Introdução

A etapa de Monitoramento para Encerramento requer um planejamento inicial para definição dos seus objetivos e da metodologia a ser adotada.

Os objetivos da etapa de Monitoramento para Encerramento são:

- ✓ comprovar a manutenção da situação observada, após a etapa de Avaliação de Risco, quando não há necessidade de implementação de medidas de intervenção;
- ✓ comprovar a manutenção do atingimento das metas de remediação, após a implementação das medidas de remediação por tratamento (MRT) ou das medidas de remediação por contenção (MRC);
- ✓ comprovar se as medidas de controle institucional (MCI) ou medidas de controle de engenharia (MCE) implementadas permanecem necessárias ou podem ser finalizadas.

## 2. Plano de Monitoramento para Encerramento

A elaboração do Plano de Monitoramento para Encerramento se dá com base nas informações do quarto modelo conceitual da área (MCA 4), ou no sexto modelo conceitual da área (MCA 6), visando detalhar os seguintes tópicos:

- ✓ a localização dos pontos de conformidade;
- ✓ as substâncias químicas de interesse (SQI);
- ✓ as metas de remediação;
- ✓ a concentração máxima aceitável (CMA) das MCE;
- ✓ a CMA das MCI;
- ✓ o cronograma.

### 2.1. Localização dos pontos de conformidade

Os pontos de conformidade definidos na etapa de Monitoramento para Encerramento são pontos de monitoramento que representam as condições, junto a cada componente, dos riscos ou dos danos aos bens a proteger. Esses pontos podem estar

próximos das fontes de contaminação primárias ou secundárias, do centro de massa da contaminação, das plumas de contaminação e, principalmente, dos bens a proteger.

Nessa etapa, os pontos de conformidade são selecionados dentre aqueles já instalados nos compartimentos do meio ambiente (solo, águas subterrâneas, águas superficiais, ar do solo, ar ambiente ou materiais antrópicos) durante as etapas de Avaliação de Risco ou de Execução do Plano de Intervenção. Isso inclui, por exemplo, os pontos de conformidade utilizados no monitoramento da eficiência e eficácia das MRT ou MRC, ou os pontos de conformidade das MCE ou MCI. Entretanto, podem ser instalados novos pontos de conformidade durante a etapa de Monitoramento para Encerramento, com o objetivo de representar melhor as condições obtidas após a adoção das medidas de intervenção.

### 2.2. SQIs, metas de remediação e CMAs da MCEs ou MCIs

As SQIs, as metas de remediação e as CMAs das MCEs ou das MCIs, utilizadas na etapa de Monitoramento para Encerramento são aquelas que foram consideradas relevantes na composição dos riscos ou danos aos bens a proteger, conforme identificado na etapa de Avaliação de Risco, ou foram adotadas nas etapas de Elaboração e Execução do Plano de Intervenção.

### 2.3. Cronograma

A frequência e a duração do Monitoramento para Encerramento são definidas com base na dinâmica e degradação das SQIs nos compartimentos do meio ambiente, além dos resultados da implantação das medidas de intervenção. Nesse contexto, a utilização de modelagem matemática pode ser importante para a definição do cronograma do Monitoramento para Encerramento.

Por exemplo, no caso de ter sido realizada a remoção de solo contaminado com substâncias de baixa mobilidade e não voláteis, pode ser necessária apenas uma campanha de monitoramento para encerramento, a fim de comprovar a manutenção da situação atingida, após a aplicação da técnica de remediação por tratamento. Destaca-se que esse único monitoramento para encerramento não deve ser confundido com a comprovação da remoção de solo contaminado, que é feita por meio da realização de campanhas de monitoramento da eficiência e eficácia da técnica de remediação aplicada durante a etapa de Execução do Plano de Intervenção.

Outro exemplo: no caso de ter sido aplicada uma técnica de remediação que evitou a chegada de uma pluma de contaminação dissolvida a um poço de abastecimento de água – tendo o resultado sido comprovado com os dados do monitoramento da eficiência e eficácia –, a frequência e vigência do Monitoramento para Encerramento poderá ser definida considerando vários fatores, como: a distância entre a pluma de contaminação dissolvida e o poço; a mobilidade da SQI e da sua massa que permanece na água subterrânea; além das características do poço, como a sua taxa de bombeamento, sendo importante para isso, a utilização de modelagem matemática.

## 3. Execução e interpretação dos resultados

Uma vez definido o plano de monitoramento para encerramento, o responsável técnico inicia a execução das campanhas de amostragem e análise, de acordo com o cronograma definido. Essa tarefa contempla a obtenção e interpretação dos resultados, além de avaliar a necessidade de ampliação, manutenção ou finalização do monitoramento.

Durante a interpretação dos resultados, considera-se o histórico de execução das etapas anteriores do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), principalmente a Avaliação de Risco e a Execução do Plano de Intervenção.

O processo de interpretação dos resultados se faz de maneira constante. Ao passo que as informações são obtidas – como, por exemplo, a obtenção dos resultados analíticos das campanhas iniciais –, o responsável técnico inicia sua interpretação e define as ações necessárias. Essas ações podem resultar na continuidade das campanhas, no retorno das medidas de remediação ou mesmo no encerramento da aplicação de uma MCI. Nesse processo, o responsável técnico também pode propor alterações no Monitoramento para Encerramento, como a ampliação da sua vigência ou frequência, ou mesmo identificar a necessidade de revisar algumas das etapas anteriores do GAC.

Por exemplo, caso sejam constatadas, nos pontos de conformidade, concentrações superando as metas de remediação nos compartimentos do meio ambiente avaliados, em uma área onde foi aplicada uma MRT, conclui-se que os objetivos do Monitoramento para Encerramento não foram atingidos. Assim, seriam necessárias providências para solucionar esse problema, como a ampliação da vigência do Monitoramento para Encerramento ou retomar a MRT.

Outro exemplo, considerando uma área onde foram implementadas MCEs ou MCIs, caso as concentrações das SQIs se mantenham acima das CMAs após o Monitoramento para Encerramento, haverá confirmação da necessidade de continuar sua aplicação.

Quando necessário, durante a execução do Monitoramento para Encerramento, a interpretação dos resultados pode ser subsidiada pela adoção de métodos estatísticos caso não haja resultados claros ou significativos sobre a manutenção da situação após a implementação das medidas de intervenção.

Uma metodologia estatística tradicionalmente utilizada no GAC para analisar dados coletados ao longo do tempo – e que pode ser conclusiva para tendências de aumento ou diminuição das concentrações em um ponto de conformidade – é o teste de tendência Mann Kendall (*M-K test*). Nesse teste, mediante a obtenção de no mínimo quatro dados temporais, é possível indicar a existência de tendência no comportamento das concentrações. Caso os resultados não indiquem tendência, um número maior de dados precisa ser obtido até a compreensão do comportamento (geralmente de oito a dez são suficientes para a obtenção de resultados conclusivos). Assim, como exposto anteriormente, os resultados obtidos utilizando-se métodos estatísticos têm de estar alinhados com os objetivos da etapa, do contrário, se considera que os objetivos não foram atingidos.

Comprovado o atingimento dos objetivos, a etapa de Monitoramento para Encerramento se dá por finalizada.

# Seção 11.3: Elaboração do Sétimo Modelo Conceitual e Classificação 8

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Estrutura do MCA 7 ..... 1**
2.1. Plantas georreferenciadas ..... 1
2.2. Representações tridimensionais ..... 2
2.3. Tabela resumo ..... 2
2.4. Texto explicativo ..... 3
**3. Classificação 8 ..... 3**

## 1. Introdução

O sétimo modelo conceitual da área (MCA 7) busca representar, de forma concisa e resumida, os resultados da etapa de Monitoramento para Encerramento. O MCA 7 é uma complementação do sexto modelo conceitual da área (MCA 6), feita por meio da atualização das plantas, texto explicativo e tabela resumo.

Os resultados da etapa de Monitoramento para Encerramento, representados no MCA 7, são utilizados para a Classificação 8 pelo Órgão Ambiental Gerenciador. Essa classificação pode designar a área como Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR), indicando a continuidade do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) para a etapa de Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado.

Nesta seção, são apresentadas, no item 2, as diretrizes para a construção do MCA 7 e, no item 3, a diretriz para a classificação da área após a Execução do Plano de Intervenção.

Uma conceituação geral sobre essa ferramenta importante do GAC, que é o Modelo Conceitual da Área, pode ser consultada no item 5 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Estrutura do MCA 7

No MCA 7, os resultados da etapa de Monitoramento para Encerramento são interpretados e organizados por bens a proteger, formando uma estrutura que contém:

- ✓ plantas georreferenciadas;
- ✓ representações tridimensionais dos resultados do Monitoramento para Encerramento;
- ✓ tabela com resumo das informações;
- ✓ texto explicativo com integração e interpretação das informações sobre os resultados do Monitoramento para Encerramento.

### 2.1. Plantas georreferenciadas

A representação espacial da área é feita por meio da atualização das plantas elaboradas no MCA anterior, com escala apropriada, legenda e as seguintes descrições:

**Planta da área com proposta de classificação como AR** – planta contendo o polígono que representa os limites (perímetro) da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas avaliada (atual e pretéritas), delineado com base na(s) matrícula(s) do imóvel(is), ao qual se propõe aplicar a classificação como AR. Na sua legenda são inseridas informações sobre o CNAE da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas, sua razão social, o número da matrícula do imóvel, as coordenadas do centro da área, dimensões e pontos de acesso.

**Planta multitemporal das áreas fonte** – planta contendo as áreas fonte levantadas na Avaliação Preliminar e eventualmente atualizadas nas etapas posteriores, até a etapa de Monitoramento para Encerramento.

**Planta de ocupação da área** – planta que represente a forma de ocupação a ser mantida na área após sua classificação como AR, de acordo com o uso a ser declarado no termo de reabilitação. Indica aspectos importantes que foram considerados para viabilizar o seu uso seguro, como ambientes fechados, ambientes abertos, impermeabilizados, com solo exposto, elevados para evitar a exposição ao solo, cercados etc. São também representados nessa planta, quando houver, tanques ou utilidades subterrâneas que atuaram como fontes de contaminação e não puderam ser removidos da área por questões estruturais, permanecendo inertes na AR.

### 2.2. Representações tridimensionais

**Representação tridimensional dos resultados do Monitoramento para Encerramento** – plantas e seções verticais longitudinais e transversais, ou outra maneira de representação tridimensional, contendo:

- a indicação da localização dos pontos de conformidade;
- a situação atingida nos pontos de conformidade;
- fontes de contaminação potenciais que permanecerão na área;
- plumas de contaminação remanescentes na área.

**Representação tridimensional dos resultados do GAC** – plantas e seções verticais longitudinais e transversais, ou outra maneira de representação tridimensional, contendo:

- as áreas e volumes das Medidas de Controle Institucional (MCI) ou Medidas de Controle de Engenharia (MCE) que serão mantidas na área após a emissão do Termo de Reabilitação;
- a indicação dos pontos de conformidade em que será feito o acompanhamento das MCIs ou MCEs.

### 2.3. Tabela resumo

Um resumo dos resultados da execução do Monitoramento para Encerramento é necessário para melhor entendimento do MCA 7. Esse resumo pode ser feito por meio de uma tabela para cada compartimento do meio ambiente objeto de monitoramento para encerramento (solo, água subterrânea, ar do solo etc.), cada uma delas estruturadas para conter uma Substância Química de Interesse (SQI) em cada linha e as seguintes informações nas colunas:

- ✓ número de pontos de conformidade utilizados;
- ✓ número de campanhas de monitoramento realizadas;
- ✓ número de campanhas de monitoramento desconformes (campanhas em que se observaram o efeito de "rebote" das concentrações);
- ✓ tendência dos resultados do monitoramento (redução, estabilidade ou aumento);
- ✓ possibilidade de encerrar o monitoramento para encerramento.

### 2.4. Texto explicativo

O texto explicativo integra as informações em um resumo que visa dar sentido às plantas e representações tridimensionais do MCA 7, destacando como a situação da área variou durante as campanhas do Monitoramento para Encerramento, buscando comprovar:

- ✓ a manutenção da situação abaixo das CMAs após a Avaliação de Risco, não sendo necessária a implementação de medidas de intervenção;
- ✓ a manutenção do atingimento das metas de remediação, após a implementação das medidas de remediação, indicando que essas medidas foram eficazes, não sendo mais necessárias;
- ✓ que as MCIs ou MCEs implementadas permanecem necessárias, ou podem ser encerradas.
- ✓ os responsáveis pela manutenção e acompanhamento das MCIs ou MCEs a serem mantidas e o tempo de vigência dessas medidas.
- ✓ as condições atingidas que permitem a ocupação segura da área ao longo do tempo, com as devidas restrições a serem mantidas.

## 3. Classificação 8

Uma AR é aquela onde os riscos ou os danos aos bens a proteger foram gerenciados satisfatoriamente, por meio da execução de medidas de intervenção, cujos resultados proporcionam condições seguras para o uso declarado da área.

Dessa forma, finalizada a etapa de Monitoramento para Encerramento, a área em avaliação será classificada como AR, quando nessa, e na sua vizinhança, forem constatadas as seguintes situações:

I. Os valores de risco total à saúde humana se mantiveram igual ou abaixo do limite de risco aceitável;

II. Os locais em que os valores de risco total permaneceram acima do risco aceitável estão controlados por meio de MCIs e MCEs;

III. Os valores de risco total aos organismos de ecossistema natural se mantiveram igual ou abaixo do risco aceitável;

IV. As SQIs não atingiram, ou deixaram de atingir, os compartimentos do meio ambiente, não havendo a ultrapassagem dos padrões legais aplicáveis (PLA);

V. As SQIs não atingirão os bens a proteger no futuro, em condições de causar a ultrapassagem das CMAs ou dos PLAs, comprovado por modelagem do transporte das substâncias;

VI. Os danos aos bens a proteger foram minimizados ou eliminados, viabilizando o uso declarado da área e vizinhança.

# Seção 11.4: Relatório do Monitoramento para Encerramento

**Sumário**

1. Introdução..... 1
2. Relatório do Monitoramento para Encerramento..... 1

## 1. Introdução

Após a execução das subetapas de Planejamento e Execução do Monitoramento para Encerramento e de Elaboração do Sétimo Modelo Conceitual da Área (MCA 7) e Classificação 8, o responsável técnico registrará os resultados e interpretação dessas ações no Relatório do Monitoramento para Encerramento, finalizando, dessa forma, a etapa de Monitoramento para Encerramento.

Considerando a sequência de etapas previstas no Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), as informações e conclusões do Relatório de Monitoramento para Encerramento serão importantes para o planejamento da etapa seguinte, a Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado e o Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional.

Para a elaboração do Relatório do Monitoramento para Encerramento, o responsável legal levará em consideração as diretrizes gerais estabelecidas no item 7 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Relatório do Monitoramento para Encerramento

Em sua estrutura, o Relatório de Monitoramento para Encerramento deve conter os seguintes itens:

- ✓ Descrição dos resultados da subetapa de Planejamento e Execução do Monitoramento para Encerramento;
- ✓ O Sétimo Modelo Conceitual da Área (MCA 7) e a proposta de Classificação 8.

Sobre os resultados do Planejamento e Execução do Monitoramento para Encerramento, o relatório é elaborado para abordar os seguintes elementos:

- o localização dos pontos de conformidade;
- o número de campanhas de monitoramento realizadas;
- o as substâncias químicas de interesse (SQI);
- o métodos de amostragem e materiais utilizados;
- o dados físico-químicos monitorados;
- o controles de qualidade (duplicatas, brancos, calibração de equipamentos);
- o comparação dos resultados analíticos com as metas de remediação;
- o comparação dos resultados analíticos com as concentrações máximas aceitáveis (CMAs) das MCEs;
- o comparação dos resultados analíticos com as CMAs das MCIs;
- o cronograma executado do monitoramento para encerramento.

Os itens a seguir podem constar de Anexos do relatório, para serem consultados conforme a necessidade:

- perfis construtivos dos poços de monitoramento;
- fichas de campo, preenchidas durante as atividades de amostragem, medição de nível d'água etc.;
- cadeias de custódia, fichas de recebimento das amostras no laboratório e laudos de análises químicas;
- certificados de calibração dos equipamentos de medição de campo;
- registro fotográfico dos trabalhos.

Com relação ao cronograma executado da etapa de Monitoramento para Encerramento, é importante que sejam consolidadas as datas de realização dos trabalhos, indicando de maneira simples, como em uma tabela de fácil conferência, as datas de:

- coleta de amostras;
- medição geral do nível d'água nos poços de monitoramento;
- período de validade da calibração dos equipamentos de medição utilizados;
- entrada das amostras nos laboratórios de análises químicas.

# Seção 12.1: Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado – Introdução

A emissão do documento que indica a aptidão da área para o uso declarado, em face das medidas de intervenção adotadas, ocorre na etapa de Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado.

Finalizada a etapa de Monitoramento para Encerramento de maneira bem-sucedida, o responsável legal e o responsável técnico solicitarão ao Órgão Ambiental Gerenciador a formalização da classificação da área como Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR) e a consequente emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado (TRUD), fornecendo os documentos e informações necessários.

Por sua vez, o Órgão Ambiental Gerenciador fará uma avaliação da solicitação e, caso concorde, classificará a área em avaliação como AR e emitirá o TRUD. A partir desse momento, a área passa a ser classificada oficialmente pelo Órgão Ambiental Gerenciador como AR.

Uma AR é aquela onde os riscos ou danos aos bens a proteger foram gerenciados satisfatoriamente, por meio da execução de medidas de intervenção, cujos resultados proporcionam condições seguras para o uso declarado da área, atual ou pretendido.

A classificação como AR também pode ser estabelecida quando não foram identificados riscos acima dos níveis aceitáveis ou danos aos bens a proteger após a realização da etapa de Avaliação de Risco, situação essa confirmada após o Monitoramento para Encerramento.

A etapa de Emissão do TRUD tem como objetivos específicos:

- ✓ elaborar o TRUD;
- ✓ verificar a necessidade de continuidade das etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC);
- ✓ identificar os responsáveis legais solidários.

O teor do TRUD subsidiará a execução da etapa subsequente do GAC, ou seja, a etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, se nesse documento constar a descrição de Medidas de Controle Institucional (MCI) ou Medidas de Controle de Engenharia (MCE).

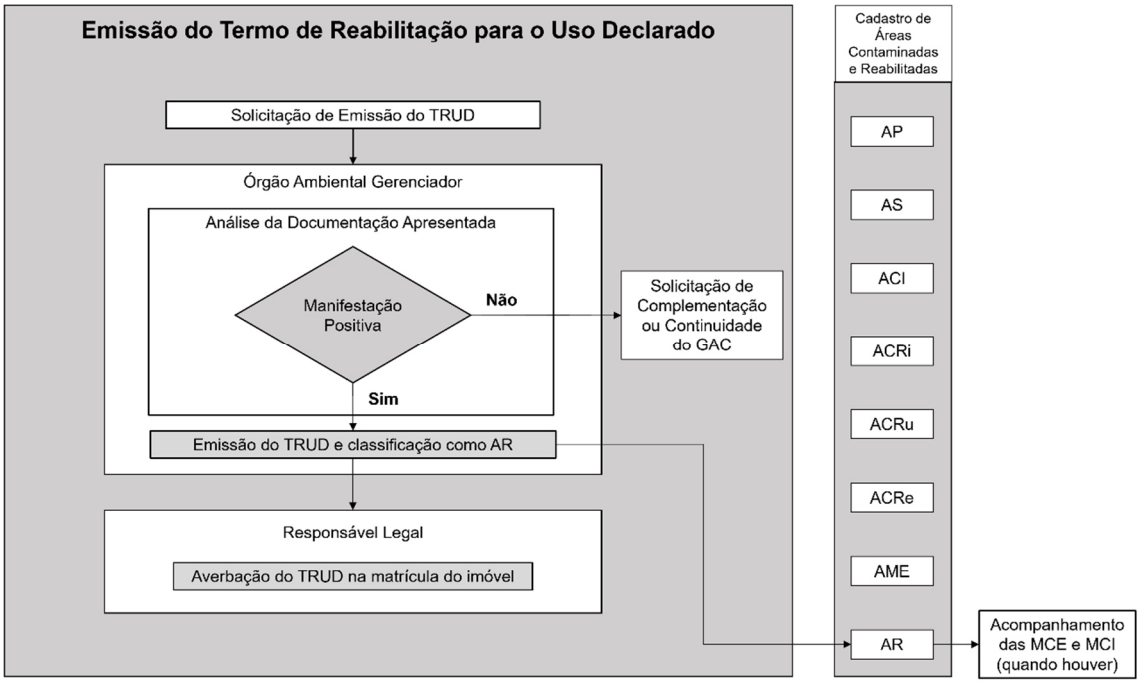
Caso as MCIs e MCEs não constarem do termo de reabilitação, o GAC poderá ser encerrado.

As áreas classificadas como AR passam a integrar a Relação de Áreas Reabilitadas para o Uso Declarado, atestadas oficialmente pelo Órgão Ambiental Gerenciador, a ser armazenada no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

A etapa de Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado segue o procedimento ilustrado na **Figura 12.1-1**.

No estado de São Paulo, por determinação da legislação estadual, o responsável legal pelas áreas classificadas como AR deverá providenciar a averbação das informações sobre a reabilitação nas matrículas dos imóveis envolvidos.

**Figura 12.1-1: Fluxograma da etapa de Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

# Seção 12.2: Emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado – Procedimento

**Sumário**

1. Introdução.....1
2. Solicitação do TRUD .....1
3. Análise da solicitação .....2
4. Emissão do TRUD .....2

## 1. Introdução

A solicitação da emissão do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado (TRUD) é feita pelo responsável legal após finalizada a etapa de Monitoramento para Encerramento.

Esse pedido pode ser feito ao Órgão Ambiental Gerenciador por meio de um documento específico de solicitação do TRUD, de maneira que possa ser adequadamente fundamentado nos resultados das etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC).

O procedimento para a emissão do TRUD é constituído pelas seguintes ações:

- ✓ Solicitação do TRUD: o responsável legal e o responsável técnico propõem a classificação da área como *Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR)* e solicitam ao Órgão Ambiental Gerenciador a emissão do TRUD;
- ✓ Análise da solicitação: o Órgão Ambiental Gerenciador avalia as propostas de classificação da área e a solicitação de emissão do TRUD;
- ✓ Emissão do TRUD: o Órgão Ambiental Gerenciador emite formalmente o TRUD.

## 2. Solicitação do TRUD

O responsável legal pode solicitar formalmente o TRUD ao Órgão Ambiental Gerenciador por meio da apresentação de um documento intitulado “Solicitação do Termo de Reabilitação”. Esse documento contém as devidas justificativas para tal pedido, fundamentadas nos resultados das etapas executadas do GAC, especialmente as etapas de Avaliação de Risco, Execução do Plano de Intervenção e Monitoramento para Encerramento.

Quando a classificação da área como AR depender da manutenção de medidas de controle institucional (MCI), medidas de controle de engenharia (MCE), ou, em alguns casos específicos, medidas de remediação por contenção (MRC) ou por tratamento (MRT), essas informações precisarão constar da solicitação, de modo que possam ser repassadas ao termo de reabilitação.

Para cada medida de intervenção que será mantida na AR, haverá um responsável legal pela sua manutenção e acompanhamento, bem como um tempo de vigência. Essas informações precisam estar claras ao Órgão Ambiental Gerenciador para que o TRUD seja emitido.

### 3. Análise da solicitação

O Órgão Ambiental Gerenciador irá avaliar o documento de solicitação do TRUD e, caso aceite a proposta do responsável legal, emitirá um ato administrativo de classificação da área como AR.

Dessa ação de classificar a área como AR, decorre a elaboração e emissão formal do documento denominado “Termo de Reabilitação para o Uso Declarado”.

### 4. Emissão do TRUD

No TRUD são indicadas as características do uso declarado, ou seja, o tipo de uso, a forma de uso e as condições de uso da área em avaliação e sua vizinhança, conforme diretrizes da **Seção 9.2**.

O tipo de uso define a atividade desenvolvida ou a ser desenvolvida na área em avaliação. A forma de uso detalha as características da atividade desenvolvida ou a ser desenvolvida. As condições de uso indicam as características básicas das edificações ou utilidades implantadas, ou a serem implantadas, na área em avaliação.

Também constam do TRUD as características das medidas de intervenção a serem mantidas na AR, conforme a descrição no item 2.

O modelo do TRUD pode ser verificado na **Figura 12.2**.

Por ser um documento relacionado ao imóvel propriamente dito, no TRUD não são relacionados os responsáveis legais ou a razão social da atividade em desenvolvimento. Sua referência territorial tem como unidade a área definida na matrícula do imóvel, relacionada em seu conteúdo textual.

Quando mais de uma matrícula abranger a AR, todas elas estarão relacionadas no TRUD. Nessa mesma situação, em que diversas matrículas abrangem a AR, também é possível solicitar ao Órgão Ambiental Gerenciador que seja emitido um TRUD para cada matrícula, quando existir a necessidade de diferenciar, em cada uma delas, os usos declarados e medidas de intervenção específicas a serem mantidas.

**Figura 12.2: Modelo de TRUD**

CETESB

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO

**TERMO DE REABILITAÇÃO PARA O USO DECLARADO**

Nº xxxx/20xx

Data: xx/xx/20xx

Certificamos, a teor do disposto no Artigo 27, inciso II, da Lei 13.577, de 08 de julho de 2009, e no artigo 54, parágrafo 2º, do Decreto 59.263, de 05 de junho de 2013, que o imóvel localizado na Rua (endereço), e registrado sob matrícula n.º xxxxxx no 4º Cartório de Registro de Imóveis de São Paulo, foi contaminado por hidrocarbonetos aromáticos voláteis. Posteriormente, com base na Informação Técnica nº xxx/2022/ICRR, apensa ao Processo Digital CETESB.xxxxxx/2018-xx foi considerado reabilitado para uso residencial e comercial, com o estabelecimento de medida de controle institucional, por meio de restrição de uso das águas subterrâneas, por tempo indeterminado, na área delimitada pelas seguintes coordenadas UTM, Fuso 23 K, Datum SIRGAS 2000:

xxx.xxx mE; x.xxx.xxx mS
xxx.xxx mE; x.xxx.xxx mS
xxx.xxx mE; x.xxx.xxx mS
xxx.xxx mE; x.xxx.xxx mS

Aquífero superficial
Área: 7.118,05 m²
Profundidade: 4 m
Volume: 9.253,47 m³

***(Assinatura de representante da CETESB com procuração para emissão de TRUD)***

Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

# Seção 13.1: Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional – Introdução

Conforme descrito na **Seção 12.1**, os responsáveis legais pelas Áreas Reabilitadas para o Uso Declarado (AR) prosseguem para a realização da etapa de Acompanhamento da Medida de Controle de Engenharia (MCE) ou da Medida de Controle Institucional (MCI), quando essas medidas de intervenção tiverem sido implementadas na área em avaliação ou na sua vizinhança.

Essa última etapa do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) tem como objetivo geral verificar a eficácia da MCE ou da MCI registradas no Termo de Reabilitação para o Uso Declarado e avaliar a necessidade de sua continuidade ou encerramento.

Os resultados dessa etapa podem propiciar a modificação do conteúdo do termo de reabilitação, quando indicarem, por exemplo, que as dimensões da área ou volume que abrangem as MCI implementadas podem ser reduzidas ou que as concentrações máximas aceitáveis (CMAs) das MCE ou MCI foram atingidas, podendo essas, portanto, serem encerradas.

O responsável legal pela AR com MCE ou com MCI implantadas precisará mantê-las enquanto houver necessidade, buscando atender aos seguintes objetivos específicos:

- ✓ avaliar a eficácia da MCE ou da MCI implantada;
- ✓ definir o oitavo modelo conceitual da área (MCA 8);
- ✓ consolidar a classificação como Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR) (Classificação 9);
- ✓ verificar a possibilidade de encerramento do GAC.

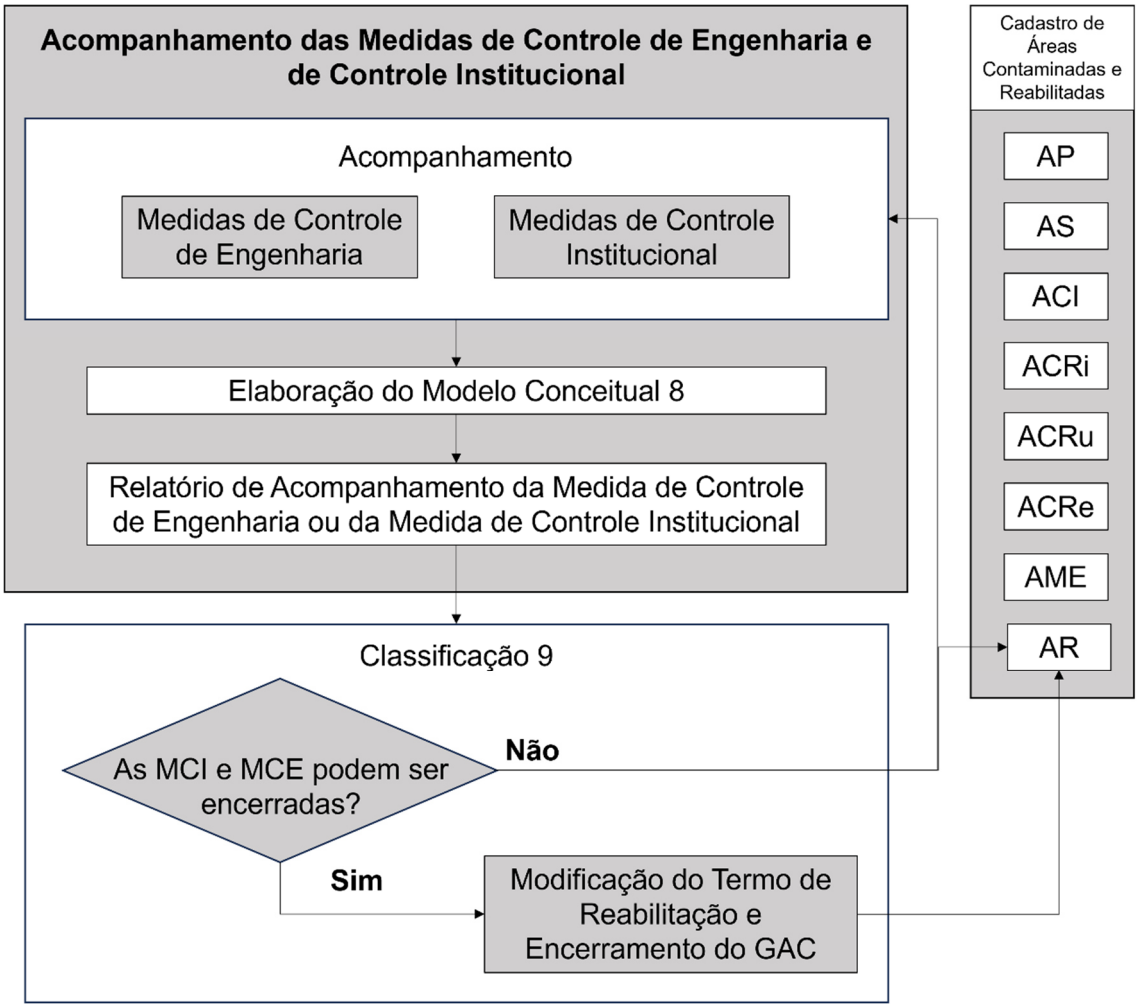
A execução da etapa de Acompanhamento da Medida de Controle de Engenharia ou da Medida de Controle Institucional pode ser dividida nas seguintes subetapas, conforme ilustrado na **Figura 13.1**, sendo os resultados consolidados no Relatório de Acompanhamento da Medida de Controle de Engenharia e de Controle Institucional (tratado na **Seção 13.5**):

- ✓ Acompanhamento da Medida de Controle de Engenharia (tratada na **Seção 13.2**);
- ✓ Acompanhamento da Medida de Controle Institucional (tratada na **Seção 13.3**);
- ✓ Atualização da Classificação (Classificação 9) e Elaboração do Oitavo Modelo Conceitual da Área (MCA 8) (tratados na **Seção 13.4**).

Ao final dessa etapa, as AR continuam a integrar a Relação de Áreas Reabilitadas para o Uso Declarado, a ser armazenada no Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas.

Destaca-se que existe a possibilidade de medidas de remediação por tratamento (MRT) ou medidas de remediação por contenção (MRC) permanecerem em operação, mesmo após a classificação da área em avaliação como AR e a emissão do termo de reabilitação, com o objetivo de manter essa classificação. Uma situação como essa ocorre especialmente nos casos em que foram aplicadas MRCs, sendo o acompanhamento dessas medidas realizado por meio das técnicas descritas no **Capítulo 9**, de monitoramento da eficiência e eficácia do sistema de remediação.

**Figura 13.1: Fluxograma da Etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2023)

# Seção 13.2: Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Realizar inspeções ..... 1
3. Realizar campanhas de monitoramento da eficácia da MCE ..... 2
4. Avaliar a continuidade da MCE ..... 2

## 1. Introdução

As Medidas de Controle de Engenharia (MCE) utilizam-se das partes constituintes das obras civis, como pisos, contrapisos, drenos, paredes e fundações, como dispositivo para evitar a exposição real dos bens a proteger às substâncias químicas de interesse (SQIs).

O acompanhamento da MCE de uma área classificada como Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR) consiste no levantamento de informações sobre sua integridade física, ou seja, se, em termos construtivos, a MCE continua atuando dentro das especificações. Também faz parte desse trabalho de acompanhamento, a avalição da necessidade de continuidade da medida, frente à evolução das plumas de contaminação remanescentes.

Uma MCE constituída por um piso que impede o contato dérmico com o solo contaminado, pode ser acompanhada, por exemplo, por meio de inspeções periódicas para verificar sua integridade física, a qual poderá indicar ou não a necessidade da realização de reparos.

Outro exemplo de acompanhamento de MCE seria o monitoramento de poços de gases de um sistema de drenagem passivo, implantado abaixo do piso de um ambiente fechado, para verificar a presença de metano e as condições de pressão.

Sendo assim, o acompanhamento das MCEs tem como objetivo atestar a eficácia e avaliar a necessidade da continuidade da medida, por meio das seguintes ações, de forma conjunta ou isolada, conforme o tipo de MCE implementada:

- ✓ realizar inspeções;
- ✓ realizar campanhas de monitoramento da eficácia da MCE;
- ✓ avaliar a continuidade da MCE.

Cabe ao órgão ambiental gerenciador a avaliação dos resultados apresentados pelo responsável legal no Relatório de Acompanhamento da Medida de Controle de Engenharia.

## 2. Realizar inspeções

As inspeções são importantes para verificar a eficácia da MCE implementada, tendo um enfoque maior sobre integridade das obras civis utilizadas com esse propósito. Neste trabalho, um responsável técnico avalia as condições estruturais e construtivas das obras utilizadas como MCE, com o intuito de atestar a integridade física da medida.

Como resultado da inspeção, pode haver a recomendação de reformas nas estruturas civis, se a função de eliminar o risco estiver, de alguma maneira, sendo comprometida.

Um exemplo desse trabalho pode ser a realização de inspeções pelo responsável técnico com o objetivo de avaliar o estado de manutenção de um piso instalado em uma área de estacionamento de veículos, utilizado como MCE impedindo o contato dérmico dos receptores humanos (funcionários e usuários do estacionamento) com o solo contaminado subjacente.

Esse trabalho de inspeção é de responsabilidade do responsável legal e do responsável técnico, cujos resultados são encaminhados ao Órgão Ambiental Gerenciador, a fim de mantê-lo informado sobre a adequação das MCE. As inspeções realizadas pelo responsável técnico – parte do acompanhamento da medida –, podem ser complementadas por inspeções realizadas pelo próprio Órgão Ambiental Gerenciador, caso entenda a ação como prioritária e necessária.

### 3. Realizar campanhas de monitoramento da eficácia da MCE

As campanhas de monitoramento da eficácia da MCE não estão necessariamente ligadas à avaliação da integridade física das obras civis. Elas são focadas em verificar se as condições criadas com a implantação da medida estão funcionando adequadamente. As campanhas de monitoramento da eficácia também abrangem as plumas de contaminação remanescentes, avaliando sua evolução e, se for o caso, sua degradação ao longo do tempo, de forma a identificar uma situação futura em que a redução das concentrações viabilize o encerramento da MCE.

Com o objetivo de verificar eficácia de um sistema passivo de drenagem de metano, construído junto ao contrapiso de um prédio, o responsável técnico pode, por exemplo, realizar o monitoramento das concentrações de metano em poços de gás e poços *subslabs* instalados nos pontos de conformidade, definidos no Projeto da MCE. Assim, é possível avaliar se essa estrutura mantém a função de evitar a intrusão de metano em ambientes fechados.

Durante o acompanhamento da MCE, caso os resultados do monitoramento da eficácia se mostrem insatisfatórios, o responsável legal, com base na orientação do responsável técnico, promoverá eventuais complementações, adequações ou alterações no projeto da MCE.

### 4. Avaliar a continuidade da MCE

Em função dos resultados do acompanhamento da MCE, feito por meio de inspeções e monitoramento, pode-se manter a atuação da medida, alterar suas características, visando melhorar o seu desempenho, substituí-la (quando constatada sua ineficiência ou ineficácia) ou mesmo encerrá-la, caso sejam atingidas as Concentrações Máximas Aceitáveis (no caso da ocorrência de atenuação natural ou a ação de um sistema de remediação associado).

O acompanhamento das MCE de longo prazo necessita ser realizado, pelo menos, a cada cinco anos. Dessa avaliação poderá resultar a necessidade de redefinição dos objetivos e, consequentemente, a revisão das medidas de intervenção a serem adotadas ou seu encerramento.

Quando alterações significativas no projeto da MCE, ou o seu encerramento, forem aprovadas pelo Órgão Ambiental Gerenciador, a atualização será repassada ao Termo

de Reabilitação para o Uso Declarado, para que este documento passe a refletir a nova situação identificada.

# Seção 13.3: Acompanhamento das Medidas de Controle Institucional

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Realizar inspeções ..... 1
3. Realizar campanhas de monitoramento da eficácia da MCI ..... 2
4. Avaliar a continuidade da MCI ..... 2

## 1. Introdução

As medidas de controle institucional (MCI) envolvem o estabelecimento de restrições de uso e ocupação, ou de exploração dos recursos ambientais ou naturais, visando evitar a exposição real dos bens a proteger a substâncias químicas de interesse (SQI).

O acompanhamento da MCI consiste no levantamento de informações que demonstrem a eficácia da restrição imposta. Por exemplo, o acompanhamento da restrição de uso do solo pode ser realizado por meio de inspeções periódicas, de modo que se possa identificar usos irregulares na área restrita.

No caso de restrição de uso das águas subterrâneas, o acompanhamento pode ser feito por meio de inspeções ao longo do período de vigência, para verificar a ocorrência de instalação de poços de abastecimento de água irregulares.

Juntamente com a avaliação da eficácia da medida, o acompanhamento das MCI também busca avaliar a necessidade de sua continuidade, por meio das seguintes ações, adotadas de forma conjunta ou isolada, conforme o tipo de MCI:

- ✓ realizar inspeções;
- ✓ realizar campanhas de monitoramento da eficácia da MCI;
- ✓ avaliar a continuidade da MCI.

Cabe ao Órgão Ambiental Gerenciador a avaliação dos resultados apresentados pelo responsável legal e responsável técnico no Relatório de Acompanhamento da Medida de Controle Institucional.

## 2. Realizar inspeções

As inspeções em áreas com MCIs implantadas têm um enfoque sobre as restrições impostas, para que se possa constatar o seu cumprimento na área em avaliação e em outras áreas externas onde a MCI eventualmente pode atuar.

Esse trabalho de inspeção deve ser feito pelo responsável legal e responsável técnico, cujos resultados precisam ser apresentados ao Órgão Ambiental Gerenciador, a fim de mantê-lo informado sobre a adequação das restrições impostas e programe suas ações de fiscalização. As inspeções realizadas pelo responsável legal e responsável técnico – parte do acompanhamento da medida –, podem ser complementadas por inspeções realizadas pelo próprio Órgão Ambiental Gerenciador, caso entenda a ação como prioritária e necessária.

Como exemplo dessas ações, o responsável legal, com apoio de um responsável técnico, pode realizar inspeções periódicas na Área Reabilitada para o Uso Declarado (AR), com o objetivo de verificar a ausência de poços de abastecimento de água em uma área de restrição de uso das águas subterrâneas. Outro exemplo seria a realização de inspeções para verificar a ausência de pessoas em uma área isolada com restrição de ocupação, onde ocorrem riscos de contato dérmico ou inalação de vapores em ambiente fechado.

### 3. Realizar campanhas de monitoramento da eficácia da MCI

As campanhas de monitoramento da eficácia da MCI não estão necessariamente ligadas à avaliação do controle institucional imposto (restrição), mas focadas em avaliar a evolução das plumas de contaminação remanescentes e, se for o caso, a degradação ao longo do tempo. O objetivo é identificar uma situação futura em que a redução das concentrações viabilize o encerramento da MCI.

### 4. Avaliar a continuidade da MCI

As MCIs poderão ser encerradas quando as concentrações das SQIs forem reduzidas, seja por processo de atenuação natural ou por atuação de uma medida de remediação por tratamento (MRT), como, por exemplo, a atenuação natural monitorada, para valores abaixo das concentrações máximas aceitáveis (CMAs) definidas.

Por exemplo, ao realizar campanhas de monitoramento da água subterrânea na área com restrição de uso para consumo humano, a continuidade da MCI será necessária caso as concentrações estejam acima do padrão de potabilidade, utilizado como CMA da MCI.

Caso os resultados do acompanhamento da MCI indiquem a ineficácia da medida, o responsável legal e o responsável técnico deverão rever e ajustar o dimensionamento da MCI. Eles deverão apresentar ao Órgão Ambiental Gerenciador as argumentações técnicas pertinentes, bem como o conjunto de premissas alteradas com as devidas justificativas. Caso as alterações da MCI impliquem em alteração do cronograma de acompanhamento, os novos prazos propostos também precisarão ser formalizados.

O acompanhamento das MCIs de longo prazo tem de ser realizado pelo menos a cada cinco anos.

Quando alterações significativas no projeto da MCI, ou o seu encerramento, forem aprovados pelo Órgão Ambiental Gerenciador, a atualização será repassada ao Termo de Reabilitação para o Uso Declarado onde a medida está registrada, para que este documento passe a refletir a nova situação.

# Seção 13.4: Elaboração do Oitavo Modelo Conceitual e Classificação 9

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Estrutura do MCA 8 ..... 1**
2.1. Plantas georreferenciadas da AR ..... 2
2.2. Representações tridimensionais ..... 2
2.3. Tabela resumo ..... 2
2.4. Texto explicativo ..... 3
**3. Classificação 9 ..... 3**

## 1. Introdução

O oitavo modelo conceitual da área (MCA 8) é uma atualização do sétimo modelo conceitual da área (MCA 7), realizada com base nos resultados da etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional.

Quando são atingidas as condições para elaboração do MCA 8, a área já se encontra classificada como Área Reabilitada (AR), de forma que suas informações são úteis para demonstrar se as condições estabelecidas no Termo de Reabilitação para o Uso Declarado estão vigentes na área.

O MCA 8 é o último e mais completo dos nove modelos conceituais possíveis de serem elaborados durante as etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), sendo utilizado para a realização da Classificação 9. Por isso, pode indicar a possibilidade de encerramento do GAC, caso as Medidas de Controle Institucional (MCI) ou Medidas de Controle de Engenharia (MCE) eventualmente implantadas não se mostrem mais necessárias.

Nesta seção, são apresentadas, no item 2, as diretrizes para a construção do MCA 8 e, no item 3, a diretriz para a classificação da área após a etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional (Classificação 9).

Uma conceituação geral sobre essa ferramenta importante do GAC, que é o Modelo Conceitual da Área, pode ser consultada no item 5 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Estrutura do MCA 8

No MCA 8, os resultados da etapa de Acompanhamento das Medidas de Engenharia e de Controle Institucional são interpretados e organizados por bens a proteger, formando uma estrutura que contenha o seguinte:

- ✓ plantas georreferenciadas da AR;
- ✓ representações tridimensionais das medidas de intervenção sob acompanhamento;
- ✓ texto explicativo com integração e interpretação das informações sobre os resultados do GAC;

- ✓ tabela com resumo das informações.

### 2.1. Plantas georreferenciadas da AR

As características e diretrizes para elaboração das plantas do MCA 8 estão descritas a seguir:

- ✓ **Planta da AR** – planta contendo o polígono que representa os limites (perímetro) da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas avaliada (atual e pretéritas), delineado com base na(s) matrícula(s) do imóvel(is), ao qual se aplica a classificação como AR. Na sua legenda são inseridas informações sobre o CNAE da atividade potencialmente geradora de áreas contaminadas, sua razão social, o número da matrícula do imóvel, as coordenadas do centro da área, dimensões e pontos de acesso.

- ✓ **Planta de ocupação da AR** – planta que represente a forma de ocupação da AR ao longo do período de acompanhamento, a qual precisa estar de acordo com o uso declarado constante do Termo de Reabilitação, indicando aspectos importantes que foram considerados para viabilizar o seu uso seguro, por exemplo, os ambientes fechados; ambientes abertos; áreas impermeabilizadas; áreas com solo exposto, elevadas para evitar a exposição ao solo; áreas cercadas. São também representados nessa planta, quando houver, tanques ou utilidades subterrâneas que atuaram como fontes de contaminação no passado e não puderam ser removidos da área por questões estruturais, permanecendo inertes na AR. Também serão representadas as fontes de contaminação potenciais que permanecerão na AR.

### 2.2. Representações tridimensionais

- ✓ **Representação tridimensional dos resultados do GAC** – plantas e seções verticais, longitudinais e transversais, ou outra maneira de representação tridimensional, contendo:

    - o as áreas e volumes das MCIs e MCEs implantadas que estão em acompanhamento, ou Medidas de Remediação por Tratamento (MRT) ou Medidas de Remediação por Contenção (MRC) eventualmente mantidas;

    - o a indicação dos pontos de conformidade em que se faz o acompanhamento das MCIs, MCEs ou, eventualmente, MRT ou MRCs.

### 2.3. Tabela resumo

O resumo dos resultados da etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional é necessário para melhor entendimento do MCA 8. Esse resumo pode ser feito por meio de tabela estruturada com uma medida de controle em cada linha e as seguintes informações nas colunas:

- ✓ tipo das medidas de intervenção em acompanhamento (MCE, MCI ou eventualmente MRT ou MRT);

- ✓ tempo de vigência;

- ✓ frequência de acompanhamento;
- ✓ responsáveis pela manutenção e acompanhamento.

O responsável legal pode propor complementações às tabelas resumo, incluindo colunas adicionais que julgar necessárias para compilação das informações.

### 2.4. Texto explicativo

O conteúdo do texto explicativo integra as informações em um resumo que visa dar sentido às plantas, representações tridimensionais e tabela resumo do MCA 8, destacando como o acompanhamento das medidas de intervenção garante a ocupação segura da área.

## 3. Classificação 9

A Classificação 9 se configura como uma continuidade da classificação 8, realizada na etapa anterior de Emissão do Termo de Reabilitação, pois a área será mantida classificada como AR, havendo apenas a revisão das medidas de controle (MCI ou MCE) ou de remediação (MRT ou MRC) relacionadas no Termo de Reabilitação para o Uso Declarado.

Mantendo-se inalteradas as condições da área em avaliação após o acompanhamento das MCIs, ou MCEs, ou MRTs, ou MRCs, eventualmente implantadas, a área permanecerá classificada como AR, sem haver a necessidade de atualização do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado.

Caso o acompanhamento indique a possibilidade de encerrar as medidas de intervenção, a área em avaliação terá sua classificação como AR mantida, sendo encaminhada para atualização do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado, que deixará de relacionar as medidas de intervenção em acompanhamento consideradas encerradas.

# Seção 13.5: Relatório de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional

**Sumário**

**1. Introdução ..... 1**
**2. Relatório de Acompanhamento das MCE e MCI ..... 1**
2.1. Resultados do acompanhamento das MCEs ..... 1
2.2. Resultados do acompanhamento das MCI ..... 2
2.3. Resultados do acompanhamento das MRC ou MRT ..... 3

## 1. Introdução

Após a execução das subetapas de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia (MCE) e das Medidas de Controle Institucional (MCI) e de Elaboração do Oitavo Modelo Conceitual da Área (MCA 8) e Classificação 9, o responsável técnico registrará os resultados e interpretações dessas ações no Relatório de Acompanhamento das MCEs e MCIs.

Destaca-se que, nesse relatório, também podem ser apresentados os resultados do acompanhamento de outros tipos de medidas de intervenção eventualmente implementadas e inseridas no termo de reabilitação, como medidas de remediação por contenção (MRC) ou mesmo medidas de remediação por tratamento (MRT).

Para a elaboração do Relatório de Acompanhamento das MCEs e MCIs, o responsável legal e responsável técnico levará em consideração as diretrizes gerais estabelecidas no item 7 da **Seção 1.2** deste manual.

## 2. Relatório de Acompanhamento das MCE e MCI

Em sua estrutura, o Relatório de Acompanhamento das MCEs e MCIs contém os seguintes itens:

- ✓ Resultados do acompanhamento das MCEs;
- ✓ Resultados do acompanhamento das MCIs;
- ✓ Resultados do acompanhamento das MRCs ou MRTs;
- ✓ O MCA 8 e a proposta de Classificação 9.

### 2.1. Resultados do acompanhamento das MCEs

Conforme descrito na **Seção 13.2**, o acompanhamento das MCEs pode ser realizado por meio de inspeções ou de monitoramento da eficácia da MCE. Dessa forma, podem ser gerados relatórios parciais da MCE, referente a cada inspeção ou campanha de monitoramento realizadas, e um relatório final da MCE, quando houver proposta de seu encerramento.

Tendo sido concluído o acompanhamento da MCE, o responsável técnico e o responsável legal farão o registro dos relatórios parciais e final da MCE no Relatório de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional.

Em termos de conteúdo, tanto os relatórios parciais quanto o relatório final da MCE conterão as seguintes informações:

- Resultados de inspeções:
    - relato sobre as condições de manutenção da MCE observadas;
    - relato sobre a decisão de continuidade da MCE, com ou sem reformas/reparos ou de encerramento da aplicação da MCE.
- Resultados do monitoramento da MCE:
    - a localização dos pontos de conformidade;
    - as substâncias químicas de interesse (SQIs);
    - as concentrações máximas aceitáveis (CMAs) das MCEs;
    - os resultados obtidos nas campanhas de monitoramento da MCE;
    - relato sobre a decisão de continuidade da MCE, com ou sem reformas/reparos ou de encerramento da aplicação da MCE.

### 2.2. Resultados do acompanhamento das MCI

Conforme descrito na **Seção 13.3**, o acompanhamento das MCIs pode ser realizado por meio de inspeções ou de monitoramento da eficácia da MCI. Dessa forma, podem ser gerados relatórios parciais da MCI, referente a cada inspeção ou campanha de monitoramento realizadas, e um relatório final da MCI, quando houver proposta de seu encerramento.

Tendo sido concluído o acompanhamento da MCI, o responsável técnico e o responsável legal fazem o registro dos relatórios parciais e final da MCI no Relatório de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional.

Em termos de conteúdo, tanto os relatórios parciais quanto o relatório final da MCI conterão as seguintes informações:

- Resultados de inspeções:
    - relato sobre as condições de manutenção da MCI observadas;
    - relato sobre a decisão de continuidade ou de encerramento da aplicação da MCI.
- Resultados do monitoramento da MCI:
    - a localização dos pontos de conformidade;
    - as substâncias químicas de interesse (SQIs);
    - os resultados obtidos nas campanhas de monitoramento da MCI;
    - comparação das concentrações obtidas com as concentrações máximas aceitáveis (CMAs) controladoras das MCIs;
    - relato sobre a decisão de continuidade ou de encerramento da aplicação da MCI.

## 2.3. Resultados do acompanhamento das MRC ou MRT

Em situações excepcionais, caso estejam previstas a manutenção de MRC ou MRT, associadas ou não a uma MCE ou MCI, no termo de reabilitação, essas medidas serão acompanhadas por meio da realização do monitoramento da eficiência e eficácia, conforme descrito na **Seção 10.2**. Dessa forma, podem ser gerados relatórios parciais da MRC ou MRT, referente a cada campanha de monitoramento da eficiência e eficácia realizada.

Quando proposto o encerramento da aplicação da MRC ou MRT, é preciso apresentar ao Órgão Ambiental Gerenciador os resultados do monitoramento para encerramento, conforme o **Capítulo 11**.

Tendo sido concluído o acompanhamento da MRC ou MRT, o responsável técnico e o responsável legal fazem o registro dos relatórios parciais e final no Relatório de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, justificando o encerramento dessas medidas, para que sejam realizados os devidos ajustes no termo de reabilitação.

# Seção 14.1: Técnicas de Investigação de Áreas Contaminadas – Introdução

O **Capítulo 14** apresenta as técnicas de investigação utilizadas durante o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC).

Em praticamente todas as etapas do GAC, a depender do objetivo da etapa, existe a necessidade de se utilizar uma técnica de investigação. No entanto, essas técnicas são aplicadas principalmente nas etapas de Investigação Confirmatória e Investigação Detalhada. Eventualmente, investigações são previstas na etapa de Avaliação Preliminar e, de forma complementar, nas etapas de Avaliação de Risco e Elaboração do Plano de Intervenção (na subetapa de Investigação para Remediação). Fases avançadas do GAC, como o acompanhamento das etapas de Execução do Plano de Intervenção, Monitoramento para Encerramento e Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e Controle Institucional, também podem prever investigação quando alguma lacuna de informações precisa ser suprida.

As técnicas de investigação de áreas contaminadas podem ser subdivididas em técnicas para a caracterização do meio físico – no qual os contaminantes se acumulam ou são transportados –, com foco na investigação da geologia e hidrogeologia da área; e em técnicas para caracterização da própria contaminação, com foco na quantificação da massa e distribuição dos contaminantes no meio subterrâneo (zonas não saturada, saturada e franja capilar).

Nesse contexto, as seções do **Capítulo 14** estão divididas da seguinte maneira:

14.1 – Introdução
14.2 – Técnicas para a Caracterização Geológica e Hidrogeológica
14.3 – Técnicas para a Caracterização da Contaminação

# Seção 14.2: Técnicas para a Caracterização Geológica e Hidrogeológica

**Sumário**

**1. Sondagens de reconhecimento das unidades hidroestratigráficas ..... 1**
1.1. Métodos de sondagem e amostradores para recuperação de solo..... 1
1.2. Sondagem mecanizada..... 2
1.3. *Hollow Stem Auger* (HSA) ..... 2
1.4. *Direct-push* (DP)..... 4
1.5. Sondagem sônica..... 8
1.6. Sondagem manual ..... 10
1.7. Vantagens e desvantagens dos métodos de sondagem para reconhecimento das unidades hidroestratigráficas..... 12
1.8. Reconhecimento de unidades hidroestratigráficas ..... 14
**2. Sondagens para ensaios e caracterização ..... 17**
2.1. *Standard Penetration Test* (SPT)..... 17
2.2. Ensaio de Piezocone de Resistividade (RCPTu)..... 19
**3. Ensaios para determinação da condutividade hidráulica..... 23**
3.1. Ensaios de determinação pontual da Condutividade Hidráulica ..... 25
3.1.1. Método Hvorslev..... 26
3.1.2. Método Bouwer & Rice ..... 31
3.2. Ensaio de determinação em alta resolução da condutividade hidráulica ..... 34
**4. Ensaio de determinação da porosidade total e efetiva ..... 39**
**5. Determinação da potenciometria ou fluxo de água nas zonas vadosa e saturada..... 42**
5.1. Fluxo da água subterrânea na zona vadosa..... 42
5.2. Fluxo da água subterrânea na zona saturada ..... 43
**Referências ..... 45**

## 1. Sondagens de reconhecimento das unidades hidroestratigráficas

As sondagens de reconhecimento das unidades hidroestratigráficas (UHE) têm como principal objetivo fornecer o entendimento do meio físico do fluxo anisotrópico da água subterrânea e dos contaminantes. Segundo a CETESB (2017), as sondagens de reconhecimento devem ser executadas fora de áreas potenciais de "Fase líquida não aquosa mais densa que a água" (*Dense Non-Aqueous Phase Liquid* – DNAPL).

Para a execução das sondagens de reconhecimento das UHEs é necessário realizar a perfuração do solo (sondagem), retirar o solo de subsuperfície (amostragem) e analisá-lo (descrição do solo).

### 1.1. Métodos de sondagem e amostradores para recuperação de solo

Para a caracterização ambiental, o método de perfuração a ser escolhido deve ser avaliado com cautela, considerando a representatividade das amostras que serão recuperadas. Amostras de caracterização ambiental não podem ser contaminadas por nenhum fluido de perfuração ou de outros procedimentos que alterem as condições químicas e/ou físicas do meio (Nielsen, 2006). O método de perfuração e amostragem (solo, sedimento, água subterrânea e ar do solo) a ser adotado em um projeto depende das condições específicas de cada área de estudo, tais como, a geologia do local, o tipo de contaminante e, principalmente, o objetivo a ser atendido.

Para as sondagens de reconhecimento de UHEs, os métodos de perfuração e de recuperação do solo devem ser escolhidos considerando as características do meio geológico e o nível de detalhamento necessário. A viabilidade econômica e operacional também deve ser considerada na escolha do método de perfuração e amostragem. A escolha de um método de maior resolução, representatividade e acurácia, consecutivamente, permitirá o melhor detalhamento do meio físico e das UHEs, enriquecendo o modelo conceitual da área de estudo.

Para a execução da sondagem em solo para fins ambientais (material inconsolidado) existem três métodos de perfuração principais: mecanizada, sônica e manual. A sondagem mais utilizada nos estudos de áreas contaminadas é a sondagem mecanizada e conduzida a seco (sem aplicação de fluidos de perfuração). A sondagem sônica é muito utilizada nos estudos de áreas contaminadas na Europa e na América do Norte, ainda não explorada nos estudos de áreas contaminadas no Brasil. O método manual, por sua vez, foi o primeiro a ser utilizado no Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC). Os três principais métodos de perfuração serão detalhados a seguir.

### 1.2. Sondagem mecanizada

O método de perfuração mecanizado é amplamente utilizado no mercado de áreas contaminadas. A perfuração mecanizada na caracterização ambiental geralmente utiliza os *Hollow Stem Auger* (HSA) (trados ocos helicoidais) e recuperam as amostras por meio do método *direct push* (cravação contínua). Esses são os principais métodos de perfuração e recuperação de solo, respectivamente, para materiais inconsolidados. Não é objetivo desse manual descrever sobre os métodos de perfuração em rocha, sendo explorados neste documento os métodos utilizados em solo (inconsolidado).

### 1.3. *Hollow Stem Auger* (HSA)

Os trados helicoidais são métodos de perfuração amplamente utilizados no mercado de geotecnia e construção civil. Existem basicamente 4 tipos de trado no mercado: *bucket auger*, *digger auger*, *soild-stem continuous flight auger* e *hollow stem auger*. Os três primeiros citados são basicamente trados sólidos que se diferenciam pelo comprimento dos helicoides, coroas de cravação, comprimento e diâmetro dos trados. Esses, embora raramente, são utilizados em sondagens ambientais para auxílio em alguma manobra. O mecanismo de funcionamento dos trados helicoidais se baseia na perfuração rotativa, que geralmente é realizada sem uso de fluidos de perfuração (ideal para sondagens ambientais). Nesse método, os helicoides (espirais) propiciam a saída do solo desagregado para a superfície durante o avanço da perfuração. Não é possível realizar a descrição assertiva do solo nesse tipo de perfuração, pois o material perfurado é misturado com o solo da parede dos furos. Não é possível determinar a profundidade de origem do solo. Portanto, essa metodologia é muito eficaz para o avanço da perfuração de solos, mas não é recomendada para a descrição do solo e definição das unidades hidroestratigráficas.

A perfuração com sondas mecanizadas utilizando o método *Hollow Stem Auger* – trados ocos helicoidais - (ASTM D5784/D5784M-18) (ASTM International, 2025) e ABNT NBR 15492 (ABNT, 2007a) emprega trados de diâmetro interno (D.I.) variáveis e comprimento de 1,5 m (conectados uns aos outros). Os D.I. variam entre 2,25” e 12,25” e podem apresentar diferenças conforme os fabricantes. A profundidade máxima atingida depende muito do solo local e da potência da sonda escolhida. O ferramental básico consiste em um trado oco, com uma coroa cortante na ponta, que possui hastes internas com protetores nas roscas, fixadas sobre uma broca guia interna que fica encaixada dentro da coroa cortante, evitando a entrada de solo nos trados. O trado oco é encaixado na ponta sobre uma coroa cortante e fixado acima, em um cabeçote guia, realizando o encaixe deste com a máquina. Para argilas mais duras, os sondadores

devem tradar com menores revoluções por minuto (30-50), diferente de solos mais arenosos (250). Os trados mais utilizados para aplicação em estudos ambientais são os de diâmetro interno de 4,25", usados para a instalação de poços de monitoramento de 2" de diâmetro. Já o trado de 6,25" é utilizado tanto para instalação de poços de 2" quanto de 4" de diâmetro. Diâmetros internos maiores, tais como 8,25" e 10,25", são geralmente aplicados em instalação de poços de captação e bombeamento, que necessitam de maiores diâmetros internos para rendimento hidráulico. Trados de maior D.I. também podem ser usados para a instalação de revestimentos permanentes da parede da sondagem (*double casing drilling*) – perfurações telescópicas – quando é necessário isolar horizontes do aquífero de interesse durante a perfuração, a fim de evitar a migração vertical ou a contaminação cruzada para zonas mais profundas do aquífero, por meio do arraste de contaminantes no decorrer da sondagem, da varredura vertical, da amostragem de solo, ou da instalação de poços.

A capacidade de retirar o conjunto da haste e da broca interna enquanto os trados helicoidais ficam cravados no solo é a principal vantagem de usar o método HSA, já que evita a contaminação cruzada. Isso fornece um furo aberto e revestido, no qual podem ser inseridos amostradores tubulares, instrumentação, poços de monitoramento/remediação ou outros itens. Como esse método possibilita o revestimento da sondagem no decorrer da perfuração, evitando o desmoronamento de materiais da parede do furo durante o avanço, é um dos métodos mais recomendados para a instalação de poços de monitoramento ou remediação (item sobre poços de monitoramento será mais bem aprofundado na sessão 14.3), embora o método sônico (ainda não disponível no Brasil), que gera menos resíduo devido ao menor diâmetro dos furos, também seja indicado. Um dos principais problemas com o método HSA é a quantidade de resíduo gerado (solo). A **Figura 14.2-1** mostra alguns esquemas e exemplos da metodologia HSA.

O uso bem-sucedido do método HSA depende muito da habilidade do sondador e da profundidade do nível d'água. Uma vez que o lençol freático é encontrado, a dinâmica de usar os trados helicoidais ocos pode mudar drasticamente. Ao perfurar abaixo do lençol freático, a pressão dentro dos trados deve ser igual ou superior à pressão da água subterrânea, para evitar que a água subterrânea se mova para dentro dos trados, trazendo com ela os materiais inconsolidados da formação. Esse problema ocorre mais comumente em formações granulares não coesivas (areia) do que em formações coesas (silte e argila). Sempre que os materiais da formação fluem para a haste central da broca, as características da formação podem ser comprometidas. O influxo de materiais também pode complicar a instalação de poços de monitoramento e outros instrumentos. Outra dificuldade é perfurar solos com grande porcentagem de cascalho, seixos e matacões.

**Figura 14.2-1 – Esquemas e exemplos da metodologia HSA**

Fonte: Riyis *et al.* (2019).
Notas:
**A** - Sonda com o sistema *Hollow Stem Auger* – marca Geoprobe, modelo 7720DT (Diversified Drilling, 2020).
**B** - Esquema de perfuração HSA em solo arenoso (modificado do manual *Test holes and dewatering wells: requirements and best management practices.*
**C** - Componentes do sistema HSA (Modificado da AMS 2019a).
**D** - Trados Helicoidais ocos após perfuração em solo (AESAS, 2021).
**E** - Vista de perto da perfuração HSA, com a saída de solo pela lateral dos trados helicoidais (Diversified Drilling, 2020).
**F** - Haste interna e broca guia interna (*pilot asssembly*) dentro e fora do trado oco helicoidal.

## 1.4. *Direct-push* (DP)

Essa tecnologia começou a se popularizar na década de 1990 em resposta à velocidade necessária para avaliar os impactos nos aquíferos de maneira mais rápida e com maior custo-benefício comparado aos métodos mais tradicionais. Sendo assim, o método *direct push* (cravação contínua) – (ASTM D6282/D682M-14) (ASTM International, 2023) consiste na perfuração com o avanço de um conjunto de ferramentas (amostrador e hastes prolongadas para cravação e retirada do solo) de pequeno diâmetro (não excedendo 4'') no solo por cravação, usando diferentes sistemas ou uma combinação de peso estático do equipamento, pressão hidráulica e o martelamento hidráulico rápido (Poole *et al*., 2005). A amostragem pode ser contínua, para completa caracterização da sondagem, ou em algum intervalo discreto. Comumente, o equipamento é montado em uma sonda sob esteira (alguns exemplos de sondas na **Figura 14.2-2**) ou em um veículo ATV (*All-Terrain Vehicle*), o que facilita o deslocamento e o acesso em áreas pequenas; no entanto, também pode ser encontrado acoplado a traseira de caminhões, caminhonetes, tratores ou vans (Poole *et al*., 2006). É o método mais indicado para caracterização ambiental e coleta de amostras de solo (ASTM D6282/D6282M-14)

(ASTM International, 2023). A **Figura 14.2-2** apresenta as típicas sondas utilizadas para este tipo de cravação.

**Figura 14.2-2: Típicas sondas sob esteiras[1][2] utilizadas para sondagens D*irect Push***

Fonte: A – Boart Longyear (2016); B – Holocene Driling (2021); C – Geoprobe Systems ( c2025); D – AMS (2025).
Notas:
[1] Todas essas sondas também possuem a capacidade de trabalhar com a modalidade *Hollow Stem Auger*.
[2] Existem outras sondas nacionais e importadas disponíveis no mercado com o desempenho semelhante as sondas da AMS Power Probe, Boart longyear e da Geoprobe.
**A** – DB 520 da Boart Longyear.
**B** – 7822DT da Geoprobe Systems.
**C** – 6712DT da Geoprobe Systems.
**D** – Power Probe 9410 VTR da AMS.

É uma metodologia muito versátil, pois, nesse sistema, podem ser acoplados diversos tipos de amostradores não apenas para coleta de solo, mas também para coleta de amostras discretas de água subterrânea (**Seção 14.3**), coleta de amostras de gás e avanço de sensores, como o MiHPT (*Membrane Interface Probe* combinado com *Hydraulic Profile Tool*), CPT (*Cone Penetration Test*), OiHPT (*Optical Image Profile* com *Hydraulic Profile Tool*), entre outros. Demais usos ainda incluem a coleta de amostras geotécnicas, instalação de poços pré-montados e remediação, utilizando principalmente a injeção de oxidantes/bioestimuladores. As principais vantagens desse método incluem: mínima geração de solo como resíduo, pois não há uso de sondagem rotativa, exceto quando se usa a sondagem combinada para coleta de amostras de solo (*HSA + direct push*); rápida cravação (em certos solos), podendo atingir uma produção de até 25 m por dia (na mesma sondagem); acarreta mínima perturbação nos aquíferos devido ao diâmetro pequeno do amostrador; as amostras são recuperadas relativamente íntegras, o que permite uma precisa descrição do solo; pouca perda de compostos orgânicos voláteis devido ao encapsulamento pelos *liners*; monitoramento em tempo

real usando ferramentas de detecção *in situ* que pode ajudar a identificar fontes ou delimitar impactos sem a necessidade de extensa análise externa de amostras, reduzindo potencialmente os custos gerais do projeto. É ideal para acessar espaços limitados e restritos como aqueles que ocorrem dentro de áreas urbanas e industriais, por exemplo, incluindo a realização de sondagens direcionais (para coleta de amostras abaixo de locais ou prédios inacessíveis, por exemplo. A capacidade de profundidade de um sistema de martelo de percussão depende da quantidade de força que o martelo pode aplicar e do peso estático do veículo no qual o sistema está acoplado. Dependendo da potência da sonda, profundidades maiores do que 30 m costumam ser difíceis de serem alcançadas.

A amostragem de solo por meio do método *direct-push* utiliza um amostrador metálico (comprimento de 1,40 a 1,50 m), que é penetrado em subsuperfície e a amostra de solo é recuperada dentro de um *liner* descartável de material plástico (PEAD ou PVC) com diâmetro de 44 mm a 52 mm. Esse *liner* é fechado nas extremidades com tampas de PEAD, comumente uma vermelha na ponta inferior e uma preta na ponta superior. A amostragem DP pode ser realizada por meio de quatro metodologias principais. A seguir, são descritas todas as modalidades dos amostradores *direct push*: (1) *single tube* (*single-rod*, tubo simples, *open tube*); (2) *single tube* revestido com o *Hollow Stem Auger*; (3) *dual tube* (duplo revestimento); e (4) *piston sampler* (*selead single tube*, *closed piston*, amostrador fechado). A **Figura 4.2-3** apresenta um esquema com o resumo de cada tipo de amostrador de solo utilizando a tecnologia *direct push*.

O amostrador *single tube* **(A)** é adequado para a coleta de amostras em profundidades rasas na zona vadosa (máximo 2 m a 4 m), pois, a partir de maiores profundidades, principalmente abaixo do nível d'água, zonas com presença de NAPL e em solos mais arenosos, eleva-se o risco de colapsamento da parede do furo, aumentando a possibilidade de contaminação cruzada e mistura de solos de profundidades diferentes entre os avanços da ferramenta.

Para minimizar essa situação e diminuir as incertezas, pode-se utilizar o *Hollow Stem Auger* **(B)** para revestir o furo, enquanto se faz a cravação com o *single tube* por dentro dos trados. O problema dessa modalidade é que há uma maior geração de resíduos e a sondagem se torna mais demorada e com um custo-benefício mais elevado. Além disso, dependendo do solo e da profundidade do início da zona saturada, a água do aquífero pode entrar por pressão por dentro dos trados, inviabilizando a sondagem.

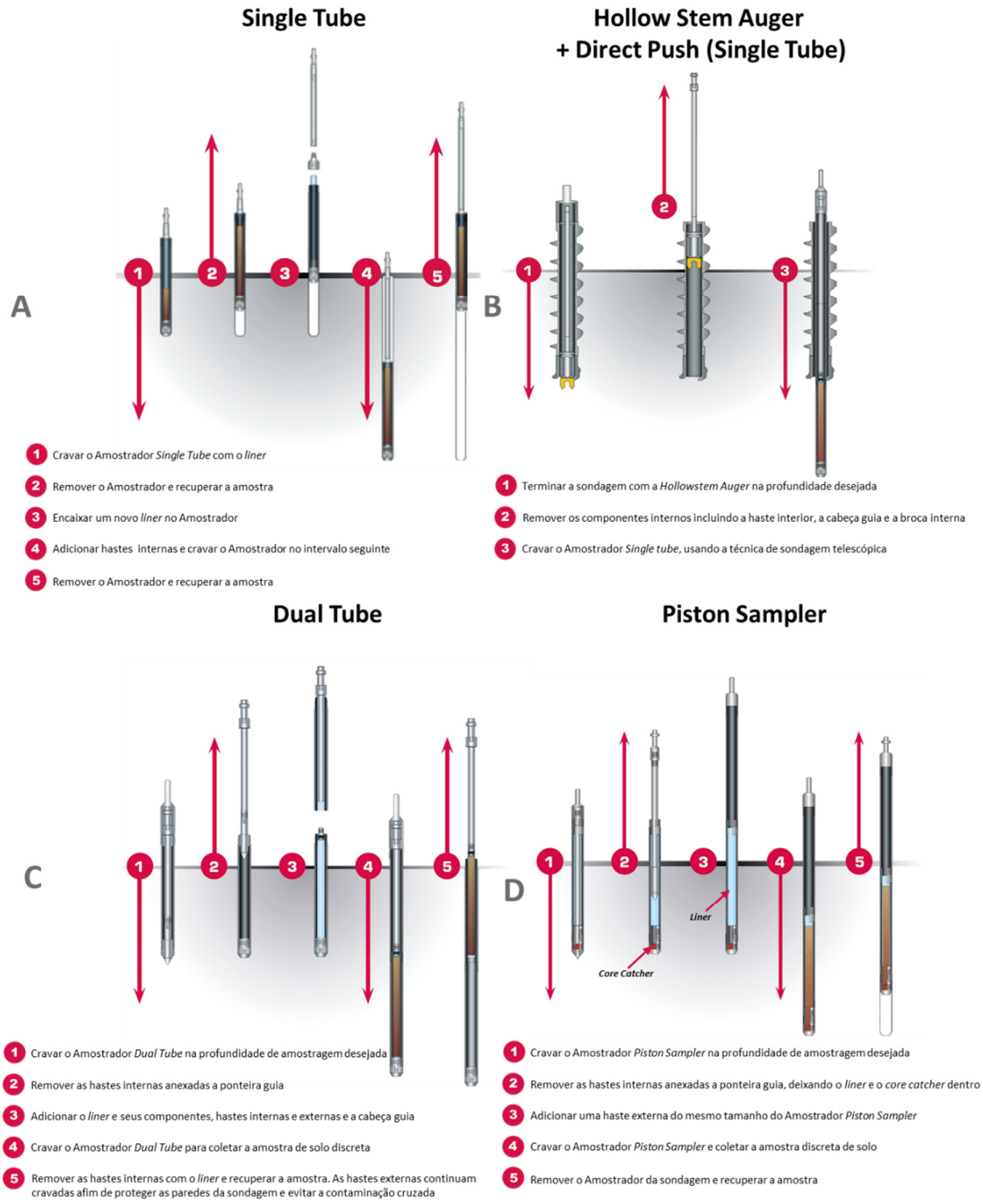
Outro modo de evitar os problemas do furo aberto é realizar o *direct push* com o amostrador *dual tube* **(C)**. Esse amostrador é bastante recomendado pois entre todos os outros é o que fornece amostras com maior integridade onde ela é coletada no tubo interno, enquanto o tubo externo reveste e protege o furo, evitando o colapsamento da parede e a possível contaminação cruzada entre amostras. Apesar de ser muito recomendado e usado no Estados Unidos da América, no Brasil esse amostrador é pouco disponível nas empresas de sondagem. No entanto, é extremamente útil para coletar amostras representativas e é a modalidade mais rápida para realizar uma amostragem contínua, especialmente quando existe a presença de NAPL. Algumas dificuldades são encontradas, principalmente devido ao maior atrito lateral (tubo externo) no momento da perfuração e sondagens em materiais muito inconsolidados na zona saturada (areia, por exemplo), pelo efeito de *pre-heave*, quando esse material, devido à alta pressão hidráulica ascendente, pode entrar por baixo do revestimento.

De acordo com Nielsen (2006), Riys *et al*. (2012) e Riyis (2015), o amostrador que permite a melhor coleta de uma amostra discreta é o *Piston Sampler* **(D)**. Com esse amostrador é possível coletar amostras representativas mesmo abaixo do nível d'água, pois ele desce fechado e somente é aberto no intervalo em que se pretende amostrar. Para que essa modalidade seja verdadeiramente eficiente, é extremamente aconselhável o uso de *core catchers* ("aranha") acoplados nos *liners*, pois, assim, a

amostra de zonas mais arenosas será recuperada de forma mais íntegra. Nessa modalidade, é possível atingir profundidades consideráveis, mesmo em solos arenosos na zona saturada. Essa técnica ainda apresenta maior eficiência quando usada em conjunto com os trados ocos helicoidais (HSA), pois possibilita duplo revestimento. Uma desvantagem dessa modalidade é o tempo que cada sondagem demora para ser realizada e o fato de o furo ficar aberto após a realização da etapa de amostragem, a não ser que se utilizem os trados ocos helicoidais para proteger a parede do furo.

De modo geral, as limitações do método *direct push* incluem a dificuldade em perfurar camadas extremamente compactas, como alguns solos argilosos, alguns solos de alteração de rocha ou com presença de cascalho, e profundidades maiores do que 30 m. Todas as sondagens realizadas via *direct push* devem ser descomissionadas ao final com selo apropriado, para evitar percolação de fluidos para dentro do furo, impedindo uma via de exposição para o aquífero em estudo.

**Figura 14.2-3: Diferentes modalidades dos amostradores[1,2] *direct push***




Fonte: Adaptado de AMS samples Inc.(2019b)
Notas:
[1] Esses amostradores são exemplos da AMS, no entanto a *Geoprobe System*, bem como alguns fabricantes nacionais produzem equipamentos semelhantes.
[2] É possível realizar a modalidade *Piston sampler* também em conjunto com a *Hollow Stem Auger*, o que aumenta a eficiência da amostragem.
**A** – *Single Tube*.
**B** – *Hollow Stem Auger + Single Tube*.
**C** – *Dual Tube*.
**D** – *Piston Sampler*.

## 1.5. Sondagem sônica

A sondagem sônica funciona por meio de vibrações de alta frequência (energia de ressonância) geradas por um oscilador sônico. A perfuração é permitida pela variação de frequências enviada pelos barriletes de perfuração até a face da cabeça de

perfuração (Boart Longyear, 2016). A frequência de vibração da cabeça de perfuração sônica durante a perfuração varia entre 50 Hz e 150 Hz (*Geoprobe*, c2025). Máquinas de perfuração sônica compactas já estão disponíveis no mercado global, contudo, ainda não são realidade no Brasil. Na **Figura 14.2-4,** a imagem (A) apresenta um exemplo de máquina de perfuração sônica compacta.

A alta frequência a que o solo é submetido durante a perfuração sônica provovca efeitos que facilitam a perfuração, são eles: o efeito de liquefação, de inércia e de redução temporária da porosidade do solo (ROYAL Eijkelkamp, 2018). O efeito de liquefação faz com que o solo se comporte como um pó ou fluido, diminuindo o atrito entre a formação perfurada e o conjunto cabeça de perfuração/barrilete de perfuração. Já o efeito de inércia, com a movimentação do solo para cima e para baixo, dificulta que ele fique aderido ao barrilete. As altas vibrações da broca fazem com que o solo mude suas características para uma maior densidade e menor porosidade, diminuindo seu volume no furo e abrindo espaço para o avanço da perfuração. Durante a recuperação do testemunho, a sucção da amostra somada à vibração faz com que o solo recupere em boa parte sua antiga densidade inferior. Portanto, os efeitos de liquefação, inércia e redução temporária da porosidade diminuem a aderência do solo à parede do barrilete facilitando o avanço da perfuração, fazendo com que o furo fique perfeitamente vertical e permitindo a retirada de testemunhos contínuos de solo por unidades de metro.

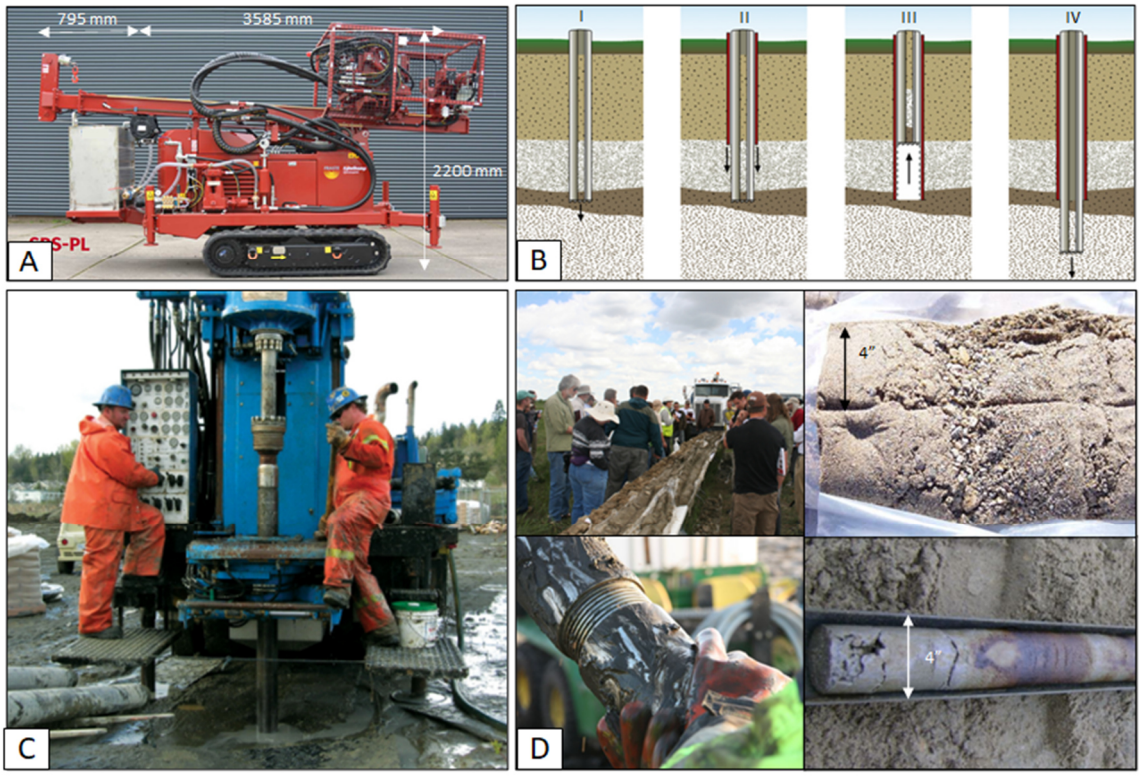
A rotina de perfuração e amostragem da sondagem sônica compreende quatro etapas principais. A perfuração é realizada por uma coroa conectada a barriletes, que, por sua vez, são acoplados à máquina de perfuração. A primeira etapa é a perfuração inicial para amostragem do solo pelo barrilete de amostragem (I). A segunda etapa é o avanço do barrilete de revestimento (II) (externo ao de amostragem e de maior diâmetro) até a profundidade do barrilete de amostragem. A terceira etapa é a recuperação do solo amostrado pelo barrilete de amostragem (III). A quarta e última etapa é o avanço da perfuração pelo barrilete de amostragem, ultrapassando a profundidade do barrilete de revestimento (IV). Posteriormente a essa etapa, o barrilete de amostragem avança a perfuração retomando a primeira etapa. Na **Figura 14.2-4,** as imagens (B) e (C) ilustram esse procedimento e a perfuração, respectivamente.

O método de recuperação de solo mais utilizado nesse tipo de perfuração é o de cravação contínua (*direct push*), assim como na perfuração mecânica, mas com a frequência entre 50 Hz e 150 Hz. O testemunho da formação geralmente é recuperado dentro de uma espécie de sacola plástica. O *liner* de PEAD não é comumente utilizado nesse tipo de amostragem, mas as amostras podem ser extrudadas para esse recipiente. Amostradores adaptados com procedimentos similares aos descritos para a sondagem mecânica, podem ser utilizados nesse método: revestimento simples (*single tube*), revestimento duplo (*dual tube*) e amostrador pistão (*piston sampler*). A agilidade e continuidade das amostras de solo são superiores na perfuração sônica em relação à perfuração mecânica com martelo hidráulico. A imagem (D), ilustrada na **Figura 14.2-4**, apresenta testemunhos de solo recuperados pela perfuração sônica (ROYAL Eijkelkamp, 2021; Geosonic, 2021).

A principal vantagem da sondagem sônica frente à sondagem/amostragem mecanizada com martelo ou à *Hollow Stem Auger* é a maior eficiência e rapidez (Boart LonGyear, 2016; ROYAL Eijkelkamp, 2018, 2021; Geosonic, 2021). Considerando a caracterização hidroestratigráfica, os testemunhos são coletados com maior continuidade e menor perturbação do que na amostragem mecânica com martelo hidráulico, tanto em zona vadosa quanto em zona saturada, permitindo, assim, a descrição de heterogeneidades em maior detalhe. Vantagens adicionais da perfuração sônica frente à mecanizada com a *Hollow Stem Auger* são: menor espalhamento vertical e horizontal da contaminação durante a perfuração, volume 80% menor de resíduo gerado durante a perfuração, menor ruído durante a perfuração, melhor alinhamento do furo e possibilidade de utilização de bentonita e pré-filtro pré-moldados (ROYAL Eijkelkamp, 2018). A principal

desvantagem da sondagem sônica em relação à mecanizada é o custo e a menor acurácia na medição de gases voláteis durante atividades de investigação.

**Figura 14.2-4: Funcionamento de máquina de perfuração sônica compacta**




Fonte: ROYAL Eijkelkamp (2021) e Geosonic (2021).
Notas:
**A** – Máquina para perfuração sônica compacta (modificado de Eijkelkamp, 2018).
**B** – Rotina de perfuração da sondagem sônica (I – avanço do barrilete de amostragem; II – avanço do revestimento externo ao barrilete de amostragem para evitar colapsamento do furo; III – retirada do testemunho; IV – Avanço do barrilete de amostragem testemunho) (modificado de Geosonic, 2021).
**C** – Operação da máquina de perfuração sônica (Geosonic, 2021).
**D** – Amostragem de solo através da perfuração sônica.

## 1.6. Sondagem manual

No Brasil, o método de perfuração trado manual tem sido amplamente utilizado desde os primeiros casos de caracterização de áreas contaminadas, principalmente por se tratar de um método de baixo custo e acessível para aquisição de dados. Entretanto, esse método apresenta limitações relacionadas ao risco de contaminação cruzada, proveniente do desmoronamento e arraste da parede da sondagem, assim como limitações quanto à qualidade na recuperação de testemunhos.

O método de sondagem manual utiliza um trado, hastes e força humana para a perfuração e recuperação do solo. O trado mais amplamente utilizado nas áreas contaminadas é o trado do tipo concha (apresentado na **Figura 14.2-5**, na imagem A). A dimensão mais utilizada desse trado é 4” de diâmetro. Trados de diâmetros maiores (até 10”) e menores (3”) também são utilizados no mercado. O trado é conectado a hastes de 1,0 m de comprimento por meio de um conjunto de rosca macho-fêmea. O avanço da perfuração é realizado por dois ou três operadores, que utilizam grifos para rotacionar em 360° as hastes encaixadas no trado. Juntamente com as hastes, o bico do trado rotaciona adentrando no solo, fazendo com que o solo abaixo preencha seu compartimento e a perfuração avance em profundidade. À medida que a perfuração

avança, uma nova haste é adicionada ao conjunto, permitindo que o trado perfure e amostre solo em camadas mais profundas (ABGE, 2013).

A dificuldade para a execução da sondagem manual aumenta conforme o avanço da profundidade, devido a cinco fatores principais: o aumento do peso do conjunto de hastes-trado, a diminuição no torque gerado pelos operadores no trado em subsuperfície, o aumento da compactação e dureza do material a ser perfurado, o número de manobras necessárias para retirar o solo do trado e a presença do nível d'água.

Visando diminuir a dificuldade para execução da sondagem manual com o aumento da profundidade, três instrumentos são utilizados: tripé, peso e tubos metálicos (revestimento). O tripé é utilizado para suprir a dificuldade decorrente do aumento do peso do conjunto hastes-trado. O principal uso desse instrumento é auxiliar na remoção das hastes e subida do trado até a superfície, para a retirada de solo perfurado. O peso é utilizado quando o material a ser perfurado é compacto ou duro. Ele é acoplado à haste mais próxima da superfície por um adaptador e batido contra o conjunto hastes-trado, fraturando o material e facilitando a remoção do solo durante a rotação do trado. Esse peso é metálico, possui formato cilíndrico e pesa aproximadamente 50 kg. Já os tubos metálicos são utilizados para diminuir a dificuldade do avanço da perfuração em zona saturada. A sondagem manual em zona saturada, principalmente em materiais de alta condutividade hidráulica ou baixa dureza/compactação, é dificultada, pois a formação (saturada em água) e a água subterrânea adentram no furo, praticamente impossibilitando o avanço da perfuração. Os tubos metálicos (revestimento) são utilizados para revestir a parede do furo (com o mesmo diâmetro do furo) evitando o colapsamento de material para dentro do furo. Dessa forma, avança-se até onde é possível sem o revestimento, reveste-se o furo e continua-se a perfuração dentro do revestimento em menor diâmetro. O trado concha mais utilizado para a perfuração na zona saturada, quando revestimentos de 4" são utilizados, é o trado de 3". Ressalta-se que o revestimento diminui a dificuldade no avanço da perfuração apenas em unidades de metro, mas, dependendo do material a ser perfurado, ele pode não ser efetivo, por exemplo, em formações com condutividade hidráulica elevada ($10^{-2}$ a $10^{-5}$ cm/s). Nesse caso, a grande quantidade de água subterrânea adentrando o furo impossibilita a recuperação do material e, consecutivamente, o avanço da perfuração. A **Figura 14.2-5** apresenta o tripé (B), o peso (C) e os tubos metálicos de revestimento (D).

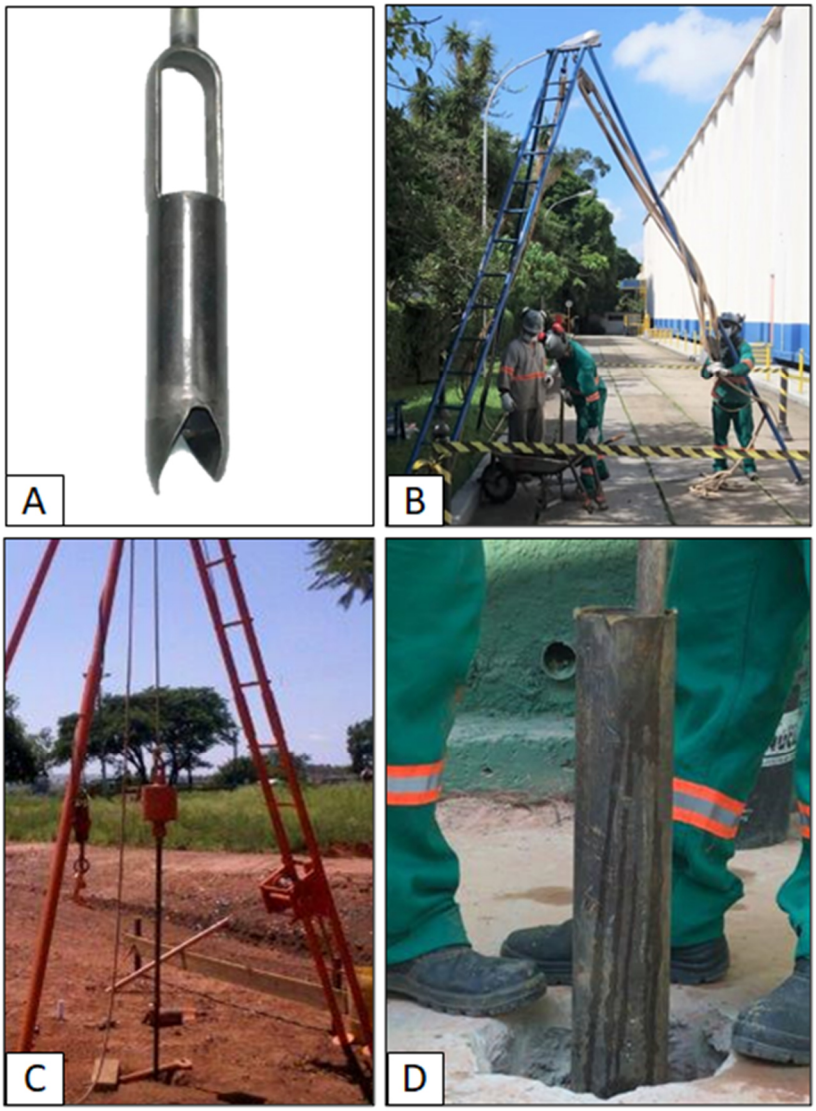
A amostragem com o trado manual é realizada no bico do trado, quando este é trazido à superfície. Os dados adquiridos nesse tipo de perfuração para o reconhecimento das UHEs, possuem baixa resolução, pois não se tem acurácia da profundidade do solo amostrado nem das espessuras das heterogeneidades do solo, além disso, algumas propriedades do solo podem ser alteradas durante esse tipo de perfuração. Adicionalmente, esse método de amostragem apresenta risco de contaminação cruzada, proveniente do desmoronamento das paredes do furo.

Atualmente, em estudos de áreas contaminadas de fácil acesso, o trado manual é utilizado para o avanço dos primeiros metros da perfuração (1,5 m a 3,0 m) como uma medida de segurança, pois ele fornece maior sensibilidade ao operador que os outros métodos. Além disso, em áreas de difícil acesso, onde outros métodos não podem ser utilizados, a sondagem manual também pode ser adotada para a investigação das UHEs.

As vantagens do trado manual frente às técnicas mecanizadas são a maior versatilidade e o menor custo. Por outro lado, conforme comentado, sondagens manuais possuem limitações, principalmente relacionadas ao aumento de profundidade da perfuração e a perfuração em zona saturada. Adicionalmente, a amostragem de solo com trado manual, no bico do trado, apresenta limitações para o reconhecimento das UHEs (baixa resolução de heterogeneidades, possível alteração das propriedades do solo e

contaminação cruzada). Essas limitações podem ser minimizadas com a utilização combinada de amostradores tubulares para a coleta de amostras pouco deformadas, como, por exemplo, amostrador tipo *Standard Penetration Test* (SPT) e amostradores de parede fina com ou sem *liner*.

**Figura 14.2-5: Funcionamento do trado manual**




Fonte: Fotos dos autores (2025).
Notas:
**A** – Trado concha.
**B** – Tripé para auxilio da perfuração manual.
**C** – Peso.
**D** – Revestimento

### 1.7. Vantagens e desvantagens dos métodos de sondagem para reconhecimento das unidades hidroestratigráficas

A **Quadro 14.2-1** sumariza as vantagens e desvantagens entre os métodos de perfuração e recuperação de solo para o reconhecimento das unidades hidroestratigráficas descritas neste item.

**Quadro 14.2-1: Vantagens e desvantagens entre os métodos de perfuração e recuperação de solo**

| Método de perfuração | Método de amostragem | Vantagens | Desvantagens |
|---|---|---|---|
| Manual | Diretamente do bico do trado. | Maior versatilidade que os demais métodos de perfuração. | Limitações relacionadas à profundidade e ao meio saturado; possibilidade de perda de voláteis durante a recuperação do solo quando coletado diretamente no bico do trado; necessidade de combinar cravação de amostradores tubulares para amostragem representativa. |
| Mecanizado | *Direct push piston sampler* (amostrador fechado). | Maior rapidez que a perfuração manual; maior representatividade das amostras que o trado manual; possibilidade de medição de vapores do solo; método mais indicado para avançar com a amostragem abaixo do nível da água. Pode ser usado em conjunto com a *Hollow Steam Auger* para atingir profundidades ainda maiores. | Maior tempo de sondagem devido à manobra complexa das hastes e do amostrador; o furo fica aberto a cada recuperação das amostras; necessidade do uso dos *core catchers* para maior recuperação de solos arenosos. Limitações de acesso (espaços pequenos, baixos e irregulares). |
| | *Direct push* (*dual tube* revestimento duplo). | Permite a melhor recuperação e integridade da amostra de maneira rápida; excelente ferramenta para descrição das unidades hidroestratigráficas; impede o colapsamento de zonas superiores à zona amostrada evitando a contaminação cruzada durante o avanço da sondagem; método mais indicado para regiões com NAPL. | Dificuldade de perfurar abaixo do nível da água por possíveis problemas com a entrada de areia (material fino) dentro das hastes na zona saturada, por pressão. Dificuldade de avançar em profundidades elevadas (> 15m). |
| Sônico | Cravação contínua revestida. | Mais rápida que a sondagem mecanizada; maior representatividade dos testemunhos em zona vadosa e saturada que a sondagem mecanizada; otimização nos gastos com destinação de resíduos; menor ruído que a mecanizada. | Maior custo que as demais perfurações; menor acurácia na medição de voláteis; Limitações de acesso (espaços pequenos, baixos e irregulares). |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2012)

### 1.8. Reconhecimento de unidades hidroestratigráficas

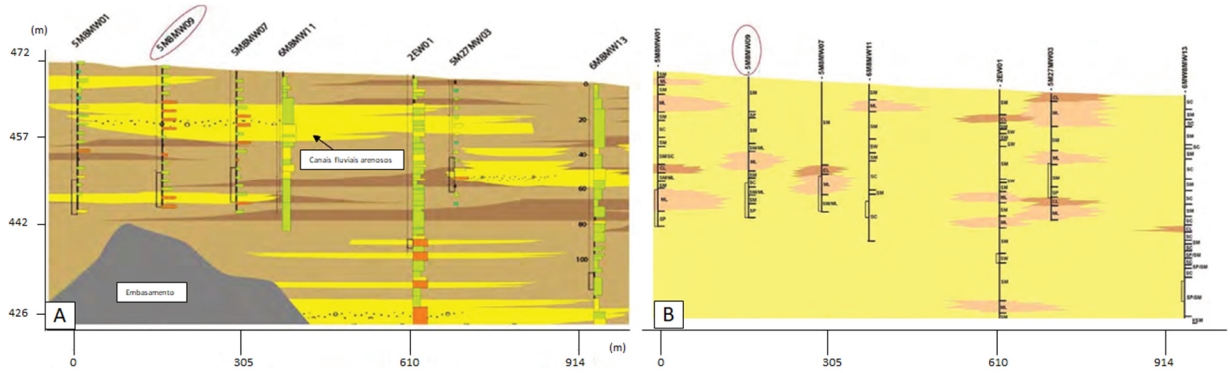
Posteriormente à perfuração e recuperação do solo, deve-se descrever o solo recuperado com o objetivo de reconhecer as UHEs. Para a descrição de solo deve-se partir de uma análise de maior detalhe, caracterizando, primeiramente, as heterogeneidades dos depósitos da área de estudo, definindo litologias e, por fim, o tipo de transporte dominante em cada zona, caracterizando as UHEs.

A caracterização das heterogeneidades deve ser realizada com base na textura (granulometria, seleção granulométrica, arredondamento etc.), estrutura (estratificações, grau de fraturamento etc.) e na geometria tridimensional (relacionada à gênese e processos geológicos posteriores).

As heterogeneidades analisadas no solo devem ser agrupadas conforme sua similaridade em litologias, criando um modelo litológico tridimensional para a área de estudo. Nos estudos de áreas contaminadas, a principal heterogeneidade considerada para a definição de litologias é a granulometria, devido à sua correlação com a permeabilidade (Fetter, 2018). Contudo, a definição das litologias não deve ser exclusivamente relacionada à granulometria, mas deve conter heterogeneidades texturais adicionais, estruturais ou relacionadas a geometria (Krause *et al.,* 1987). As mudanças de litologias são delineadas por contatos, ou seja, superfícies que delimitam o final de uma litologia e o início de outra. Segundo o ITRC (2015), os contatos são classificados basicamente em dois tipos: brusco (mudança pontual de litologia, por exemplo, um solo sedimentar para um solo de alteração de rocha ígnea) e gradacional (mudança gradual de litologia, por exemplo, de um solo sedimentar arenoso grosso para arenoso médio e, posteriormente, arenoso fino). Os contatos litológicos devem ser mapeados, pois limitam base e topo de litologias e podem influenciar ou servir como guias para o reconhecimento do fluxo vertical e horizontal da água subterrânea e dos contaminantes.

Um importante fator para a descrição de heterogeneidades e, consecutivamente, litologias é a tridimensionalidade (Shultz *et al.*, 2017). As sondagens de reconhecimento fornecem alta resolução de dados (testemunho de solo ou rocha) na direção vertical e nenhuma resolução lateral. Duas importantes linhas de estudo que auxiliam no entendimento da tridimensionalidade dos depósitos são: a gênese da formação do material (depósitos aluviais, fluviais, de alteração de rocha etc.) e os processos sofridos por ele ao longo do tempo (fraturamentos, diluições, cimentações etc.). Segundo Shultz *et al.* (2017), levar em consideração os processos geológicos melhora os modelos conceituais e esse entendimento é fundamental para a definição de programas de monitoramento ou remediações. Além de facilitar o agrupamento de heterogeneidades, a interpretação geológica da gênese do depósito permite diminuir a maior incerteza presente nos modelos geológicos e hidrogeológicos: a continuidade lateral. Os modelos que consideram os processos geológicos aumentam a assertividade da correlação lateral, pois as geometrias dos depósitos de gênese similar possuem padrões. A **Figura 14.2-6** (Shultz *et al.*, 2017) apresenta um comparativo, utilizando os mesmos dados de sondagens de reconhecimento para a definição de litologias, considerando e não considerando a gênese dos depósitos.

**Figura 14.2-6: Importância da interpretação da gênese dos depósitos**

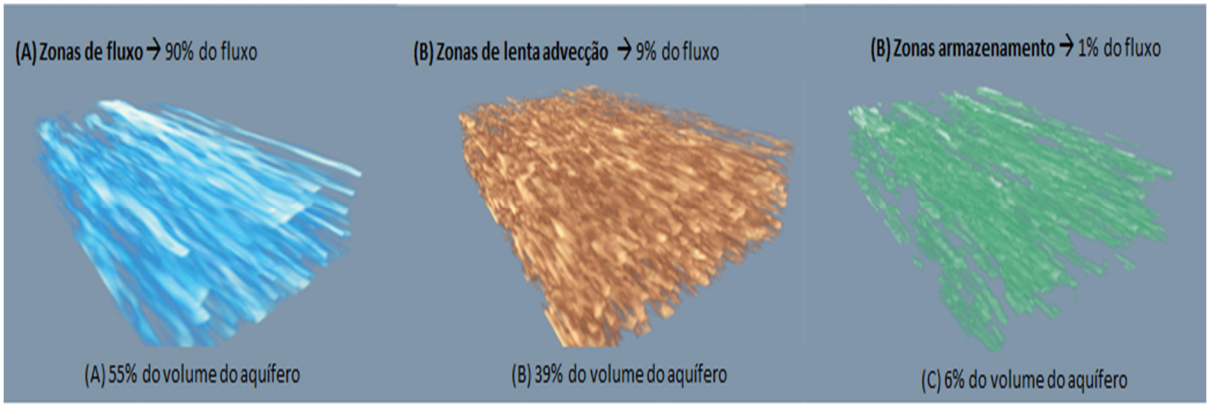



Fonte: Adaptado de Shultz *et al.* (2017).
Notas:
**A** – Modelo conceitual considerando a gênese do depósito.
**B** – não considerando (B)

Segundo a CETESB (2017), litologias com características hidrogeológicas e hidrodinâmicas semelhantes devem ser agrupadas em uma única UHE. O agrupamento em UHEs deve considerar a correlação espacial entre as litologias tridimensionais criadas no modelo litológico. A separação em UHEs tem o objetivo de facilitar a caracterização do meio físico e entendimento do fluxo da água subterrânea e contaminantes.

As UHEs devem ser caracterizadas conforme o mecanismo principal de transporte de fluidos no meio físico: zonas de fluxo, lenta advecção e armazenamento. Segundo Horst *et al.* (2017), as zonas de fluxo são os compartimentos onde ocorre a grande maioria do fluxo de água subterrânea do aquífero. As zonas de fluxo são meios geológicos onde predomina o transporte por advecção em relação a outros mecanismos de transporte. Já as zonas de armazenamento são meios onde a advecção é praticamente ausente e o transporte se dá, em sua grande maioria por difusão. As zonas de lenta advecção são zonas que apresentam transporte por difusão, mas também advecção lenta. Segundo o mesmo autor, praticamente a totalidade do fluxo da água subterrânea ocorre nas zonas de fluxo. A **Figura 14.2-7** ilustra o fato de que 90% do fluxo da água subterrânea ocorre nas zonas de fluxo, as quais representam, nesse exemplo, aproximadamente a metade (55%) do volume do aquífero.

**Figura 14.2-7: Fluxo da água subterrânea em diferentes zonas**

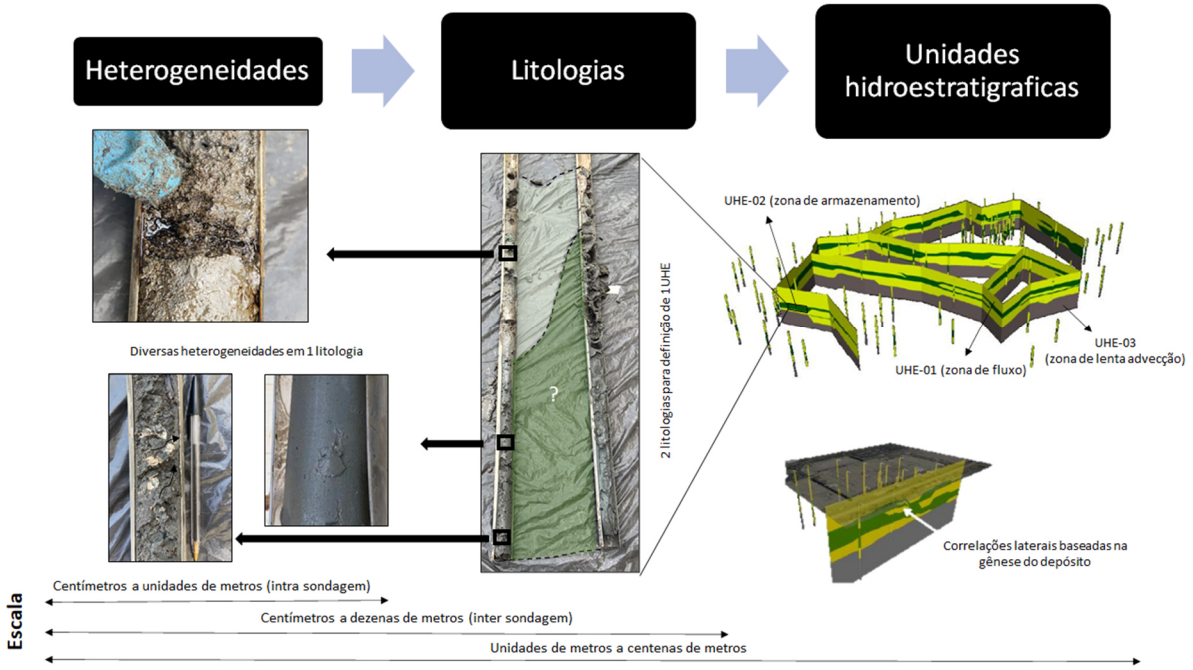



Fonte: Horst *et al.* (2017).

Por fim, uma UHE representa o agrupamento das litologias com transporte predominante semelhante (zonas de fluxo, advecção e armazenamento). Já as litologias são resultado do

agrupamento das heterogeneidades. Destaca-se que a tridimensionalidade do depósito é de suma importância para o agrupamento das heterogeneidades, litologias e UHEs, e a correlação lateral entre unidades é a maior incerteza desse modelo. Apenas uma seção geológica 2D não é suficiente para a compreensão das heterogeneidades, litologias e UHEs. A **Figura 14.2-8** apresenta a hierarquização das UHEs desde a caracterização das heterogeneidades.

**Figura 14.2-8: Hierarquização da classificação do material, de heterogeneidades, litologias até a classificação em unidades hidroestratigráficas**




Fotos: Elaboração própria.

## 2. Sondagens para ensaios e caracterização

As sondagens para ensaios e caracterização são muito utilizadas na engenharia civil. Contudo, duas técnicas desse meio estão presentes no estudo de áreas contaminadas: a sondagem SPT e o ensaio RCPTu (Ensaio de Piezcone de Resistividade).

Geralmente a sondagem SPT é realizada anteriormente à implantação do empreendimento por empresas de engenharia civil e podem fornecer informações relevantes para a elaboração do primeiro plano de investigação. O ensaio RCPTu, além de ser utilizado pela engenharia civil, também é utilizado pelas consultorias de meio ambiente em fase de caraterização do meio físico.

### 2.1. *Standard Penetration Test* (SPT)

A sondagem de solo pelo método SPT (*Standard Penetration Test*), também conhecida por sondagem de simples reconhecimento, é uma ferramenta de investigação direta do solo em subsuperfície. Essa metodologia fornece informações sobre a textura e resistência mecânica do solo.

O equipamento para sondagem de simples reconhecimento é composto, basicamente, por tripé de sondagem, peso batente, roldanas, cordas de sisal, hastes, trépano de lavagem, amostrador padrão bipartido, tubos de revestimento, bica de lavagem, recipiente para armazenamento do fluido de perfuração, motobomba, mangotes, entre outros acessórios.

A sondagem SPT é iniciada com a utilização de cavadeira do tipo ‘‘boca de lobo’’ ou ferramenta similar pelos primeiros 55 cm. Após essa etapa, é montado o equipamento de sondagem (tripé e acessórios). A cada metro do avanço da sondagem, a partir do primeiro metro de profundidade, é realizado um ensaio de cravação de um barrilete amostrador padronizado, denominado barrilete do tipo *Raymond*, constituído de um tubo metálico oco, bipartido, de 45 cm de comprimento.

Para a cravação do barrilete, é utilizada uma massa metálica de 65 kg, conhecida como martelo. Essa massa é içada e solta em queda livre de 75 cm de altura sobre um receptor próprio (cabeça de bater) conectado na parte superior da última haste que fora acoplada ao amostrador. Em um ensaio SPT, são anotadas as quantidades de golpes necessários para o avanço de cada trecho de 15 cm do barrilete amostrador, porém o resultado do ensaio (N-SPT) corresponde somente à quantidade de golpes para penetração dos últimos 30 cm. Após a cravação, o amostrador padrão é retirado do furo de sondagem e aberto para a descrição, em boletim de campo, da amostra de solo contida em seu interior, quanto à sua composição textural. Esse procedimento é repetido até o alcance do lençol freático.

Ao alcançar o nível freático, é iniciada a instalação do revestimento de sondagem e da bica de lavagem. Nesse momento, é montado um sistema fechado de circulação do fluido de lavagem. O processo de lavagem substitui, a partir desse momento, o avanço de 55 cm por ferramentas manuais, mantendo-se a intercalação com a cravação do amostrador padrão. A **Figura 14.2-9** apresenta um resumo dos principais componentes desse método.

Os critérios de paralisação e um descritivo detalhado do método e dos equipamentos necessários para a realização da sondagem SPT são normatizados pela NBR 6484 (ABNT, 2020).

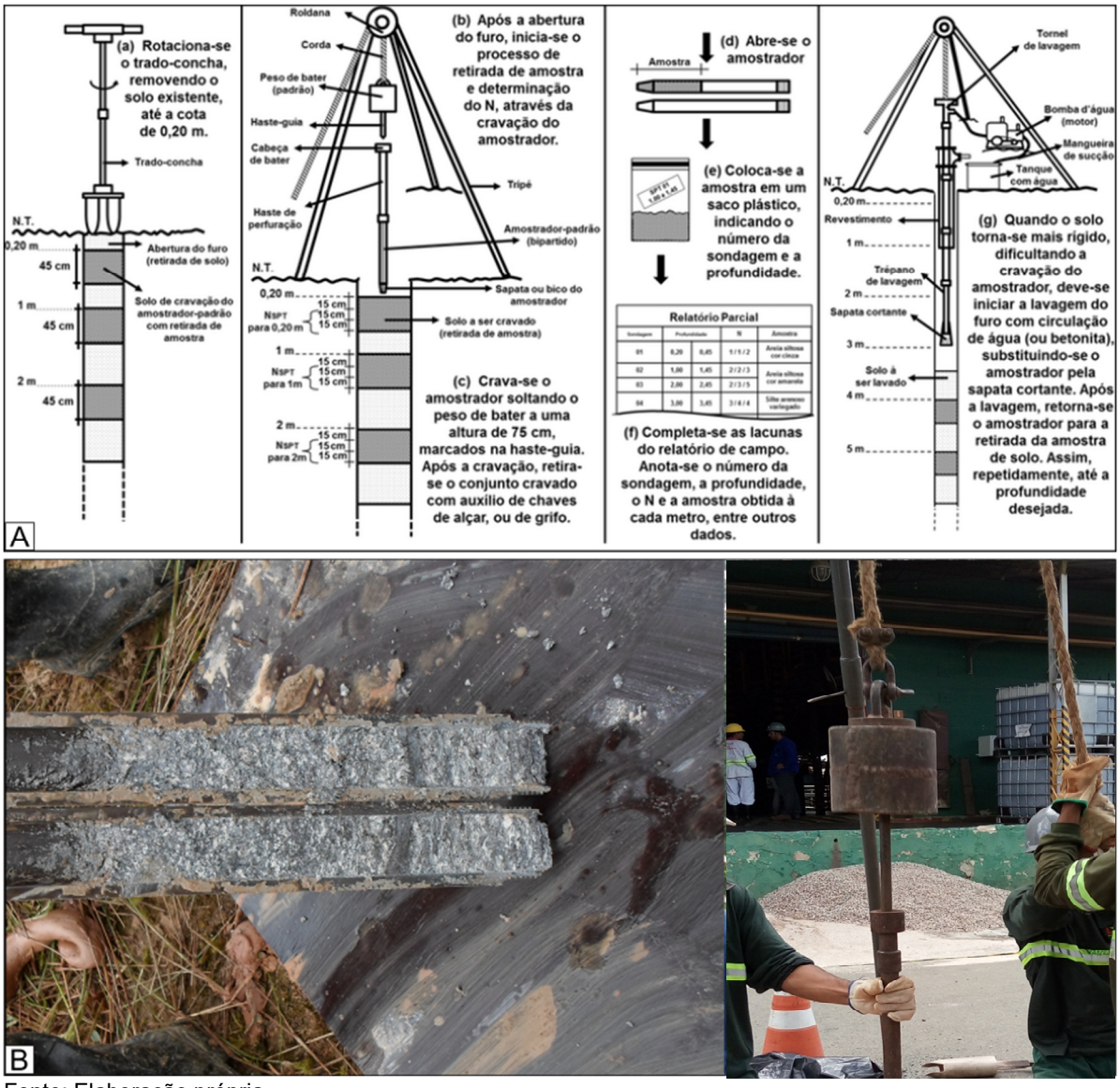
Em geral, o alcance desse tipo de sondagem é limitado pela ocorrência de material duro, como, por exemplo, uma camada rígida de transição solo/rocha, matacões, seixos ou cascalhos (Marrano; Iyomasa; Miyashiro, 2018).

Adicionalmente, esse tipo de sondagem fornece informações preliminares sobre a permeabilidade relativa das camadas ao longo da perfuração, ao se observar a perda súbita do fluido da circulação após a sondagem atingir essas camadas.

Por se tratar de uma metodologia de prospecção consagrada e amplamente utilizada pela engenharia, aliada ao baixo custo e à rápida execução, é comum que se encontrem resultados desse tipo de prospecção em indústrias e comércios em geral, pois tais sondagens dão suporte aos estudos iniciais para fundações de edificações.

Pode-se concluir que as sondagens SPT podem servir como uma importante ferramenta para a montagem preliminar do modelo conceitual geológico e hidrogeológico da área, trazendo aos profissionais envolvidos um entendimento prévio do meio subterrâneo.

**Figura 14.2-9 – Sondagens SPT**




Fonte: Elaboração própria.
Notas:
**A** – Resumo da Sondagem SPT (Soares *et al.*, 2014).
**B** – À e o barrilete bipartido após manobra de amostragem e a direita peso de bater e cabeça de bater para cravação do barrilete.

## 2.2. Ensaio de Piezocone de Resistividade (RCPTu)

O ensaio de Piezocone de Resistividade (RCPTu), assim como o ensaio de Piezocone (CPTu), é derivado do ensaio de Cone Elétrico (CPT – ASTM D3441/1998) (ASTM International, 2016). A diferença fundamental entre os três tipos de ensaio está na inserção de sensores e consequente aumento no número de parâmetros obtidos. Enquanto o CPT fornece valores para resistência de ponta e atrito lateral, o CPTu, além dos parâmetros supracitados, adiciona valores de pressão neutra ou poropressão em seus resultados, ao passo que o RCPTu, ensaio mais completo, adiciona resultados de resistividade elétrica, que são convertidos para o parâmetro condutividade elétrica (**Figura 14.2-10**).

Essa metodologia se destaca por ser uma excelente ferramenta para caracterização hidroestratigráfica em alta resolução, provendo informações com precisão centimétrica sobre a localização e a distribuição de zonas de fluxo, caracterizadas por solos arenosos, e de armazenamento, caracterizadas por solos argilosos.

Em traços gerais, solos argilosos apresentam valores maiores de atrito lateral e poropressão, quando comparados a solos arenosos, sendo a poropressão, inversamente proporcional à condutividade hidráulica (K). Solos arenosos apresentam maiores valores de resistência de ponta em comparação a solos argilosos. Uma atenção especial deve ser dada aos parâmetros resistência de ponta e atrito lateral, que sofrem incremento ao avanço da profundidade do ensaio, devido à tensão de confinamento exercida em camadas mais profundas.

Quanto à resistividade, solos úmidos possuem valores menores do que solos secos, sendo esse parâmetro também sensível ao tipo de solo (porosidade, permeabilidade e quantidade de argilominerais), à presença de íons solúveis no fluido contido nos poros, e à presença de alguns minerais, como micas (Bolinelli Júnior, 2004).

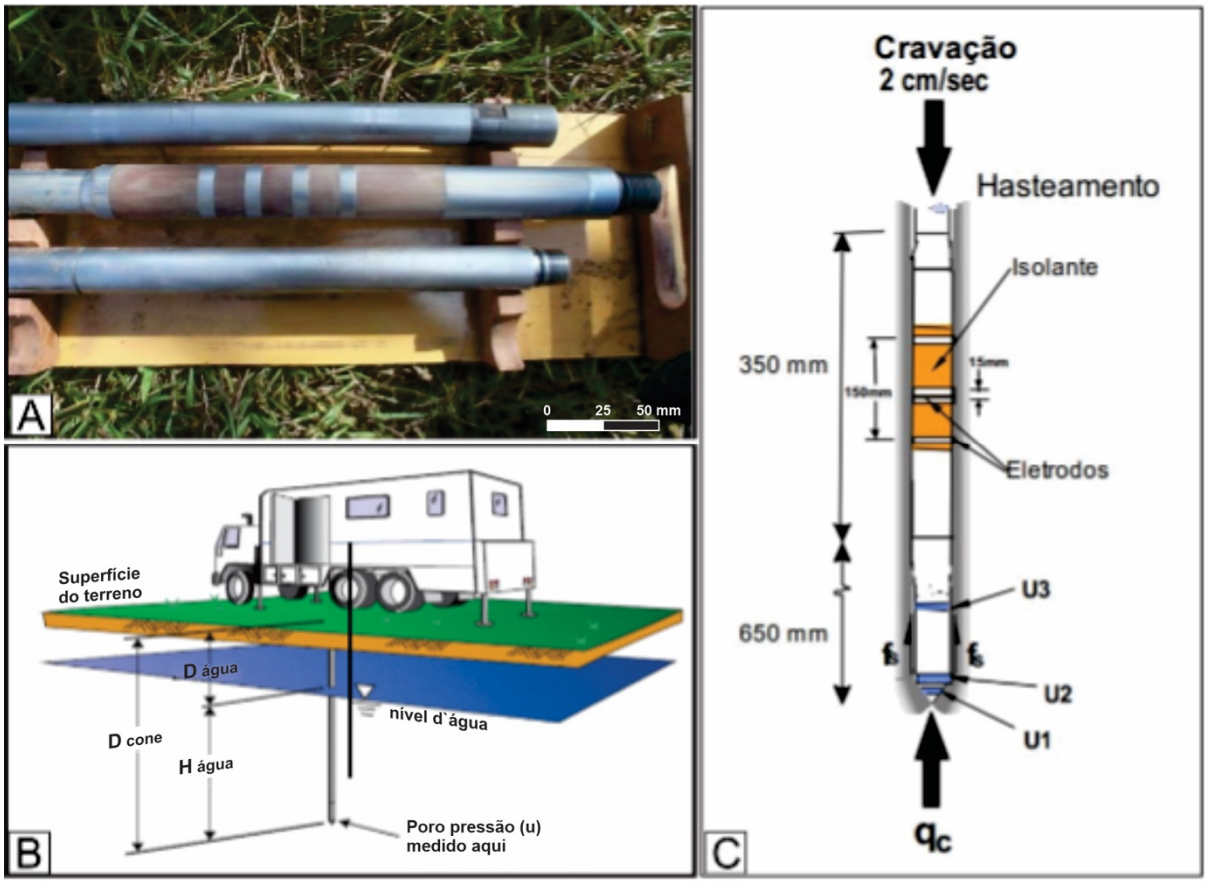
**Tabela 14.2-2: Valores de resistividade elétrica de materiais conhecidos**

| Material | Resistividade (ohm.m) |
|---|---|
| Ar | ∞ |
| Águas doces superficiais | $10 – 10^3$ |
| Água marinha | 0,2 |
| Argilas | $10 – 10^2$ |
| Areias | $10^2 – 10^4$ |
| Areia saturada com água mineral | $10^{-1} – 10$ |
| Aluvião | 10 – 103 |
| Conglomerados | $10 – 10^4$ |
| Arenitos | 10 – 108 |
| Margas arenosas | 10 – 102 |
| Calcários | $10^2 – 10^4$ |
| Basaltos | $10^2 – 105$ |
| Granitos | $10^2 – 105$ |
| Xistos | 10 – 103 |
| Gnaisses | $10^2 – 10^4$ |

Fonte: Ellis (1993).

O equipamento para a execução do ensaio de Piezocone de Resistividade é composto, basicamente, por sonda hidráulica para cravação, ponteira cone, hastes internas, tubos externos e o sistema de medição de esforços, conforme ilustrado na **Figura 14.2-10**.

**Figura 14.2-10 – Equipamento para execução do ensaio de Piezocone de Resistividade**




Fonte: Davies e Campanella (1995).
Notas:
**A** – Detalhe do dispositivo para medida de resistividade acoplado ao piezocone (RCPTu) da Unesp Bauru (Bolinelli Júnior, 2004).
**B** – Desenho esquemático de um equipamento CPTu (Divulgação www.geotech.hr).
**C** – Desenho esquemático de um RCPTu.

Antes do início do ensaio, é realizado o lastreamento e o alinhamento do eixo da composição (tubos externos e ponteira cone) ao instrumento de aplicação dos esforços. O ensaio é iniciado e se mantém até o seu encerramento, com uma taxa de cravação de 2 cm/s. Os dados de resistência de ponta, atrito lateral, poropressão e resistividade, são adquiridos, transmitidos e registrados em tempo real, seja por cabeamento ou por ondas de rádio, a depender do modelo do equipamento.

O término do ensaio é condicionado ao alcance da profundidade de interesse preestabelecida ou à resistência das camadas encontradas no subsolo.

A **Tabela 14.2-3** apresenta valores típicos do módulo de resistividade medidos com o RCPTu e os correspondentes valores da resistividade do fluido presente nos poros. A condutividade (C) é convertida em resistividade (R), de acordo com a seguinte expressão (**Equação 1**):

$$C=[\mu S/cm] = 10000/R[Ohm\text{-}m] \quad (1)$$

**Tabela 14.2-3: valores típicos de resistividade (condutividade) com misturas de solo e fluidos**

(Continua)

| Tipo de material | Resistividade Ohm-m | | Condutividade µS /cm | |
|---|---|---|---|---|
| | solo | Fluido | solo | Fluido |
| Água do mar | --- | 0,2 | --- | 50000 |
| Água potável | --- | 15 | --- | 665 |
| C. E. Fazenda McDonald – Argila (Richmond) | 1,5 | 0,3 | 6700 | 33300 |
| C. E. Laing Bridge – Argila (Richmond) | 20 | 7 | 500 | 1430 |
| C. E. Colebrook – Argila (Langley) | 25 | 18,2 | 400 | 550 |
| C. E. TC @ 232 – Argila (Langley) | 8 | --- | 1250 | --- |
| C. E. Strong Pit – Argila (Abbotsford) | 35 | --- | 285 | --- |
| C. E. Kidd 2 – Argila (Richmond) | 14 | 12,5 | 715 | 800 |
| C. E. Fazenda Mc Donald – Areia (Richmond) | 5-20 | 1,5-6 | 2000-500 | 6700-1670 |
| C. E. Laing Bridge – Areia (Richmond) | 5-40 | 1,5-10 | 2000-250 | 6700-1000 |
| C. E. Colebrook – Areia (Langley) | 70 | | 143 | |
| C. E. Strong Pit site – Areia | 115 | | 89 | |
| C. E. Kidd 2 (Richmond) – Areia | 1,5-40 | 0,5-21 | 6700-225 | 20000-475 |
| Chorume típico de aterro sanitário | 1-30 | 0,5-10 | 10000-330 | 20000-1000 |
| Área de barragem de rejeito (metais) com chorume de sulfeto oxidado | 0,01-20 | 0,005-15 | 1000000-500 | 2000000-670 |
| Área de barragem de rejeito (metal) sem chorume de sulfeto oxidado | 20-100 | 15-50 | 145-100 | 665-200 |
| Areia e pedregulho contaminados com arsênio | 1-10 | 0,5-4 | 10000-1000 | 20000-2500 |
| Área industrial – Contaminantes | 0,5-1,5 | 0,3-0,5 | 20000-6500 | 33000- |

| Tipo de material | Resistividade Ohm-m | | Condutividade µS /cm | |
|---|---|---|---|---|
| | solo | Fluido | solo | Fluido |
| inorgânicos em areias | | | | 20000 |
| Área industrial – Areias e siltes contaminados por creosoto | 200-1000 | 75-450 | 50-10 | 135-22 |
| Área industrial – Contaminantes orgânicos em areia | 125 | --- | 80 | --- |
| Área do BC Place – Parte 2 – Vancouver (gasômetro) | 200-300 | --- | 50-33 | --- |
| Área do BC Place – Parte 2 (resíduos de madeira) | 300-600 | --- | 33-66 | --- |

Fonte: Davies e Campanella (1995) e Bolinelli Júnior (2004). (Conclusão)

Durante a sondagem RCPTu, os eletrodos responderão exclusivamente a uma única camada, caso ela tenha espessura igual ou maior que a de todo o arranjo de eletrodos. Um pequeno espaçamento de eletrodos possibilita detectar camadas finas com contraste de resistividade (Bolinelli Júnior, 2004).

Quanto a interpretações adicionais, este ensaio pode fornecer informações qualitativas sobre a possível presença de contaminantes orgânicos pouco solúveis, intrusão de cunha salina e vazamentos de chorume em aterros sanitários, por meio da detecção de discrepâncias no parâmetro resistividade.

Ressalta-se que os resultados dos ensaios com RCPTu de maneira alguma podem substituir as investigações ambientais, servindo, porém, como ferramenta para utilização conjunta às coletas discretas de solo (quando o objetivo for a caracterização de zonas de fluxo e zonas de armazenamento) e/ou das coletas discretas de água subterrânea (quando o objetivo for a detecção de anomalias na qualidade da água).

## 3. Ensaios para determinação da condutividade hidráulica

Existem vários testes hidrogeológicos para determinação em campo da condutividade hidráulica de aquíferos, sendo muitos deles desenvolvidos para caracterização regional do aquífero e que podem, eventualmente, não representar fidedignamente variações em escalas de metro, as quais podem influenciar consideravelmente a dinâmica dos mecanismos de transporte da água subterrânea e a distribuição dos compostos químicos de interesse. Nesse contexto, a interpretação crítica quanto à natureza do dado obtido em campo, em termos da escala de observação e da interpolação para as demais porções do aquífero, deve ser conduzida de forma a permitir o mapeamento das unidades hidroestratigráficas que compõem a área de estudo.

A condução dos testes para a determinação de valores extremos de condutividade hidráulica possui limitações, conforme apresentado abaixo (Payne *et al.*, 2008):

I. Sistemas de alta condutividade: aquíferos ou formações com valores de condutividade maiores do que $10^{-2}$ cm/s geralmente apresentam taxas rápidas de rebaixamento durante testes de bombeamento ou *slug tests*. A magnitude das respostas é limitada, o que exige arranjos especiais para gerar o *stress* desejado nos aquíferos estudados.

II. Sistemas de baixa condutividade: para sistemas com condutividades hidráulicas muito baixas, inferiores a $10^{-6}$ cm/s, geralmente há necessidade de tempos de observação muito longos, que podem, eventualmente, resultar em coleta de dados insuficientes para uma caracterização satisfatória.

Nesse contexto, portanto, o objetivo da escolha do método e dos equipamentos mais apropriados para a realização do teste deve ser pautado pela possibilidade de se estabelecer a devida correlação com as unidades hidroestratigráficas do meio. A **Tabela 14.2-4** a seguir apresenta algumas das possibilidades de testes de campo a serem realizados sob essa perspectiva.

**Tabela 14.2-4: Principais métodos de determinação de valores de condutividade hidráulica**

| Teste | Aplicabilidade | Observações |
|---|---|---|
| *Slug/Bail test* | Aplicável à todas as formações: (i) geologias altamente condutivas requerem arranjos especiais do teste e interpretação dos dados. (ii) geologias de baixa condutividade requerem análises especiais se a completa recuperação das condições iniciais não forem observadas. | Pode ser conduzido durante a perfilagem vertical do aquífero ou em poços de monitoramento |
| Teste de dissipação HPT | Aplicado a formações com $10^{-5}$ cm/s < K < $10^{-2}$ cm/s | Pode ser coletado durante ensaios de HPT, melhores respostas em areias |
| Teste de dissipação CPT | Aplicado a formações com K < $10^{-3}$ cm/s | Pode ser coletado durante ensaios de CPT, melhores respostas em siltes e argilas |
| Análise Granulométrica | Estimativa discreta da condutividade hidráulica horizontal. Não recomendada para solos de formações coesivas plásticas ou mais grossas, como seixos | Boa aplicação para a correlação com as unidades hidroestratigráficas com os valores de condutividades. Amostras podem ser coletadas em campo e analisadas para granulometria. |

Fonte: Adaptado de Payne *et al.*, 2008.

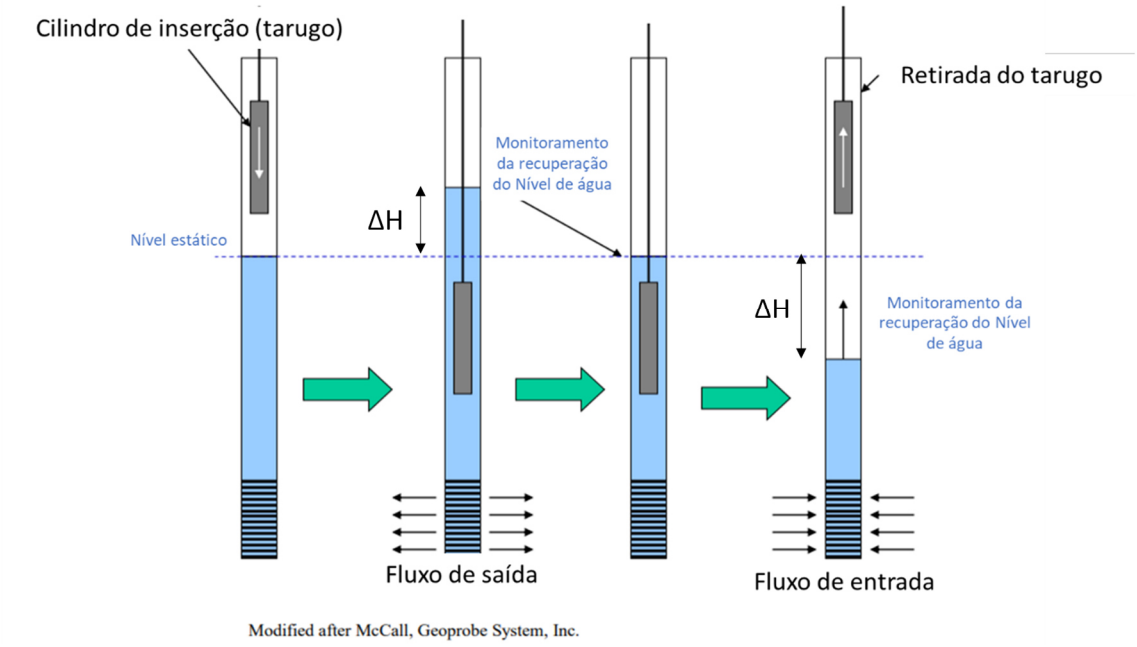
### 3.1. Ensaios de determinação pontual da Condutividade Hidráulica

Um dos métodos mais utilizados para a obtenção da condutividade hidráulica em poços de monitoramento é o ensaio de permeabilidade do tipo *slug test*. A razão pela ampla aplicação desse método em trabalhos de caracterização ambiental reside no fato de que ele possui grande versatilidade de aplicação em campo, baixo custo, curta duração, não há necessidade de extração de água subterrânea do aquífero, além de permitir a interpolação entre vários pontos e a eventual correlação com unidades hidroestratigráficas que compõem a área de estudo. Estimativas de parâmetros obtidos por meio de ensaios do tipo *slug test* são usualmente utilizadas para uma variedade de propósitos, incluindo a predição dos mecanismos de transporte de contaminantes e projetos de remediação (Butler, 1996a).

Outro ponto positivo para a aplicação de testes do tipo *slug* é que, em muitos projetos nos quais há ausência de poços de bombeamento ou quando a execução de testes de bombeamento é impraticável, os ensaios hidrogeológicos susceptíveis à utilização de um único poço de monitoramento ("*single well tests*") tornam-se bastante atrativos em termos de custo-benefício.

Em termos mais diretos, o ensaio do *slug test* é realizado com a introdução (*slug*) ou a retirada (*bail*) de um cilindro sólido de volume conhecido no interior do poço de monitoramento, provocando a variação instantânea de nível d'água no poço. A partir desta perturbação, avalia-se o tempo requerido para o restabelecimento das condições de equilíbrio de forma integral ou parcial (recuperação de 90% das condições iniciais). A **Figura 14.2-11** ilustra esse processo de perturbação das condições estáticas do aquífero, sendo observada a elevação do nível d'água (ΔH) na etapa da inserção do tarugo (*slug test*) e o rebaixamento durante a retirada (*bail test*). Vale ressaltar que existem diversas estratégias para criar essa perturbação, sendo que as técnicas mais usualmente empregadas se dão pela inserção de um cilindro de volume conhecido ou por meio de um sistema pneumático que pressuriza ou despressuriza o poço de monitoramento, rebaixando-se ou elevando-se o nível de água.

**Figura 14.2-11: Processo de perturbação do nível estático do aquífero durante condução de ensaios do tipo *slug test*.**




Fonte: Modificado de McCall (2010).

Por consistirem em testes hidrogeológicos de grande difusão no mercado de gerenciamento de áreas contaminadas, esses ensaios foram alvos de muitas críticas em termos da qualidade e representatividade dos parâmetros obtidos. Neste contexto, Butler *et al.* (1996b) propôs

uma série de controles de qualidade e melhores práticas a serem obtidas em campo a fim de se garantir as melhores estimativas possíveis, sendo elas:

- Condução de três ou mais testes em um determinado poço, analisando-os em gráficos normalizados. Medições de rebaixamento normalizadas pela magnitude do deslocamento inicial ($H_0$) do nível estático;
- Dois ou mais níveis de perturbação inicial ($H_0$) são recomendados durante a execução do teste em determinado poço;
- Recomenda-se que o *slug* seja inserido ou retirado o mais instantaneamente possível, e que sejam feitas medidas com a maior precisão possível do deslocamento inicial;
- Utilização de método de aquisição de dados apropriado, que permita um número significativo de leituras segundo a taxa de variação do poço. Os métodos de aquisição de dados podem ser manuais (medidor de NA ou interface) ou eletrônicos (transdutores de pressão – *level logger*).
- Escolha de um método apropriado para o tratamento de dados (discutidos a seguir).
- Atenção aos aspectos construtivos dos poços de monitoramento para que o teste seja representativo de uma única unidade hidroestratigráfica.

Além dos pontos destacados por Butler *et al.* (1996b), também é recomendado que seja avaliada a integridade do poço e sua limpeza antes da execução do ensaio, uma vez que incrustação, sedimento acumulado no fundo do poço e biofilme na parede da seção filtrante podem interferir nos resultados do teste. A realização de ensaios hidrogeológicos em poços devidamente desenvolvidos e limpos minimiza a possibilidade de efeitos indesejados durante os ensaios, como o *skin effect* (acúmulo de material na parede da seção filtrante).

A análise e o tratamento de dados obtidos no ensaio foram alvos de diversos estudos e modelos matemáticos que consideram aspectos específicos quanto às características dos aquíferos, dos poços de monitoramento envolvidos nos ensaios e da geometria de fluxo da água decorrentes da perturbação imposta no aquífero. Dentre os principais métodos encontram-se o de Hvorslev (1951) e de Bouwer & Rice (1976). A **Tabela 14.2-5** apresenta uma comparação dos principais componentes de cada método de análises.

**Tabela 14.2-5: Principais componentes/premissas dos métodos de análise e tratamento de dados do teste.**

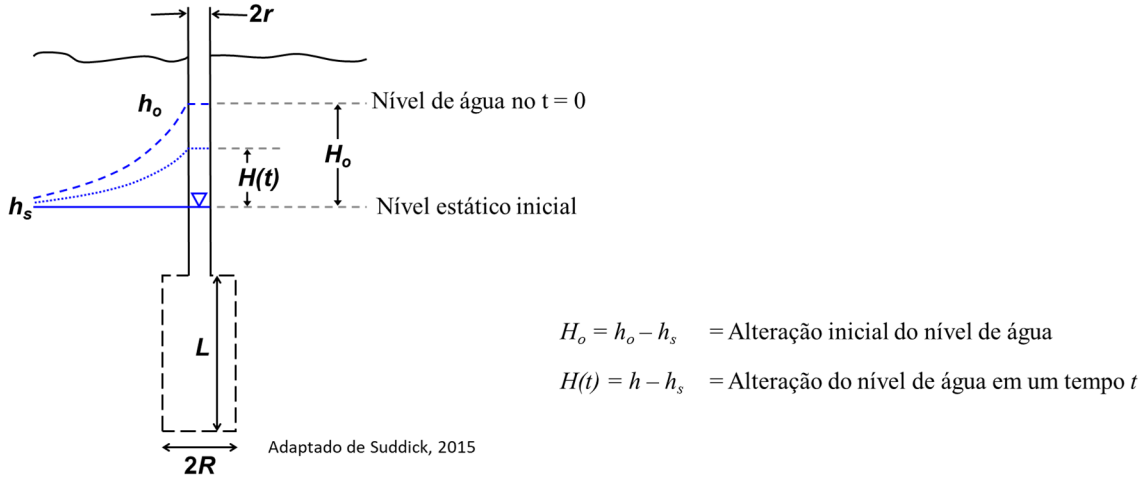
| Principais componentes / premissas | Hvorslev | Bouwer & Rice |
|---|---|---|
| Aquíferos confinados | x* | x* |
| Aquíferos não confinados | x | x |
| Poços parcialmente penetrantes | x | x |
| Poços totalmente penetrantes | x | x |

Fonte: Fetter (2001).
(*) pode ser aplicado em aquíferos confinados quando o topo da seção filtrante do poço estiver abaixo da base da camada confinante.

### 3.1.1. Método Hvorslev

Método de Hvorslev foi proposto em 1951 e considerado o método mais simples e prático para interpretação de ensaios hidrogeológicos do tipo *slug test*. A sua interpretação se baseia na perturbação do nível estático do aquífero medido dentro do poço em termos de H, conforme ilustrado na **Figura 14.2-12**. O método é aplicado para aquíferos livres e confinados, nos quais assume-se: (i) meio homogêneo e isotrópico; (ii) extensão infinita; e (iii) que água e solo são incompressíveis.

**Figura 14.2-12: Parâmetros de análise método Hvorslev.**




Fonte: Adaptado de Suddick (2015).

Com base nas variações do nível de água em função do tempo, os valores de condutividade hidráulica, podem ser obtidos a partir da seguinte **Equação 2**:

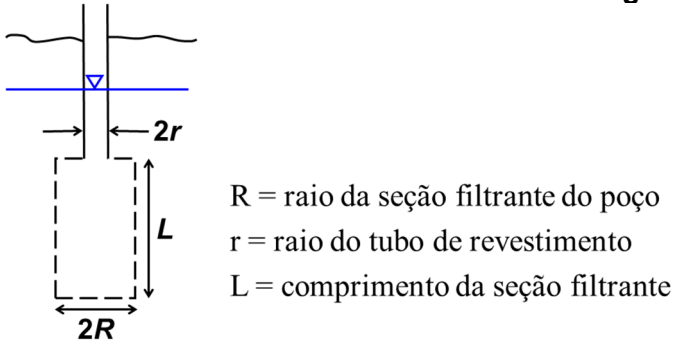
$$K = \frac{A}{F(t_2 - t_1)} ln\left(\frac{H_1}{H_2}\right) \quad (2)$$

Onde:

- A é a seção transversal da área da seção filtrante
- F é o fator da geometria do poço
- $H_1$ a alteração do nível de água no tempo $t_1$
- $H_2$ a alteração do nível de água no tempo $t_2$

A **Equação 14.2-2** ignora os efeitos de armazenamento compressivo no caso de aquíferos confinados, e desconsidera o fator de espessura saturada em aquíferos livres. O fator F é obtido em função de uma variedade de geometrias dos poços, conforme compilado por Schwartz e Zhang (2003). O fator de geometria F mais usualmente aplicado é dado conforme ilustrado na **Figura 14.2-13** e na **Equação 3**.

**Figura 14.2-13: Parâmetros de cálculo do fator de geometria F.**




Fonte: Schwartz e Zhang (2003).

$$F = \frac{2\pi L}{ln(L/R)} \; para \frac{L}{R} > 8 \qquad (3)$$

A condição L/R> 8 é um fator importante a ser avaliado, porque nesses cenários eventuais diferenças entre diversos fatores de geometria são negligenciáveis. Em situações em que essa condição não seja satisfeita, cálculos específicos para a obtenção do fator F se tornam recomendáveis (ver Schwartz e Zhang, 2003). Combinando-se as E**quações 2 e 3**, obtém-se a equação geral para cálculo dos valores de condutividade hidráulica a partir do ensaio de campo:

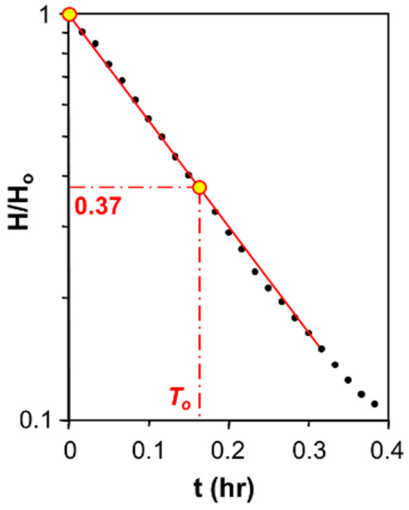
$$K = \frac{r^2 \, ln(L/R)}{2L(t_2 - t_1)} ln\left(\frac{H_1}{H_2}\right) \qquad (4)$$

Onde:

- r = raio do poço
- R = raio da perfuração
- L = comprimento da seção filtrante
- $H_1$ = alteração do nível de água em relação ao nível estático no tempo $T_1$
- $H_2$ = alteração do nível de água em relação ao nível estático no tempo $T_2$

Com base na **Equação 4**, os dados obtidos em campo são plotados em um gráfico semilogarítimico para valores normalizados de ($H/H_0$) em função do tempo, como exemplificado na **Figura 14.2-14** a seguir:

**Figura 14.2-14: Exemplo de plotagem dos dados de campo (eixo y em escala logarítmica)**




Fonte: Schwartz e Zhang (2003).

Ao se tomar qualquer par de pontos na seção linear da curva e inseri-los na **Equação 4** obtêm-se os valores de condutividade hidráulica. Por conveniência de cálculo, ao se tomar como referência os seguintes pontos:

- $H/H_o$ = 1 e t = 0,
- $H/H_o$ = 0.37 e t = $T_o$

Considerando que o termo da **Equação 4** [$ln\left(\frac{H_1}{H_2}\right) \cong 1$], esta fica simplificada para a seguinte forma:

$$K = \frac{r^2\, ln(L/R)}{2L(\mathrm{To})} \tag{5}$$

Onde:

- r = raio do poço
- R = raio da perfuração
- $T_0$ = tempo em que $H/H_o = 0{,}37$
- L = comprimento da seção filtrante

Em suma, portanto, a realização de ensaios hidrogeológicos em um único poço de monitoramento e tratamento dos dados segundo o método do Hvorslev, contempla as seguintes etapas:

I. Obtenção dos dados construtivos dos poços de monitoramento.

II. Avaliar as condições de limpeza e integridade dos poços (verificar a necessidade de desenvolvimento).

III. Proceder, de maneira mais breve possível, com a elevação ou rebaixamento do nível de água estático do poço, o que pode ser conseguido por meio das seguintes estratégias:
    - a inserção (*slug test)* ou remoção (*bail test*) de um cilindro (tarugo) de volume conhecido;
    - a inserção (*slug test)* ou remoção (*bail test*) de um volume conhecido de água;
    - pressurização pela injeção de ar no poço.

IV. Monitorar a variação do nível de água até a condição de equilíbrio.

V. Idealmente, repetir os passos III e IV duas ou três vezes.

VI. Escolher o método mais apropriado para a análise dos dados.

VII. Plotar os dados de variação do nível estático ($H/H_0$) em função do tempo.

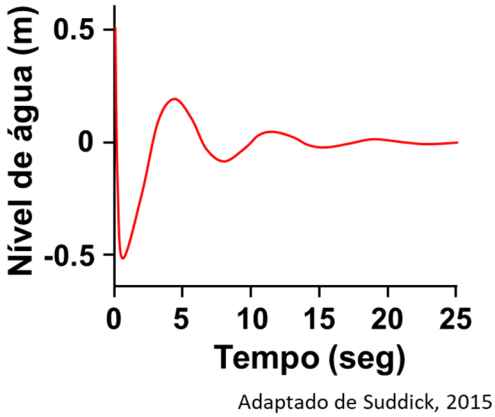
VIII. Escolher a seção linear da reta e obter o valor de $T_0$ quando $H/H_0 = 0{,}37$.

IX. Calcular os valores de condutividade hidráulica com base na **Equação 4**.

A interpretação dos dados em testes de poço de monitoramento único podem ser afetados por diversos fatores complicadores. De acordo com Suddick (2015), os seguintes fatores podem ser observados:

- Resposta amortercida: para aquíferos altamente permeáveis, o nível de água medido no poço pode apresentar um comportamento oscilatório devido a efeitos inerciais (**Figura 14.2-15**), contudo estimativas confiáveis dos parâmetros ainda podem ser obtidas (Suddick, 2015).

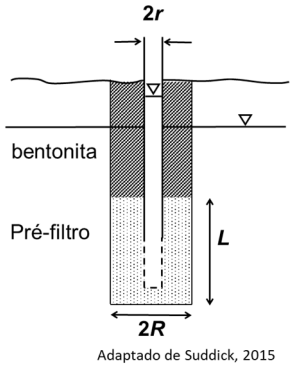
**Figura 14.2-15: Exemplos de variação de nível de água em aquíferos altamente permeáveis**




Fonte: Adaptado de Suddick (2015).

- Efeitos de parede (*skin effects*): a zona de alteração ao redor do poço pode influenciar como o poço responde às perturbações de nível de água infligidas durante o teste e, consequentemente, afetar a interpretação dos dados obtidos (Suddick, 2015). Os efeitos de parede podem ser entendidos de duas formas:
    - Efeitos positivos: redução dos valores de K ao redor da parede do poço/sondagem, devido ao efeito de esfregaço da argila nas paredes de sondagem durante as atividades de perfuração ou aos efeitos de encrostamento da seção de filtro ou pré-filtro devido à presença de óxidos de ferro, biofilme etc.;
    - Efeitos negativos: quando se observa um aumento nos valores de K devido à criação de caminhos preferenciais de fluxo através da seção de filtrante do poço, como, por exemplo, efeitos de extração/bombeamento ou fraturamento durante as atividades de perfuração e injeção.
- Seção de pré-filtro e comprimento do filtro: em materiais de granulometria fina, poços de monitoramento são geralmente construídos e instalados com uma seção de pré-filtro de material granular ao redor da seção filtrante. Nessa configuração, tem-se que o material granular do pré-filtro irá responder de forma mais rápida à formação adjacente ao poço, geralmente com uma condutividade hidráulica caracteristicamente menor. Em situações como essas, as dimensões construtivas a serem consideradas nos cálculos devem ser tomadas em função do material pré-filtro e não do tubo ranhurado do poço (tubo filtro), conforme a **Figura 14.2-16**:

**Figura 14.2-16: Parâmetros construtivos para os ensaios de condutividade hidráulica em formações de baixa granulometria.**




Fonte: Adaptado de Suddick (2015).

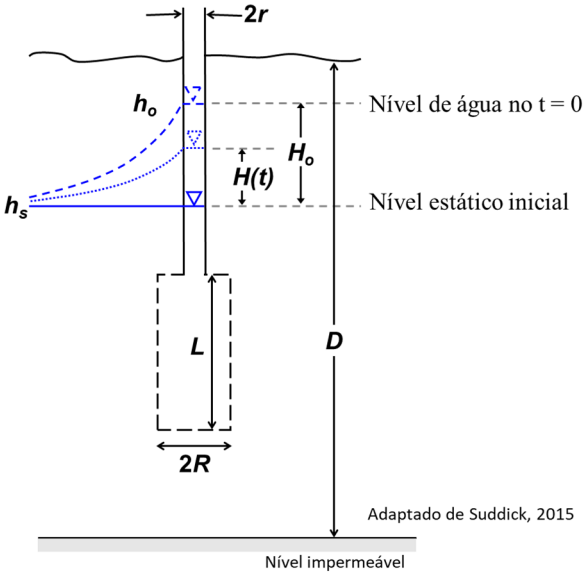
- Seções filtrantes parcialmente submersas: em aquíferos não confinados, o nível de água pode estar situado ou ser rebaixado para o meio da seção filtrante durante o teste. Esses efeitos devem ser evitados durante os testes, pois podem trazer fatores complicadores às formulações matemáticas apresentadas anteriomente. Nesse contexto, consultas aos trabalhos bibliográficos dedicados a essas análises devem ser feitas (p. ex. Binkhorst & Robbins, 1998). Os efeitos mais comuns observados nas análises gráficas são observados quando material da seção filtrante tende a drenar a elevação do nível de água de maneira mais rápida do que a formação adjacente ao poço, o que resulta em uma resposta de variação do nível de água em múltiplos estágios.

### 3.1.2. Método Bouwer & Rice

O método de Bouwer & Rice (1976) é aplicável tanto para aquíferos livres como para aquíferos confinados, desde que o topo do poço esteja a alguma distância abaixo da parte inferior da camada confinada. É aplicável também para poços total e parcialmente penetrantes.

Similarmente ao método Hvorslev, esse método assume: (i) meio homogêneo e isotrópico; (ii) de extensão praticamente infinita; e (iii) de espessura uniforme. A solução matemática proposta na **Equação 6** também ignora efeitos de compressibilidade. A **Figura 14.2-17** demonstra os principais aspectos para a avaliação utilizando esse método.

**Figura 14.2-17: Aspectos construtivos para o método Bower & Rice**




Fonte: Adaptado de Suddick (2015).

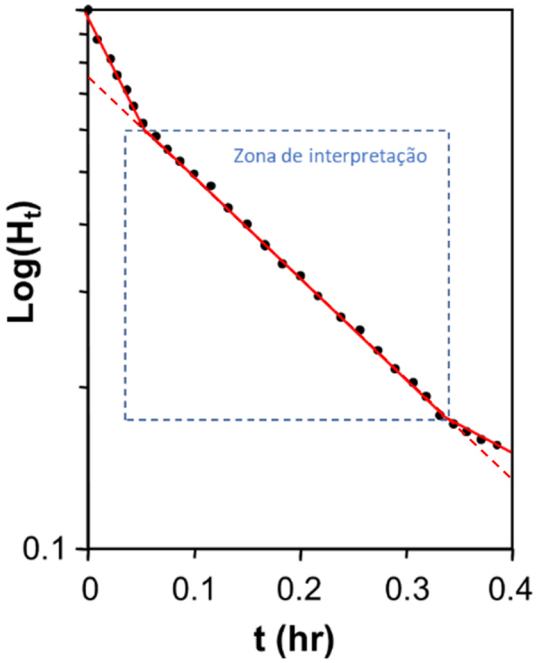
$$K = \frac{r_c^2 \, ln(R_e/r_w)}{2L} \cdot \frac{1}{t} ln \frac{H_0}{H_t} \quad (6)$$

Onde:

- $r_c$ = raio do poço
- $r_w$ = raio da perfuração
- $R_e$ = raio efetivo do poço, corresponde à distância efetiva por meio da qual a perturbação do nível de água é dissipada (obtido por meio de equações complementares)
- $H_0$ = alteração inicial do nível de água estático
- $H_t$ = alteração do nível de água no tempo t
- D = espessura saturada do aquífero

No caso do método do Bower & Rice, os dados de campo são plotados em um gráfico semi-logarítmico da alteração do nível de água ($H_t = h_0 - h_s$) em função do tempo conforme ilustrado na **Figura 14.2-18**.

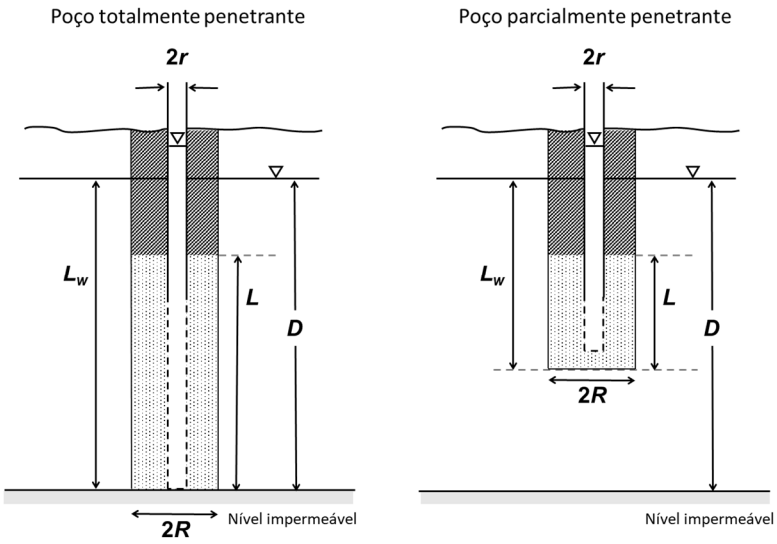
**Figura 14.2-18: Exemplo de plotagem de dados de campo com base no modelo de Bower & Rice.**




Fonte: Bower & Rice (1976).

Com base na formulação proposta pela **Equação 6**, faz-se necessário o cálculo do termo Ln (Re/Rw). Diante da impossibilidade da obtenção direta da distância Re, Bouwer & Rice apresentaram equações complementares que permitem estimar Re com base na razão adimensional ln (Re/R), sendo estas obtidas em função das características construtivas dos poços em relação ao aquífero no qual se encontram instalados, ou seja, equações específicas para poços totalmente penetrantes ou parcialmente penetrantes. A **Figura 14.2-19** apresenta os parâmetros de cada tipo de poço.

**Figura 14.2-19: Aspectos construtivos de poços totalmente ou parcialmente penetrantes**




Fonte: Bower & Rice (1976).

- Poços parcialmente penetrantes **Equação 7**:

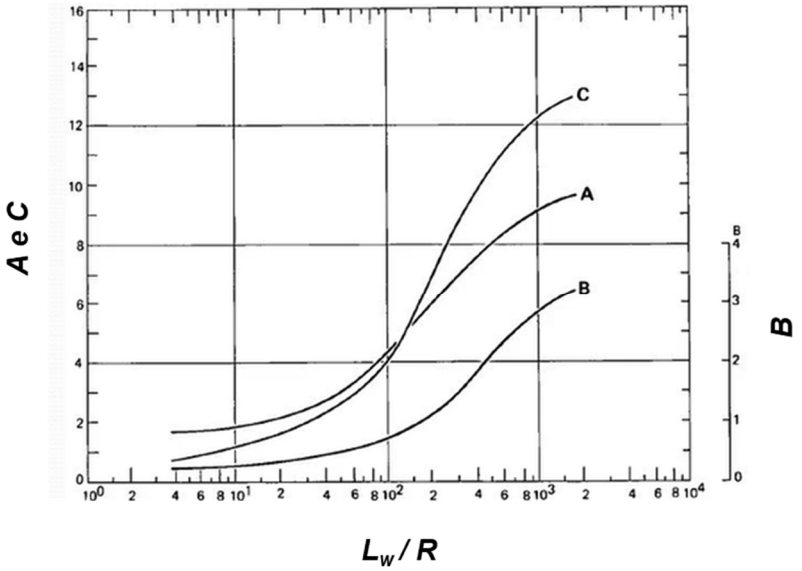
$$ln\frac{R_e}{R_w} = \left[\frac{1.1}{ln\frac{L_w}{R}} + \frac{A + B \cdot ln\left[\left(\frac{D-H}{R}\right)\right]}{\frac{L}{R}}\right]^{-1} \quad (7)$$

- Poços totalmente penetrantes **Equação 8**:

$$ln\frac{R_e}{R_w} = \left[\frac{1.1}{ln\frac{L_w}{R}} + \frac{C}{\frac{L}{R}}\right]^{-1} \quad (8)$$

Os coeficientes A, B e C apresentados nas equações **14.2-6** e **14.2-7** podem ser obtidos por meio de curvas auxiliares apresentadas por Bower & Rice (1976) e ilustradas na **Figura 14.2-20** a seguir:

**Figura 14.2-20: Curvas auxiliares obtidas por Bower & Rice (1976) correlacionando os parâmetros A, B e C com o fator adimensional Lw/R.**




Fonte: Bower & Rice (1976).

### 3.2. Ensaio de determinação em alta resolução da condutividade hidráulica

A caracterização em alta resolução, traduzido do termo em inglês *High-Resolution Site Characterization* (HRSC), faz referência a estratégias e técnicas de aquisição de dados em escala apropriada para caracterização das heterogeneidades do meio físico. No meio físico as heterogeneidades que controlam o transporte de contaminantes ocorrem em escala centimétrica a métrica. A investigação em alta resolução proporciona a redução de incertezas associadas ao modelo conceitual da área, gerando confiança entre as partes interessadas e assertividade na definição das próximas etapas do gerenciamento (CLU-IN, [2021]).

É importante salientar que o ensaio de determinação pontual da condutividade hidráulica quando performado em múltiplos intervalos discretos de diferentes profundidades, de forma a caracterizar heterogeneidades individualmente, pode ser considerado como uma investigação de alta resolução. Contudo, este tipo de ensaio requer mais tempo e para a aquisição dos dados que a técnica de alta resolução descrita a seguir.

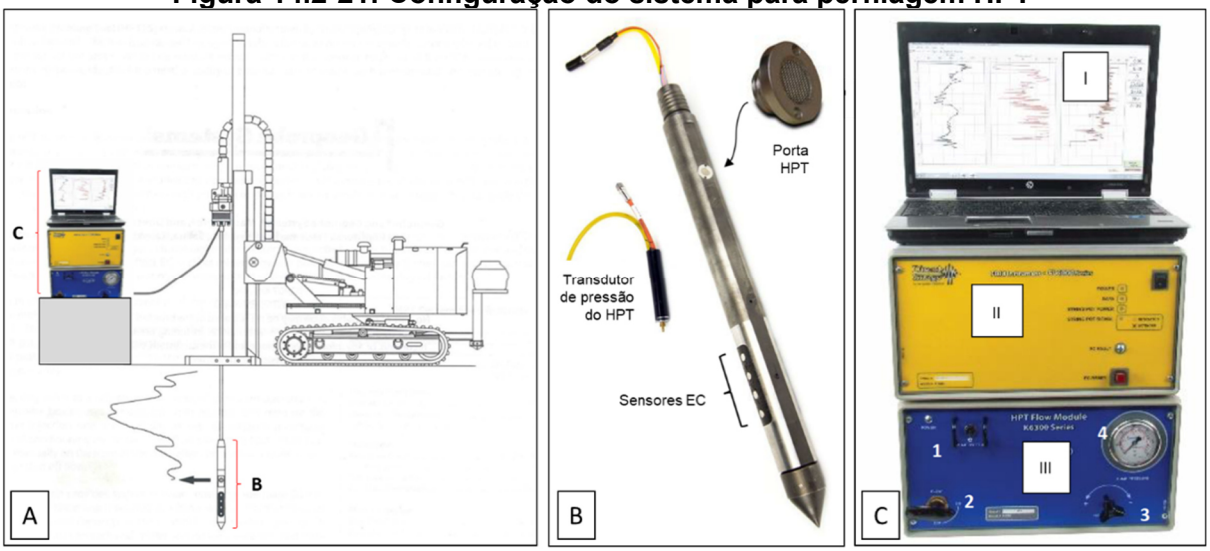
Ferramentas de perfilagem hidráulica (*Hydraulic Profiling Tools* – HPT) são capazes de caracterizar a permeabilidade ou a condutividade hidráulica qualitativamente de solos e sedimentos não consolidados em alta resolução (ITRC, 2019). Essas ferramentas são inseridas no subsolo com o uso de uma perfuratriz mecanizada equipada com sistema de cravação direta (*direct push*). Os métodos de sondagem e recuperação de solo foram

descritos no item 1. Durante a descida da sonda, dados são adquiridos em escala centimétrica, permitindo avaliar a permeabilidade do meio em escala adequada para caracterização das heterogeneidades.

A sonda HPT geralmente é acoplada ao sensor de condutividade elétrica (EC), mas pode ser acoplada a diferentes ferramentas, sensores ou módulos. Além do EC, alguns módulos atualmente disponíveis no mercado são: de amostragem discreta de água subterrânea (*Waterloo Advanced Profiling System* – APS; *Hydraulic Profiling Tool Groundwater Sampler/Profiler* – HPT GWS/GWP); e ferramentas para mapeamento dos contaminantes (*Membrane Interface Probe* – MIP; *Optical Image Profiler* – OIP; e *Laser Induced Fluorescence* – LIF). Os módulos de alta resolução para caracterização da contaminação serão abordados em maior detalhe no **Capítulo 14.3**.

A **Figura 14.2-21** apresenta os aspectos construtivos básicos da ferramenta HPT da Geoprobe Systems®.

**Figura 14.2-21: Configuração do sistema para perfilagem HPT**




Fonte: Adaptada de Geoprobe (c2025)
Notas:
**A:** Cravação da ferramenta por *direct push* e acompanhamento dos resultados em tempo real em superfície.
**B:** Detalhe para ferramenta HPT (versão com sensor EC acoplado), o transdutor de pressão é posicionado no interior da sonda.
**C:** Detalhe para módulo de superfície (I – Computador; II – Instrumento de campo: conversor de sinal analógico dos sensores para digital; e III – Módulo de fluxo: controle de vazão de injeção e leitura de pressão da linha).

Em linhas gerais, a ferramenta do tipo HPT é utilizada para o mapeamento das heterogeneidades relacionadas à permeabilidade do meio físico (McCall, 2011). Essa caracterização em alta resolução do meio físico possibilita/auxilia: a identificação de caminhos preferenciais de fluxo de contaminantes e níveis de armazenamento ou confinantes; a identificação de intervalos ideais para instalação de filtros de poços de monitoramento; a implementação e otimização de sistemas de remediação, entre outras atividades que podem auxiliar na interpretação e construção do modelo hidroestratigráfico da área de estudo.

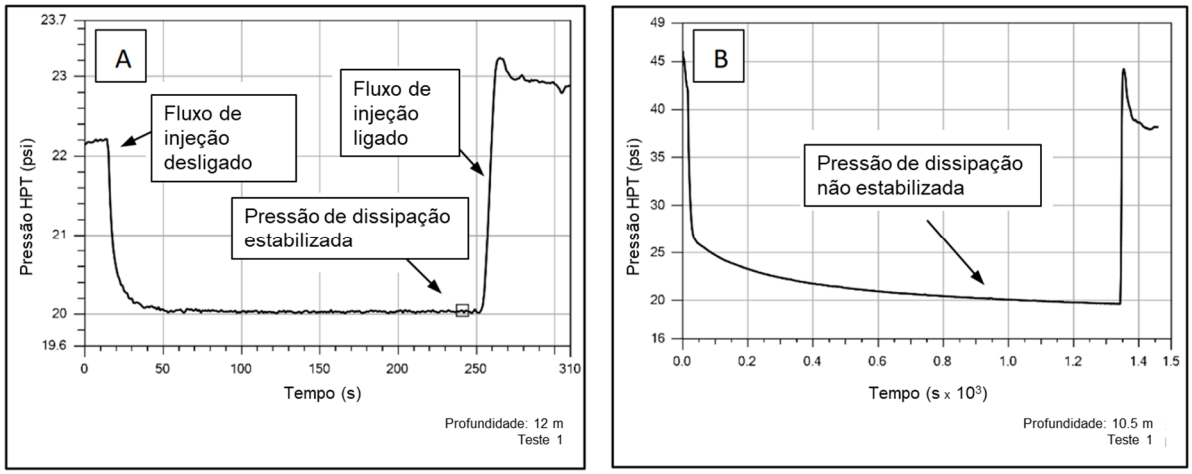
Antes do início de cada ensaio de HPT, aferições da acurácia do equipamento devem ser realizadas. Para isso, medidas de coluna d'água acima do sensor de pressão com e sem fluxo de injeção são comparadas com dados de referência (Geoprobe Systems, 2015). Nessa etapa, medidas de pressão atmosférica são registradas.

A perfilagem HPT é realizada mediante o avanço da sonda no solo à velocidade de 2 cm/s com injeção de água mineral, destilada ou deionizada (a ser definida de acordo com os objetivos do projeto) no interior da formação a uma vazão de 200 mL/min a 300 mL/min por meio da porta de injeção. Um transdutor de pressão posicionado no interior da sonda realiza

a medição da pressão total necessária para injetar a água na formação, enquanto um controlador de fluxo em superfície monitora a taxa de fluxo de injeção. Esses dados são armazenados em um computador. Como resultado das medições, são gerados dois gráficos em tempo real de profundidade (eixo y), por pressão e fluxo injetado (eixo x) (Geoprobe Systems, 2015).

Durante a perfilagem, um ou mais testes de dissipação devem ser realizados. Esses testes têm como objetivo avaliar a pressão hidrostática em intervalos discretos e determinar o nível de água estático, possibilitando também a estimativa da condutividade hidráulica (K) do perfil avaliado. Os testes de dissipação devem ser realizados abaixo do nível d'água e apresentam resultados melhores em zonas de alta permeabilidade (valores de K maiores que $10^{-5}$ cm/s), nas quais a pressão de injeção dissipa-se rapidamente quando o fluxo é interrompido. A **Figura 14.2-22** apresenta dois testes de dissipação realizados em zona arenosa (A) e argilosa (B) (McCall; Christy, 2020).

**Figura 14.2-22: Testes de dissipação de pressão realizados em depósitos fluviais**




Fonte: Adaptada de McCall e Christy (2020).
Notas:
**A** – Teste realizado camada arenosa - pressão de dissipação estabiliza rapidamente e produz dado confiável.
**B** – Teste realizado em camada argilosa - pressão de dissipação não se estabiliza mesmo após longo intervalo de tempo e não é capaz de gerar dados confiáveis para a avaliação da piezometria do perfil

A perfilagem HPT é encerrada em profundidade pré-definida pela equipe do projeto ou em superfície impenetrável. A profundidade máxima de penetração depende das características geológicas do meio, mas na grande maioria dos projetos, o limite de profundidade é atingido por volta de 20 m a 30 m (McCall; Christy, 2020).

Os dados gerados no perfil do HPT representam a pressão total ($P_t$) de injeção da água medida pelo teste em determinada profundidade. Esse valor representa a soma da pressão atmosférica ambiente ($P_{atm}$), da pressão hidrostática ($P_{hydro}$) e da pressão necessária de injeção da água na formação ($P_c$). Conforme mencionado anteriormente, a pressão atmosférica é determinada no momento da calibração do equipamento, anteriormente ao início do teste. Já a pressão hidrostática é definida por meio do(s) teste(s) de dissipação realizado(s) no decorrer do ensaio. A pressão real necessária para injetar a água na formação, também chamada de "pressão corrigida" ($P_c$), é calculada utilizando a **Equação 9**:

$$P_c = P_{total} - (P_{hydro} + P_{atm}) \quad (9)$$

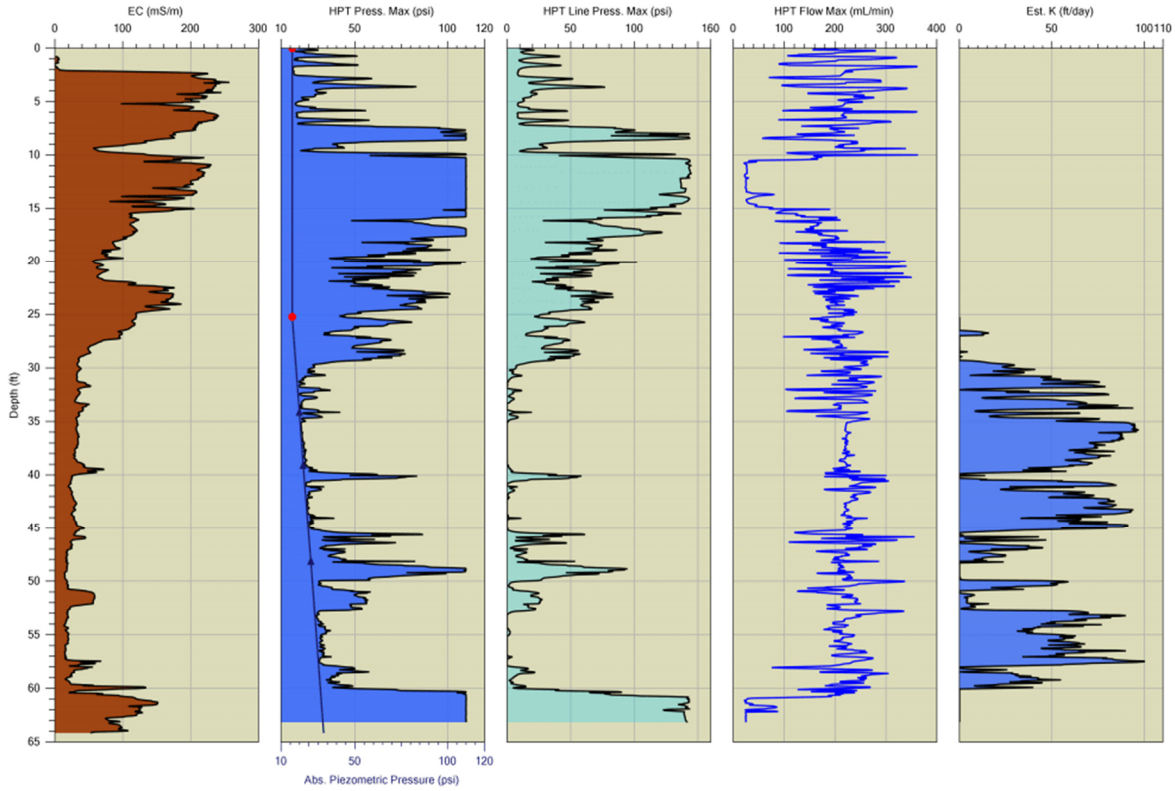
A partir dos dados da "pressão corrigida" ($P_c$) e da taxa de fluxo do HPT (Q), é possível gerar os valores de condutividade hidráulica (K) estimada, utilizando o *software DI Viewer*® da

*Geoprobe System*, que emprega um modelo empírico (**Equação 10**) desenvolvido pela própria *Geoprobe System* (McCall, 2010, 2011; McCall; Christy, 2010):

$$K_{estimado} = 21{,}14\ x\ ln\left(\frac{Q}{P_c}\right) - 41{,}71 \qquad (10)$$

A **Figura 14.2-23** apresenta um perfil típico obtido a partir da ferramenta HPT acoplada com EC.

**Figura 14.2-23: Resultados típicos de HPT**




Fonte: Geoprobe Systems (c2025).
Notas:
Gráficos de condutividade elétrica (EC), pressão de injeção HPT com o perfil de pressão piezométrica absoluta traçado, taxa de fluxo HPT e condutividade hidráulica (K) estimada. Os três triângulos inferiores na linha de pressão piezométrica absoluta no segundo gráfico representam pontos de medição de pressão hidrostática. O ponto de inflexão (ponto vermelho) na linha de pressão piezométrica absoluta é o nível d'água estimado.

É importante salientar que a condutividade quantitativa fornecida pelo HPT é um modelo empírico desenvolvido pela *Geoprobe System* (McCall, 2010, 2011; McCall; Christy, 2010) e não deve ser admitida como condutividade real da formação. Esses modelos possuem limitações quanto à aferição de condutividades hidráulicas menores que 3 x $10^{-5}$ cm/s e maiores 3 x $10^{-2}$ cm/s. Essas condutividades devem ser comparadas e correlacionadas a testes pontuais de condutividade hidráulica realizados em cada área de estudo.

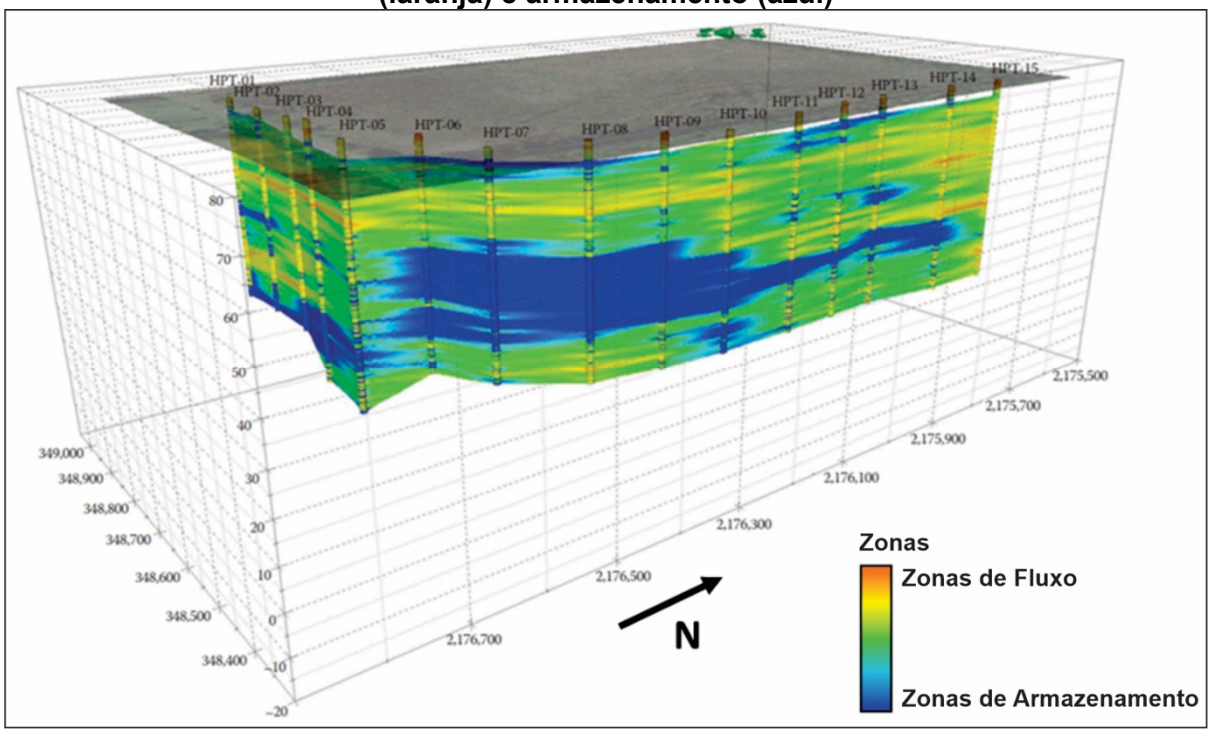
O modelo desenvolvido para o cálculo de condutividade deve ser utilizado como comparativo e possui níveis aceitáveis de assertividade. Isso se deve ao fato de que o modelo utilizou diversos logs de HPT e resultados de ensaios de condutividade hidráulica pontual (*slug tests*) de poços temporários de amostragem de água subterrânea e poços instalados utilizando *direct push* em intervalos discretos. De acordo com os autores (McCall, 2010, 2011; McCall; Christy, 2010), o modelo final apresentou $r^2$ próximo de 0,9 entre os logs HPT e os resultados dos ensaios pontuais entre o limite de $10^{-5}$ e $10^{-2}$ cm/s. Para formações com condutividades menores que $10^{-5}$ cm/s, o CPT (item 2) pode fornecer dados mais assertivos que o HPT.

Para compreensão do modelo conceitual da área, sugere-se que os ensaios de HPT sejam realizados lado a lado, em seções transversais (*transects*) ao fluxo da água subterrânea. Após

aquisição dos dados, é necessário avaliar os logs tridimensionalmente, para conceptualização das zonas de fluxo, armazenamento e lenta advecção.

A **Figura 14.2-24** apresenta um modelo 3D obtido por meio de HPT.

**Figura 14.2-24: Seção 2D posicionada em modelo 3D ilustrando zonas de fluxo (laranja) e armazenamento (azul)**




Fonte: Adaptado de Suthersan *et al.* (2016).

Interpretações relacionadas à hidroestratigrafia do *site* a partir de dados de HPT são possíveis quando confrontadas com dados de perfis de sondagem e de EC. O principal método para confirmar a validação dos resultados e interpretações dos logs obtidos pela ferramenta HPT relacionadas à litologia, consiste na amostragem e descrição de solo (McCall *et. al*, 2017).

De maneira complementar, o sensor EC auxilia no entendimento das características litológicas da formação ou mesmo na identificação de águas salobras ou cunhas salinas. Níveis mais argilosos tendem a apresentar valores de EC e $P_c$ maiores que níveis arenosos (McCall, 2011). Contudo, areias cimentadas e argilas fraturadas podem apresentar valores anômalos negativamente e positivamente de Pc, respectivamente. Adicionalmente, areias com minerais com íons livres, podem apresentar EC maiores que o esperado para areias.

Conforme mencionado anteriormente, existem variações nas interpretações dos padrões de sinais de pressão e EC relacionados a litologias. Dessa forma, as interpretações desses logs devem ser validadas pela amostragem de solo. Uma vez que o padrão de HPT é reconhecido e associado à litologia, pode-se inferir a continuidade lateral das camadas geológicas pelos logs de HPT, sem necessidade da realização de amostragem de solo nesses pontos.

Em suma, o HPT apresenta como vantagens a capacidade de mapear contrastes de permeabilidade com resolução vertical de 2 cm a 3 cm com rapidez e praticidade. Esse fato permite a interpretação dos dados e tomada de decisão em tempo real, além da possibilidade de estimativa de valores de K (condutividade hidráulica) em múltiplos intervalos discretos. Contudo, a técnica não é capaz de estimar condutividades hidráulicas maiores que $2,7 \times 10^{-2}$ e menores que $3,5 \times 10^{-5}$. Outra limitação do método está relacionada ao avanço da ferramenta em materiais de alta compactação e dureza. Geralmente, as profundidades máximas atingidas pela ferramenta em solo não consolidado variam de 20 m a 30 m.

## 4. Ensaio de determinação da porosidade total e efetiva

A porosidade é fator chave para a avaliação de mecanismos de fluxo e transporte de fluidos em zonas saturada e não saturada.

De forma simplificada, a porosidade é a relação entre o volume de vazios e o volume total de uma amostra. A porosidade total, quando aplicada ao solo ou a um aquífero, portanto, é a relação entre o seu volume de poros (vazios) e o volume total (volume de grãos somado ao volume de poros). Já a porosidade efetiva é a relação entre o volume de poros interconectados, ou seja, o volume de poros que permitem a passagem de fluidos dentro da formação. As **Equações 11 (**porosidade total**) e 12** (porosidade efetiva) apresentam a definição da porosidade total (a) e efetiva (b).

$$n = (V-Vs)/V = Vp/V \quad (11)$$

$$ne = Vpe/V \quad (12)$$

Onde:

n = porosidade total
ne = porosidade efetiva
V = volume da amostra
Vs = volume de sólidos
Vp = volume poroso
Vpe = volume poroso interconectado

A porosidade está relacionada às características texturais e estruturais do meio geológico. Os fatores texturais e estruturais são influenciados pelo ambiente deposicional e pelos processos sofridos pela formação ao longo do tempo. Os fatores texturais e estruturais que influenciam na porosidade dos meios geológicos são: empacotamento, arredondamento, esfericidade, seleção granulométrica, compactação, cimentação, dissolução e fraturamento. Devido à sua correlação com o meio geológico e os processos sofridos por ele, pode-se inferir que a porosidade tenha menores variações dentro de uma mesma unidade hidroestratigráfica do que entre unidades hidroestratigráficas diferentes.

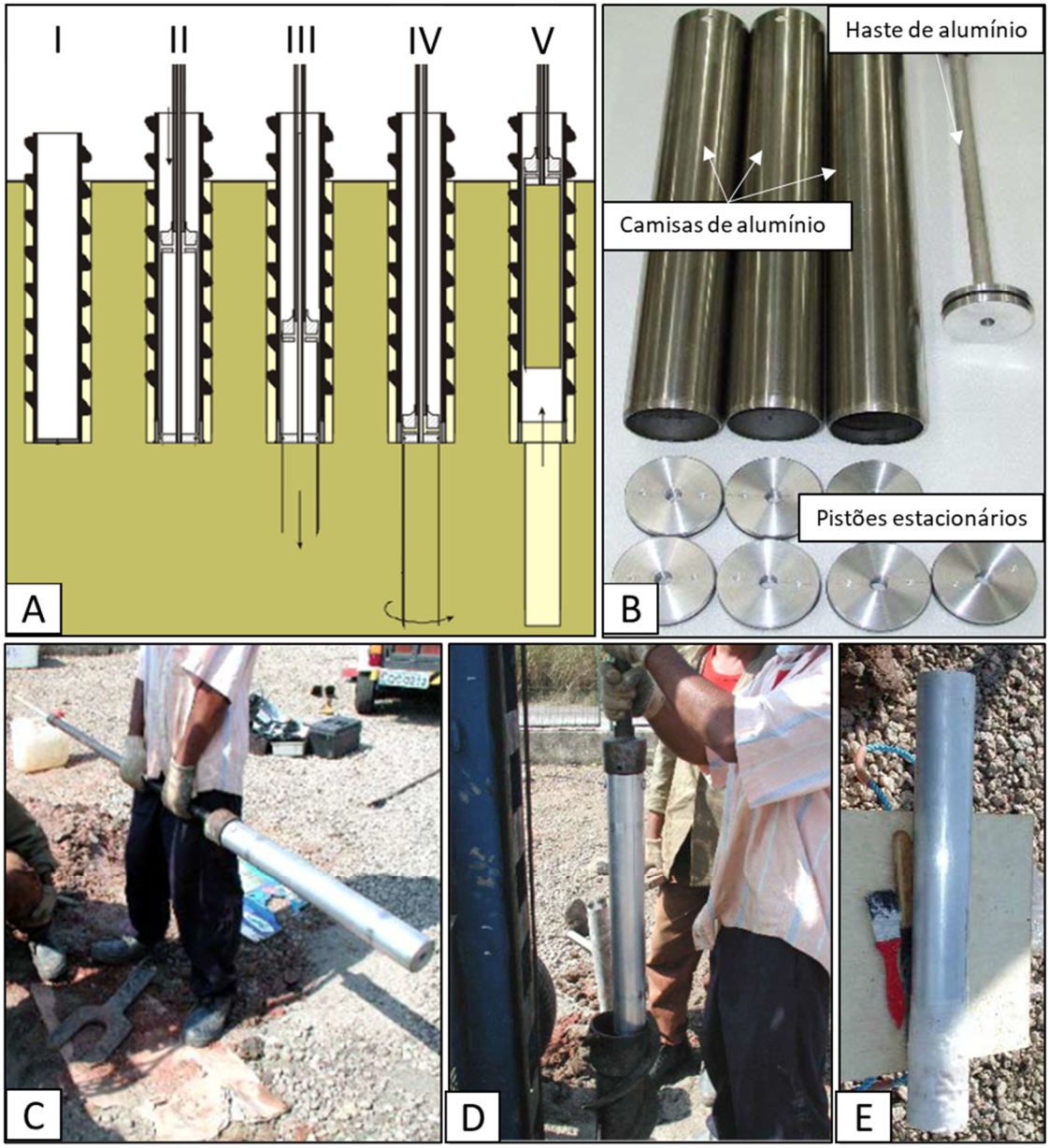
Os poros podem ser classificados conforme sua gênese, morfologia ou tamanho (Schmidt; McDonald, 1979; Teixeira *et al.*, 2017). A gênese classifica os poros entre primários e secundários. Os poros formados concomitantemente ao material geológico (sindeposicionais) são classificados como poros primários. Um exemplo de processo formador de poros primários é a deposição sedimentar. Os poros formados posteriormente ao material geológico (pós-deposicionais) são classificados como poros secundários. Exemplo de processos formadores de poros secundários são fraturamento, diluições etc. A morfologia classifica os poros em intergranular, intragranular, móldico, de fratura ou de encolhimento da matriz. A classificação por tamanho divide a porosidade entre micro e macroporos. Os microporos são os poros menores que 0,0050 mm (50 µm) e os macroporos são poros maiores que 0,050 mm (50 µm). A classificação por tamanho é a classificação utilizada nos ensaios de determinação da porosidade total e efetiva.

Os ensaios de determinação de porosidade devem ser realizados buscando a maior representatividade possível do meio a ser analisado. Para isso, a amostra a ser coletada deve ser indeformada, apresentando as condições mais próximas de empacotamento, compactação, trama e fábrica dos grãos da formação.

Para a coleta de amostras com estrutura indeformada, são utilizados comumente amostradores tubulares ou o método do bloco parafinado. Os amostradores tubulares são os mais utilizados, pois são ferramentas versáteis na amostragem de solo, que permitem coletar amostras superficiais e subsuperficiais. Dentre os amostradores

tubulares para coleta de amostras indeformadas destacam-se: o amostrador de Uhland e o amostrador tipo Shelby. A **Figura 14.2-25** ilustra a amostragem de solo indeformado.

**Figura 14.2-25: Amostragem de solo indeformado**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

No laboratório, segundo a metodologia da (Teixeira *et al.*, 2017), a porosidade é calculada com base no peso da amostra em três diferentes condições (o peso *in natura* é utilizado para determinação da umidade da amostra):

- Peso *in natura* (P1) – a amostra é pesada assim que chega ao laboratório, com a umidade natural da amostra.
- Peso saturado (P2) – a segunda etapa do procedimento compreende a saturação da amostra por meio do seu contato com uma bandeja com água, preenchendo-se seus macroporos e microporos.
- Peso na mesa de tensão (P3) – a terceira etapa compreende a retirada de água dos macroporos da amostra pela mesa de tensão. Apenas os microporos permanecem preenchidos por água (etapa III).

- Peso seco (P4) – amostra é submetida à temperatura de 105 °C em uma estufa, fazendo com que a água restante nos microporos seja removida (etapa IV).

Com base na diferença do peso nas três condições, é calculada a porosidade da amostra de solo. Nessa metodologia, são reportados os volumes percentuais de porosidade total, de microporos (menores que 50 µm) e de macroporos (maiores que 50 µm). Estes últimos são interpretados, nesse método, como a porosidade efetiva da amostra. As fórmulas para obtenção da porosidade total, microporosidade e macroporosidade são apresentadas nas **Equações 13** (porosidade total)**, 14** (macroporosidade) **e 15** (microporosidade).

(P2 – P4) x 100 / volume do cilindro (13)

(P2 – P3) x 100 / volume do cilindro (14)

(P3 – P4) x 100 / volume do cilindro (15)

*O P1 é utilizado para o cálculo de umidade da amostra.

Para efeitos de comparação com as análises realizadas nas diferentes granulometrias de solo, a **Tabela 14.2-6** (Johnson, 1967; Freeze; Cherry, 1979) apresenta valores estimados de porosidade total e efetiva, respectivamente. Destaca-se que esses valores são estimativas e devem ser utilizados apenas como valores comparativos.

**Tabela 14.2-6: Valores estimados de porosidade total e efetiva para depósitos inconsolidados**

| Material | Porosidade total (%) | Porosidade efetiva (%) |
|---|---|---|
| Argila | 40-70 | 0,00 a 0,005 |
| Silte | 35-50 | 0,03 a 0,19 |
| Areia fina | 25-50 | 0,10 a 0,28 |
| Areia média | | 0,15 a 0,32 |
| Areia grossa | | 0,20 a 0,35 |
| Cascalho fino | 25-40 | 0,21 a 0,35 |
| Cascalho médio | | 0,13 a 0,26 |
| Cascalho grosso | | 0,12 a 0,26 |

Fonte: Modificado de Freeze & Cherry, 1979; Johnson, 1967

## 5. Determinação da potenciometria ou fluxo de água nas zonas vadosa e saturada

O meio em subsuperfície divide-se em duas zonas horizontais, de acordo com a proporção relativa de água nos poros: zona não saturada ou vadosa (existência de ar nos poros e pequena ou ausente concentração de água nos poros) e zona saturada (poros preenchidos completamente por água).

### 5.1. Fluxo da água subterrânea na zona vadosa

A água subterrânea pode ser encontrada na zona vadosa, acima da superfície potenciométrica. Essa zona tem papel crítico ao regular a infiltração de água e/ou contaminantes a partir da superfície. Ela é a porção do solo mais comumente alterada pelas construções, pelo cultivo agrícola etc.

O solo da zona vadosa abriga um sistema trifásico formado por água, gases e partículas dos minerais do solo. Esse sistema ainda pode apresentar interação adicional, relacionada à tensão superficial entre a água e o gás (ar).

A capacidade de retenção ou transporte da água na zona vadosa é definida pela energia ou pela pressão da água em relação ao poro da matriz em que está inserida. O potencial de água no solo (***Ψ***) define a energia necessária para a água permanecer retida ou ser capaz de deslocar uma partícula infinitesimal de água e se movimentar. Esse potencial pode ser calculado pela seguinte equação (**Equação 16**):

$$\Psi = \Psi g + \Psi o + \Psi m \qquad (16)$$

Onde:

Ψ = potencial de água
Ψg = potencial gravitacional, relacionado ao potencial gravitacional da partícula de água
Ψo = potencial osmótico, relacionado à composição química da água
Ψm = potencial mátrico, relacionado à força de adesão da água às partículas do solo

Dentro da equação, a componente mátrica representa os efeitos de adesão e capilaridade nos poros do solo, bem como a tensão superficial. Esse é um efeito importante se os espaços intersticiais do solo forem considerados como um sistema infinito de diversos sistemas capilares, interligados ou não. A interação dos fluidos nesses capilares é governada pela relação entre a umidade (residual e de saturação) e a sucção, determinando a ocorrência dos fenômenos de adsorção e capilaridade, que, por sua vez, levam ao umedecimento ou secagem do solo, influenciando diretamente os principais processos de transporte. Quanto mais seco o solo, maior a energia necessária para que a água se mova dentro desse meio.

De modo geral, é possível afirmar que a zona vadosa apresenta valores de potencial de pressão de água no solo negativos; a franja capilar, pressão zero; e a zona saturada, valores positivos.

O fluxo em meios não saturados pode ocorrer em macroporos ou microporos, os quais podem ser arranjados em diferentes geometrias, contínuas ou descontínuas, regulares ou irregulares. Os macroporos, oriundos de bioturbações e fraturamentos, apresentam tamanho maior que 0,05 mm e podem determinar sistemas contínuos interconectados, uma vez que criam mais espaços vazios que o arcabouço granular dos minerais no solo. Já os condutos irregulares ocorrem em camadas com elevada capacidade de umidificação que estejam em contato com camadas contrastantes. As camadas contrastantes determinam os desvios da água subterrânea e a concentração do fluxo

em relação à direção preferencial de transporte, causando variações na condutividade hidráulica.

O fluxo da água subterrânea na zona vadosa também pode ser resultado de fluxos instáveis de água, os quais, mesmo em um meio isotrópico, podem aumentar as taxas de fluxo de maneira significativa. Isso pode ocorrer por conta de contrastes texturais, pela hidrofobicidade (repelência à água) e por conta do aprisionamento de ar. Esses fluxos locais acabam determinando regiões com maior umidade, facilitando a criação de meios mais condutores dentro do próprio material.

Ao contrário da zona saturada, a qual tem sua condutividade regida pela Lei de Darcy, na zona não saturada o fluxo é governado por equações diferenciais de continuidade (Darcy-Buckingham).

Um dos transportes mais conhecidos da água na zona vadosa é o transporte vertical por meio da infiltração na superfície até a zona saturada, denominado recarga do aquífero. A taxa de recarga de um aquífero é um parâmetro que pode contribuir para a compreensão do transporte de solutos e dos processos hidrogeológicos. Para sua avaliação, é importante considerar também os fenômenos associados, como a evapotranspiração e a transpiração da vegetação, que pode ser considerada como um sistema de descarga, influenciando no balanço hídrico final.

### 5.2. Fluxo da água subterrânea na zona saturada

A zona saturada é limitada em seu topo pela superfície potenciométrica (ou piezométrica), que é a representação da extensão bidimensional, ou uma superfície imaginária, composta a partir dos diferentes níveis estáticos da água subterrânea em aquíferos, que normalmente constituem o nível d'água do aquífero.

Na maioria das situações, a superfície potenciométrica encontra-se abaixo da superfície do terreno. Contudo, quando a superfície potenciométrica se encontra acima da superfície do terreno, caracteriza-se o fenômeno conhecido como artesianismo.

Em aquíferos granulares, a movimentação da água subterrânea se dá em três dimensões. Os vetores de transporte da água subterrânea são resultado das variações no espaço da energia potencial do aquífero. Essa energia potencial é conhecida como carga hidráulica.

As cargas hidráulicas são elevações das superfícies potenciométricas medidas a partir de um Datum único. O Datum mais utilizado é o nível do mar. Apesar de existir uma teoria matemática para a definição da carga hidráulica, ela representa simplesmente a altura do nível d'água em referência ao Datum utilizado. No caso de um poço de monitoramento, ela representa a carga de pressão (Hp = coluna d'água do poço de monitoramento) e carga de elevação (He = distância da base do filtro até o Datum). A **Figura 14.2-26 A** apresenta esquematicamente a Hp e a He.

No gerenciamento de áreas contaminadas, as cargas hidráulicas são medidas por meio de poços de monitoramento, piezômetros e ferramentas de alta resolução. A carga de pressão é medida no poço de monitoramento (Hp) pela espessura da coluna d'água. A carga de elevação (He) é medida indiretamente por equipamentos de topografia, que medem a distância do topo do tubo até o Datum, utilizando estação total ou GPS diferencial. Ferramentas de alta resolução obtêm a carga hidráulica pela pressão da coluna d'água e atmosférica (detalhado no item 3.1.2). A **Figura 14.2-26 B** ilustra trabalhos de campo de levantamento topográfico.

As cargas hidráulicas semelhantes podem ser representadas por linhas equipotenciais ou linhas potenciométricas. O agrupamento dessas linhas constitui uma superfície, que, por sua vez, é utilizada para determinar o fluxo da água subterrânea. Isso é possível, pois o fluxo de água subterrânea é condicionado principalmente pela componente gravitacional, relacionada à carga hidráulica. O fluxo da água na zona saturada se dá

do ponto da maior para a menor carga hidráulica, portanto, perpendicularmente às linhas equipotenciais. Para a análise do fluxo da água subterrânea, deve ser considerada a variação da carga hidráulica no mesmo aquífero (fluxo horizontal), assim como entre aquíferos (fluxo vertical). A **Figura 14.2-26 C** ilustra as linhas potenciométricas em um mapa potenciométrico e a superfície potenciométrica.

É importante considerar que, dentro de uma determinada área pode haver diversos sistemas de fluxos de água subterrânea e fatores que influenciam na potenciometria. Podem ocorrer variações locais, intermediárias ou regionais no mesmo nível ou entre diversos níveis dos aquíferos. Alguns condicionantes externos que podem influenciar na potenciometria são: litologia, rios, lagos, mares ou até mesmo efeitos antrópicos, via bombeamento ou recarga.

Para o melhor entendimento do fluxo da água subterrânea, atualmente são utilizados modelos numéricos. A **Figura 14.2-26 B** ilustra um modelo numérico para modelagem da carga hidráulica e fluxo da água subterrânea. Contudo, a Lei de Darcy ainda é muito utilizada e pode descrever, aproximadamente, o fluxo e velocidade da água subterrânea na maioria das geologias encontradas nos aquíferos, com exceção de argilas muito compactas e meios fraturados. A Lei de Darcy e a velocidade da água subterrânea para uma dimensão é descrita nas **Equações 17 e 18**, respectivamente.

$$Q = - KiA \quad (17)$$

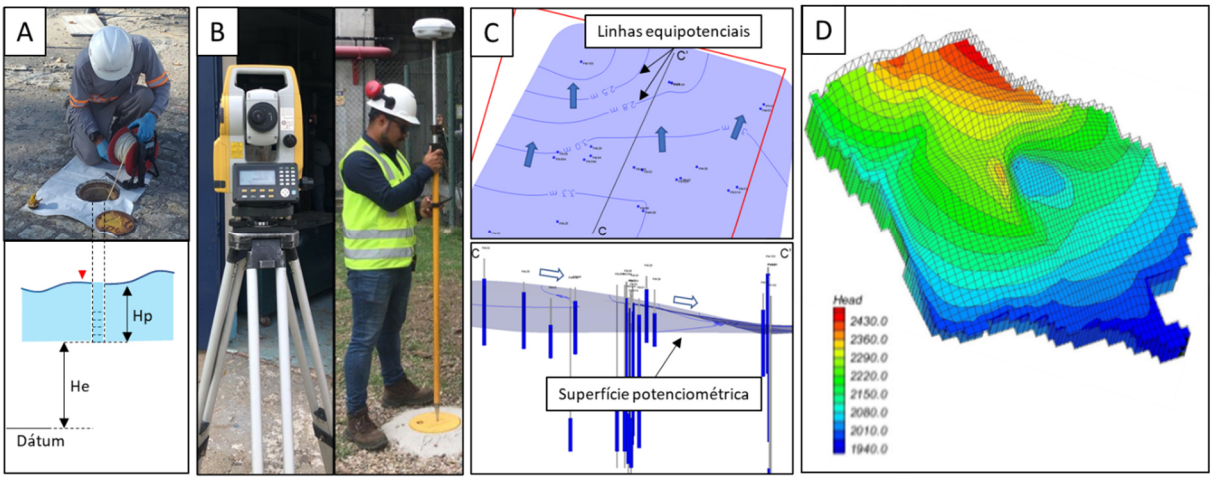
$$V = - (K/nef)\, i \quad (18)$$

Onde:

Q = taxa volumétrica de fluxo
K = condutividade hidráulica
i = gradiente hidráulico
A = área total da seção transversal perpendicular à direção do fluxo
V = velocidade da água subterrânea
Nef = porosidade efetiva

A Lei de Darcy é uma aproximação para o cálculo do fluxo da água subterrânea, considerando fluxos laminares isotrópicos em meios homogêneos, por meio da advecção. Contudo, os meios geológicos são heterogêneos, e variações de condutividades hidráulicas ocorrem centimetricamente, tornando o fluxo anisotrópico e contribuindo para variações centimétricas da velocidade da água subterrânea. Dessa forma, ressalta-se a importância da caracterização do meio físico em alta resolução atrelado ao uso de modelos numéricos para o melhor entendimento do fluxo da água subterrânea.

**Figura 14.2-26: Potenciometria e fluxo da água subterrânea**




Fonte: Foto dos autores (2019)
Notas:
**A** Medição de nível d'água.
**B** Levantamento topográfico (estação total e DGPS).
**C** Mapa potenciométrico e superfície potenciométrica.
**D** Modelo numérico de fluxo de água subterrânea.

## Referências

ABGE – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE GEOLOGIA DE ENGENHARIA E AMBIENTAL. **Manual de sondagens: reconhecimento do subsolo por trado, percussão e rotativa**. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013. 132 p.

ABNT. **NBR 6484**: solo: sondagem de simples reconhecimento com SPT: método de ensaio. 2.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2020.

ABNT. **NBR 9820**: coleta de amostras indeformadas de solos de baixa consistência em furos de sondagem – procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ABNT. **NBR15492**: sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental: procedimento. Rio de Janeiro: ABNT, 2007a.

ABNT. **NBR15496-1**: Poços de monitoramento em aquíferos granulares – Parte 1: projeto e construção. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.

AMS. **9410 VTR**. American Falls, USA: AMS, c2025. Disponível em: https://www.ams-samplers.com/powerprobes/9400-series/9410-vtr/?srsltid=AfmBOorAflEfsLeS35SywQvBpJ3F_6dj2QbCuzGgmR0TkCl9E4jpBFAo. Acesso em: maio 2025.

AMS. **Environmental Sampling Products Catalog**. Idaho Falls, ID: AMS, Inc., 2019b. Acesso em: maio 2025.

AMS. **Hollow Stem Auger Systems – Technical Specifications**. Idaho Falls, ID: AMS, Inc., 2019a. Acesso em: maio 2025.

ASTM International. **ASTM D3441-16**: standard test method for mechanical cone penetration testing of soils. West Conshohocken, PA: ASTM, 2025.

ASTM International. **ASTM D6282/6282M-14**: standard guide for direct push soil sampling for environmental site characterizations. West Conshohocken, PA: ASTM, 2023. Designation: DOI: 10.1520/D6282_D6282M-14.

ASTM International. **ASTM D5784/D5784M-18**: standard guide for use of hollow-stem augers for geoenvironmental exploration and the installation of subsurface water quality monitoring devices. West Conshohocken, PA: ASTM, 2025. DOI: 10.1520/D5784_D5784M-18.

BINKHORST, G. K.; ROBBINS, G. A. **Conducting and interpreting slug tests in monitoring wells with partially submerged screens**. Groundwater, Ohio, 1998. v. 36, n. 2, p. 225-229.

BOART LONGYEAR. **Drilling services:** sonic drilling**.** Utah, US: BOART LONGYEAR, c2025. Image gallery. Disponível em: https://www.boartlongyear.com/drillingservice/sonic-drilling/. Acesso em: maio 2025.

BOLINELLI JUNIOR, Hermes Luiz. **Piezocone de resistividade**: primeiros resultados de investigação geoambiental em solos tropicais. 2004. 167 p. Dissertação (Mestrado em engenharia industrial) – Faculdade de Engenharia, UNESP, Bauru, 2004. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/entities/publication/b8cd3d41-699a-440a-b627-1ab09c309a35. Acesso em: maio 2025.

BOUWER, H.; Rice, R. C. **A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells**. Water Resource. 1976. Res. 12(3): 423–428.

BUTLER, J. J. Jr. **Slug tests in site characterization: Some practical considerations.** Environ. Geosci. 1996a. 3(3): 154–163

BUTLER, J. J. Jr. **The Design, Performance, and Analysis of Slug Tests**. Boca Raton: CRC Press, 1996b, 256 p.

BUTLER, J. J.; JEWELL, K. **Expedited site assessment tools for underground storage tank sites**: a guide for regulators Washington, DC: EPA, c2025. (EPA 510-B-97-001, March 1997 and EPA 510-B-16-004, October 2016). Disponível em: https://www.epa.gov/ust/expedited-site-assessment-tools-underground-storage-tank-sites-guide-regulators. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Decisão de Diretoria nº 38/2017/C, de 7 de fevereiro 2017**. Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece [...]. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, n. 127, n. 28, p. 47-52, 10 fev. 2017. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-038-2017-C.pdf. Acesso em: maio 2025.

CLU-IN. **High-Resolution Site Characterization (HRSC)**. Washington, DC: CLU-IN, [2021]. Disponível em: https://clu-in.org/characterization/technologies/hrsc/. Acesso em: maio 2025.

DAVIES, M. P.; CAMPANELLA, R. G. **Piezocone Technology: Downhole Geophysics for the Geoenvironmental Characterization of Soil**. *In:* SYMPOSIUM ON THE APPLICATION OF GEOPHYSICS TO ENGINEERING AND

ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1995, Orlando, Florida. **Proceedings** […]. Denver, CO: Environmental and Engineering Geophysical Society, 1995. p. 171-180.

EIJKELKAMP. 2018. **Sonic drilling, how does it work**. Informativo operacional. https://www.royaleijkelkamp.com/knowledge-hub/articles/understanding-sonic-drilling/ https://www.royaleijkelkamp.com/knowledge-hub/articles/?page=1 https://www.royaleijkelkamp.com/projects/

ELLIS, R. G. **Electromagnetic Methods in Applied Geophysics: Volume 1, Theory**. Tulsa, OK: SEG – Society of Exploration Geophysicists, 1993.

FETTER, C. W. **Contaminant Hydrogeology**. 2nd ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2001.

FETTER, Charles Willard. **Applied hydrogeology**. Long Grove: Waveland Press, 2018.

FREEZE, R; A.; CHERRY, J. A. **Groundwater**. New Jersey: Prentice Hall, 1979. Disponível em: https://archive.org/details/groundwater-freeze-and-cherry-1979/mode/2up. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **Geoprobe® Hydraulic Profiling Tool (HPT) System**: standard operating procedure. Salina, KS: Geoprobe Systems, 2015. 22 p. (Technical Bulletin No. MK3137). Disponível em: https://geoprobe.com/sites/default/files/pdfs/HPT_SOP_mk3010_0115_0.pdf. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **HTP overview**. Salina, Kansas: Geoprobe Systems, c2025. Disponível em: https://geoprobe.com/direct-image/hpt-hydraulic-profiling-tool. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **HTP overview**. Salina, KS: Geoprobe Systems, c2025. Disponível em: https://geoprobe.com/direct-image/hpt-hydraulic-profiling-tool. Acesso em: maio 2025.

GEOSONIC. **Sonic drilling:** technique advantges**.** Alloa, UK: Geosonic Drilling, c2025. Disponível em: http://www.geosonicdrilling.co.uk/sonic-drilling/. Acesso em: maio 2025.

HOLOCENE DRILLING. **Sonic drilling:** geoprobe. Puyallup, WA: HOLOCENE DRILLING, c2025. Equipment. Disponível em: https://holocenedrillinginc.com/equipment/sonic-drilling/ . Acesso em: maio 2025.

HORST, M. M.; CASTRO, P. T. A.; CÉSAR, M. L. **Avaliação de unidades hidroestratigráficas com base no transporte de solutos**. *Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental*, v. 7, n. 2, p. 94–112, 2017.

HVORSLEV, H.J. **Time Lag and Soil Permeability in Groundwater Observations**. U.S. Army. Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Bulletin n. 36. 1951.

ITRC. **Integrated DNAPL site characterization and tools selection**. DNAPL Site Characterization Team. Washington, DC: ITRC, 2015. 381 p. (Guidance Document. ISC-1). Disponível em: https://projects.itrcweb.org/DNAPL-ISC_tools-selection/Content/Resources/DNAPLPDF.pdf. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Implementing advanced site characterization tools**. Washington, D.C.: ITRC, 2019. 328 p. (Technical/Regulatory Guidance). Disponível em: https://asct-1.itrcweb.org/asct_full_pdf_12_15_19.pdf. Acesso em: maio 2025.

JOHNSON, A. J. **Specific yield**: compilation of specific yields for various materials: hydrologic properties of earth materials. Denver, CO: U.S. Geological Survey, 1967. 80 p. (Geological Survey Water Supply Paper 1662-D). Disponível em: https://pubs.usgs.gov/publication/wsp1662D. Acesso em: maio 2025.

KRAUSE, F. F., COLLINS, H. N., NELSON, D. A.; MACHEMER, D. S.; FRENCH, P. R. **Multiscale anatomy of a reservoir: Geological characterization of Pembina-Cardium pool, west-central Alberta, Canada**. AAPG Bulletin, McLean, VA, v. 71, n. 10, p. 1233-1260, 1987.

LANDA, E. R.; NIMMO, J. R. **The life and scientific contributions of Lyman J. Briggs**. Soil Science Society of America Journal, [Madison, Wis.], v. 67, n. 3, p. 681-693, May 2003. DOI: https://doi.org/10.2136/sssaj2003.0681.

MACIEL FILHO, C. L.; NUMMER, A. V. **Introdução à geologia de engenharia**. 5. ed. rev. ampl. Santa Maria: Editora UFSM, 2014.

MARRANO, A.; IYOMASA, W.; MIYASHIRO, N. J. **Investigações geotécnicas e geoambientais**. *In:* OLIVEIRA, Antonio Manoel dos Santos; MONTICELI, João Jerônimo (ed.). Geologia de engenharia e ambiental. São Paulo: ABGE, 2018. v. 2, cap. 14, p. 273-312.

MCCALL, W *et al.* 2006. **Use of Direct-Push Technologies in Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring**. In: Nielsen, David M. Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2006. p. 345-471.

MCCALL, W. **Application of the Geoprobe® HPT logging system for geo-environmental investigations**. Salina, Kansas: Geoprobe Systems, 2011. 36 p. (Technical Bulletin No. MK3184). Disponível em: https://geoprobe.com/sites/default/files/storage/pdfs/mk3184_application_of_hpt_for_geo-environmental_investigations_0_0.pdf. Acesso em: maio 2025.

MCCALL, W. **Tech guide for calculation of estimated hydraulic conductivity (Est. K) log from HPT data**. Salina, Kansas: Geoprobe Systems, 2010. 20 p. Disponível em: https://geoprobe.com/sites/default/files/pdfs/tech_guide_estk_v5_0_0.pdf. Acesso em: maio 2025.

MCCALL, W., CHRISTY, T. M; EVALD, M. K. **Applying the HPT-GWS for hydrostratigraphy, water quality and aquifer recharge investigations**. Groundwater Monitoring & Remediation 37, no.1: 78–90. 2017. https://doi.org/10.1111/gwmr.12193

MCCALL, W.; CHRISTY, T. M. **Development of a hydraulic conductivity estimate for the hydraulic profiling tool**. *In:* NORTH AMERICAN ENVIRONMENTAL FIELD CONFERENCE & EXPOSITION, 2010, Tampa, Florida. **Conference** […]. Las Cruces, New Mexico: The Nielsen Environmental Field School, 2010.

MCCALL, W.; CHRISTY, T. M. **The hydraulic profiling tool for hydrogeologic investigation of unconsolidated formations**. Groundwater Monitoring & Remediation, Westerville, OH, v. 40, n. 3, p. 89-103, Summer 2020. Disponível em:

https://ngwa.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gwmr.12399. Acesso em: maio 2025.

NIELSEN, D. M. **Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring**. 2nd ed. CRC Press, 2006.

NIMMO, J. R. **Vadose water**. *In:* LIKENS, G. E. (ed.). Encyclopedia of inland waters. Oxford, UK: Elsevier, 2009. v. 1, p. 766-777.

NIMMO, J.R. **Aggregation: physical aspects**. *In:* HILLEL, D. (ed.). Encyclopedia of soils in the environment. Amsterdam: Elsevier; London: Academic Press, 2005.

NIMMO, J.R. **Porosity and pore size distribution**. *In:* HILLEL, D. (ed.). Encyclopedia of soils in the environment. Amsterdam: Elsevier; London: Academic Press, 2004.

PAYNE, C. F.; QUINNAN, A. J.; POTTER, T. S. **Remediation Hydraulics.** Boca Raton: CRC Press, 2008. 432 p.

POOLE, J., BROWN, C., & FINLEY, M. **Direct Push Technology for Environmental Investigation and Remediation**. In: Nielsen, D. M. (Ed.), Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring (2nd ed., pp. 725–763). CRC Press, 2005.

POOLE, J.; BROWN, C.; FINLEY, M. **Direct Push Technology for Environmental Investigation and Remediation**. In: NIELSEN, D. M. (Ed.). *Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Ground-Water Monitoring*. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2006. p. 725–763.

RIYIS, M. T. **Contribuição para investigação de áreas contaminadas com abordagem de alta resolução**. 2019. 162 p. Tese de doutoramento, Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2019.

RIYIS, M. T. **Investigação geoambiental com tomada de decisão em campo utilizando o piezocone de resistividade como ferramenta de alta resolução**. Dissertação de mestrado, Universidade Estadual Paulista, 2012. 175 p.

RIYIS, M. T.; DERRITE, R. M.; **Estimativa de massa retida de contaminantes utilizando ferramentas de alta resolução (HRSC)**. Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental (RBGEA). v 5, n° 2, 2015. pp. 38-49.

ROYAL EIJKELKAMP. **Sonic drilling.** The Netherlands: Royal Eijkelkamp, c2025. Disponível em: https://www.royaleijkelkamp.com/products/drilling/sonic-drilling/?gad_source=1&gad_campaignid=17306441752&gbraid=0AAAADN8bY7XQcOXq_Xz2YQhkw_uOXLXU&gclid=EAIaIQobChMIjbmOjpfYjQMV4q5aBR3vNzacEAAYASAAEgKg3vD_BwE#content. Acesso em: maio 2025.

SCHMIDT, V.; MCDONALD, D. A. **The role of secondary porosity in the course of sandstone diagenesis**. *In:* SCHOLLE, P. A.; SCHLUGER, P. R. (ed.). **Aspects of diagenesis:** based on symposium […]. Tulsa, OK: Society for Economic Paleontologists and Mineralogists, 1979. p. 175-207. (SEPM Special Publication, n. 26). DOI: https://doi.org/10.2110/pec.79.26.0175.

SCHWARTZ, F. W.; ZHANG, H. **Fundamentals of Ground Water**. New York: John Wiley & Sons, 2003. 583 p.

SHULTZ, Michael R. *et al.* **Best practices for environmental site management**: a practical guide for applying environmental sequence stratigraphy to improve conceptual site models. Fairfax, Virginia: EPA, 2017. 62 p. (Groundwater Issue. EPA/600/R-17/293). Disponível em: https://semspub.epa.gov/work/HQ/100001009.pdf. Acesso em: maio 2025.

SOARES, B.; AGUIAR, M. F. P; MATOS, Y. M. P.; MARQUES, I. R. **Aplicação do método de Aoki (2013) para determinação da capacidade de carga em estacas considerando o embuchamento no amostrador SPT**. *In:* ENCONTRO DE INICIAÇÃO À PESQUISA, 20., 2014, Fortaleza. **Encontro** [...]. Fortaleza: UNIFOR, 2014. Disponível em: https://uol.unifor.br/oul/conteudosite/?uuid=2217EE3CAE5AD6CDEC3667E2AD0D4D58958C061F. Acesso em: maio 2025.

SUDDICK, E. **Notas de aula**. Departamento de Ciências da Terra. Universidade de Waterloo, Canadá. 2015.

SUTHERSAN, S. S.; HORST, J.; SCHNOBRICH, M.; WELTY, N.; MCDONOUGH, J. **Remediation engineering**: design concepts. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2016. DOI: https://doi.org/10.1201/9781315367088.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. Ampl. Brasília, DF: EMBRAPA, 2017. 577 p. Disponível em: https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo. Acesso em: maio 2025.

WINTER, T. C; HARVEY, J. W.; FRANKE, O. L.; ALLEY, W. M. **Ground water and surface water**: a single resource. Denver, CO: U.S. Geological Survey, 1999. 88 p. (Circular 1139). DOI: https://doi.org/10.3133/cir1139. Disponível em: https://pubs.usgs.gov/publication/cir1139. Acesso em: maio 2025.

# Seção 14.3: Técnicas para a Caracterização da Contaminação

**Sumário**

**1. Métodos Qualitativos de Investigação ..... 3**
**1.1. Amostradores passivos de vapores do solo ..... 3**
1.1.1. Terminologias e definições ..... 4
1.1.2. Espaçamento e profundidade dos pontos de amostragem ..... 6
1.1.3. Período de amostragem ..... 6
1.1.4. Procedimento de instalação ..... 7
1.1.5. Armazenamento ..... 11
1.1.6. Métodos analíticos ..... 11
1.1.7. Branco de viagem ..... 11
1.1.8. Branco de campo ..... 11
1.1.9. Duplicatas ..... 11
1.1.10. Interferentes ..... 12
1.1.11. Alta umidade e áreas alagadas ..... 12
1.1.12. Estruturas enterradas ..... 12
1.1.13. Sistemas de remediação ..... 13
1.1.14. Resultados ..... 13
**1.2. Detectores portáteis de campo ..... 14**
1.2.1. Analisadores de vapores orgânicos ..... 14
1.2.2. Analisador de vapor de mercúrio ..... 17
1.2.3. Testes de agitação (*shake tests*) ..... 17
1.2.4. Kits de imunoensaios (*Immunoassay*) ..... 17
1.2.5. Sistemas de sensores químicos ..... 18
1.2.6. Comparação entre as técnicas e detectores citados ..... 20
**1.3. Métodos geofísicos ..... 22**
1.3.1. Perfilagem geofísica ..... 22
1.3.2. Geofísica de superfície ..... 30
1.3.3. Comparação entre os métodos geofísicos ..... 37
**1.4. Técnicas de alta resolução por cravação contínua ..... 40**
1.4.1. Perfilagem óptica (UVOST/ TARGOST/ Dye-LIF; OIP/ OIP-Green) ..... 40
1.4.2. *Membrane Interface Probe* (MIP) ..... 50
1.4.3. Comparação entre as técnicas e detectores citados ..... 55
**2. Métodos quantitativos de investigação ..... 57**
**2.1. Fase livre ..... 57**
2.1.1. Visão geral do problema e definição de fase livre (NAPL) ..... 57
2.1.2. Técnicas quantitativas de caracterização de contaminantes em fase livre 58
2.1.3. Comparação entre os métodos quantitativos de caracterização de fase livre 59
**2.2. Fase retida ..... 61**
2.2.1. Visão geral do problema e definição de fase retida ..... 61
2.2.2. Metodologias de amostragem de solo ..... 61
**2.3. Fase dissolvida ..... 78**
2.3.1. Visão geral do problema e definição de fase dissolvida ..... 78
2.3.2. Técnicas diretas de caracterização de contaminantes em fase dissolvida 78
2.3.3. Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento ..... 90

2.3.4. Comparação entre as técnicas quantitativas de caracterização de fase dissolvida 94
2.3.5. Cromatografia a gás (CG) ..... 96
2.3.6. Cromatografia a gás/espectrometria de massa (GCMS) ..... 97
**Referências ..... 98**

As técnicas de investigação apresentadas nesta seção foram divididas em métodos qualitativos e quantitativos. Para efeitos de praticidade, propõe-se que a distinção entre essas técnicas seja feita com base no fato de que a primeira resulta de amostragens passivas ou indiretas dos compartimentos do meio, resultando em dados qualitativos ou semiquantitativos utilizados como métodos de *screening*. Já a segunda, é resultado de uma amostragem ativa dos compartimentos do meio, empregada como uma linha de evidência adicional testada analiticamente fornecendo resultados quantitativos.

## 1. Métodos Qualitativos de Investigação

Os métodos qualitativos de investigação contemplam tecnologias que permitem investigar o meio físico e/ou a contaminação por meio de uma análise passiva, ou correlação da contaminação com outra propriedade medida. Esses métodos podem ser utilizados em todas as etapas do Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC).

O principal objetivo da utilização das técnicas qualitativas de caracterização da contaminação é realizar uma varredura (*screening*) da área de estudo visando a coleta de dados iniciais que possibilitem um melhor direcionamento do escopo para as etapas subsequentes.

Além de direcionar as análises da matriz, as técnicas qualitativas, quando comparadas às técnicas quantitativas de investigação, usualmente permitem otimizar a coleta de informações, investigando maiores porções da área de estudo em menos tempo, refinando o modelo conceitual e diminuindo os custos finais do projeto.

Os principais métodos qualitativos de investigação utilizados no Brasil são: os amostradores passivos de vapores do solo, os detectores portáteis de campo, métodos geofísicos e técnicas de alta resolução por cravação contínua.

### 1.1. Amostradores passivos de vapores do solo

Há décadas, os amostradores passivos têm sido utilizados para avaliações qualitativas e quantitativas de vapores. Nas décadas anteriores a 2010, eram utilizados para varredura/*screening* em investigações ambientais. Existem diversos tipos de amostradores passivos disponíveis, incluindo de fornecedores nacionais, possibilitando a utilização de tal técnica para complementar as linhas de evidências necessárias para a investigação de uma área.

Na higiene ocupacional, os amostradores passivos de vapores são largamente utilizados. Entretanto, neste documento, abordaremos apenas seu uso para investigações ambientais do tipo varredura/*screening* e mapeamento de pluma de compostos orgânicos voláteis (VOC) e semivoláteis (SVOC) no meio subterrâneo.

Por meio da detecção dos vapores gerados pelos contaminantes VOC ou SVOC, os amostradores passivos e sua análise em laboratório têm suas principais utilizações no mapeamento das plumas de vapores para identificar fontes secundárias e *hot spots* (ASTM D7558) (ASTM International, 2017), além de atuar como linha de evidência para identificar pontos de vazamento, vias preferenciais para intrusão de vapores.

Por se tratar de uma ferramenta de amostragem de vapores, sua representatividade e sensibilidade estão ligadas às concentrações de contaminantes voláteis e alguns semivoláteis presentes na água subterrânea e no solo, bem como a outros fatores discutidos adiante neste documento que possam influenciar na presença de vapores. Assim como qualquer outra técnica de investigação, essa não deve ser utilizada como única linha de evidência. São recomendadas investigações posteriores e/ou a combinação com outras técnicas para as tomadas de decisão.

A amostragem passiva baseia-se na utilização de amostradores compostos por materiais adsorventes, geralmente encapsulados em uma membrana microporosa

hidrofóbica ou malha metálica quimicamente inerte (ASTM D7558, 2017) (ASTM International, 2017). Essa membrana/malha permite a difusão de vapores presentes no meio, mas não permite a passagem de partículas de solo e/ou água (somente para membranas hidrofóbicas). Os amostradores são posicionados em subsuperfície para adsorção de VOC e SVOC presentes na zona não saturada em fase vapor.

Uma das vantagens da amostragem passiva é a não aplicação de pressão negativa (amostragem ativa), que induz o movimento de fluxo de ar. Assim, é uma coleta com menor perturbação no meio e, portanto, mais representativa de uma situação pontual. Além disso, quando se utiliza a amostragem passiva, os fatores de variação temporal das concentrações são minimizados, pois esse tipo de amostragem pode durar de dias a semanas e, assim, a amostra se torna mais representativa do que uma amostra temporalmente pontual (amostragem ativa), e por acumular massa, permite a detecção de massas menores (<LQ). Outra diferença entre a amostragem passiva e ativa é a possibilidade da utilização de amostradores passivos em solo pouco permeável ou que não permita o fluxo de ar, pois não é necessária a remoção ou deslocamento de volumes de ar do solo (advecção) devido ao mecanismo de coleta ser por difusão.

Os resultados das análises laboratoriais dos amostradores fornecem valores de massa dos compostos adsorvidos, que representam de forma quantitativa a presença de contaminação em subsuperfície, mas não permitem a detecção precisa de concentrações dos contaminantes presentes no ar do solo. Os resultados em unidade de massa permitem a avaliação de comparação da presença ou ausência de compostos e do grau ou intensidade de contaminação entre os diferentes pontos de amostragem.

A contaminação detectada pelos amostradores pode estar presente em solo e/ou água subterrânea, e os resultados não refletem necessariamente a posição exata da fase residual e/ou da fase adsorvida, nem da distribuição da contaminação em fase dissolvida, visto que a dinâmica de migração dos voláteis na zona não saturada (vadosa) possui diversas variáveis de influência.

Alguns fornecedores de amostradores procuram demonstrar cálculos de conversão dos resultados em massa para concentração, porém, ainda existem poucos dados que comprovem a eficiência dessa conversão para diversos compostos analisados, que podem ter impactos relevantes nesses cálculos devido à heterogeneidade do meio avaliado e não somente ao tipo de solo.

### 1.1.1. Terminologias e definições

Para fins deste documento, aplicam-se as seguintes terminologias e definições:

**Amostragem ativa:** é a amostragem na qual a coleta de ar do solo é realizada utilizando-se bombas de vácuo ou recipientes evacuados. A movimentação do ar ocorre pelo deslocamento ativo (advecção).

**Amostragem passiva:** neste tipo de amostragem, as substâncias presentes no ar do solo são coletadas em um elemento adsorvente. A movimentação da amostra é dependente apenas da difusão gasosa, gravidade ou qualquer tipo de deslocamento não assistido.

**Adsorvente:** um sólido ou líquido onde substâncias e outros materiais podem ser coletados pelo fenômeno da adsorção, absorção ou quimissorção.

**Adsorção:** aderência de átomos, íons ou moléculas no estado gasoso ou líquido em uma superfície de outra substância ou composto.

**Ar de solo:** atmosfera presente na zona vadosa. Esse ar pode conter gases e/ou vapores presentes no espaço poroso do solo e das rochas não preenchidos pela água.

**Ar ambiente:** qualquer atmosfera confinada ou não. Pode ser classificado como ar interno ou ar externo ambiente.

**Intrusão de vapores:** a migração de vapores de substância(s) química(s) volátil(eis) do solo subsuperficial ou água subterrânea particionada para a fase vapor, para um edifício sobreposto ou próximo (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

**Vapores:** é a fase gasosa de uma substância particionada no estado líquido e gasoso.

**Compostos orgânicos voláteis (VOCs):** compostos orgânicos com pontos de ebulição tipicamente variando de um limite inferior entre 50 °C e 100 °C, e um limite superior entre 240 °C e 260 °C, em que os limites superiores representam principalmente compostos polares (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

**Compostos orgânicos semivoláteis (SVOCs):** compostos orgânicos com pontos de ebulição tipicamente na faixa de 240-260 °C a 380-400 °C com compostos polares na faixa mais alta (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

**Fraturas:** quebra na continuidade mecânica de um corpo de rocha ou solo causada por tensões que excedem a resistência. Inclui juntas e falhas (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

**Descontinuidades:** interrupção da estrutura típica, no que se refere à homogeneidade de características físicas, mecânicas ou metalúrgicas.

**Trincas e rachaduras:** Aberturas alongadas que se estendem pelos pisos, paredes ou partes estruturais da construção, como vigas, pilares e lajes, entre 1 mm e 3 mm.

**Caminhos preferenciais:** uma rota de migração para substâncias químicas de interesse que tem menos restrições ao transporte de ar do solo circundante. Vias preferenciais podem ser naturais (por exemplo, rocha fraturada verticalmente onde as fraturas estão interconectadas) ou artificiais (por exemplo, conduítes utilitários, esgotos e poços secos) (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

**Substância Química de Interesse (SQI):** elementos, substâncias ou produtos químicos considerados de interesse nas etapas do GAC.

**Limite de quantificação:** é calculado a partir do limite de detecção utilizando a tabela de distribuição *t student*. O limite de quantificação de reporte será sempre o menor ponto da curva de calibração de um processo analítico e deve ser sempre maior que o limite calculado.

**Limite de detecção:** é a menor quantidade ou concentração de substância ou composto que pode apresentar um sinal em um método de análise. Sua determinação é feita por cálculo estatístico baseado na variação relativa de medições consecutivas de uma determinada concentração.

**Hidrocarbonetos Totais de Petróleo (TPH):** o TPH é um parâmetro analítico utilizado para representar compostos ou faixas de compostos derivados de hidrocarbonetos de petróleo.

**Validade da amostra ou *holding time*:** é o período em que uma amostra pode ser armazenada após sua coleta sem que ocorram perdas significativas dos compostos de interesse.

**Falso positivo:** conclusão falsa da presença de uma condição quando ela de fato não está presente.

**Falso negativo:** falha em reconhecer a presença de uma condição quando ela está presente.

**Zona vadosa:** é a região que se estende da superfície até o topo da zona saturada.

**Fontes primárias de contaminação:** local onde foi gerada a contaminação.

**Nível d'água:** o topo da zona saturada em um aquífero não confinado (ASTM D7663) (ASTM International, 2024).

### 1.1.2. Espaçamento e profundidade dos pontos de amostragem

O espaçamento entre amostradores passivos deve ser definido de acordo com os objetivos de investigação de cada área. Nos casos em que as informações da área investigada são escassas, o espaçamento não deve ultrapassar 15 m. O espaçamento da malha de amostragem deve considerar o modelo conceitual desenvolvido para as fontes primárias de contaminação. O espaçamento deve ser compatível com a precisão necessária para a identificação do centro de massa da contaminação (fonte secundária no solo ou *hot spot* na água subterrânea). As evidências indicam que espaçamentos maiores que 5 m não permitem a identificação de forma precisa dos centros de massa da contaminação e, consequentemente, o direcionamento de amostragem para a coleta de amostras de solo na zona saturada ou não saturada. Com base em dados e evidências obtidos em etapas anteriores da investigação, essa malha pode ter espaçamentos diferenciados em função dos objetivos e conhecimento de situações específicas. Fontes potenciais lineares, como tubulações subterrâneas e utilidades associadas, devem contar com malhas de amostragem lineares distribuídas ao longo da sua extensão, por exemplo.

De forma geral, a recomendação da profundidade de perfuração dos pontos de amostragem é de pelo menos 1 m (ASTM D7558) (ASTM International, 2017). Apesar disso, a profundidade deve ser definida de acordo com os objetivos da investigação e com as características das fontes primárias e dos mecanismos de liberação das SQIs. Por se tratar de um método comparativo, é imprescindível que todos os pontos de coleta e medição sejam posicionados em profundidades iguais. Por outro lado, quando for possível identificar interferentes que possam bloquear a migração de vapores – como pisos enterrados –, estes devem ser considerados para a determinação da profundidade, e as perfurações deverão ultrapassar essas barreiras, realizando-se as devidas observações na alteração da profundidade de amostragem, com o objetivo de interpretação dos resultados.

As malhas e profundidades definidas, para serem eficientes no mapeamento, devem levar em consideração a origem da contaminação, os mecanismos de liberação e as propriedades do contaminante investigado, pois a capacidade de migração lateral e vertical de cada um deles é distinta.

O tipo de solo também deve ser considerado, pois a porosidade pode influenciar a capacidade de migração lateral e a velocidade da migração tanto vertical como lateral. Quanto menos poroso é o solo, menor é a migração lateral, sendo necessário o adensamento da malha. Além disso, espera-se que a velocidade da migração vertical seja diminuída e, portanto, um período maior de amostragem é necessário. Sendo assim, a descrição do solo por áreas de representação é importante para a interpretação dos resultados, pois uma malha de investigação, em que os resultados serão comparados, pode possuir pontos em materiais com diferentes características que podem interferir na distribuição dos vapores do solo.

### 1.1.3. Período de amostragem

Usualmente, a duração das amostragens passivas varia em períodos de 7 a 14 dias. Quando houver a informação, os tempos de amostragem podem ser ajustados de acordo com diversas características do meio amostrado e do tipo de contaminante. As principais características são: a heterogeneidade da matriz, o tipo de solo, a umidade do solo, a profundidade da contaminação e a volatilidade dos contaminantes. Combinações desfavoráveis à migração e à presença de contaminantes na fase vapor necessitam de um período maior de amostragem. Além disso, características específicas de cada amostrador e orientações do fabricante/laboratório deverão ser consideradas.

Solos argilosos com pouca permeabilidade exigem um período maior de amostragem. Quando se deseja identificar vapores de uma contaminação na água subterrânea que se encontre muito profunda, também deve ser estabelecido um período de amostragem maior. Períodos maiores de amostragem permitem a detecção de massas menores (LQ).

Os amostradores passivos são constituídos por adsorventes hidrofóbicos e/ou membranas semipermeáveis que bloqueiam a água e não têm sua capacidade de amostragem prejudicada pela presença de água ou umidade. Apesar disso, a umidade e saturação dos poros do solo diminui a difusão de vapores, influenciando o resultado da amostragem. Nessa situação, quanto maior o período de amostragem, melhor será a sensibilidade e a representatividade da amostragem.

Normalmente essas informações não estão disponíveis tão detalhadamente, apesar disso, períodos de sete dias de amostragem têm se mostrado eficientes para a detecção de VOC, decompostos clorados e BTEX, e períodos de 14 dias são recomendados para situações em que se deseja identificar compostos menos voláteis como naftaleno e outros PAH ou TPH mais pesados.

### 1.1.4. Procedimento de instalação

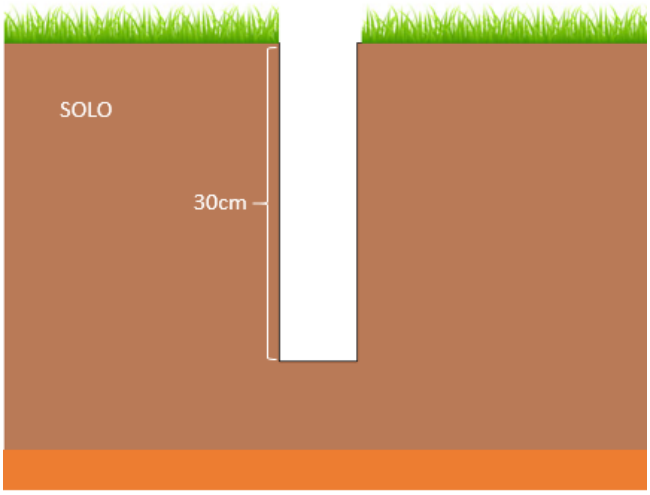
Cada fornecedor pode ter detalhes específicos do uso de seu amostrador passivo. Dessa forma, é necessária a consulta dos manuais de instalação de cada fornecedor anteriormente à instalação dos amostradores. Usualmente, a lista de materiais necessários para a realização da amostragem passiva é:

- ✓ amostradores passivos;
- ✓ sacos zip individuais para acondicionamento de cada amostrador;
- ✓ sacos zip para acondicionamento de batelada de amostradores;
- ✓ tampas de amostragem (quando aplicável);
- ✓ cadeia de custódia;
- ✓ tubo de revestimento do furo, de alumínio ou PVC;
- ✓ papel alumínio ou tampões para vedação superficial;
- ✓ furadeira martelete e brocas de perfuração.

O procedimento de instalação descrito a seguir é um procedimento genérico. Dessa forma, é recomendável que a profundidade e o tempo de amostragem sejam definidos de acordo com as considerações técnicas disponíveis neste documento e nos manuais dos fornecedores.

**Etapa 1:** Perfuração de até 30 cm de profundidade com a broca larga, normalmente com diâmetro superior ou igual a 25,4 mm (**Figura 14.3-1**).

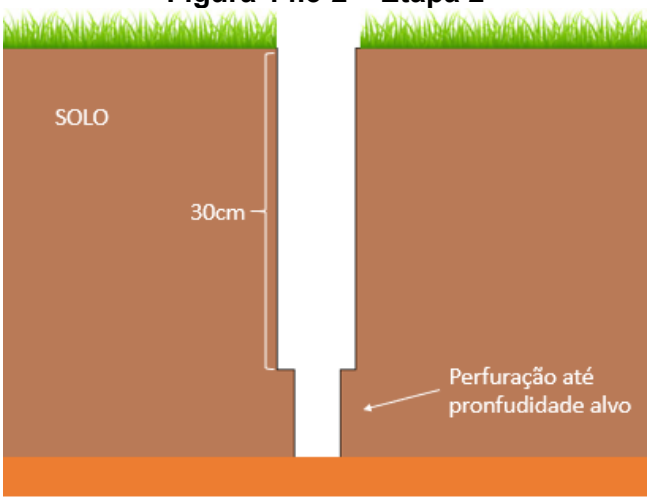
**Figura 14.3-1 – Etapa 1**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

**Etapa 2:** Perfuração até a profundidade alvo com broca de pelo menos 12 mm (**Figura 14.3-2**).

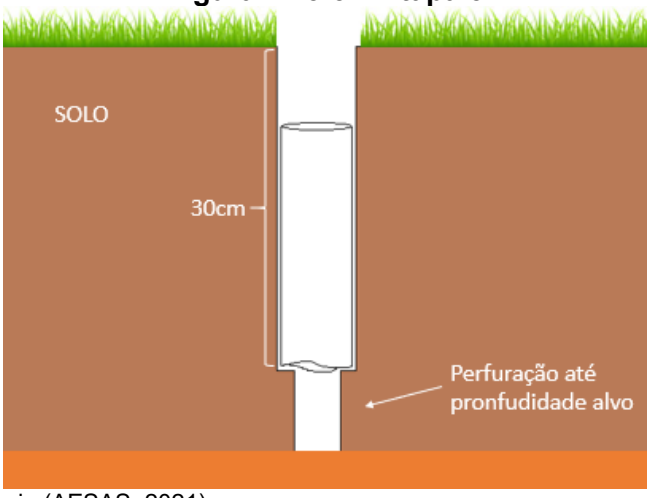
**Figura 14.3-2 – Etapa 2**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

**Etapa 3:** Colocação do tubo de alumínio ou PVC na perfuração de 30 cm (**Figura 14.3-3**).

**Figura 14.3-3 – Etapa 3**

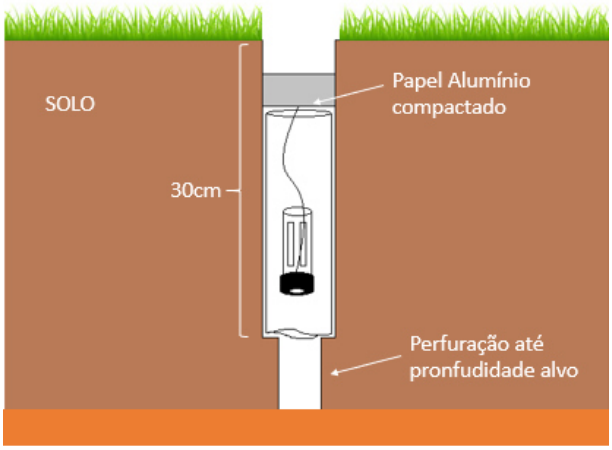



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

**Etapa 4:** Troca da tampa de transporte para a tampa de amostragem do amostrador quando for aplicável.

**Etapa 5:** Posicionamento do amostrador dentro do tubo e vedação superior (**Figura 14.3-4**).

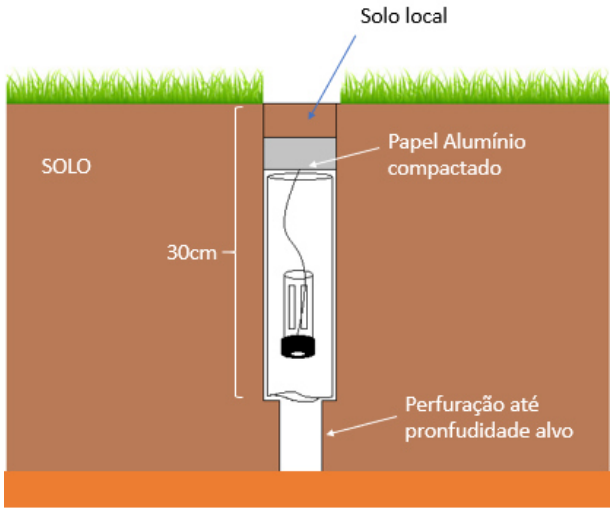
**Figura 14.3-4 – Etapa 5**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

**Etapa 6A:** Recolocação do solo superficial (**Figura 14.3-5**).

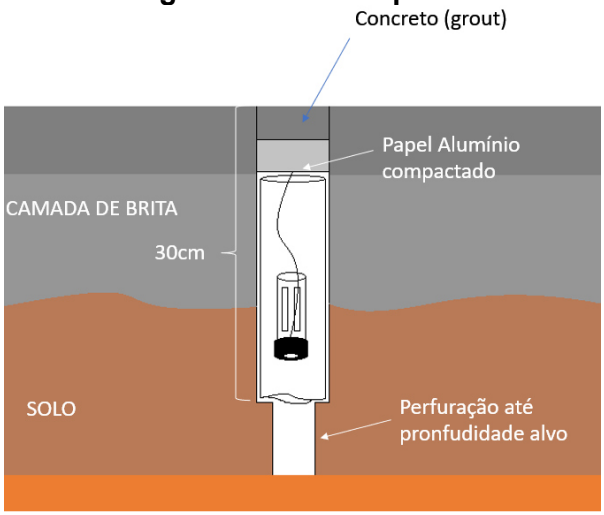
**Figura 14.3-5 – Etapa 6A**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

**Etapa 6B:** Recomposição do piso com cimento (**Figura 14.3-6**).

**Figura 14.3-6 – Etapa 6B**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

**Etapa 7 FINAL:** Retirada do amostrador da perfuração, limpeza do bocal do amostrador com papel toalha e troca da tampa de amostragem para a tampa de transporte, quando aplicável. Armazenamento do amostrador em saco *zip* individual e então no saco *zip* de batelada.

Todos os dados de amostragem, como horário de início e fim da coleta, data de início e fim da coleta e todas as informações requisitadas na cadeia de custódia, devem ser preenchidos para a rastreabilidade das amostras. Apesar de ser uma amostragem relativamente simples, diversos cuidados são necessários para que produza dados representativos. Dentre eles, podemos destacar:

- higienização das brocas de perfuração ou qualquer outro material utilizado para perfuração ponto a ponto, com água isenta de compostos de interesse;
- armazenamento dos amostradores distanciado de possíveis contaminantes, como combustíveis, produtos de limpeza etc.;
- troca de tampas sempre longe de geradores em funcionamento ou qualquer outra fonte de contaminação quando possível;

- marcação de pontos de perfuração com ferramentas que não contenham solventes.

### 1.1.5. Armazenamento

O armazenamento dos amostradores deve ser feito em locais ausentes de luz e fora de condições extremas de temperatura. Não é recomendado o uso de qualquer tipo de material que possa liberar vapores para acondicionamento dos amostradores dentro das caixas ou maletas de transporte.

Segundo a ASTM D6196-15e1 (ASTM international, 2023), alguns tipos de amostradores podem ter validade superior a 30 dias a partir da data de retirada dos amostradores do solo – quando estocados em temperatura ambiente e não expostos a condições extremas. Dessa maneira, o uso de preservantes não é necessário devido ao baixo potencial de introdução ou perda de compostos químicos de interesse no frasco de amostragem.

### 1.1.6. Métodos analíticos

Após a amostragem, os amostradores são encaminhados ao laboratório e se inicia a etapa analítica. Existem diversos tipos de análise para amostradores passivos disponíveis. Os principais métodos analíticos utilizados, de acordo com a ASTM D6196-15e1 (ASTM international, 2023), são o USEPA 8260, o USEPA 8270 (USEPA, c2025) e o método USEPA TO-17 (USEPA, c2024).

Para os métodos citados, a dessorção térmica e a extração por solventes são as principais técnicas para introdução de amostra no sistema analítico. Todos os controles de qualidade e qualidade assegurada nos métodos devem ser seguidos em sua completude para gerar dados válidos e defensíveis.

### 1.1.7. Branco de viagem

Brancos de viagem são amostradores passivos preparados exatamente como os amostradores utilizados na coleta e carregados juntamente com os amostradores que serão utilizados nas coletas para avaliação de possíveis contaminações no transporte e/ou armazenamento. Eles não devem ser expostos a qualquer tipo de contaminação. Recomenda-se pelo menos um branco de viagem a cada conjunto/kit de amostradores.

### 1.1.8. Branco de campo

Os brancos de campo devem ser considerados em uma amostragem passiva de vapores do solo, principalmente quando as instalações dos amostradores estão sendo realizadas onde o ar ambiente local possa ter elevados níveis de contaminações de compostos voláteis. Esse tipo de controle serve justamente para avaliar se, no momento da instalação ou retirada do amostrador, há alguma contaminação pelo ar ambiente local. O branco de campo é obtido pela exposição do elemento adsorvente de um amostrador ao ar ambiente durante a instalação e retirada de um ponto avaliado.

### 1.1.9. Duplicatas

As amostras duplicatas são utilizadas para avaliar a representatividade da amostragem e também do processo analítico, que serão avaliados em conjunto, uma vez que não permitem identificar a fonte de variação detectada. Quando utilizadas em amostragens passivas de vapores do solo, recomenda-se que as duplicatas sejam realizadas por meio da análise de resinas de um mesmo amostrador, pois, assim, representarão uma duplicata real de amostragem e análise. Os resultados das amostras duplicatas são avaliados de acordo com a diferença percentual relativa (%DPR), que não deve exceder 50% conforme a ISO 18400-204 (ISSO, 2017). Quando o %DPR exceder os 50%, deverão ser avaliadas as fontes de variação e se há impacto sobre as tomadas de

decisão. Se forem identificados impactos significativos, é recomendada a reamostragem ou reanálise da amostra. O cálculo é realizado conforme a **Equação 1**:

$$DPR = \frac{|X1 - X2|}{(X1 + X2) \div 2} \times 100 \quad (1)$$

Onde:

DPR = Diferença Percentual Relativa
X1 = Concentração da amostra original
X2 = Concentração da amostra duplicata

### 1.1.10. Interferentes

Apesar de já discutido ao longo deste documento, é importante reforçar a existência de interferentes que possam afetar a amostragem passiva e, por fim, levar a conclusões equivocadas dos resultados. De maneira geral, os resultados de uma amostragem passiva podem variar em função de qualquer condição do meio amostrado que possa afetar a difusão de compostos e as concentrações dos contaminantes na fase vapor no solo.

Normalmente, este tipo de amostragem é feita durante um período que pode variar de dias a semanas e, portanto, os efeitos nas concentrações dos contaminantes ao longo do tempo são minimizados. Por exemplo, espera-se que, em alguns dias, as concentrações de contaminantes no ar do solo sejam menores e, em outros, maiores. Se todos esses dias estiverem dentro do período de amostragem, todos eles serão considerados no resultado, pois a amostragem passiva é uma amostra integrada no tempo. Apesar disso, ainda assim é possível que condições extremas sejam encontradas, nas quais a amostragem pode ser relevantemente afetada. Portanto, na interpretação dos resultados, as condições extremas que possam ter sido observadas, como precipitação pluviométrica intensa, presença de caminhos preferenciais ou camadas impermeáveis etc., devem ser relatadas e consideradas na interpretação dos resultados.

### 1.1.11. Alta umidade e áreas alagadas

A presença de alta umidade, ou mesmo de água no solo, diminui consideravelmente a presença dos contaminantes na fase vapor. Dessa forma, são recomendáveis períodos mais longos de amostragem em áreas de alta umidade; e não se recomenda realizar amostragens em áreas alagadas durante todo o período de amostragem definido, ou em áreas com o nível da água muito elevado (< 1,5 m).

Geralmente, os amostradores passivos possuem proteção contra a umidade e presença de água, como resinas hidrofóbicas e membranas semipermeáveis. Porém, a ausência integral de contaminantes na fase vapor durante o período amostrado poderá dificultar uma detecção eficiente da contaminação.

### 1.1.12. Estruturas enterradas

Em alguns estudos, são encontradas estruturas subterrâneas, como pisos enterrados ou materiais enterrados, que podem impedir ou retardar relevantemente a migração dos vapores para a superfície, ou mesmo atuar como caminhos preferenciais da distribuição dos vapores do solo. Se estiverem presentes e forem identificadas, é recomendável que as instalações sejam feitas em profundidades abaixo dessas estruturas ou que os períodos de amostragem sejam ajustados para maior sensibilidade na detecção. No

caso da identificação de caminhos preferenciais, como galerias e tubulações, por exemplo, estas também devem contar com a instalação de amostradores passivos.

### 1.1.13. Sistemas de remediação

Varreduras por amostragem passiva, ou qualquer outra técnica em que a matriz avaliada é o ar do solo, não devem ser realizadas com sistemas de remediação em funcionamento, que possam alterar as concentrações de contaminantes na fase vapor. A presença de elementos que drasticamente modifiquem a condição original de uma área e alterem as condições de migração advectiva podem causar distorções nas plumas de contaminação, gerando dados equivocados e, portanto, impactando a eficiência da varredura nessa condição. A avaliação de áreas que contam com sistemas de extração de vapores operando deve ser realizada após um período mínimo de 15 dias sem operação do sistema.

### 1.1.14. Resultados

Os resultados da análise de amostradores passivos são utilizados normalmente para gerar plumas de isomassas da contaminação de compostos individuais ou de grupos de compostos. As massas de contaminantes e os dados de georreferenciamento são utilizados para a interpolação e posterior geração dos mapas com as plumas de contaminação sobrepostas. Assim, esses mapas, em conjunto com outras evidências e confirmações, são utilizados para direcionar os passos subsequentes das investigações.

Esses mapas devem ser gerados em escala gráfica adequada para sua interpretação. Devem ser elaborados mapas para cada uma das SQIs identificadas e para a massa total de VOCs. Os níveis de isomassas devem ser coerentes com a magnitude das massas encontradas, e não devem ser desprezados mesmo quando os resultados não apresentarem massas com valores numericamente altos. Os resultados também devem ser apresentados e discutidos na forma de texto, em que as possíveis interferências anteriormente comentadas devem ser apontadas e avaliadas quanto às suas consequências sobre os resultados obtidos.

Os resultados de amostragem passiva ainda podem ser utilizados de forma qualitativa, ou seja, indicando presença ou ausência, para auxiliar a investigação de vias preferenciais de intrusão de vapores em uma edificação.

### 1.2. Detectores portáteis de campo

Os detectores portáteis são ferramentas de investigação imediata utilizadas em campo. Comparados às análises laboratoriais, fornecem respostas mais rápidas e possuem menor custo. Podem ser qualitativos ou semiquantitativos e visam à obtenção de dados preliminares para embasar a definição dos pontos de investigação nas etapas subsequentes e melhor embasamento para a coleta das amostras a serem selecionadas para análises químicas.

Dentre os diversos benefícios dos detectores portáteis de campo destacam-se:

- identificação qualitativa e semiquantitativa da presença de substâncias químicas de interesse (SQI);
- melhor direcionamento na definição dos pontos e horizontes de amostragem para análise química;
- identificação rápida de situações de risco à saúde ou segurança.

Os detectores portáteis de campo podem ser usados nas etapas confirmatórias de investigação, nas etapas de detalhamento, de remediação e nos monitoramentos. Exemplos de atividades em que esses equipamentos podem ser utilizados são: sondagens de investigação, amostragem de vapores, orientação dos limites de uma escavação, entre outras.

A definição dos equipamentos portáteis de campo a serem utilizados em cada investigação depende das substâncias químicas de interesse (SQI) da área de estudo. Os detectores portáteis de campo mais usuais no mercado de áreas contaminadas são: analisador de vapores orgânicos; analisador de vapor de mercúrio; kits de ensaios colorimétricos; teste de agitação (*shake test*); caixa preta de luz UV-A; sistemas de sensores químicos e kits de imunoensaios (*Immunoassay)*.

A seguir apresenta-se uma descrição dos métodos mais comumente utilizados no Brasil.

#### 1.2.1. Analisadores de vapores orgânicos

Os analisadores de vapores orgânicos são os métodos mais difundidos no mundo e no Brasil. Eles abrangem uma variedade grande de aparelhos e especificidades, dependendo dos compostos de interesse. Também são utilizados como equipamentos de segurança em locais onde podem ser encontrados gases explosivos ou tóxicos. As medições podem ser realizadas *in situ* ou *ex situ*, por meio de *headspace*.

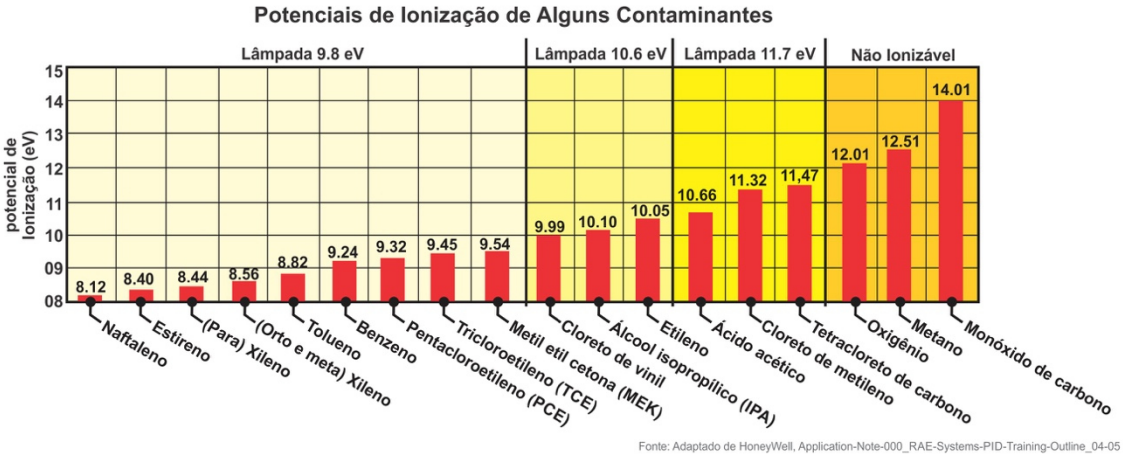
Os equipamentos mais comuns utilizados são os fotoionizadores (PID), os detectores por chama (FID) e os explosímetros:

##### 1.2.1.1. PID (fotoionizador)

O detector de fotoionização (PID) utiliza uma fonte de luz ultravioleta para detectar os contaminantes ionizáveis pela radiação UV. Ao excitar as moléculas dos contaminantes, é produzida uma corrente proporcional ao número de íons liberados, que é contabilizada pelo aparelho e usualmente reportada em partes por milhão (ppm). O equipamento não é destrutivo, ou seja, não “queima” a amostra de gás. Pode identificar compostos em concentrações muito baixas com pouco ruído eletrônico; a faixa típica é de 0,5 a 20.000 ppm. A energia necessária para deslocar o elétron e “ionizar” o composto é chamado de potencial de ionização, medido em elétron-volts (eV) e a energia luminosa emitida por uma luz UV também é medida em eV. Portanto, para que a ionização ocorra, o potencial de ionização da lâmpada utilizada no equipamento PID deve ser compatível com o potencial de ionização do contaminante. Os três tipos de lâmpadas usualmente disponíveis possuem potencial de ionização iguais a: 9,8 eV, 10,6 eV e 11,7 eV. É importante ressaltar que o PID não mede alguns gases, tais como oxigênio e metano.

A **Figura 14.3-7** apresenta os potenciais de ionização de alguns dos contaminantes.

**Figura 14.3-7: Potenciais de ionização de alguns contaminantes**




Fonte: HoneyWell (2020).

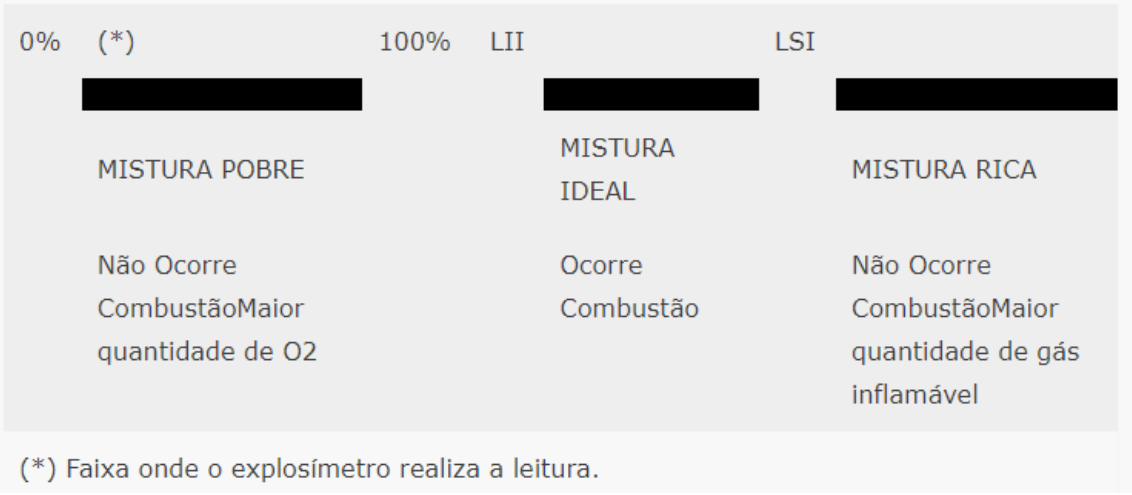
### 1.2.1.2. FID

O detector de ionização de chama (FID) ioniza compostos a partir da queima destes, utilizando uma chama de hidrogênio. Os íons formados na combustão dos compostos orgânicos são detectados a partir de dois eletrodos que fornecem um diferencial de potencial: o eletrodo positivo é onde a chama é produzida e o eletrodo negativo fica posicionado acima da chama. Os íons são atraídos para a placa coletora negativa e, devido ao impacto dos íons na placa, uma corrente é induzida. Essa corrente é proporcional à taxa de ionização, que, por sua vez, depende da concentração de gás hidrocarboneto na amostra. Uma limitação do equipamento é que ele é destrutivo, ou seja, "queima" a amostra de gás e, por isso, o FID tende a ser o último a ser utilizado junto a outros detectores.

### 1.2.1.3. Explosímetro

De acordo com o Setor de Emergências Químicas da CETESB (CETESB, [202-]) os explosímetros são equipamentos especialmente fabricados para detectar concentrações de gases e vapores inflamáveis. Quando determinada concentração de gás ou vapor inflamável é misturada ao ar atmosférico (com cerca de 21% de O2 em sua composição) na presença de uma fonte de ignição, a substância poderá inflamar-se. Para que um gás ou vapor inflamável queime, é necessário que exista, além da fonte de ignição, uma mistura ideal entre o O2 e o gás inflamável. Cada gás inflamável possui uma faixa de concentrações em mistura com o oxigênio na qual pode ocorrer "*flash*" ou fogo, se a mistura for ignizada. Essa faixa, específica para cada produto, é delimitada pelas constantes de Limite Inferior de Inflamabilidade (LII) e Limite Superior de Inflamabilidade (LSI), conforme demonstrado na **Figura 14.3-8**.

**Figura 14.3-8: Limites de inflamabilidade**




Fonte: CETESB

A grande maioria dos explosímetros utiliza raios infravermelho para a detecção de metano, oxigênio e gás carbônico.

Normalmente, os explosímetros, ou detectores de gases e vapores inflamáveis, fornecem leituras em uma escala que varia de 0% a 100% do LII, expressando concentrações em percentual do volume, ou seja, 1% em volume corresponde a 10.000 ppm de concentração do gás.

Explosímetros são ideais para detectar vapores de benzeno, tolueno e xilenos (BTX) e metano no solo, em poços e no ar. Também são empregados como equipamento de segurança antes de se adentrar em locais com risco de explosão.

A **Figura 14.3-9** mostra exemplos de PID (A) e FID (B) e explosímetro (C) utilizados em campo.

**Figura 14.3-9 Exemplos de analisadores portáteis de vapores orgânicos**

Fonte: Hawaii (2017).
Notas:
**A** – Exemplos de analisadores portáteis de vapores orgânicos.
**B** – PID.
**C** – FID e Explosivímetro.

### 1.2.2. Analisador de vapor de mercúrio

Indicado para medições de concentração (ppm) de vapores de mercúrio metálico e metilmercúrio.

O método baseia-se na diferença de condutividade por meio de uma amálgama com ouro (Au), obtendo-se a resposta de concentração em ppm/$m^3$ de ar analisado. Apesar de ser um aparelho bastante útil na identificação de "*hot spots*" de mercúrio, é bastante sensível ao manuseio (choques, batidas, quedas etc.), demandando manutenção constante e, por vezes, pode inviabilizar campanhas de *screening*, diminuindo a dinamicidade dos trabalhos de campo e, consequentemente, aumentando os custos. Quando se obtém leituras frequentes de 0,999 ppm/$m^3$, deve-se realizar a reaferição do equipamento.

Para uma maior eficiência do aparelho, é preferível utilizá-lo em dias ensolarados e nas horas de maior calor, pois esses fatores proporcionam uma maior volatilização do mercúrio.

### 1.2.3. Testes de agitação (*shake tests*)

Os testes de agitação são qualitativos, usados para identificar, em solo, a presença de fases líquidas não-aquosas de hidrocarbonetos menos densas (LNAPL) e mais densas (DNAPL) que a água. Os kits normalmente incluem um frasco e um corante, ao qual o solo é adicionado. Após agitar vigorosamente o frasco, o corante é liberado e a solução muda de cor se o contaminante em fase livre estiver presente. Em alguns casos, a cor resultante pode ser usada para fornecer uma análise semiquantitativa. Ressalta-se que esse método não se aplica à identificação de fase dissolvida.

A **Figura 14.3-10** apresenta um kit de teste de agitação.

**Figura 14.3-10: Exemplo de *shake test*.**

Fonte: Adaptado de Clean Environment Brasil (2025)

### 1.2.4. Kits de imunoensaios (*Immunoassay*)

São kits de fácil manuseio no campo e de resposta rápida, baseados em mecanismos de anticorpos.

O método se baseia na utilização de anticorpos (moléculas biológicas) com capacidade de unir especificamente apenas os compostos alvo, formando uma amostra de matriz complexa. Por meio da ligação de anticorpos seletivos ao sistema indicador colorido, mínimas concentrações (em ppm) do composto alvo podem ser determinadas. Nesse método, por exemplo, os anticorpos reconhecem todos os PCBs como constituintes de uma única classe.

Esses kits são utilizados também para a identificação de hidrocarbonetos poliaromáticos (PAH) e de hidrocarbonetos totais, sendo comumente empregados, também, para pentaclorofenol, pesticidas, nitroaromáticos e metais em solo e água.

### 1.2.5. Sistemas de sensores químicos

Sistemas de sensores químicos são uma tecnologia nova e emergente que pode oferecer muito na identificação e quantificação de compostos. Os métodos mais aplicados são espectrofotometria infravermelha, ultravioleta, sensores químicos de fibra óptica, que incluem a caixa preta de luz UV-A, e fluorescência de raios X (XRF).

A espectrofotometria engloba uma série de técnicas envolvendo a medição da absorção de espectros de largura de banda estreita de radiação. Um espectrofotômetro simples consiste em uma fonte de radiação, um monocromador (usado para dispersar a luz) e um detector usado para medir a quantidade de luz.

#### 1.2.5.1. Espectrofotometria infravermelha

A espectrofotometria infravermelha (IRS) é normalmente usada para medir as ligações carbono-hidrogênio (ligações C-H) presentes em todas as misturas de hidrocarbonetos de petróleo por meio do uso de seus espectros de absorção no infravermelho. A espectrometria infravermelha pode ser usada para detectar gasolina, óleo diesel e óleos mais pesados.

#### 1.2.5.2. Espectrofotometria ultravioleta visível

A espectrofotometria ultravioleta visível (UV-Vis ou UV/Vis) refere-se à espectroscopia de absorção na região espectral ultravioleta-visível. A absorção (ou reflexão) na faixa visível afeta diretamente a cor percebida do produto químico envolvido e mede a transição do elétron de um estado de energia inferior para um superior quando excitado pela radiação UV. A espectrofotometria ultravioleta visível pode ser usada para detectar íons de metais de transição, compostos orgânicos altamente conjugados e macromoléculas biológicas.

#### 1.2.5.3. Fluorescência ultravioleta

A fluorescência ultravioleta é complementar ao UV-Vis, na medida em que mede a transição do elétron de um estado de energia superior para outro inferior quando excitado pela radiação UV. A técnica é usada em várias aplicações de varredura de campo, incluindo: análise semiquantitativa de PAHs extraídos com solvente, em conjunto com sensores de fibra óptica e como um detector de contaminação de superfície (uma substância não-fluorescente pulverizada na superfície do solo reage quimicamente com o contaminante de interesse para formar uma substância que fluoresce com excitação de UV). A fluorescência ultravioleta pode ser usada para detectar TPH, PCBs e PAHs.

#### 1.2.5.4. Sensores químicos de fibra óptica/fluorescência induzida por laser

Sensores químicos de fibra óptica (FOCS) operam transportando luz – por comprimento de onda ou intensidade – para fornecer informações sobre analitos no ambiente ao redor do sensor. Esses sensores podem ser categorizados como extrínsecos (usando uma fibra óptica para transportar luz) ou intrínsecos (a fibra é usada diretamente como detector).

Sensores intrínsecos podem ser usados para detectar os constituintes voláteis do petróleo (ex: BTEX – Benzeno, Tolueno, Etilbenzeno, Xileno) e VOCs clorados. Sensores extrínsecos podem ser usados para detectar hidrocarbonetos fluorescentes, incluindo TPH e PAHs.

A fluorescência induzida por laser (LIF) é um exemplo de um FOC extrínseco, usado para medições de hidrocarbonetos em tempo real e *in situ*. A tecnologia se destina a fornecer informações altamente detalhadas, de caráter qualitativo a semiquantitativo.

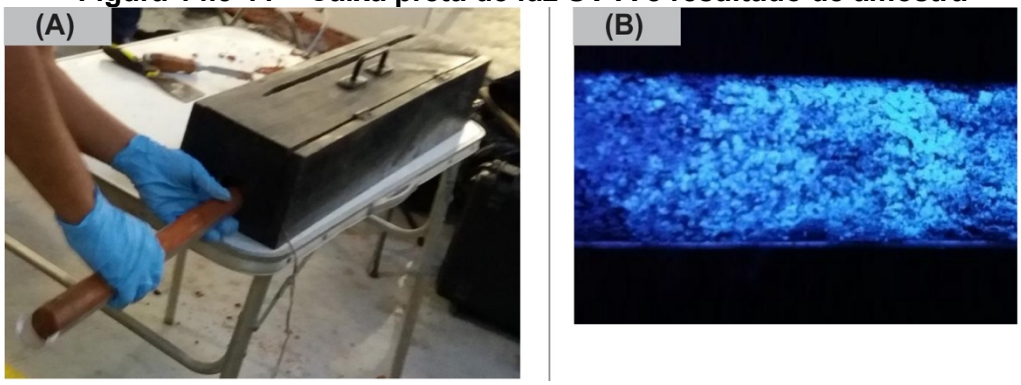
#### 1.2.5.4.1. Caixa preta de luz UV-A

O método da caixa preta de luz UV-A utiliza do mesmo princípio da LIF, porém com um custo mais acessível (Riyis *et al.*, 2019), uma vez que não exige a aquisição de um equipamento de detecção complexo, sendo de fácil construção. Esse método é qualitativo, voltado para a identificação de fase livre menos densa (LNAPL) em solo.

Trata-se de um dispositivo composto de uma caixa de madeira de 80 cm de comprimento, 20 cm de altura e 20 cm de profundidade, com uma lâmpada fluorescente UVA (luz negra) de 380-420 nm, com 25 W e 110 V em sua parte superior. As duas extremidades da caixa são perfuradas para permitir a entrada do amostrador de solo (*liner*). A lâmpada é acoplada na parte superior. Nessa parte também se instala uma pequena abertura, com cerca de 40 cm de comprimento e 1 cm de largura, por onde se observa o *liner* contendo a amostra de solo que está dentro da caixa. A avaliação da presença de contaminação é visual.

A **Figura 14.3-11** apresenta a caixa preta (A) e o resultado da análise em uma amostra de solo no *liner* (B).

**Figura 14.3-11 – Caixa preta de luz UV-A e resultado de amostra**




Fonte: Riyis *et al.* (2019).
Notas:
**A** – Amostrador de solo sendo introduzido na caixa preta de luz UV-A
**B** – Avaliação visual da presença de LNAPL

#### 1.2.5.4.2. Espectrometria de fluorescência de raios X (XRF):

A fluorescência de raios X (XRF) é uma técnica analítica não destrutiva usada para determinação de metais em amostras ambientais, que podem ser analisadas *in situ* ou *ex situ*.

A espectrometria de raios X baseia-se no efeito fotoelétrico, ativando átomos de materiais em solo seco e contabilizando os raios X produzidos. Esse método permite detectar diversos tipos de compostos metálicos e pode ser utilizado para medir a extensão da contaminação, selecionando amostras para análises em laboratório e determinando os pontos de maiores teores (*hot spots*) etc. O número de metais que podem ser detectados depende do aparelho.

O XRF usa fontes seladas de radioisótopos ou tubos de raios X (tecnologia mais atual) para irradiar uma amostra de solo. A radiação incidente desaloja elétrons das camadas mais internas, criando “vagas”, que são preenchidas pela camada externa de elétrons. Esse rearranjo de elétrons resulta na emissão de raios X (ou fluorescência de raios X), que é característica de um átomo específico e pode ser quantificada. Uma única leitura normalmente testa até um grama de amostra, dependendo do XRF que está sendo

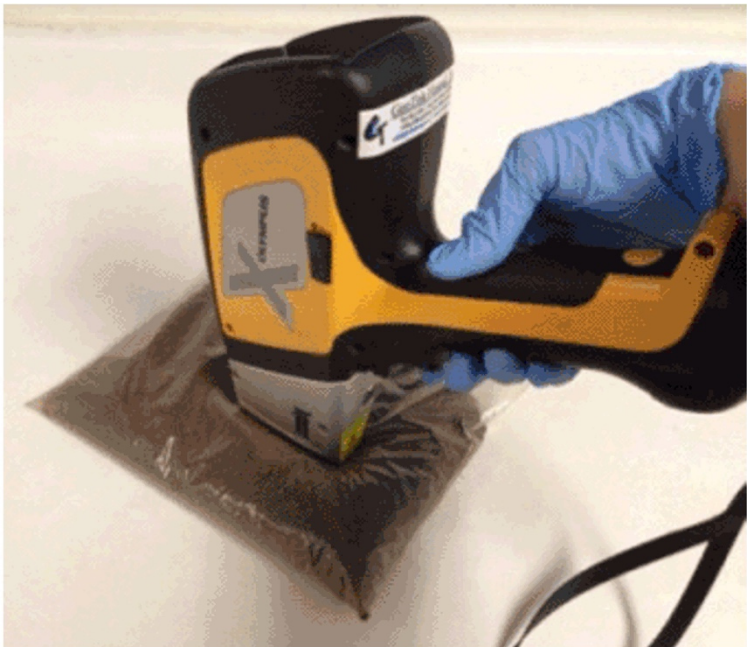
usado. A fonte da radiação e o desempenho do detector podem variar de acordo com o fabricante e modelo. Os envolvidos na amostragem e no teste devem ser treinados no uso do dispositivo e em segurança contra radiação.

Os limites de detecção variam de 10 a 200 miligramas por quilograma (mg/kg), dependendo do tipo de instrumento e configurações, do tempo de aquisição usado para coletar uma leitura e do elemento alvo.

Uma das vantagens do método inclui a pequena ou nenhuma geração de resíduos na preparação da amostra (i.e., sem ácidos, solventes etc.).

A **Figura 14.3-12** mostra os exemplos de análises *in situ* e *ex situ* com XRF.

**Figura 14.3-12: Análises de solo *in situ* e *ex situ* com XRF portátil.**



Fonte: Hawaii (2017).

### 1.2.6. Comparação entre as técnicas e detectores citados

A **Tabela 14.3-1**, a seguir, sumariza as vantagens e desvantagens dos detectores portáteis citados.

## Tabela 14.3-1: Vantagens e limitações dos métodos de medição rápida.

| Técnica | Contaminantes | Vantagens | Limitações |
|---|---|---|---|
| PID/FID / Explosivímetro | VOCs e SVOCs não clorados | Rápido e baixo custo \| útil para orientar a coleta de amostras \| pode detectar compostos com alta energia de ionização de vapor, como o metano | Leituras sensíveis a umidade, temperatura e manuseio da amostra \| limitação para baixas concentrações de VOC clorados |
| Analisador de vapor de Mercúrio | Mercúrio | Resultados em tempo real e rápidos | Necessário experiência do operador |
| Kits de ensaios (colorimétricos, immunoassay, shake testes) | VOCs, SVOCs, PAHs, PCBs, mercúrio, metais pesados, NAPL, pesticidas, PCP, dioxinas, hidrocarbonetos de petróleo | Bom custo-benefício \| rápidos \| resultados razoavelmente correlacionáveis com os laboratoriais \| baixa taxa de resultados falso-negativos, exceto quando há combustíveis altamente degradados \| portáteis \| capazes de definir limites de contaminação | Elevada taxa de falsos-positivos em resultados de PCB e pesticidas \| não identifica os compostosPAHs individualmente \| necessidade dereagentes suficientes para prover resultados válidos \| limites de detecção algumas vezes não são baixos o suficiente \| pode obter falsosnegativosquando combustíveis estão altamentedegradados \| contraste visual pode ser difícil emsolos escuros \| corante pode ser um agentemutagênico e irritante |
| Espectrofotômetro infravermelho | Hidrocarbonetos de petróleo | Portátil \| dados em tempo real \| fácil de usar | Método permite apenas determinar quais grupos estão em uma substância \| dificuldade em analisar amostras orgânicas complexas \| sofre interferências de vapores de água |
| Espectrofotômetro ultravioleta | Metais, compostos orgânicos e macromoléculas biológicas | Fácil de usar e de manutenção \| análises rápidas \|amostragem não-destrutiva | Não discrimina a amostra de interesse e contaminantes que absorvem no mesmo comprimento de onda \| erros de leitura podem ser registrados a partir de impurezas que refletem luz \| resultados de absorção podem ser influenciados pela temperatura, pH e impurezas \| limitações de sensibilidade para amostras com baixas concentrações |
| Fluorescência UV | Hidrocarbonetos de petróleo, PAH e PCB | Pode iluminar NAPLs incluindo os que contém PAHs (produtos de petróleo e carvão) e aqueles misturados com impurezas (óleos e graxas removidos por desengraxantes ou compostos húmicos presentes na matéria-orgânica natural) | Potencial significativo para falsos-positivos e falsos-negativos \| interferência de materiais fluorescentes como fragmentos de conchas \| solventes clorados geralmente não apresentam fluorescência quando expostos à luz UV, a menos que misturados com impurezas fluorescentes \| bolhas nas amostras podem resultar em erros de leitura |
| Sensor de fibra ótica / LIF / Caixa preta | VOC, PAH e hidrocarbonetos de petróleo | Bom custo-benefício \| pode ser usado in situ \| fácil de usar \| portátil \| resultados rápidos | Possível interferência de outros compostos clorados \| concentração dos contaminantes interfere no tempo de resposta \| primariamente aplicável aos PAHs, com limitações de uso/experiência para clorados |
| Fluorescência de raio-X | Netais pesados | Bom custo-benefício \| não gera resíduos \| boa correlação com resultados analíticos \| resultados emtempo real \| capacidade de determinar múltiplos contaminantes simultaneamente \| não destrutivo | Limitado na profundidade de penetração \| alguns portáteis requerem nitrogênio líquido \| relativamente pesado \| requer preparação de amostra de controle de qualidade \| dificuldade em atingir baixos limites de detecção devido a interferência da matriz \| alguns contaminantes tem altos limites de detecção |

Fonte: MPCA (2016).

### 1.3. Métodos geofísicos

Os métodos geofísicos são técnicas de caracterização da contaminação e do meio físico de maneira qualitativa. Eles são divididos em métodos de perfilagem e de superfície. Esses métodos, em mais detalhe, medem propriedades naturais, radioativas, elétricas, magnéticas, eletromagnéticas ou acústicas da formação; e essa medição pode contar, ou não, com o auxílio de uma fonte emissora. As perfilagens geofísicas realizam essas medições no eixo vertical, em subsuperfície, enquanto a geofísica de superfície realiza no eixo horizontal, em superfície.

Os métodos de perfilagem são utilizados em combinação com perfurações e têm como resultado dados com resolução vertical centimétrica e alcance lateral centimétrico. Para a aplicação dos métodos de perfilagem, a área requerida em superfície é restrita ao diâmetro da perfuração e ao equipamento a ser utilizado, fato que facilita a utilização do método.

Os métodos geofísicos de superfície não necessitam de nenhuma atividade intrusiva para execução e têm como resultado a investigação horizontal na escala de dezenas a centenas de metros, mas a profundidade dessa técnica pode ser limitada. Para a aplicação de métodos de superfície, é ideal que a área a ser investigada seja desobstruída em superfície, de modo a maximizar o benefício da técnica. Algumas técnicas geofísicas de superfície estão sujeitas a interferências, por exemplo, a resistividade, que pode sofrer interferências se realizada próximo a redes elétricas ou tubos metálicos.

Os métodos geofísicos, tanto de perfilagem como de superfície, fornecem como resultado informação indireta acerca das heterogeneidades da formação e/ou contaminante. Isso faz com que algumas interferências possam causar interpretações errôneas ou ambíguas, pois a resposta da ferramenta é resultado de uma somatória das heterogeneidades do meio. Para a redução de incertezas, recomenda-se operar mais de uma técnica no mesmo local, de modo que a ambiguidade da interpretação dos resultados de um método seja sanada pelo outro. No caso da perfilagem, quando realizada a operação com mais de uma ferramenta, a descida do conjunto deve considerar a velocidade de operação da ferramenta mais lenta. Já nos métodos de superfície, deve-se realizar um método e posteriormente o outro. Contudo, o custo de operar mais de um método é consideravelmente maior e pode inviabilizar a operação conjunta. Nesses casos, métodos diretos de investigação podem ser utilizados para solucionar as ambiguidades identificadas em alguns pontos. Os métodos diretos de investigação são discutidos com detalhe no item 2.

Portanto, ressalta-se que os métodos geofísicos de perfilagem e superfície são complementares. Enquanto a perfilagem tem maior resolução e alcance vertical, os métodos de superfície têm maior resolução e alcance horizontal. Ambas as técnicas serão discutidas separadamente nos capítulos a seguir.

#### 1.3.1. Perfilagem geofísica

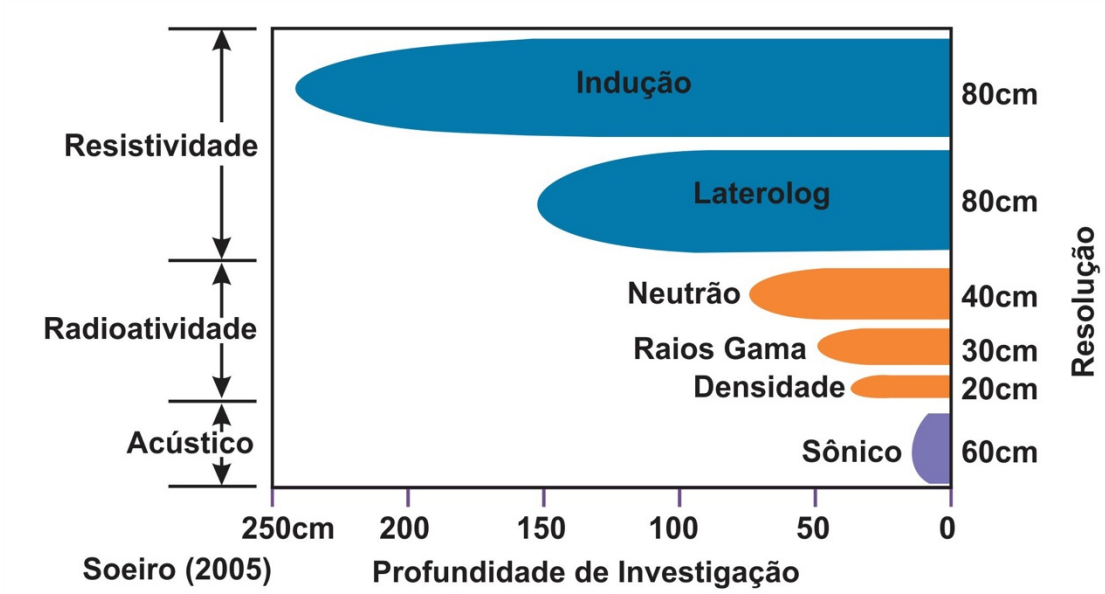
A perfilagem geofísica pode ser realizada entre poços e a formação, ou mesmo entre um furo sem revestimento e a formação. Essas técnicas de investigação são muito utilizadas na indústria de óleo, gás e mineração e estão caminhando para maior utilização no mercado de áreas contaminadas. Objetivam obter informações de compartimentos específicos do meio ou da contaminação, entre elas: do avanço da perfuração, da litologia, de parâmetros específicos que influenciam no fluxo da água subterrânea (porosidade) etc.

As ferramentas geofísicas de perfilagem possuem diferentes resoluções verticais e alcances laterais de investigação na escala centimétrica. A resolução e a profundidade de investigação desses métodos dependem das propriedades do meio, da energia da fonte, da sensibilidade dos receptores e do espaçamento entre eles. A **Figura 14.3-13**

apresenta as resoluções verticais e o alcance lateral de investigação das ferramentas de perfilagem.

Os principais métodos aplicados na perfilagem geofísica são: caliper, perfis radioativos (raios gama natural, raios gama induzidos, perfil de nêutrons), perfis elétricos, eletromagnéticos (potencial espontâneo – SP, resistividade) e sônicos. Esses métodos serão abordados separadamente nos itens subsequentes.

**Figura 14.3-13 – Resoluções verticais e alcance lateral de investigação**




Fonte: Soeiro (2005)

### 1.3.1.1. Caliper

Princípio da técnica**:** avaliar o diâmetro da perfuração conforme a profundidade.

Objetivo**:** avaliar a integridade da parede da perfuração.

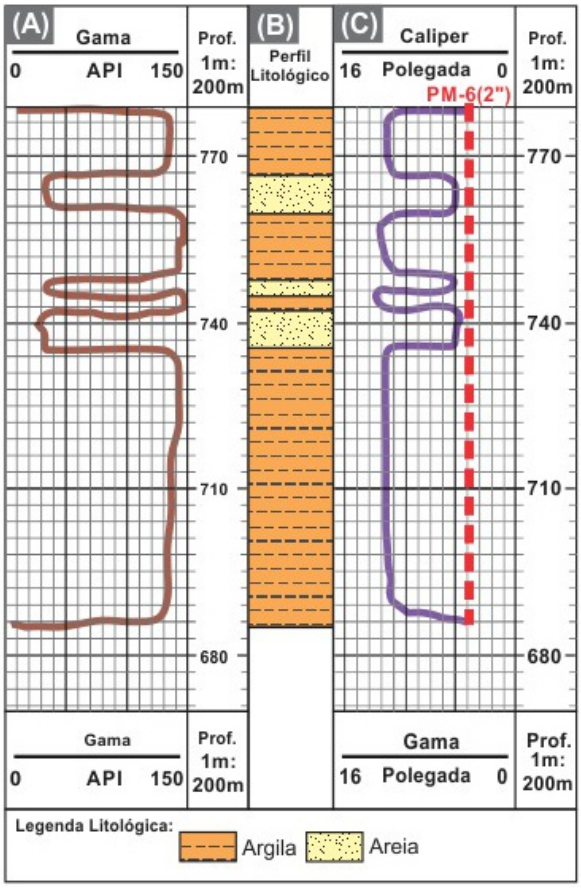
Aquisição de dados em campo: utilização de sonda com dois ou mais braços mecânicos acoplada a hastes.

Reporte de dados**:** *log* com registro de diâmetro da perfuração no eixo x e profundidade no eixo y

Princípio básico para interpretação de dados: o aumento do diâmetro da perfuração (arrombamento) é relacionado a materiais de granulometria predominantemente argilosa e menos coesas ( < 0,50 kgf/cm$^2$). Já a diminuição do diâmetro da perfuração (invasão) é relacionada a materiais de granulometria predominantemente arenosa e pouco coesas ( > 0,50 kgf/cm$^2$)

A **Figura 14.3-14** (A) apresenta um perfil de caliper e sua interpretação geológica (B).

**Figura 14.3-14 – Perfil Caliper**




Fonte: Adaptado de Soeiro (2005).
Notas:
**A** – Perfil Gama
**B** – Interpretação Geológica
**C** – Perfil Caliper

### 1.3.1.2. Perfis radioativos

#### 1.3.1.2.1. Perfil de raios gama natural

Princípio da técnica: medir a radioatividade emitida naturalmente pela formação conforme a profundidade. A radioatividade pode ser medida de maneira total, pela ferramenta convencional, ou pode medir separadamente a contribuição de K40, U238 e TH232, pela ferramenta espectral.

Objetivo: avaliar indiretamente a variação vertical da litologia, granulometria ou composição mineralógica da formação.

Aquisição de dados em campo: utilização de sonda içada por cabos de aço.

Reporte de dados: *log* com as diferenças das radiações reportadas em API (unidade definida pela Universidade do Texas) no eixo x e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: o aumento do grau API é relacionado ao aumento da concentração de elementos químicos que emitem raios gama, por exemplo, K40 (cátion de ligação entre folhas de argilominerais; feldspatos etc.), U238 (argilas orgânicas) e Th232 (fragmentos de rochas vulcânicas). Já a diminuição do grau API está relacionada à diminuição ou ausência da concentração de elementos químicos que

emitem radiação gama na formação, como areias quartzosas, em sua maioria formadas por SiO2.

#### 1.3.1.2.2. Perfil de raios gama induzidos (gama-gama/densidade/RHOB)

Princípio da técnica: medir a densidade da formação por meio da emissão de raios gama. Após colidirem com átomos da formação e perderem energia, os raios gama restantes são captados por dois detectores (curto e longo).

Objetivo: avaliar diretamente a densidade e, indiretamente, a porosidade total da formação.

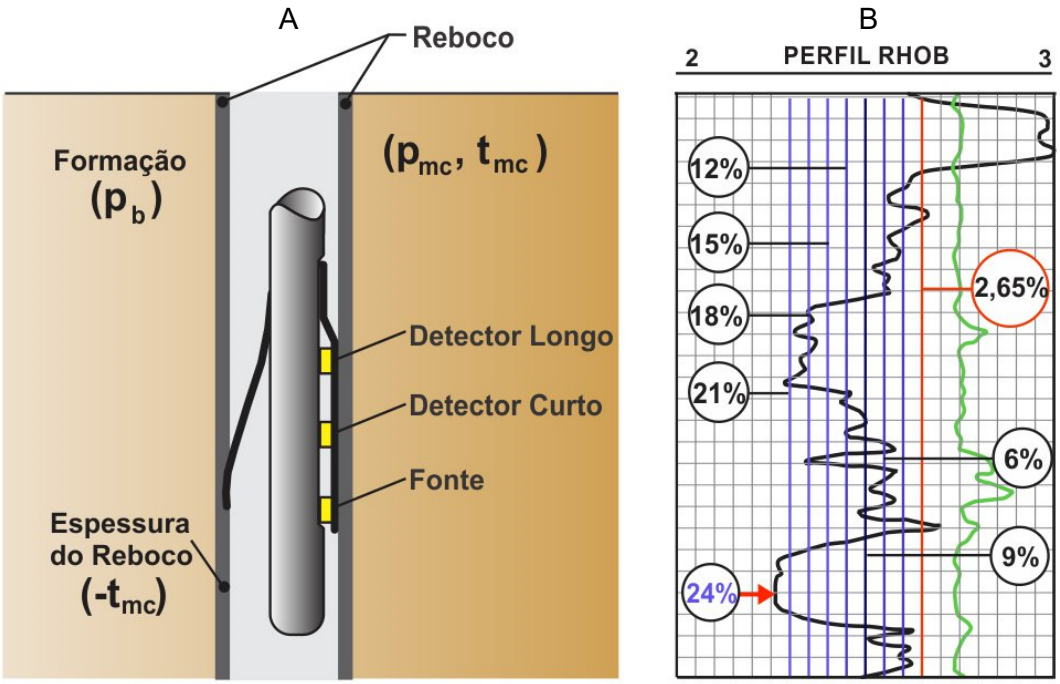
Aquisição de dados em campo: utilização de sonda com fonte emissora de raios gama e dois detectores, um mais próximo (curto) e um mais distante da fonte (longo).

Reporte de dados: *log* com as densidades medidas em g/cm$^3$ no eixo x, e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: quanto mais rápido é o decaimento dos raios emitidos, maior é a densidade da formação e, consecutivamente, menor é a porosidade. O gráfico da perfilagem para densidade varia de 2,0 a 3,0 g/cm$^3$ e possui 20 subdivisões no eixo x. A medição de porosidade é realizada diretamente no perfil da seguinte maneira: identifica-se no gráfico o valor de densidade correspondente ao mineral com maior representatividade na rocha (quartzo ou carbonato); e inicia-se a medição da porosidade partir da sua densidade, visto que cada subdivisão à esquerda do valor de densidade representa 3% de porosidade.

A **Figura 14.3-15** apresenta um exemplo de como é realizada a medição direta de porosidade no perfil RHOB.

**Figura 14.3-15 – Medição direta de porosidade no perfil RHOB**




Fonte: Soeiro (2005).
Notas:
A **–** Esquema do funcionamento da ferramenta de raios gama induzidos.
B **–** Perfil de raios gama induzidos.

#### 1.3.1.2.3. Perfil de nêutrons (Neutrão/ NPHI)

Princípio da técnica: medir a perda de energia após as colisões elásticas entre neutros emitidos artificialmente e a formação.

Objetivo: avaliar a porosidade preenchida por fluidos na formação e, indiretamente, a litologia.

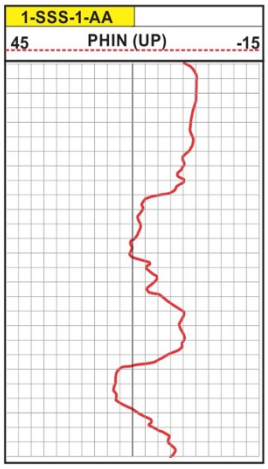
Aquisição de dados em campo: utilização de sonda com fonte emissora de nêutrons e receptores para identificar a perda de energia.

Reporte de dados: *log* com valores de porosidade no eixo x e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: o gráfico aponta diretamente os valores de porosidade para carbonatos. Aos valores a serem medidos para areias quartzosas, deve-se adicionar 4% à leitura realizada no gráfico PHIN. Compostos arenosos tendem a apresentar maior porosidade efetiva que compostos argilosos.

A **Figura 14.3-16** apresenta um exemplo de como é realizada a medição direta de porosidade no perfil Neutrão/NPHI.

**Figura 14.3-16: Perfil da ferramenta de Neutrão indicando porosidade da formação.**




Fonte: Soeiro (2005).

### 1.3.1.3. Perfis elétricos e eletromagnéticos

#### 1.3.1.3.1. Potencial espontâneo (*self-potencial log*, SP)

Princípio da técnica: avaliar a diferença de potencial elétrico entre dois pontos: um móvel, no poço, e outro fixo, na superfície.

Objetivo: avaliar indiretamente a variação vertical da litologia e permeabilidade de camadas onde ocorre invasão do fluido de perfuração.

Aquisição de dados em campo: utilização de eletrodos, cabos condutores e milivoltímetro. Deve ser realizado com fluido de perfuração condutivo.

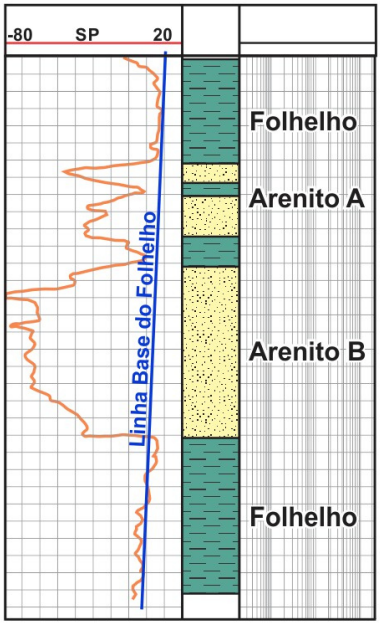
Reporte de dados: *log* com as medidas das diferenças em milivolts no eixo x e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: o aumento da diferença dos valores reportados em milivolts reflete maior diferença de resistividade entre o fluido de perfuração e o fluido da formação, devido à maior invasão do fluido de perfuração, relacionada à permeabilidade relativamente alta do meio. Diferenças baixas ou mínimas

entre os valores de resistividade da formação e do fluido de perfuração refletem a baixa ou nenhuma invasão do fluido de percolação, relacionada à menor permeabilidade da formação do que em pontos onde ocorre a invasão.

A **Figura 14.3-17** apresenta um perfil de potencial espontâneo.

**Figura 14.3-17: Perfil de potencial espontâneo e interpretação geológica.**




Fonte: Soeiro (2005).

### 1.3.1.3.2. Condutividade

Princípio da técnica: avaliar a diferença de condutividade da formação e do fluido de perfuração.

Objetivo: obter a condutividade do meio e, indiretamente, indicar permeabilidade e heterogeneidades.

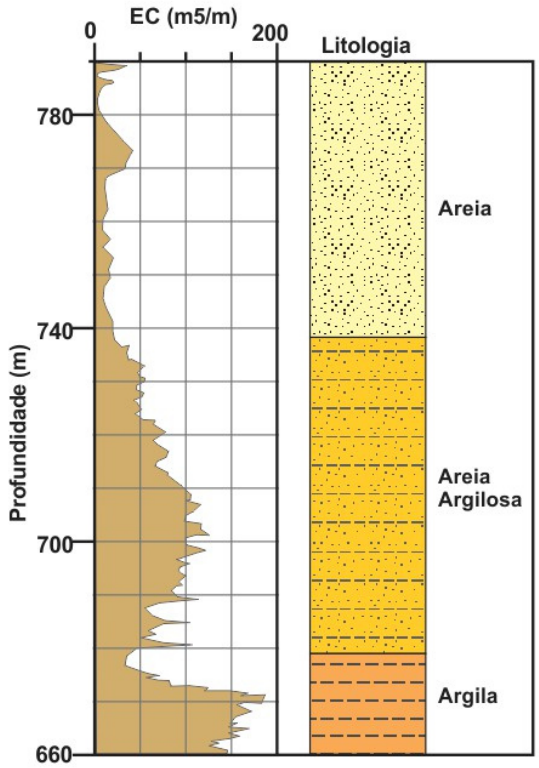
Aquisição de dados em campo: pode ser realizada por meio de um condutivímetro. Essa ferramenta é muito utilizada em combinação com as ferramentas de alta resolução, detalhadas no **item 14.3.2**.

Reporte de dados: *log* com as medidas de condutividade das zonas investigadas no eixo x, e de profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: anomalias positivas da condutividade representam a presença de argilas, cunhas salinas, íons livres em solução etc.

A **Figura 14.3-18** apresenta alguns perfis de condutividade.

**Figura 14.3-18: Perfil de condutividade elétrica e interpretação geológica.**




Fonte: Soeiro (2004).

### 1.3.1.3.3. Resistividade

Princípio da técnica: avaliar a diferença de resistividade do fluido presente na formação e do fluido de perfuração.

Objetivo: obter a resistividade do fluido da formação e, indiretamente, indicar permeabilidade e heterogeneidades.

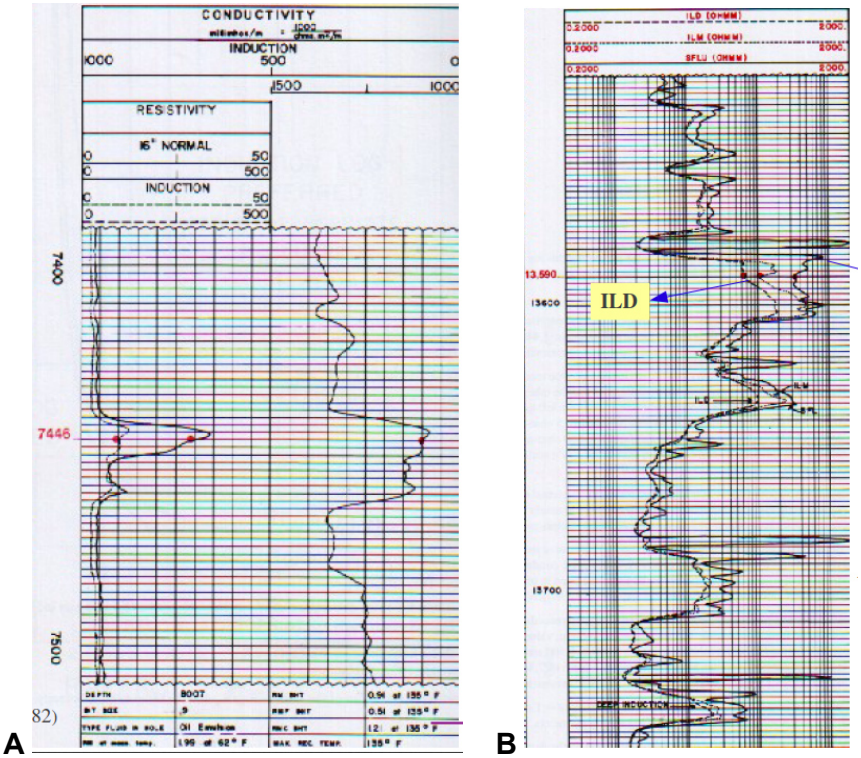
Aquisição de dados em campo: pode ser realizada por meio de quatro ferramentas (elétrico convencional, perfil de indução, perfil com eletrodos focados e microresistividade).

Reporte de dados: *log* com as medidas de resistividade das zonas investigadas (quantidade de curvas dependente da ferramenta utilizada) no eixo x, e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: o contraste da resistividade na zona mais distante do poço em relação à zona de perfuração (utiliza fluido condutivo) normalmente está relacionado à presença de hidrocarbonetos na formação.

A **Figura 14.3-19** apresenta alguns perfis de resistividade (A – Indução; B – Dupla Indução).

**Figura 14.3-19 – Perfis de resistividade**




Fonte: Asquith e Gibson (1982).
Notas:
**A** – Indução.
**B** – Dupla Indução.

### 1.3.1.4. Perfil sônico (acústico)

Princípio da técnica: avaliar o tempo decorrido entre o momento em que um pulso sonoro compressional é emitido por um transmissor até sua chegada a dois receptores distintos. A **Figura 14.3-20** (A) representa o esquema do princípio da técnica.

Objetivo: obter a velocidade de propagação da onda na formação e correlacioná-la com o tipo de material na formação; obter dados de porosidade e correlação com a sísmica de reflexão.

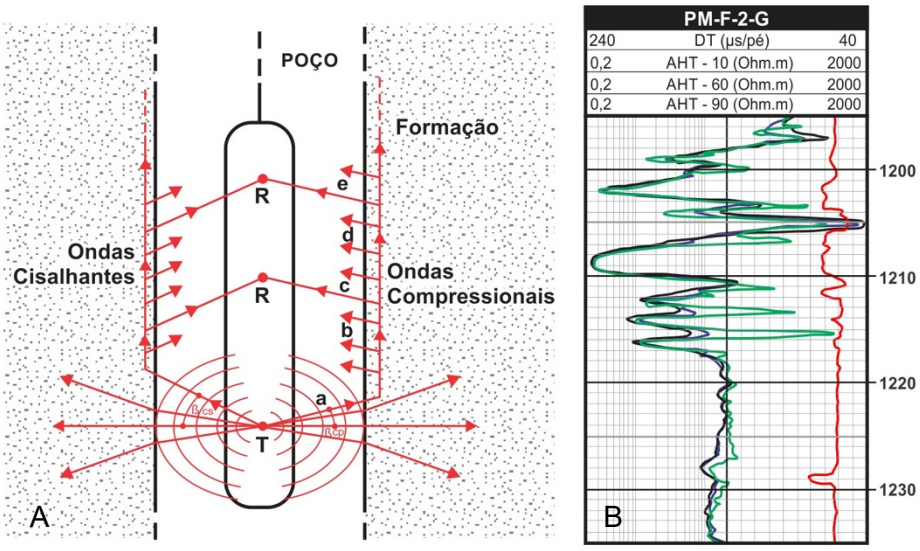
Aquisição de dados em campo: pode ser realizada por meio de um emissor de pulso sonoro compressional e dois receptores, todos no mesmo mandril.

Reporte de dados: *log* com as medidas de velocidade em µs/m (quantidade de curvas dependente da ferramenta utilizada) no eixo x e profundidade no eixo y.

Princípio básico para interpretação de dados: a variação da velocidade medida pode estar relacionada com diferenças na geologia, porosidade ou fluidos. A **Tabela 14.3-2** representa os intervalos de trânsito de diferentes litologias.

A **Figura 14.3-20** (A) apresenta o princípio de funcionamento da perfilagem sônica e (B) um perfil sônico.

**Figura 14.3-20: Perfil sônico**




Fonte: Tittman (1986).
Notas:
**A –** Princípio de funcionamento do perfil sônico.
**B –** Perfil sônico.

**Tabela 14.3-2: Resposta de intervalos de trânsito de diferentes litologias.**

| Meio | Velocidade Sônica (ft/s) | Tempo de Trânsito (µs/ft) |
|---|---|---|
| Areia | 18.000 - 19.500 | 55,5 - 51,2 |
| Calcário | 21.000 - 23.000 | 47,6 - 43,5 |
| Dolomita | 23.000 - 26.000 | 43,5 - 38,5 |
| Anidrita | 20.000 | 50,0 |
| Sal | 15.000 | 67,0 |
| Argila | 6.000 - 16.000 | 167,0 - 62,5 |
| Água | 5.000 - 5.300 | 200,0 - 189,0 |
| Petróleo | 4.300 | 232,0 |
| Ferro | 17.500 | 57,0 |

Fonte: Soeiro (2005).

### 1.3.2. Geofísica de superfície

A geofísica de superfície, diferentemente das técnicas de perfilagem, não necessita de atividades intrusivas. Diversas técnicas de geofísica de superfície são utilizadas no mercado de áreas contaminadas, objetivando obter informações qualitativas do meio físico, são elas: litologia, falhas, fraturas, fluidos etc. A geofísica de superfície também é utilizada para investigar a existência de outras utilidades subterrâneas como tubulações, resíduos metálicos, ou mesmo contaminações de compostos orgânicos e inorgânicos.

A resolução horizontal dos métodos geofísicos de superfície é da escala de dezenas a centenas de metros, fato que dinamiza a coleta de dados. A resolução vertical pode ser limitada, ela depende do arranjo da fonte emissora e da fonte receptora. O arranjo é configurado conforme o objetivo da investigação e pode aumentar o alcance horizontal ou vertical da investigação.

Os projetos de geofísica de superfície, independente da técnica utilizada, seguem três etapas sequenciais: coleta de dados de campo, redução e processamentos de dados coletados, e por fim, modelagem e interpretação.

Durante a coleta de dados, a ferramenta utilizada em cada método envia um pulso ao longo de linhas transversais ou por meio de uma grade 3D. O sinal se propaga pela subsuperfície a ser investigada e é captado pelo receptor da ferramenta. A etapa de redução de dados e processamento envolve a correção de efeitos geométricos, controlando a transmissão e atenuação do sinal. Essa etapa pode incluir a correção de dados, como, por exemplo, as variações indesejadas não relacionadas ao alvo da investigação. A modelagem e a interpretação são realizadas posteriormente à redução de dados. O objetivo da modelagem é descrever e facilitar a interpretação da variação dos dados coletados. Os modelos são inevitavelmente mais simples do que a realidade, pois a natureza heterogênea da subsuperfície nunca é totalmente capturada. As interpretações dos modelos não são únicas, pois as propriedades geofísicas respondem a uma ampla gama de propriedades físicas e químicas do meio. A ferramenta pode capturar heterogeneidades que se sobrepõem, mascarando características do meio, apresentando falsos positivos ou negativos. Devido a essa complexidade dos resultados, os modelos geofísicos devem ser interpretados em conjunto com outras técnicas de investigação, sejam elas diretas ou indiretas.

Os principais métodos utilizados em estudos ambientais são os métodos elétricos, magnéticos, eletromagnéticos e acústicos, que serão abordados nos itens a seguir.

### 1.3.2.1. Métodos elétricos, magnéticos e eletromagnéticos

#### 1.3.2.1.1. Eletrorresistividade (ER)

Princípio da técnica: avaliar a resistividade elétrica do meio mediante injeção de corrente elétrica.

Objetivo: obter variação da resistividade elétrica no meio e correlacioná-la com o tipo de material na formação.

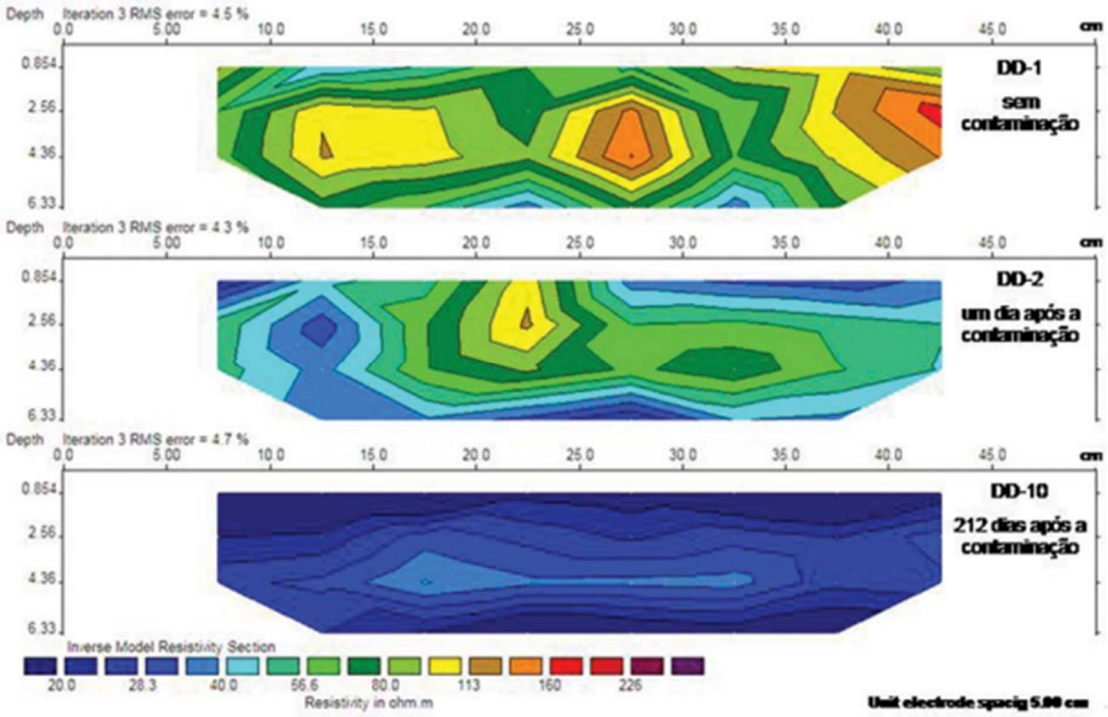
Aquisição de dados em campo: pode ser realizada por meio de uma sondagem elétrica vertical (SEV), ou de linhas horizontais ou caminhamento elétrico. São necessários dois eletrodos para a injeção de corrente e dois eletrodos para a medição da tensão enviada.

Reporte de dados: mapa ou perfil com as medidas de resistividade em ohm x m representadas em escala de cores.

Princípio básico para interpretação de dados: a variação da eletrorresistividade medida pode estar relacionada com diferenças na geologia, porosidade ou fluidos. Argilas, soluções salinas e íons livres costumam apresentar anomalia negativa na eletrorresistividade.

A **Figura 14.3-21** apresenta o perfil eletrorresistividade observado na perfilagem.

**Figura 14.3-21: Perfil de eletrorresistividade para mapeamento de pluma de compostos orgânicos.**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

### 1.3.2.1.2. Polarização induzida (IP)

Princípio da técnica: avaliar o estado final dos íons (polarização) após o desligamento da corrente elétrica injetada.

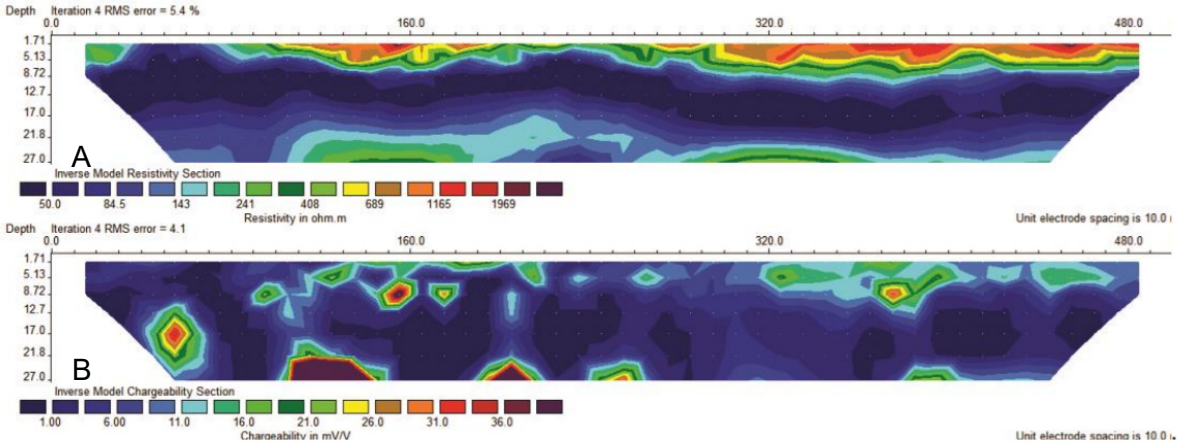
Objetivo: obter a cargabilidade (dado adicional à resistividade elétrica). Útil para diferenciar matérias que apresentam comportamento semelhante quando submetidas ao método de eletrorresistividade.

Aquisição de dados em campo: normalmente emprega-se o mesmo arranjo e equipamentos utilizados para a eletrorresistividade.

Reporte de dados: mapa ou perfil de cargabilidade ou fator metálico.

A **Figura 14.3-22** apresenta um perfil de eletrorresistividade (A) combinado ao de polarização induzida (B).

**Figura 14.3-22 – Polarização induzida**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).
Notas:
**A –** Perfil de eletrorresistividade.
**B –** Combinado ao de polarização induzida.

### 1.3.2.1.3. Magnetometria

Princípio da técnica: avaliar a direção e variações do campo magnético.

Objetivo: por meio da variação do campo magnético, localizar anomalias eletromagnéticas que podem ser representativas de materiais metálicos em subsuperfície, ou mesmo falhas e fraturas em rochas com presença de minerais ferromagnéticos (magnetita, ilmenita e hematita).

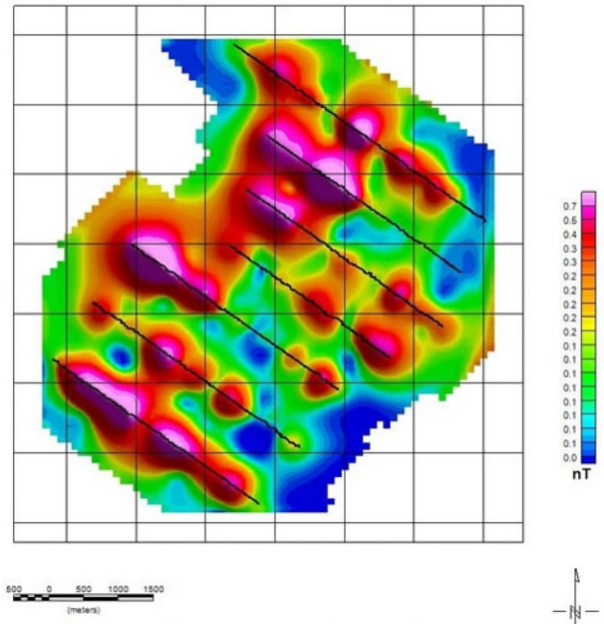
Aquisição de dados em campo: mede-se o gradiente do campo magnético por meio do gradiômetro.

Reporte de dados: mapa ou perfil com as variações do campo magnético, em nT ou mGal, numa escala de cores.

Princípio básico para interpretação de dados: a variação da magnetometria está relacionada à presença de minerais ferromagnéticos. Esses minerais apresentam maior concentração em litologias provenientes de rochas ígneas ou metamórficas do que em rochas sedimentares. Portanto, são úteis para a localização de corpos não sedimentares.

A **Figura 14.3-23** apresenta um perfil de magnetometria.

**Figura 14.3-23 – Perfil de magnetometria**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

### 1.3.2.1.4. Eletromagnetismo indutivo (EM)

Princípio da técnica: avaliar a condutividade elétrica da subsuperfície a partir da indução de um campo eletromagnético no solo.

Objetivo: por meio da variação da condutividade, identificar diferenças na litologia, identificar nível d'água ou mesmo materiais anômalos em subsuperfície.

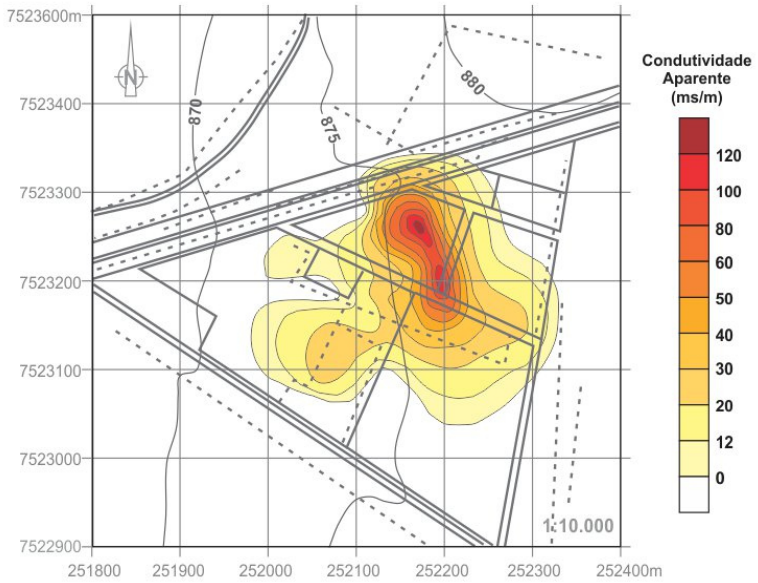
Aquisição de dados em campo: utilização de duas bobinas eletromagnéticas, uma transmissora e outra receptora.

Reporte de dados: mapas ou seções da condutividade elétrica em função da profundidade.

Princípio básico para interpretação de dados: funcionam como a eletrorresistividade e magnetometria. Variações positivas representam materiais argilosos, magnéticos, soluções salinas, íons em solução, ou materiais metálicos em subsuperfície.

A **Figura 14.3-24** apresenta o mapeamento de uma contaminação utilizando EM.

**Figura 14.3-24: Mapeamento de uma contaminação utilizando EM.**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

### 1.3.2.1.5. GPR (*Ground penetrating radar*)

Princípio da técnica: avaliar as variações da permissividade dielétrica do meio utilizando o pulso e a recepção de ondas eletromagnéticas.

Objetivo: identificar, por meio da variação das propriedades eletromagnéticas, diferenças na litologia, o nível d'água ou mesmo materiais anômalos em subsuperfície.

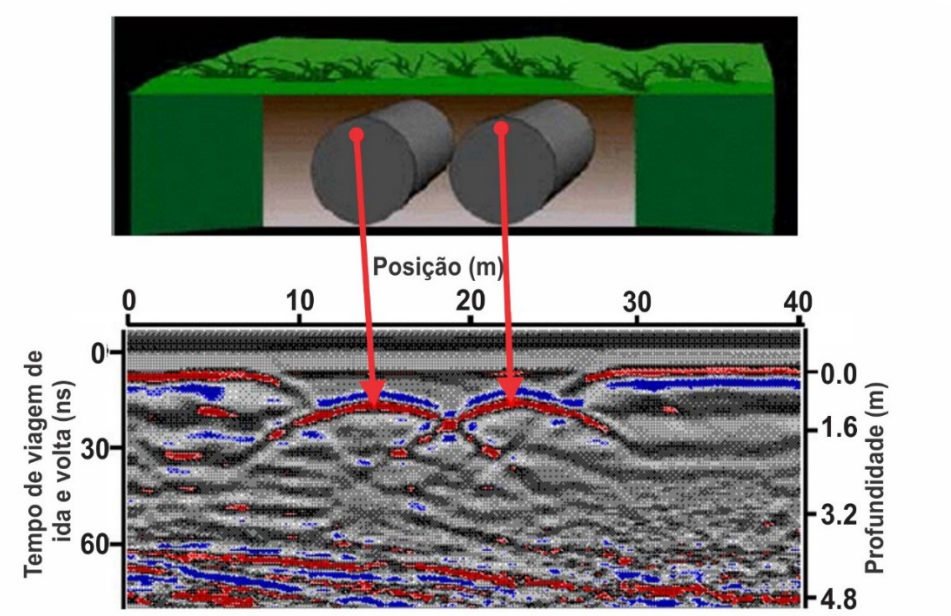
Aquisição de dados em campo: uma antena transmissora envia um pulso eletromagnético e uma antena receptora capta os dados após terem sido refletidos pela formação.

Reporte de dados: seções das variações e continuidade das propriedades eletromagnéticas com a profundidade no eixo y e distância horizontal no eixo x.

Princípio básico para interpretação de dados: as variações hiperbólicas nos estratos do GPR normalmente indicam estruturas cilíndricas em subsuperfície. A inclinação e variação da intensidade do sinal geralmente são correlacionadas a estratificações ou diferentes composições no estrato geológico, respectivamente.

A **Figura 14.3-25** apresenta um perfil de GPR.

**Figura 14.3-25: Exemplo de perfil de GPR com interpretação de identificação de tanques subterrâneos.**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

### 1.3.2.2. Métodos acústicos

#### 1.3.2.2.1. Sísmica de reflexão e refração

Princípio da técnica: avaliar o tempo de trânsito das ondas sísmicas refletidas ou refratadas.

Objetivo: por meio da variação do tempo de trânsito, identificar diferenças de velocidade de propagação das ondas em subsuperfície, permitido identificar contrastes de densidade.

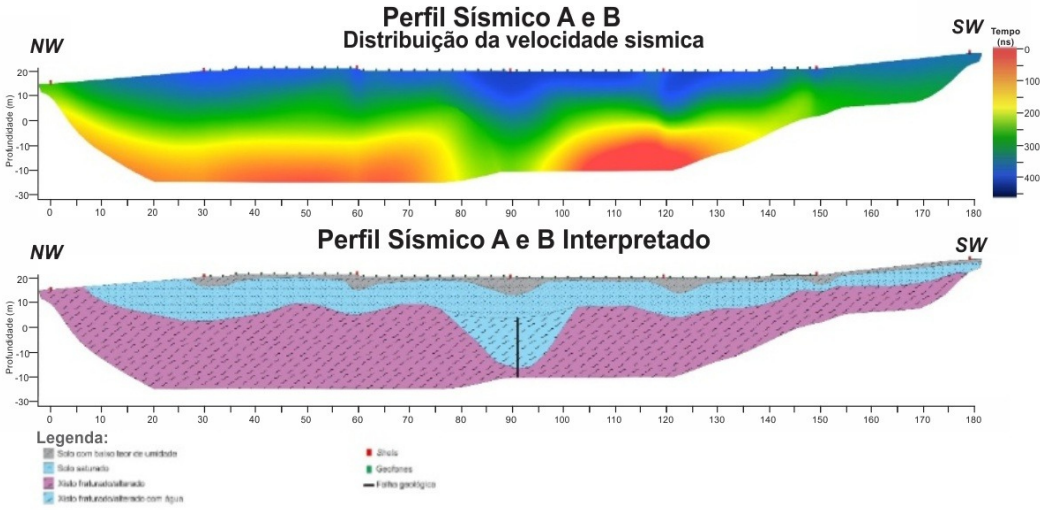
Aquisição de dados em campo: envio de um pulso sonoro e recepção desse pulso por geofones.

Reporte de dados: seções das variações do tempo de trânsito no eixo y e distância horizontal no eixo x. As variações de tempo de trânsito geralmente são corrigidas para profundidade.

Princípio básico para interpretação de dados: a variação do tempo de trânsito geralmente é correlacionada a diferentes densidades nos estratos geológicos.

A **Figura 14.3-26** apresenta seções de refração e interpretações geológicas.

**Figura 14.3-26: seções sísmicas de refração e interpretações geológicas.**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

### 1.3.3. Comparação entre os métodos geofísicos

As **tabelas 14.3-3** e **14.3-4** apresentam as vantagens e desvantagens das ferramentas de perfilagem geofísica e dos métodos geofísicos de superfície, respectivamente.

As ferramentas de perfilagem geofísica possuem resolução vertical e alcance lateral centimétrico. Essas ferramentas, em sua maioria, são utilizadas para obter características do meio, como granulometria, argilosidade, mineralogia porosidade, permeabilidade relativa etc. Dentre as ferramentas de perfilagem aqui mencionadas, a resistividade e condutividade são utilizadas na identificação de contaminação.

Os métodos geofísicos de superfície apresentam resolução vertical métrica e alcance lateral na ordem de dezenas a centenas de metros. Esses métodos são utilizados tanto para a identificação de propriedades do meio quanto da contaminação. Para a identificação das propriedades do meio, destacam-se a sísmica de reflexão e o GPR, devido à alta resolução dessas técnicas.

Ressalta-se que o ideal é utilizar a perfilagem e a geofísica de superfície combinadas entre si ou em conjunto com métodos quantitativos de investigação. Entretanto, para a escolha das técnicas a serem combinadas, deve-se considerar não só a qualidade dos dados obtidos para o entendimento do meio, mas também o orçamento disponível para o projeto.

**Tabela 14.3-3: Ferramentas de perfilagem geofísica**

| Ferramentas de Perfilagem Geofísica | | |
|---|---|---|
| **Ferramentas de perfilagem** | **Propriedades investigativas** | **Limitações** |
| **Caliper** | - Avaliação do diâmetro da perfuração ao longo do avanço;<br>- Correlação entre o arrombamento e invasão com litologia. | - Aplicável apenas em furos sem revestimento ou durante a perfuração. |
| **Perfis radioativos** | | |
| **Perfil gama natural** | - Avaliação da litologia, granulometria ou composição mineralógica;<br>- Pode ser utilizado em poços com ou sem revestimento e durante a perfuração. | - Impossibilidade da investigação da continuidade lateral das camadas geológicas;<br>- Pode sofrer interferências de minerais radioativos. |
| **Perfil raios gama induzidos/ gama-gama/densidade/RHOB** | - Medição centimétrica da porosidade total;<br>- Avaliação da litologia;<br>- Porosidade das argilas é contabilizada, mas pode ser corrigida. | - Impossibilidade da investigação da continuidade lateral da porosidade;<br>- Não fornece medição da porosidade efetiva;<br>- Furos revestidos podem dificultar a utilização devido a profundidade de investigação centimétrica. |
| **Perfil de nêutrons (Neutrão/NPHI)** | - Medição centimétrica da porosidade total de fluidos;<br>- Avaliação da litologia. | - Impossibilidade da investigação da continuidade lateral da porosidade;<br>- Não fornece medição da porosidade efetiva;<br>- Porosidade das argilas é contabilizada;<br>- Furos revestidos podem dificultar a utilização devido a profundidade de investigação centimétrica. |
| **Perfis elétricos e eletromagnéticos** | | |
| **Potencial espontâneo (SP)** | - Avaliação da variação vertical da litologia<br>- Avaliação da variação da permeabilidade de camadas onde ocorre invasão do fluido de perfuração | - Não é possível utilizar a ferramenta sem fluido de perfuração condutivo;<br>- A avaliação da permeabilidade não é quantificável |
| **Condutividade** | - Avaliação da litologia<br>- Identificação de soluções condutivas ou materiais condutivos em subsuperfície (Argilas, contaminação, cunha salina, tambores enterrados, etc). | - Impossibilidade da investigação da continuidade lateral das camadas geológicas;<br>- Sofre interferências de minerais condutivos |
| **Resistividade** | - Avaliação da variação vertical da litologia<br>- Avaliação da variação da permeabilidade de camadas onde ocorre invasão do fluido de perfuração | - Não é possível utilizar a ferramenta sem fluido de perfuração condutivo;<br>- A avaliação da permeabilidade não é quantificável. |
| **Perfis acústicos** | | |
| **Perfil sônico** | - Avaliação da litologia por correlação;<br>- Avaliação de falhas, juntas e fraturas;<br>- Identificação de materiais de diferentes composições em subsuperfície;<br>- Estimativa da porosidade;<br>- Calibração da sísmica de reflexão com a profundidade. | - Impossibilidade da investigação da continuidade lateral;<br>- Não fornece medição da porosidade efetiva;<br>- Furos revestidos podem dificultar a utilização devido a profundidade de investigação centimétrica. |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

**Tabela 14.3-4: Ferramentas geofísicas de superfície**

| Ferramentas geofísicas de superfície | | |
|---|---|---|
| **Ferramentas geofísicas de superfície** | **Propriedades investigativas** | **Limitações** |
| **Métodos elétricos, magnéticos e eletromagnéticos** | | |
| **Eletrorresistividade (ER)** | - Avaliação da litologia e nível d'água;<br>- Identificação de soluções resistivas ou materiais com anomalias resistivas em subsuperfície (Argilas, contaminação, cunha salina, tambores enterrados, etc). | - Soma de anomalias não correlacionáveis pode dificultar interpretações;<br>- Proximidade de construções, tubos e cabos elétricos dificulta a utilização pelas interferências geradas. |
| **Polaridade induzida (IP)** | - Avaliação da litologia e nível d'água;<br>- Identificação de soluções resistivas ou materiais com anomalias resistivas em subsuperfície (Argilas, contaminação, cunha salina, tambores enterrados, etc);<br>- Auxílio na intepretação de anomalias sobrepostas pelo ER | - Geralmente é aplicado junto ao ER;<br>- Proximidade de construções, tubos e cabos elétricos dificulta a utilização pelas interferências geradas. |
| **Magnetometria** | - Identificação de corpos com anomalias de minerais ferromagnéticos (magnetita, ilmenita e hematita);<br>- Dados podem ser adquiridos por aviões ou VANTs. | - Soma de anomalias não correlacionáveis pode dificultar interpretações;<br>- Proximidade de construções, tubos e cabos elétricos dificulta a utilização pelas interferências geradas. |
| **Eletromagnetismo indutivo (EM)** | - Avaliação da litologia e nível d'água;<br>- Identificação de soluções eletromagneticas ou materiais com anomalias resistivas em subsuperfície(Argilas, contaminação, cunha salina, tambores enterrados, etc). | - Soma de anomalias não correlacionáveis pode dificultar interpretações;<br>- Proximidade de construções, tubos e cabos elétricos dificulta a utilização pelas interferências geradas. |
| **GPR (Ground Penatrating Radar)** | - Avaliação da litologia e estratos geológicos;<br>- Avaliação de falhas, juntas e fraturas;<br>- Alta resolução dos dados facilita a identificação de materiais de diferente composição e geometria (Argilas, contaminação, cunha salina, tambores enterrados, etc);<br>- Facilidade para identificação de interferências frente aos outros métodos elétricos, magnéticos e eletromagnéticos;<br>- Menor susceptibilidade para interferências devido a blindagem das antenas. | - Inviável em locais com alta densidade de construções; |
| **Métodos acústicos** | | |
| **Sísmica de reflexão** | - Avaliação da litologia e estratos geológicos;<br>- Avaliação de falhas, juntas e fraturas;<br>- Identificação de materiais e geometria de diferentes composições em subsuperfície; | - Inviável em locais com alta densidade de construções; |
| **Sísmica de refração** | - Avaliação de contraste de densidades de camadas geológicas;<br>- Calibração do modelo da sísmica de reflexão. | - Inviável em locais com alta densidade de construções; |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

### 1.4. Técnicas de alta resolução por cravação contínua

As técnicas de alta resolução por cravação contínua envolvem a investigação indireta pela varredura (*screening*) vertical da contaminação por meio de uma ferramenta de alta resolução (perfilagem óptica ou *Membrane Interface Probe* – MIP). O avanço dessa ferramenta de alta resolução em subsuperfície é realizado por meio do método de perfuração por cravação contínua. Esse método foi descrito em detalhe no **Capítulo 14.2.1**.

A utilização das técnicas de alta resolução por cravação contínua possibilitam: melhorar a qualidade dos dados adquiridos para caracterização do meio, otimizar o tempo de investigação e direcionar pontos de investigação por métodos quantitativos.

A melhora da qualidade dos dados se dá pelo fato de a ferramenta fornecer um perfil contínuo da contaminação ao longo da investigação em vez de valores pontuais, normalmente obtidos pela investigação direta. Isso permite um mapeamento mais refinado da contaminação em subsuperfície e maior assertividade quando comparado aos métodos quantitativos. Destaca-se que essas ferramentas devem ser utilizadas para mapeamento de fase livre ou retida no solo. Esses equipamentos não devem ser utilizados para delimitação de fase dissolvida, com raras exceções (*Low Level* MIP).

O tempo de investigação é otimizado por meio das técnicas de alta resolução, pois o resultado da varredura vertical é fornecido em tempo real e permite investigar diversos pontos por dia, dependendo da geologia local. A resposta em tempo real possibilita a eventual mudança de pontos a serem investigados durante o campo, aumentando a velocidade das tomadas de decisão na estratégia dos trabalhos de campo.

Além disso, essas técnicas também são úteis no direcionamento dos pontos de investigação direta. O processo de tomada de decisão quanto aos intervalos alvos de coleta de amostras pontuais pode ser melhor fundamentado tomando-se como base as respostas obtidas pelas ferramentas de alta resolução. A resposta em tempo real permite a seleção das amostras nos pontos com maior percentual de contaminante, assim como a seleção de amostras para delimitar a contaminação verticalmente.

Ressalta-se que é de suma importância que essas técnicas sejam utilizadas em conjunto com técnicas de investigação direta. Apesar de as técnicas de alta resolução caracterizarem a contaminação, elas fornecem, resultados qualitativos ou semiquantitativos (sinais elétricos ou ópticos) e não as concentrações das SQIs em vapor, solo ou água. Os cálculos de massa devem ser baseados em dados de investigação direta, que podem ser correlacionados com os sinais das ferramentas de alta resolução.

Os próximos itens descrevem as principais tecnologias e ferramentas de investigação indireta por cravação contínua.

#### 1.4.1. Perfilagem óptica (UVOST/ TARGOST/ Dye-LIF; OIP/ OIP-Green)

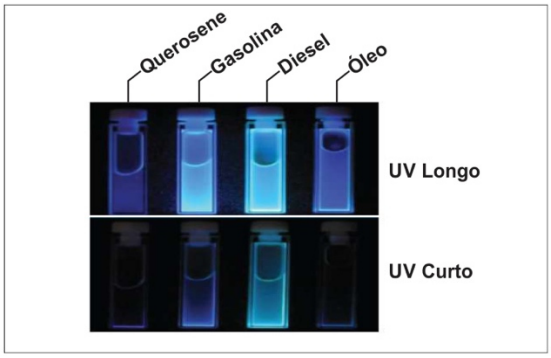
As ferramentas de perfilagem ótica têm por objetivo fornecer uma varredura vertical de subsuperfície para a compreensão da distribuição do NAPL (*non-aqueous phase liquid*) no meio físico. Embora cada tipo de ferramenta possua detalhes específicos, o princípio de operação dos equipamentos de perfilagem ótica é similar e consiste na cravação contínua, por um equipamento *direct-push*, de uma ponteira provida de uma fonte emissora de radiação ultravioleta (UV), que permite o levantamento do perfil vertical de respostas e coleta de dados qualitativos a semiquantitativos em escala de detalhe.

A Fluorescência Induzida a Laser (*Laser Induced Fluorescence* – LIF) e derivados consistem na indução da fluorescência de contaminantes orgânicos que possuem esta propriedade, tais como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH).

De maneira mais específica, os PAH são altamente fluorescentes devido à sua estrutura molecular (Dakota Technologies, 2021b). Elétrons em moléculas aromáticas absorvem energia leve a um dado comprimento de onda e reemitem energia na forma de fluorescência

com nível energético inferior (CLU-IN, 2018). As moléculas de PAH apresentam um espectro de emissão característico, e existe uma relação proporcional direta entre o comprimento de onda de fluorescência e o tamanho da cadeia policíclica, ou seja, quanto maior a cadeia policíclica, maior será o comprimento de onda emitido durante o efeito de fluorescência (St. Germain, 2012 *apud* Isler, 2020). Por esse motivo, combustíveis, óleos, creosotos e alcatrão – compostos por quantidades variáveis de hidrocarbonetos monoaromáticos, policíclicos aromáticos e alifáticos – apresentam perfis de fluorescência distintos. A **Figura 14.3-27** apresenta um exemplo de diferentes respostas de intensidade de fluorescência, para diferentes tipos de hidrocarbonetos de petróleo, dados dois tipos distintos de comprimento de onda.

**Figura 14.3-27: Diferentes níveis de resposta de fluorescência à energia de excitação de mesmo comprimento de onda.**




Fonte: Isler (2020, p. 36)

A ponteira provida com a fonte emissora de luz UV é geralmente cravada a uma velocidade constante pelo equipamento *direct-push* (usualmente próxima a 2 cm/s), permitindo a obtenção em média de dados a cada 2 ou 3 cm ao longo do perfil vertical da sondagem (CLU-IN, 2018).

Algumas das ferramentas de mapeamento que operam segundo o princípio da fluorescência serão detalhadas de maneira individual no decorrer deste capítulo, são elas:

- UVOST® (*Ultra Violet Optical Screening Tool*) e suas variantes TarGOST® (*Tar-specific Green Optical Screening Tool*) e Dye-LIF™ (*Dye-enhanced laser induced fluorescence system*);
- OIP® (*Optical Image Profiler*) e sua variante OIP-*Green*®.

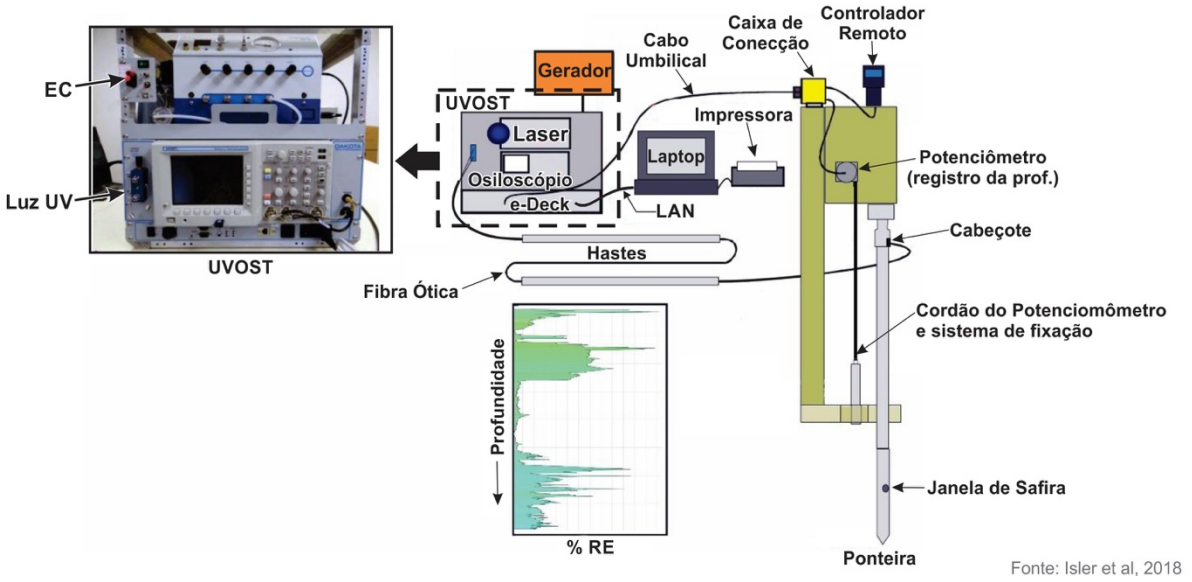
É importante destacar que cada tecnologia possui diferentes capacidades de detecção de compostos e diferentes limitações técnicas. É primordial avaliar as características do contaminante a ser investigado e consultar os desenvolvedores das ferramentas para que seja selecionada a ferramenta mais apropriada para a investigação pretendida do site.

#### 1.4.1.1. UVOST® (*Ultra violet optical screening tool*)

O UVOST® é uma ferramenta LIF desenvolvida pela empresa Dakota Technologies e opera pelo método de cravação contínua (*direct-push*) realizando um mapeamento subsuperficial de NAPL contendo PAH. Para isso, a ferramenta possui uma fonte de emissão instalada em superfície conectada à ponteira que opera a partir da liberação de luz UV de comprimento de onda igual a 308 nm.

A luz é transmitida por meio de cabos óticos posicionados no interior das hastes de cravação até a ponteira da sonda, a qual possui uma janela de safira transparente para a inflexão do feixe de luz. A fluorescência emitida pelos hidrocarbonetos é captada e retorna por meio de fibra óptica para o módulo de conversão de sinal, que converte o sinal luminoso em sinal elétrico, para ser quantificado como intensidade de fluorescência. O equipamento conta com um filtro "*cutoff*" na entrada do sistema de detecção, para eliminar ruídos de pequenos comprimentos de onda gerados durante o trajeto da luz dentro do equipamento (Isler, 2020). A **Figura 14.3-28** apresenta um resumo dos principais componentes dessa ferramenta.

**Figura 14.3-28: Principais componentes da ferramenta LIF/UVOST**




Fonte: Isler *et al.* (2018).

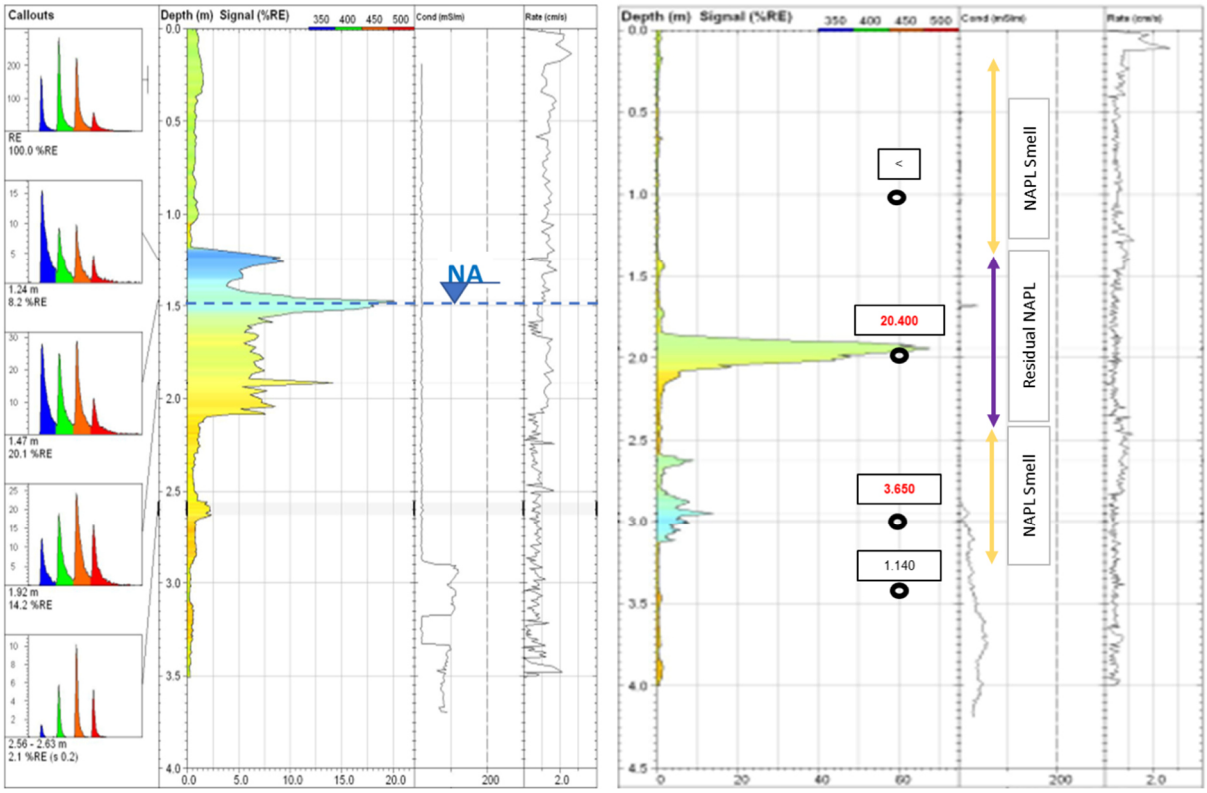
A intensidade de fluorescência é medida em porcentagem de reflectância em relação a um padrão de referência de emissão (*Reference emiter* – %RE). Antes do início dos trabalhos de campo, o equipamento deve ser submetido a um processo de calibração, no qual são medidos os níveis de fluorescência emitidos por uma substância padrão (mistura de óleos) fornecida pela fabricante. O equipamento apresenta como resposta uma decomposição em quatro canais de comprimentos de onda distintos, cada um responde a diferentes distribuições de tamanho das cadeias dos PAH:

- ✓ Azul: 350 nm
- ✓ Verde: 400 nm
- ✓ Laranja: 450 nm
- ✓ Vermelho: 500 nm

A intensidade e a taxa de decaimento dos quatro canais de comprimento de onda são medidas para gerar o que é chamado de "*waveforms*", ou, em português, "forma de onda", e são apresentados em "*call-outs*" ao longo do perfil. De maneira geral, processos de degradação por atenuação natural degradam o NAPL em hidrocarbonetos de cadeias policíclicas curtas, acarretando diminuição do sinal de fluorescência principalmente nos comprimentos de onda menores, de 350 nm e 400 nm (Isler *et al*., 2018).

As *waveforms* correlacionam, portanto, a intensidade de fluorescência em cada canal e os respectivos tempos de decaimento do sinal. A composição das cores de cada canal (azul, verde, laranja e vermelho) será refletida na coloração final do perfil de distribuição dos valores de %RE. A **Figura 14.3-29** apresenta um exemplo de um perfil obtido em campo e os picos de resposta correlacionados aos resultados analíticos de TPH obtidos em amostras de solo (resultados em mg/kg), coletadas tanto na zona vadosa como na zona saturada.

**Figura 14.3-29: Perfil de resposta da ferramenta LIF/UVOST® e resultados analíticos de TPH obtidos em amostras de solo (resultados em mg/kg).**




Fonte: ITRC (2019).

Conforme informações da fabricante, está disponível junto ao UVOST® um sensor complementar (UVOST® + HP) que realiza a perfilagem hidráulica da sondagem para caracterização em alta resolução da permeabilidade de solos e sedimentos não consolidados. As características de ferramentas de perfilagem hidráulica podem ser encontradas no **Capítulo 14.2**, item 1.

### 1.4.1.2. TarGOST® (Tar-specific Green Optical Screening Tool)

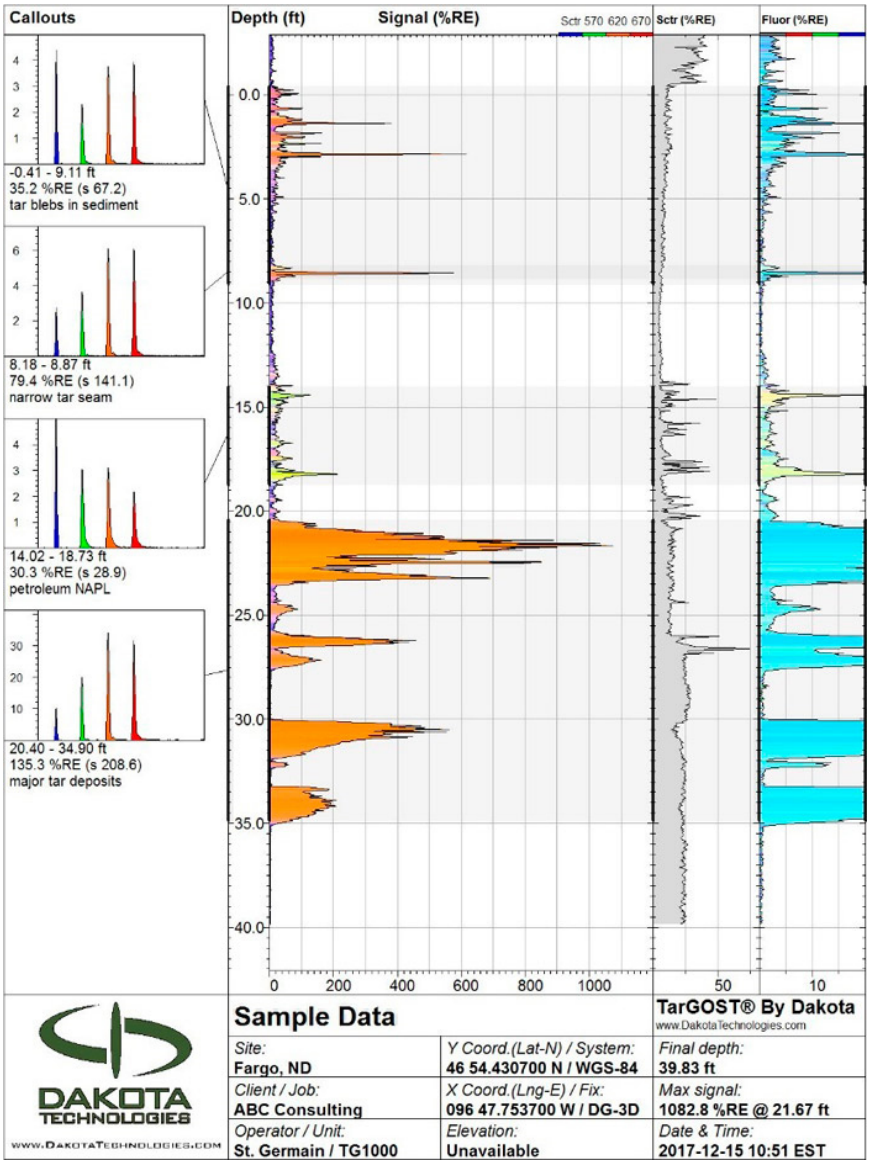
Desenvolvido pela empresa Dakota Technologies, o TarGOST® é similar ao UVOST® em termos construtivos. A ferramenta opera por meio da cravação contínua (*direct-push*) e se baseia no mesmo método explicado no item anterior de perfilagem óptica para avaliar o efeito de fluorescência de hidrocarbonetos. No entanto, foi projetada exclusivamente para a detecção de compostos de cadeias de carbono maiores e mais complexas, a partir da emissão de uma frequência de luz verde visível de maior comprimento, igual a 532 nm (CLU-IN, 2018). Segundo o fabricante, os limites de detecção no solo variam entre 100 ppm e 500 ppm aproximadamente (Dakota Technologies, 2021d). A ferramenta, segundo a mesma fonte, tem se mostrado aplicável na detecção dos seguintes produtos:

- ✓ alcatrão de carvão (alcatrão de hulha);
- ✓ creosoto;
- ✓ óleo bruto;
- ✓ bunker (óleo de navio, combustível de bancas);
- ✓ destilados pesados;
- ✓ alguns ftalatos como DEHP/BEHP;
- ✓ biodiesel.

Semelhante ao funcionamento da ferramenta anterior, as áreas de resposta da forma de onda são calculadas e apresentadas como uma porcentagem de reflectância em relação a um

padrão de referência de emissão (*Reference emiter* – %RE). A **Figura 14.3-30** apresenta um exemplo de um perfil obtido em campo.

**Figura 14.3-30: Exemplo de um perfil obtido em campo**




Fonte: ITRC (2019) e Dakota Technologies (2021d).

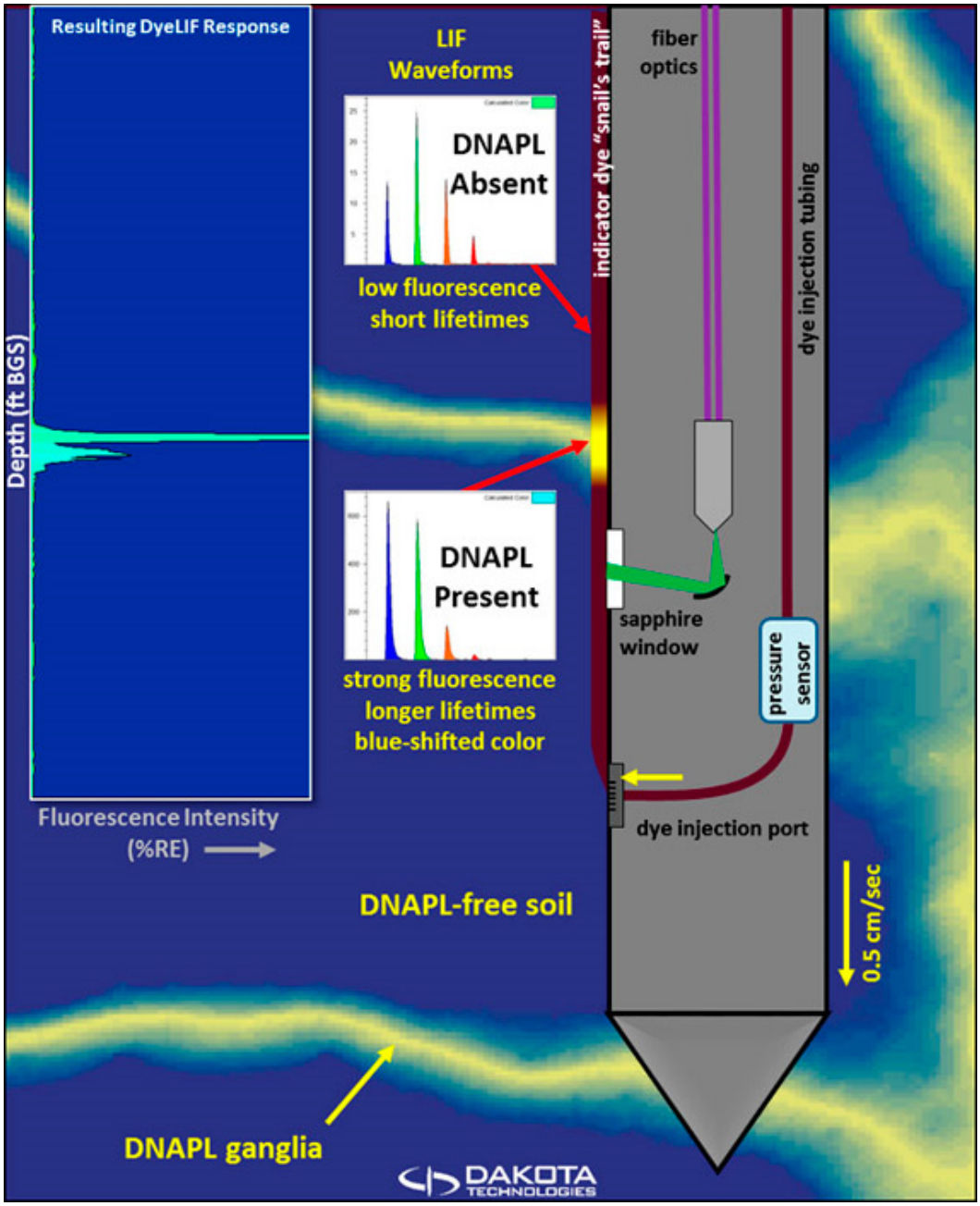
Conforme informações da fabricante, está disponível junto ao TarGOST® um sensor complementar (TarGOST® + HP) que realiza a perfilagem hidráulica da sondagem para caracterização em alta resolução da permeabilidade de solos e sedimentos não consolidados. As características de ferramentas de perfilagem hidráulica podem ser encontradas no **Capítulo 14.2**, item 1.

### 1.4.1.3. DyeLIF (*Dye-enhanced laser induced fluorescence system*)

O equipamento DyeLIF foi desenvolvido pela empresa Dakota Technologies e combina o método LIF com a injeção de um corante fluorescente (*Dye*) para tornar fluorescente os NAPL que não são fluorescentes sob fonte de luz UV, como, por exemplo, os *Dense non-aqueous phase liquid* (DNAPLs). As estruturas moleculares de DNAPLs clorados, como PCE e TCE, carecem de aromaticidade e, portanto, não apresentam fluorescência na luz UV (Dakota Technologies, 2021a).

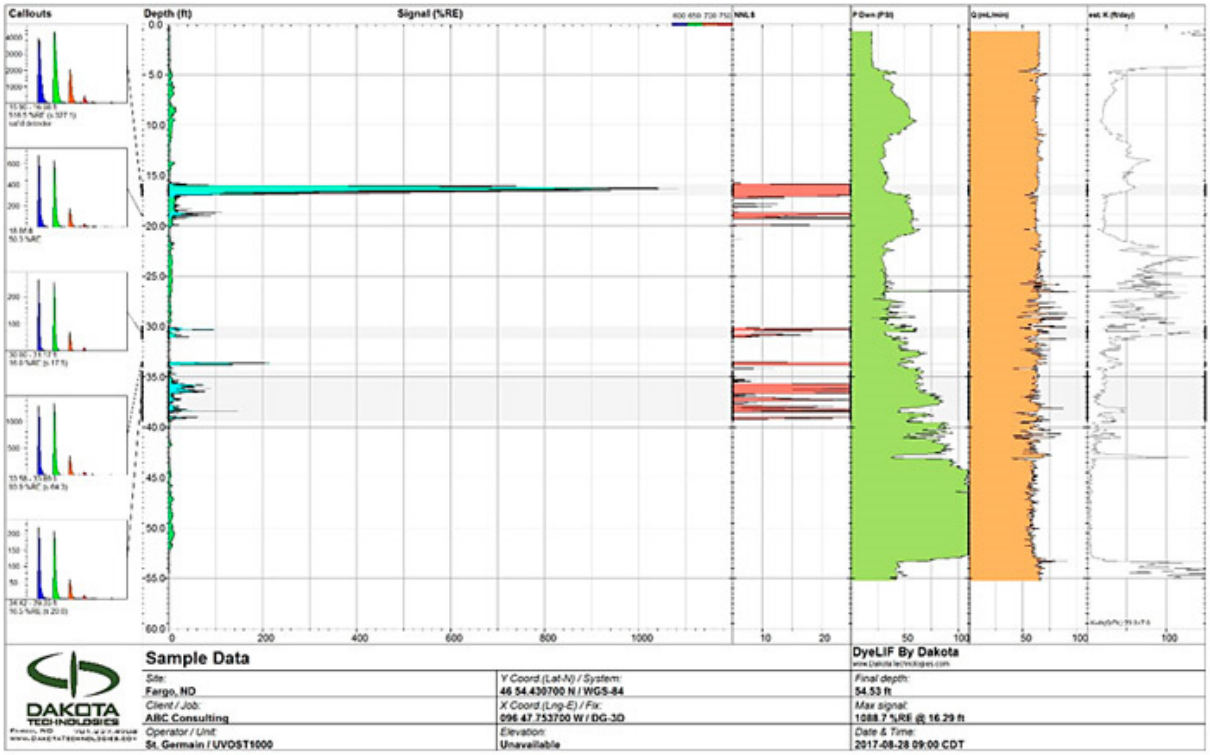
A técnica funciona basicamente por meio da injeção de uma pequena quantidade de fluido corante de propriedades hidrofóbicas através de uma pequena porta de injeção situada abaixo da janela de safira da ferramenta. À medida que a ponteira avança na formação, o corante injetado entra em contato com o solo e com o DNAPL presente no meio, permitindo sua detecção (Dakota Technologies, 2021a). Adicionalmente, a pressão e o fluxo de injeção do corante são monitorados para produzir valores estimados de condutividade hidráulica, semelhantes ao sensor *Hydraulic Profiling Tool* (HPT), descrito nos capítulos anteriores. Ainda que a ferramenta seja indicada para os solventes halogenados, recomenda-se a realização de testes de bancada com o NAPL de interesse para avaliar sua aplicabilidade no site em investigação (ITRC, 2019). A **Figura 14.3-31** apresenta um resumo do princípio de funcionamento da ferramenta, e a **Figura 14.3-32** apresenta um exemplo de um perfil obtido em campo.

**Figura 14.3-31 – Princípio de funcionamento da ferramenta DyeLIF**




Fonte: ITRC (2019) e Dakota Technologies (2021a).

**Figura 14.3-32 – Exemplo de um perfil obtido em campo**




Fonte: ITRC (2019) e Dakota Technologies (2021a).

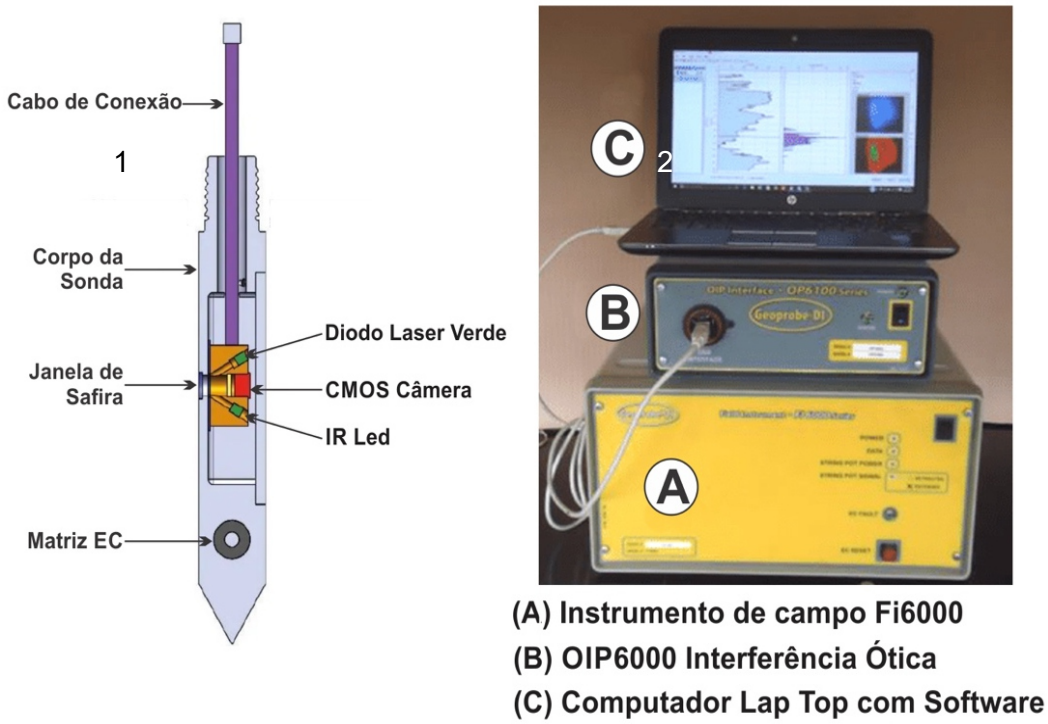
### 1.4.1.4. OIP® (*Optical Image Profiler*)

O OIP® foi desenvolvido pela empresa Geoprobe System e opera pelo método de cravação contínua (*direct-push*), realizando um mapeamento subsuperficial de NAPL que contenha PAH. Para isso, a ferramenta possui um emissor de luz UV de comprimento de onda de alcance igual a 275 nm. A estrutura do OIP® é composta por uma sonda equipada com uma janela de safira, uma fonte emissora de luz *light emitting diode* (LED) UV, uma microcâmera e uma luz LED branca visível. Ao longo do avanço da sonda, a microcâmera é capaz de capturar 30 imagens por segundo e armazenar uma imagem a cada 0,05 pés (aproximadamente 15 mm). O avanço da sonda pode ser interrompido na profundidade de interesse para capturar uma imagem de fluorescência ou uma imagem de luz visível da formação. A *trunk line* (ou linha principal), no interior das hastes, conecta a sonda com a interface eletrônica e com o instrumento de aquisição de dados, que fornecem energia e armazenam os resultados.

As imagens capturadas pela microcâmera a partir do uso da luz UV são analisadas por um software que processa a área de porcentagem de fluorescência pela área total da imagem capturada, utilizando a base matriz (tonalidade), saturação (pureza) e valor (brilho) da cor, conforme escala de HSV (*hue, saturation and value*). As imagens capturadas com o uso da luz visível são utilizadas para a determinação da cor do solo, da textura, do tamanho dos grãos e até mesmo auxiliar na avaliação da presença visível de NAPL.

A **Figura 14.3-33** apresenta os aspectos construtivos básicos da ferramenta OIP e a **Figura 14.3-34** apresenta um exemplo de um perfil obtido em campo. Nota-se que a imagem capturada representa a imagem não filtrada, detectada pela ferramenta. Já a imagem analisada é a imagem após a aplicação dos filtros digitais, os quais eliminam pixels que não representam a fluorescência do produto (ITRC, 2019).

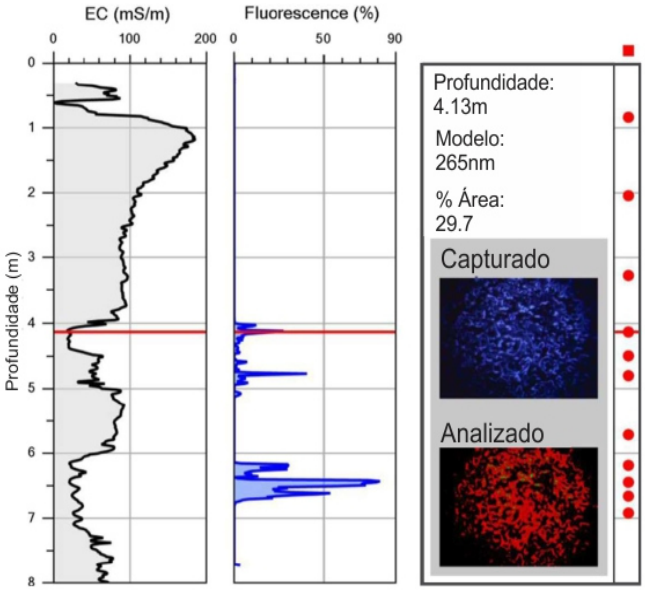
**Figura 14.3-33 – Ferramenta OIP**




**(A) Instrumento de campo Fi6000**
**(B) OIP6000 Interferência Ótica**
**(C) Computador Lap Top com Software**

Fonte: McCall *et al.* (2018).
Notas:
**1** – Aspectos construtivos básicos
**2** – Componentes eletrônicos da sonda

**Figura 14.3-34 - Exemplo de um perfil obtido em campo.**




Fonte: McCall *et al.* (2018).
Nota: No perfil da direita, é apresentado o log com o percentual de fluorescência do perfil de sondagem (*Fluorescence* %). O canto inferior direito apresenta a imagem capturada, a imagem analisada e o resultado igual a 29,7% de área de fluorescência na profundidade de 4,13 m.

Geralmente, na sonda OIP® estão disponíveis sensores complementares, como o sensor de Condutividade Elétrica (EC), que adquire registros da condutividade elétrica da formação. Outro sensor complementar disponível é o HPT, que fornece a perfilagem hidráulica capaz de caracterizar a permeabilidade de solos e sedimentos não consolidados em alta resolução. As

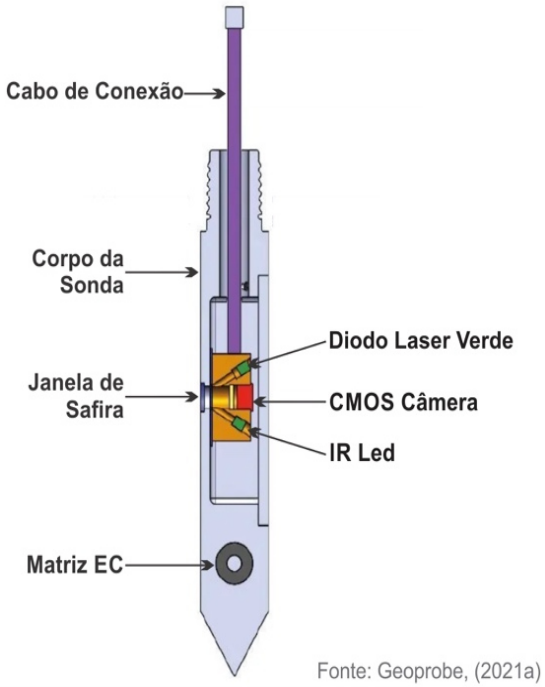
características de ferramentas de perfilagem hidráulica podem ser encontradas no **Capítulo 14.2**, item 1.

#### 1.4.1.5. OIP-Green®

O OIP-Green® possui o mesmo princípio de funcionamento do OIP-UV descrito anteriormente, porém é equipado com uma fonte de luz verde de intensidade aproximada de 520 nm e um LED infravermelho (ITRC, 2019). O processo operacional da sonda OIP-Green® é o mesmo descrito para o sistema OIP-UV. Esta ferramenta é utilizada para investigação de óleos mais pesados com cadeias de carbono maiores, como o creosoto e alcatrão, por exemplo. Esses compostos mais pesados apresentam baixa ou nenhuma fluorescência sob a luz ultravioleta, mas apresentam boa fluorescência sob uma fonte de luz verde.

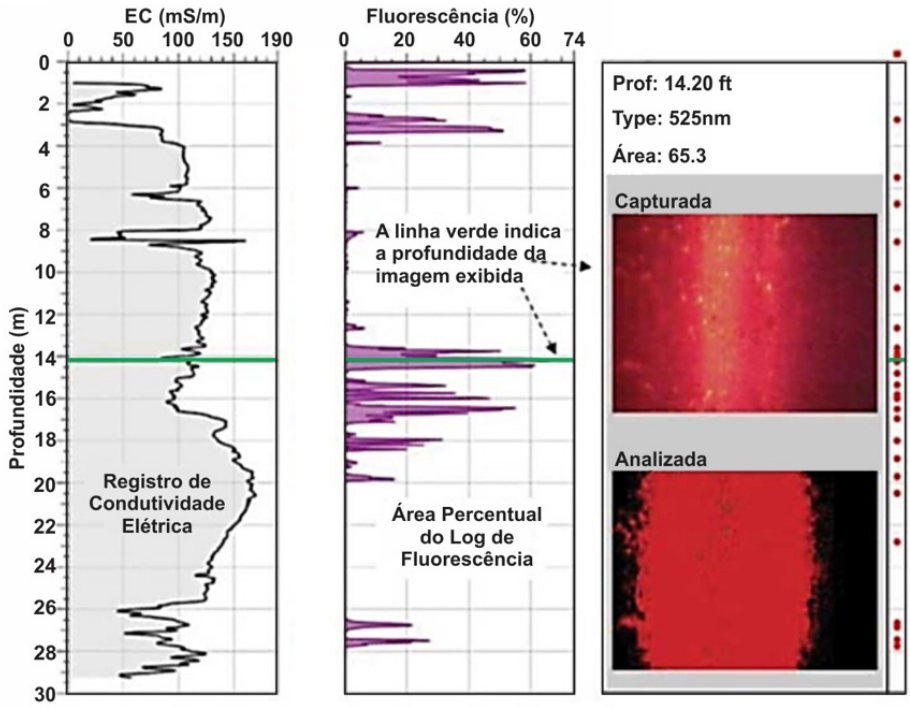
A **Figura 14.3-35** apresenta os aspectos construtivos básicos da ferramenta OIP-*Green*® e a **Figura 14.3-36** apresenta um exemplo de um perfil obtido em campo.

**Figura 14.3-35 – Aspectos construtivos básicos da ferramenta OIP-Green**




Fonte: Geoprobe Systems (2021b).

**Figura 14.3-36 – Exemplo de registros de campo**




Fonte: Geoprobe Systems (2021b).

Para esta sonda, também estão disponíveis sensores complementares, como o sensor de Condutividade Elétrica (EC), que adquire registros da condutividade elétrica da formação. Outro sensor complementar disponível é o HPT, que fornece a perfilagem hidráulica capaz de caracterizar a permeabilidade de solos e sedimentos não consolidados em alta resolução.

### 1.4.2. *Membrane Interface Probe* (MIP)

O *Membrane Interface Probe* (MIP), desenvolvido pela empresa Geoprobe Systems®, opera pelo método *direct push* para a detecção em tempo real, de forma semiquantitativa, de compostos orgânicos voláteis (VOC) e alguns semivoláteis (SVOC) presentes no solo e/ou água subterrânea, proporcionando uma varredura e mapeamento de compostos como os pertencentes ao grupo dos solventes halogenados, hidrocarbonetos de petróleo na faixa da gasolina, metano e outros (CLU-IN, 2023; Geoprobe Systems, 2021a).

Adicionalmente, quando associado ao HPT (*Hydraulic Profiling Tool*), auxilia no entendimento da geologia do local, na distribuição dos contaminantes voláteis *in situ*, considerando suas zonas de transporte, assim como zonas de armazenamento e "*back diffusion*", na localização das zonas alvo para amostragem, assim como zonas alvo de tratamento, e na locação correta de poços de monitoramento em tempo real (Geoprobe, 2021a).

O sistema de funcionamento do MIP consiste em uma sonda equipada com um bloco de aquecimento que contém uma membrana semipermeável. O bloco esquenta e aquece o solo ao seu redor (saturado ou insaturado) a aproximadamente 120 °C, o que permite com que os VOC presentes no solo e/ou na água sejam volatilizados e capturados pela membrana.

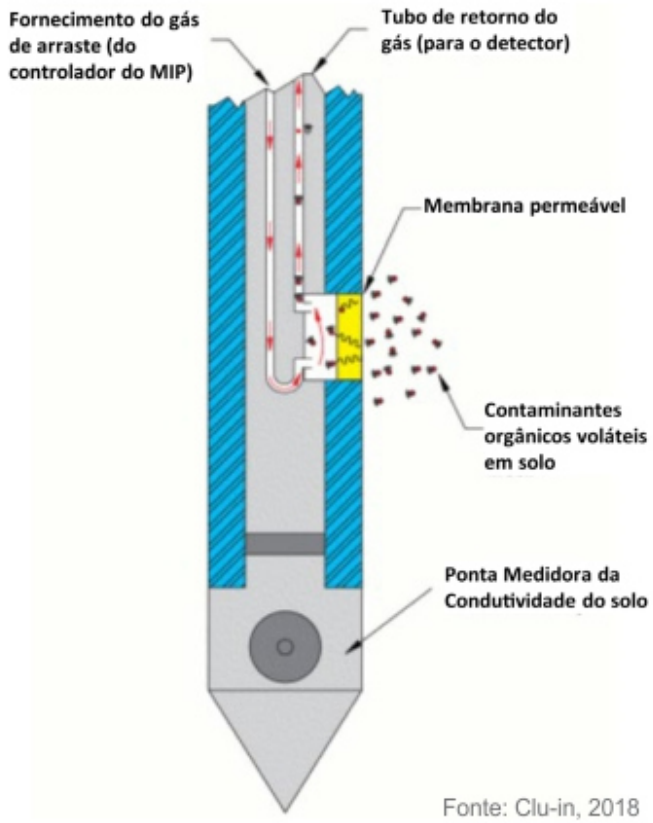
Os voláteis capturados chegam até os detectores contidos em um cromatógrafo gasoso a partir da *trunk line* que utiliza um fluxo de gás inerte (gás de arraste), para o transporte dos voláteis até os diferentes sensores do cromatógrafo. O gás mais comumente utilizado é o gás nitrogênio, podendo também ser utilizado o hélio (CLU-IN, 2023; ITRC, 2019).

Próximo à sua ponteira, a sonda possui ainda um sensor de Condutividade Elétrica (EC), que fornece dados da litologia a cada 15 mm, conforme seu avanço. A velocidade desse avanço normalmente ocorre considerando a dificuldade de penetração indicada pela litologia e pela indicação da taxa de penetração (*Rate of Penetration*), que é obtida ao longo de todo o perfil. A taxa de avanço padrão da sonda é 1 ft/min, ou 30 cm/min, sendo 15 segundos para avanço dos 30 cm e 45 segundos de espera. Este intervalo de tempo permite o aquecimento da sonda e da formação, para que os voláteis do meio volatilizem e atravessem a membrana chegando até o sistema de detecção dos sensores, além de proporcionar a dessorção dos contaminantes da membrana depois de passar por uma zona contaminada (Geoprobe System, 2020).

É importante ressaltar que vários fatores podem influenciar a movimentação dos compostos orgânicos voláteis da formação para a membrana, pelo gás de arraste e até os sensores, como: o tipo de solo, seu nível de saturação, a temperatura e a pressão na membrana, além das características físico-químicas dos próprios contaminantes (ITRC, 2019).

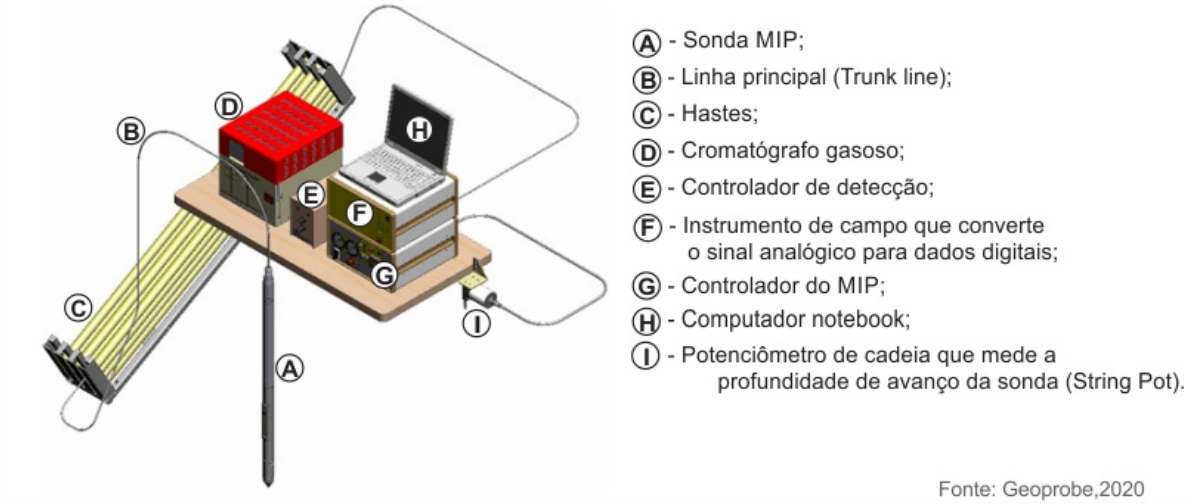
A **Figura 14.3-37** apresenta o princípio de operação do MIP e a **Figura 14.3-38** apresenta os componentes padrões do sistema MIP.

**Figura 14.3-37 – Princípio de operação do MIP**




Fonte: CLU-IN (2018).

**Figura 14.3-38 – Componentes padrão do sistema MIP**




Fonte: Geoprobe Systems (2020).

Os detectores disponíveis no cromatógrafo gasoso atrelado ao sistema para análise dos voláteis são: PID, FID, XSD e ECD. Cada um deles apresenta maior sensibilidade para a detecção de certos compostos, o que auxilia na determinação da classe de compostos presentes na área. A **Tabela 14.3-5** mostra um breve resumo dos grupos de compostos detectados por cada um dos sensores (ITRC, 2019).

**Tabela 14.3-5 – Grupo de compostos e resposta dos sensores do sistema MIP**

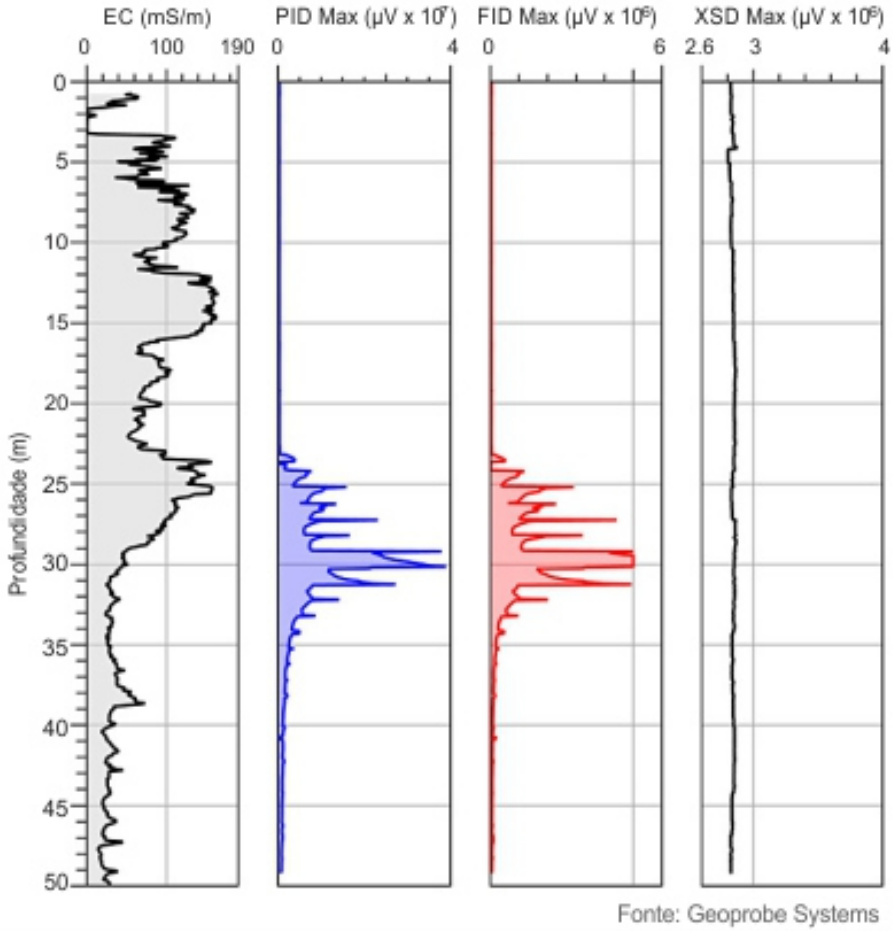
| Grupo de Compostos e Resposta dos Sensores do Sistema MIP | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Detector** | **Etenos Clorados ou fluorados** | **Alcanos clorados** | **Gasolina, diesel ou combustível de petróleo semelhante** | **BTEX, Naftaleno** | **Metano** | **Combustível de petróleo misto ou BTEX e VOCs halogenados** |
| **PID** (Photoionization detector) | Moderado a alto | Nenhum para baixo | Moderado a alto | Alto | N/D | Moderado a alto |
| **FID** (Flame ionization detector) | Baixo* | Baixo | Alto | Alto | Alto | Moderado a alto |
| **ECD** (Electron Capture Detector) | Baixo para alto | Alto | N/D | N/D | N/D | Baixo para alto |
| **XSD** (Halogen Specific detector) | Moderado a alto | Alto | N/D | N/D | N/D | Moderado a alto |
| * | O FID costuma responder em DNAPL clorado | A detecção de alcenos cloradosno PID pode diferenciar alcanos clorados que não respondem no PID | A resposta PID-FID relativa irá variar com o grau de intemperismo | Outros VOCs não clorados podem dar um padrão de resposta semelhante | Útil para rastrear plumas de gás de aterro sanitário, liberação de gás natural ou para monitorar metano produzido por processos anaeróbicos in situ | - |

Fonte: ITRC (2019).

Os resultados obtidos a partir da perfilagem com o MIP são apresentados em perfis contínuos (plotados em relação à profundidade), por meio da utilização do software *Direct Image Viewer*. Os logs relacionados aos detectores resultam do sinal elétrico, em uVolts, produzido por cada um dos sensores, indicando a distribuição relativa dos compostos orgânicos voláteis ao longo do perfil (ITRC, 2019; Cascade environmental, 2021), conforme apresentado na **Figura 14.3-39**.

Outro log também apresentado resulta dos valores de condutividade elétrica do solo em mS/m, obtidos a partir do sensor de Condutividade Elétrica, sendo valores até 2 mS/m indicativos de grãos maiores, como a areia; valores entre 2 e 10 mS/m, silte; e acima de 10 mS/m, grãos mais finos como a argila (Geoprobe System, 2020).

**Figura 14.3-39 – Registro de MIP com contaminação por gasolina em aquífero aluvial**

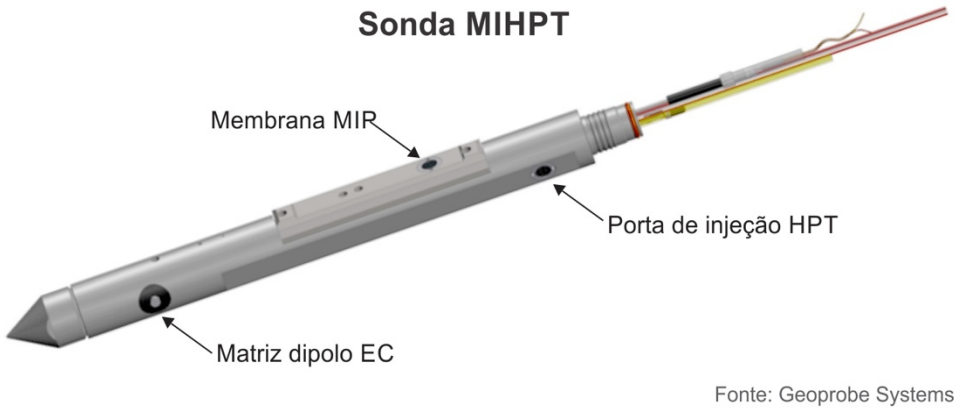



Fonte: Geoprobe Systems (2020).

É possível selecionar diferentes logs para visualização no software, como: temperatura da sonda, pressão na *trunk line*, fluxo do gás de arraste, razão de penetração, entre outros. A forma de apresentação dos perfis de logs obtidos pode-se dar por meio de seção, sendo também possível exportar os dados para programas de modelagem 3D.

O MIP pode, ainda, ser combinado com outras ferramentas, como o *Cone Penetration Test* (CPT), para obter informações sobre o tipo de solo e resistência dos materiais em subsuperfície, e com o *Hydraulic Profiling Tool* (HPT), que opera injetando água em subsuperfície a uma taxa de fluxo específica (geralmente menos de 300 mL / min), e apresenta uma pressão de injeção que fornece um indicativo das propriedades hidráulicas do solo e possibilita o entendimento da permeabilidade da formação. No processamento dos dados obtidos pelo MIHPT, pode-se também estimar a condutividade hidráulica (K) e a elevação do lençol freático (CLU-IN, 2018; Cascade Environmental, 2021).

**Figura 14.3-40 – Sonda MIHPT**




Fonte: Geoprobe Systems (2020).

Para validação dos dados obtidos pela sonda, ilustrada na **Figura 14.3-40**, são necessários alguns testes de qualidade e controle, que devem ser realizados antes e depois de cada log. Os testes de qualidade do MIHPT incluem testes de resposta química, assegurando que a membrana, a *trunk line* e os detectores são capazes de proporcionar sinais além da linha de base e de possíveis ruídos, a partir da utilização de soluções padrões. O sensor de Condutividade Elétrica é verificado a partir de um teste de dipolo com valores altos e baixos, relacionados a valores de ocorrência no solo. Já o sensor do HPT e sua membrana são testados a partir do "teste de referência do HPT", baseado na medição da coluna d'água já estabelecida, proporcionando uma medição certeira da pressão atmosférica (Geoprobe Systems, 2020; Dakota Technologies, 2021c).

Existe ainda uma tecnologia conhecida como *Low Level* MIP (LL MIP), desenvolvida pela Geoprobe Systems®, que aumenta a sensibilidade dos sensores e, portanto, a utilidade da ferramenta de perfilagem MIP. A principal característica da tecnologia LL MIP é que o fluxo de gás de arraste interno da membrana MIP é pulsado, e não contínuo. O gerenciamento da pulsação do fluxo de gás é feito pelo controlador de fluxo de pulso e pelo software. Isso resulta em uma quantidade mais concentrada dos contaminantes de VOC entregue aos detectores do cromatógrafo, o que aprimora a acuracidade quando se espera ter, ou se tem baixas concentrações de contaminante, devido a um menor "limite de quantificação" alcançado por meio dessa dinâmica. Essa tecnologia fornece a capacidade de rastrear e mapear os contaminantes, atingindo limites de detecção bem abaixo de 100 ppb para os compostos orgânicos voláteis totais (Geoprobe, 2021a; Dakota Technologies, 2021c).

### 1.4.3. Comparação entre as técnicas e detectores citados

A **Tabela 14.3-6** sumariza os métodos de alta resolução por cravação contínua mencionados.

**Tabela 14.3-6: Vantagens e limitações dos métodos de alta resolução por cravação contínua.**

| Técnica | Contaminantes | Vantagens | Limitações |
|---|---|---|---|
| UVOST® | Hidrocarbonetos aromáticos | Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais | Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i. e concentrações), a performance irá depender da geologia local, geralmente não detecta contaminação em fase dissolvida |
| TarGOST® | Hidrocarbonetos aromáticos com cadeias de carbonos maiores e mais complexas, tais como: alcatrão, creosoto, óleo bruto, e outros | Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais | Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i.e concentrações), a performance irá depender da geologia local, geralmente não detecta contaminação em fase dissolvida |
| DyeLIF® | Hidrocarbonetos alifáticos clorados | Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais | Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i.e concentrações), a performance irá depender da geologia local, geralmente não detecta contaminação em fase dissolvida, necessário injetar corante no meio físico para reagir com o contaminante, é sensível a interferências na matriz do solo (conchas, papel, turfa, raízes, cal, entre outros) |
| OIP® | Hidrocarbonetos aromáticos | Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais | Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i.e concentrações), a performance irá depender da geologia local, geralmente não detecta contaminação em fase dissolvida, é sensível a interferências na matriz do solo (conchas, papel, turfa, raízes, cal, entre outros) |
| OIP Green® | Hidrocarbonetos aromáticos | Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais | Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i.e concentrações), a performance irá depender da geologia local, geralmente não detecta contaminação em fase dissolvida |
| MIP | Hidrocarbonetos aromáticos e alifáticos | Respostas em tempo real, possibilita detecção de fase residual no solo, grande quantidade de dados em escala vertical e horizontal, a depender da malha de investigação, diminuição na geração de resíduos comparado a sondagens convencionais, as moléculas de VOC em fase gasosa, dissolvida, sólida ou livre podem particionar e ser detectada pela membrana | Não caracterizam qual tipo de contaminante, não fornecem dados quantitativos (i.e concentrações), a performance irá depender da geologia local |

Fonte: ITRC (2019).

## 2. Métodos quantitativos de investigação

Os métodos quantitativos de investigação são técnicas que permitem a obtenção de dados quantitativos a respeito da qualidade do meio. Essas técnicas fazem uso da coleta de dados por meio de amostragem ativa dos compartimentos do meio, as quais serão submetidas aos procedimentos analíticos em laboratório, que, por sua vez, reportam concentrações do contaminante no meio amostrado.

É importante mencionar que, dentro do contexto dos processos de GAC, foram introduzidas diversas técnicas qualitativas de investigação que contribuem para o processo de tomada de decisão relacionado à amostragem quantitativa. Em outras palavras, as técnicas de *screening* mostraram-se úteis e auxiliaram na decisão de onde alocar os pontos para a amostragem ativa dos compartimentos do meio. Essa combinação de técnicas potencializa a assertividade das investigações ambientais. As técnicas de investigação qualitativa foram abordadas no item 14.3.1.

Os próximos itens deste capítulo apresentarão as principais técnicas de investigação quantitativas empregadas na caracterização de contaminantes em:

- ✓ fase livre;
- ✓ fase retida;
- ✓ fase dissolvida.

### 2.1. Fase livre

#### 2.1.1. Visão geral do problema e definição de fase livre (NAPL)

*Non-Aqueous Phase Liquid* (NAPL) significa fase líquida imiscível. Essa fase pode possuir características de menor ou maior densidade do que a água, recebendo a denominação de *Light Non-Aqueous Phase Liquid* (LNAPL) e *Dense Non-Aqueous Phase Liquid* (DNAPL), respectivamente. No GAC do Brasil, a ocorrência de produto puro e imiscível em água passou a ser definida como “fase livre”. Diversos outros atributos e forças de interação em microescala acabam definindo a real mobilidade do produto em fase livre e, portanto, os referidos termos não devem ser entendidos como uma descrição literal do seu comportamento em subsuperfície (PEDE, 2009; Suthersan et al., 2015; ITRC, 2018a; Sale et al., 2018; Teramoto et al., 2019; McCall et al., 2018).

Ao longo das últimas décadas, pesquisas científicas e a experiência prática em projetos de GAC, assim como da indústria de óleo e gás, contribuíram muito para o entendimento mais detalhado sobre o comportamento de compostos em fase livre (NAPL) no ambiente subsuperficial. Contudo, embora tenha evoluído no entendimento técnico do problema, uma vez lançado o NAPL no ambiente, mesmo em condições ideais, é provável que uma parte dele permaneça trapeada nos poros do solo como uma fase imóvel, ou retida.

As dificuldades associadas à presença de NAPL em subsuperfície também levaram ao estabelecimento de novos conceitos no âmbito das estratégias de remediação passíveis de serem aplicadas, tais como o estabelecimento de medidas de intervenção para remediação até o limite praticável, reconhecendo-se a impossibilidade de remoção total do produto em fase livre.

Em paralelo, medidas de remediação também têm evoluído, desde técnicas convencionais de recuperação hidráulica de produto, sistemas de extração a vácuo até processos mais inovadores que visam o ataque às frações mais móveis do NAPL, processos térmicos e/ou processos que visam a transformação da composição química do NAPL. Não menos importante, o amadurecimento do entendimento técnico quanto aos riscos envolvidos no processo de GAC que envolvem plumas de fase livre.

Diante dessas considerações, a condução adequada de cada etapa de caracterização de áreas impactadas é de suma importância para o devido gerenciamento do processo e controle de eventuais cenários de risco de exposição.

### 2.1.2. Técnicas quantitativas de caracterização de contaminantes em fase livre

O presente capítulo tem por objetivo apresentar as principais técnicas utilizadas na etapa de caracterização de áreas impactas por fase livre. É importante ressaltar que a aplicação de técnicas quantitativas de investigação como uma etapa complementar às técnicas qualitativas descritas no **Capítulo 14.3.1**, contribui muito com um processo de tomada de decisão mais assertiva e menos enviesada.

As propostas consagradas de coleta de dados para investigação direta, com a finalidade de elaborar um modelo conceitual de uma área contaminada por NAPL (ITRC (2018b), Suthersan et al. (2015), McCall et al. (2018), Teramoto et al. (2019)), envolvem técnicas que relacionam a presença de NAPL com o meio físico por meio de análises quantitativas. Esses métodos consistem em intervenções para observação e análise das condições encontradas em subsuperfície, por meio de coletas de testemunhos de solo e/ou do próprio NAPL.

Os métodos diretos de investigação de NAPL mais utilizados para a construção de modelos conceituais robustos são:

- ✓ inspeção visual;
- ✓ caracterização físico-química do produto em fase livre;
- ✓ análises de saturação da NAPL em laboratório;
- ✓ ***Paint filter liquids test*:** metodologia normatizada pela USEPA, originalmente utilizada para determinar a presença de líquidos imiscíveis em uma amostra representativa de resíduo, sendo assim, aplicável como método direto para a determinação da presença de NAPL em uma determinada amostra. O ensaio consiste na inserção de 100 gramas de amostra em um filtro de pintura cônico com abertura inferior de 60 *mesh* (+/- 5%), posicionado acima de uma proveta graduada ou de um béquer. Após cinco minutos, é verificado se alguma fração líquida do material passou pelo filtro e ficou retida no recipiente logo abaixo. Caso a resposta do teste seja positiva, o material é classificado como ‘‘contém líquidos livres’’. Para a investigação de NAPL, além de atestar a presença, o resultado positivo desse teste é um indicativo de que há um volume recuperável na camada na qual a amostra foi coletada, porém, a obtenção de uma estimativa mais precisa desse volume, bem como da massa total do produto requer aplicação de outras ferramentas.
- ✓ **Poços de monitoramento para investigação de NAPL:** a instalação de poços de monitoramento para a investigação da ocorrência de fase livre configura-se como uma das técnicas historicamente mais difundidas no mercado. Contudo, apresenta algumas limitações e incertezas, principalmente nas etapas iniciais do processo de GAC, quando ainda não se tem uma caracterização mais detalhada do meio físico nem das unidades hidroestratigráficas que o compõem. Tais incertezas devem ser consideradas no contexto do modelo conceitual da área. No entanto, a aplicação dessa técnica pode ser usada no mapeamento da ocorrência de fase livre, para acessar a zona saturada do aquífero, ou se eventualmente atingiu zonas mais profundas do aquífero (por exemplo, compostos do tipo DNAPL). A fase livre de LNAPL, ao ser interceptada pelo poço de monitoramento, migra pela seção filtrante, permitindo, com isso, sua inspeção visual, medição de espessura e coleta de amostra para caracterização. Ressalta-se que a detecção mais acurada do produto em fase livre dentro do poço depende diretamente da alocação mais assertiva da seção filtrante, que deverá

levar em conta quais são as unidades hidroestratigráficas de interesse, além das variações sazonais do nível de água e das características do produto em fase livre. O julgamento falho quanto à correta caracterização desses aspectos pode levar a uma resposta não fidedigna das condições de impacto. Um exemplo clássico é a instalação de poços com seção filtrante afogada, que não permite a real medição da espessura de fase livre nos poços, mascarando o real cenário de impacto.

### 2.1.3. Comparação entre os métodos quantitativos de caracterização de fase livre

A **Tabela 14.3-7** sumariza as vantagens e limitações das técnicas quantitativas de caracterização de fase livre.

**Tabela 14.3-7: Vantagens e limitações dos métodos quantitativos de investigação de fase livre**

| Tecnicas | Vantagens | Limitações |
|---|---|---|
| **Inspeção Visual** | Rápida execução em campo.<br>Sem custos quantitativos envolvidos.<br>Fornece subsídios para a tomada de decisão quanto aos horizontes alvos para amostragem. | Susceptível às interpretaçoes e percepçoes pessoais.<br>Método apenas qualitativas.<br>Altamente dependente do grau de impacto do meio.<br>Impactos podem ser imperceptíveis ao olho nú.<br>Avaliação dependente da alocação assertiva do ponto de investigação. |
| **Caracterização Físico quimica** | Fornece dados de composição fisico-química dos impactos.<br>Podem fornecer subsídios quanto ao estágio de degradação dos impactos.<br>Podem fornecer subsídios quanto a origem/fonte dos impactos. | Envolve custos analíticos e de perfuração.<br>Podemos requerer a coleta de várias amostras por ponto de investigação.<br>Avaliação dependente da alocação assertiva do ponto de investigação. |
| **Paint filter liquids test** | Determinação direta sobre a ocorrência de NAPL<br>Permite uma verificação laboratorial sobre a presença de NAPL recuperável/móvel na amostra | Não fornece dados de concentração das SQI.<br>Não fornece dados composicionais da amostra.<br>Envolve custos analíticos e de perfuração.<br>Podemos requerer a coleta de várias amostras por ponto de investigação.<br>Avaliação dependente da alocação assertiva do ponto de investigação. |
| **Poços de monitoramento** | Execução relativamente simples em campo<br>Técnica bem difundida no mercado<br>Custos relativamente acessíveis e mais baratos do que outras técnicas<br>Permite, quando adequadamente instalado, a identificação visual da presença de fase livre móvel | Avaliação dependente da alocação assertiva do ponto de investigação.<br>Medições de espessura da NAPL podem não representar situação de distribuição do NAPL no meio.<br>Se não estiverem bem instados, podem atuar com uma via de fácil acesso para a contaminação ingressar ou atingir zonas mais profundas do meio. |

Fonte: Elaboração propria (AESAS, 2021).

.

## 2.2. Fase retida

### 2.2.1. Visão geral do problema e definição de fase retida

Os contaminantes orgânicos presentes no solo como “glóbulos” isolados no meio poroso, retidos por forças capilares, recebem a denominação de “saturação residual” (USEPA, 1991) e, junto aos contaminantes adsorvidos a grãos de solo, constituem o conjunto de contaminantes imóveis no meio, referido, neste capítulo, como “fase retida”. Complementarmente, a fase retida pode atuar como fonte secundária de contaminantes para a fase dissolvida quando presente: (i) na zona não saturada, em que a água das chuvas pode lixiviar contaminantes da zona vadosa para a não saturada; e (ii) na zona saturada, em horizontes de ocorrência pretérita de fase livre.

Dentro dos processos de GAC, a coleta de amostras de solo representativas é crucial para a caracterização fase retida. A avaliação dos impactos no solo é usualmente baseada na concentração dos compostos químicos de interesse. Para essa avaliação, as amostras de solo não devem ser realizadas apenas na zona vadosa, mas também na zona saturada. Adicionalmente, as heterogeneidades multiescala presentes no meio dificultam ainda mais a execução de uma amostragem representativa.

A utilização de métodos qualitativos de investigação em fases preliminares auxilia e é muito útil para a definição dos designs amostrais da investigação quantitativa. Esse *screening* otimiza os custos das etapas de investigação quantitativa, pois a amostragem dos compartimentos do meio pode ser realizada em menor densidade, apenas nos pontos onde foram indicadas anomalias qualitativas positivas. Contudo, deve-se atentar para a resolução das ferramentas qualitativas, evitando os “falsos negativos”.

Frente a esses desafios, o tipo de amostra e o design amostral devem ser determinados de acordo com a área de amostragem e volume a ser caracterizado (USEPA, 2002). Este capítulo apresenta algumas metodologias de amostragem de solo, tanto na zona vadosa como na zona saturada. Essas metodologias contemplam amostragens simples e compostas, padrões de distribuição das amostras horizontal e verticalmente (designs amostrais) e a metodologia multi-incremento.

### 2.2.2. Metodologias de amostragem de solo

#### 2.2.2.1. Amostragem simples vs. composta

Amostras simples são constituídas por alíquotas discretas de solo subamostradas a partir de *liners*, utilizando-se uma colher, espátula ou outro instrumento recomendado para maior representatividade da distribuição da SQI no meio. No caso de alíquotas subamostradas a partir de *liners*, as sondagens devem ser realizadas conforme procedimento apresentado na norma NBR 15.492 (ABNT, 2007).

Amostras compostas são coletadas para caracterizar grandes áreas com características razoavelmente homogêneas. Diversas alíquotas são coletadas de locais, profundidades e/ou em momentos diferentes e homogeneizadas anteriormente ao envio para análise. Segundo a norma NBR 10.007:2004 (ABNT, 2004), a homogeneização de resíduos sólidos é obtida por quarteamento, processo este que divide uma amostra pré-homogeneizada em quatro partes, sendo tomadas duas partes opostas entre si para constituir uma nova amostra e descartadas as partes restantes. As partes amostradas são misturadas completamente e o processo de quarteamento é repetido até que se obtenha o volume desejado. Esse processo é realizado de forma que a alíquota coletada apresente características semelhantes em todos os seus pontos. É um método de caracterização de simples execução para áreas amplas, mas amostras são menos representativas da distribuição de SQIs em porções específicas do meio.

- **Equipamentos de amostragem e envase:** podem ser coletadas com colher ou espátula, a partir de *liners*, cavadeiras, trado manual ou instrumento indicado para a matriz e SQI alvo. Especificidades quanto ao volume de amostra necessário para a análise das SQIs do estudo, tipo de frascaria, condições de armazenamento e prazo para análise (*holding time*) das SQIs devem ser fornecidos pelo laboratório contratado durante a elaboração do Plano de Amostragem. Para a análise de VOC em solo, por exemplo, deve-se utilizar o amostrador hermético (ABNT, 2015a) ou a análise deve ser preservada em metanol. A alíquota a ser amostrada é definida com base em leituras de VOC em campo. O laboratório deve ser acreditado no INMETRO segundo a norma ISO/IEC 17.025 (ABNT; ISO/IEC, 2017) e apresentar acreditação para as SQIs analisadas.

É importante ressaltar que as amostras coletadas devem seguir os padrões de controle de qualidade estabelecidos na NBR 16.435 (ABNT, 2015b), devendo-se realizar a descontaminação ou o descarte de instrumentos e ferramentas utilizados para cada sondagem e coleta de cada amostra.

#### 2.2.2.2. Designs amostrais para caracterização da fase retida em áreas contaminadas

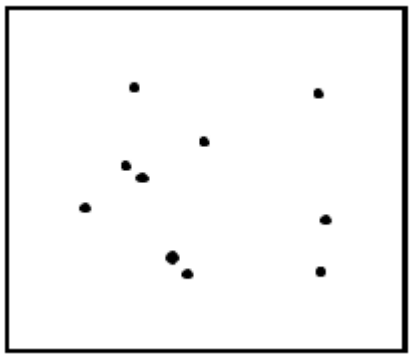
A seguir, são apresentados alguns dos possíveis designs amostrais aplicáveis à caracterização de fase retida em áreas contaminadas (USEPA, 2002):

- **Direcionado ou Julgamento:** no padrão de amostragem "direcionado", a definição das unidades de amostragem é realizada com base no conhecimento da área de estudo obtido na Avaliação Preliminar ou nas etapas de investigação anteriores à presente. Esse design é comumente adotado nas etapas de Investigação Confirmatória, Investigação Detalhada ou Pré-remediação. Nesse caso, locações de sondagem e alíquotas a serem amostradas são definidas ao redor de áreas fonte já mapeadas ou áreas não investigadas, adjacentes a uma ocorrência confirmada por análises laboratoriais em etapas pretéritas. Alíquotas e localizações de amostragem direcionada (ou por julgamento) podem também ser definidas em campo, à medida que informações são obtidas por métodos qualitativos, de validação ou conforme resultados laboratoriais forem obtidos. Segundo a USEPA (2002), a amostragem por julgamento profissional deve ser aplicada em conjunto com outros designs amostrais, para que o padrão de amostragem seja considerado suficiente para tomadas de decisão defensíveis.
- **Aleatório Simples:** no design amostral aleatório simples, as unidades de amostragem são selecionadas por meio de números aleatórios, que têm a mesma chance de serem escolhidos. Ou seja, localizações de sondagem e coleta de amostras são distribuídas de forma aleatória na área de estudo. Esse design amostral se faz útil quando a população é relativamente homogênea, ou seja, quando o modelo conceitual preliminar admite que não há caminhos preferenciais de transporte de contaminantes nem *hot spots* na área de estudo. Entre as vantagens desse design, podem-se citar:
    - fornece uma estimativa de média, proporções e variabilidade estatisticamente não tendenciosa;
    - é simples de compreender e de implementar;
    - simples cálculos de tamanho amostral e análise de dados.

Entretanto, a implementação de amostragem aleatória simples pode ser mais custosa ou trabalhosa do que outros tipos de design. Essa amostragem não é comumente utilizada na investigação de áreas contaminadas, pois a amostragem, na maioria das vezes, é focada em torno de uma área fonte. Além disso, a possibilidade de existência

de interferências que dificultem o acesso ao local de amostragem e demandem mais custos para a aplicação em campo também dificultam a utilização desse design amostral. A **Figura 14.3-41** apresenta um exemplo de amostragem aleatória simples.

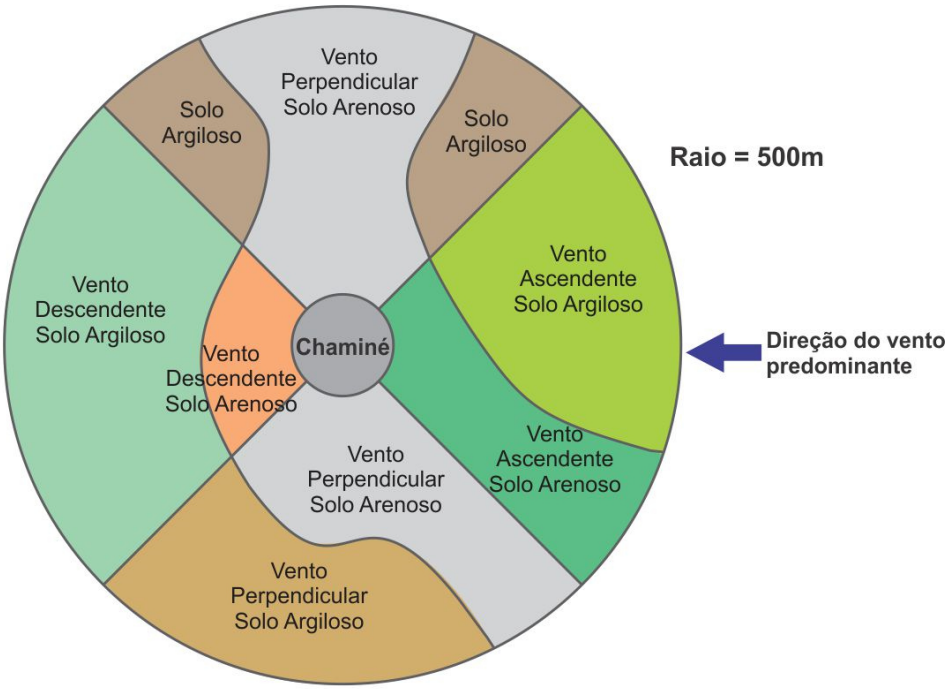
**Figura 14.3-41 – Amostragem simples aleatória**



Fonte: USEPA (2002).

- **Aleatório Estratificado:** a amostragem estratificada se baseia na subdivisão do meio em estratos não sobrejacentes ou subpopulações com características aproximadamente homogêneas entre si, controladas pelo ambiente deposicional, por distribuição esperada de contaminante semelhante, controle de dispersão baseado na direção do vento ou tipo de solo. Dentre as vantagens desse design amostral, pode-se citar que, estatisticamente, o potencial para estimativas de maior precisão nos valores de média e variância obtidos permitem estimativas confiáveis em modelos computacionais elaborados para populações em subgrupos de interesse. Uma maior precisão pode ser obtida se a medida de interesse for fortemente correlacionada com a variável utilizada para configurar os estratos. Esse design amostral será mais bem aproveitado em Investigações Detalhadas e Pré-remediação, especialmente se os compartimentos do meio já tiverem sido substancialmente interpretados e validados com métodos quantitativos de uma Investigação Confirmatória. A **Figura 14.3-42** apresenta um exemplo de amostragem aleatória estratificada.

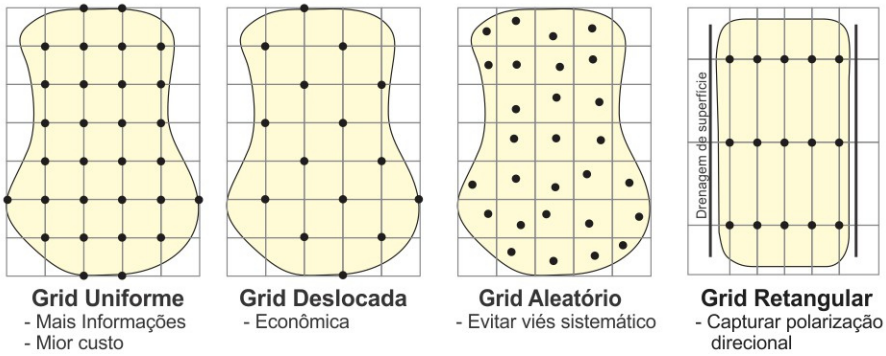
**Figura 14.3-42 – Amostragem estratificada**




Fonte: USEPA (2002)

- **Sistemático e em grid:** a amostragem sistemática ou em grid consiste na coleta de amostras em intervalos regulares e podem ser utilizadas para o design amostral horizontal ou vertical. A amostragem sistemática define grids de amostragem e, dentro de cada subárea ou em cada intersecção das linhas, coleta-se uma amostra. Horizontalmente, os grids para a definição do design amostral podem ser grids quadrados, retangulares, triangulares, radiais etc. (**Figura 14.3-43**).

**Figura 14.3-43 – Padrões de Amostragem em grid**



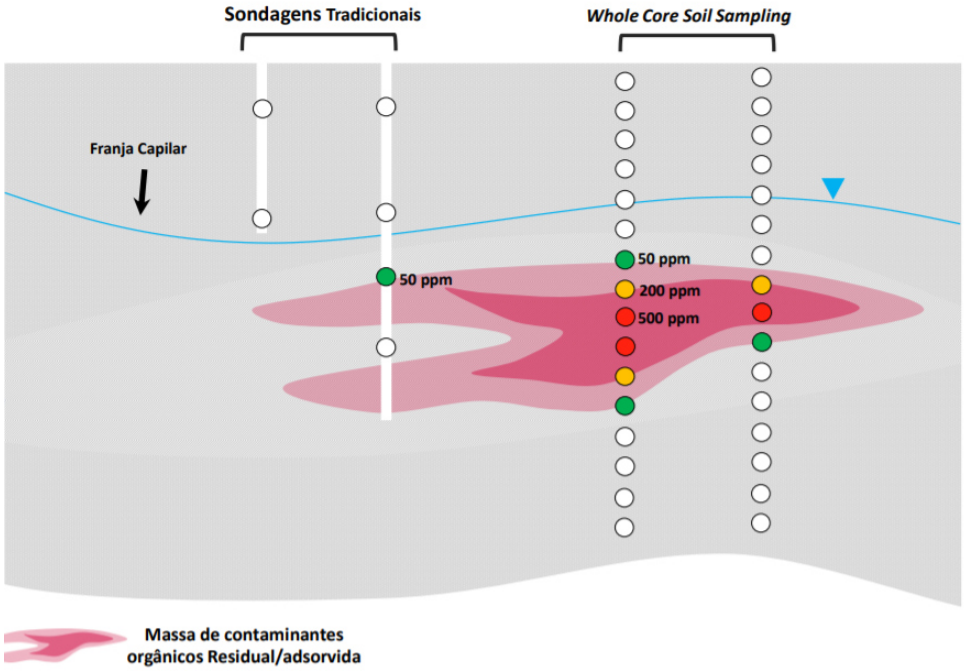

Fonte: Austin, Gatiboni e Havlin (2020).

Verticalmente, a amostragem sistemática de solo leva em conta apenas o espaçamento regular entre as coletas de solo, uma vez que a amostragem é realizada por meio de sondagens.

As heterogeneidades dos compartimentos do meio e da contaminação variam em magnitude maior no eixo vertical do que no eixo horizontal. Baseado nesse princípio, foi

definido, segundo Suthersan (2015), a metodologia de amostragem de solo *Whole Core Soil Sampling* (WCSS). Esse conceito leva em conta a coleta de amostras de solo em alta densidade durante as sondagens, considerando um intervalo contínuo. O método mostra-se eficiente, permite o mapeamento da contaminação em alta resolução e melhor refinamento do modelo conceitual. A **Figura 14.3-44** apresenta a diferença entre as sondagens e coletas de solo tradicionais e a metodologia WCSS.

**Figura 14.3-44 – Sondagens e coletas de solo tradicionais e a metodologia WCSS**




Fonte: Vilar *et al*., 2018.

A amostragem sistemática ou em grid permite a cobertura uniforme de áreas de estudo de escalas variadas (planta, unidade industrial ou subárea de processo específico) e em alta resolução. Com elas, tem-se uma melhor quantificação dos centros de massa e é possível obter um modelo conceitual mais detalhado, focando as ações de remediação – etapa mais custosa do GAC – nos centros de massa, otimizando recursos. Por fim, quando esse design amostral é realizado, também é possível inferir médias, percentis ou outros parâmetros estatísticos. Esse tipo de amostragem é geralmente realizado em estudos de Investigação Detalhada ou Investigação para Remediação, etapas em que é necessário um refinamento do modelo conceitual antes da conceptualização dos sistemas de remediação.

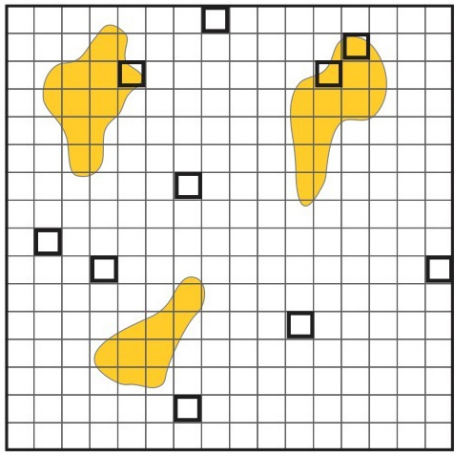
- **Ranqueado:** design econômico para a obtenção de melhores estimativas de concentrações médias em solo e outros meios. Incorpora julgamento profissional ou um método de *screening* para selecionar localizações de amostragem no campo. Utiliza duas fases de design amostral, que identifica *sets* de localizações de campo, usa médias para ranquear localização dentro de cada *set* e depois seleciona uma localização para cada *set* de amostragem. Na amostragem ranqueada, “m” *sets* de tamanho “r” de localizações de campo são identificados utilizando a amostragem simples aleatória, julgamento profissional, medidas econômicas, rápidas ou métodos *surrogate* (USEPA, 2002). Uma unidade de amostragem de cada *set* é posteriormente selecionada utilizando um método mais acurado e confiável para o contaminante de interesse. Em comparação à

amostragem simples aleatória, este design resulta em amostras mais representativas que resultam em estimativas mais precisas dos parâmetros/população no meio. A amostragem ranqueada é útil quando o custo de localizar e ranquear localizações no campo é baixo comparado com análises laboratoriais. É também apropriada quando uma variável auxiliar de baixo custo (como conhecimento profissional ou medida de campo) está disponível para ranquear as unidades de população com relação à variável de interesse. Para aplicar esse design efetivamente, é importante que o método de ranqueamento e o método analítico sejam fortemente correlacionados.

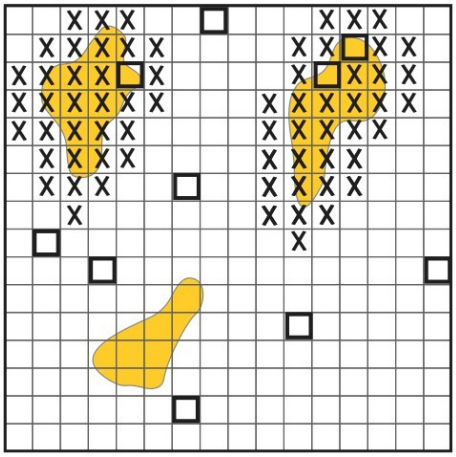
Um exemplo de utilização dessa metodologia no âmbito de áreas contaminadas é a investigação ideal de modelos conceituais 1B em etapas de investigação confirmatória: combinação de vapores passivos do solo como *screening* e sondagens com coletas e análises de solo e de água subterrânea nos pontos de maiores anomalias dos amostradores passivos do solo. Os estudos de vapores passivos do solo, nesse exemplo, representariam a ferramenta menos custosa e, com base nos resultados, que não possuem valores orientadores, os pontos de investigação de solo e água subterrânea seriam locados. Essa combinação de técnicas é justificada devido à falta de informação de onde estariam as fontes primárias e à inviabilidade econômica da realização de sondagens com amostragens de solo e água subterrânea em toda a área fonte considerando um grid regular.

- **Agrupado:** “n” amostras são coletadas utilizando o design aleatório simples e amostras adicionais são coletadas ao redor de localizações onde as medidas excedem algum valor de referência (amostragem direcionada ou por julgamento). Após uma mobilização de campo para uma etapa de amostragem, outras mobilizações ou etapas de amostragem e análise laboratoriais devem ser necessárias (**Figura 14.3-45**). Este design amostral é muito utilizado nos estudos de áreas contaminadas e definido no meio pelo termo “delimitação” da ocorrência de determinada SQI. Além disso, também pode ser utilizado em áreas com fontes de contaminação difusas.

**Figura 14.3-45 – *Design* amostral agrupado**



Grid de população com áreas de sombreamento de interesse e amostra aleatória simples inicial.



Resultados finais de amostragem de conglomerados adaptativos.
X = Unidade de amostragem.

Fonte: USEPA (2002).

### 2.2.2.3. Metodologia multi-incremento

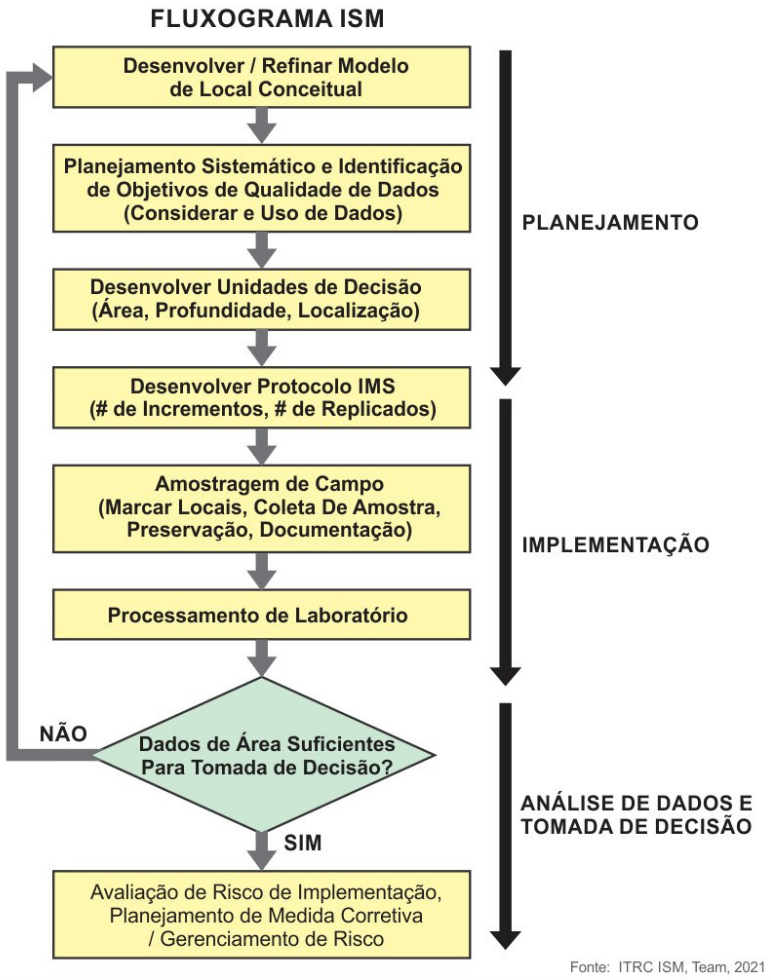
A metodologia multi-incremento (*Incremental Sampling Methodology* – ISM) consiste em um protocolo estruturado de coleta e preparo de uma amostra composta, que visa reduzir a variabilidade dos resultados e fornece uma estimativa razoavelmente não enviesada da concentração média de um composto químico de interesse em um determinado volume de solo, sedimento, resíduos ou outro material particulado sólido (ITRC, 2020). Nessa metodologia, incrementos de uma amostra são coletados a partir de uma determinada Unidade de Decisão (UD) ou Unidade de Amostragem, na qual um design amostral aleatório é definido e as alíquotas são coletadas. Os resultados obtidos para cada UD e profundidade são considerados representativos da média da concentração de um determinado composto químico de interesse nessa referida unidade.

Conforme definido em ITRC (2020), a metodologia multi-incremento inclui aspectos específicos de planejamento, amostragem, subamostragem e processamento, tais como:

- definição dos limites das UDs, que determinará a escala de observação/decisão;
- definição dos protocolos de amostragem em campo (número de incrementos da amostra, estratégia de coleta e processamento da amostra);
- alinhamento com o laboratório para preparo da amostra e análise.

A **Figura 14.3-46** ilustra o processo para a implementação de um protocolo de amostragem multi-incremento (ITRC, 2020):

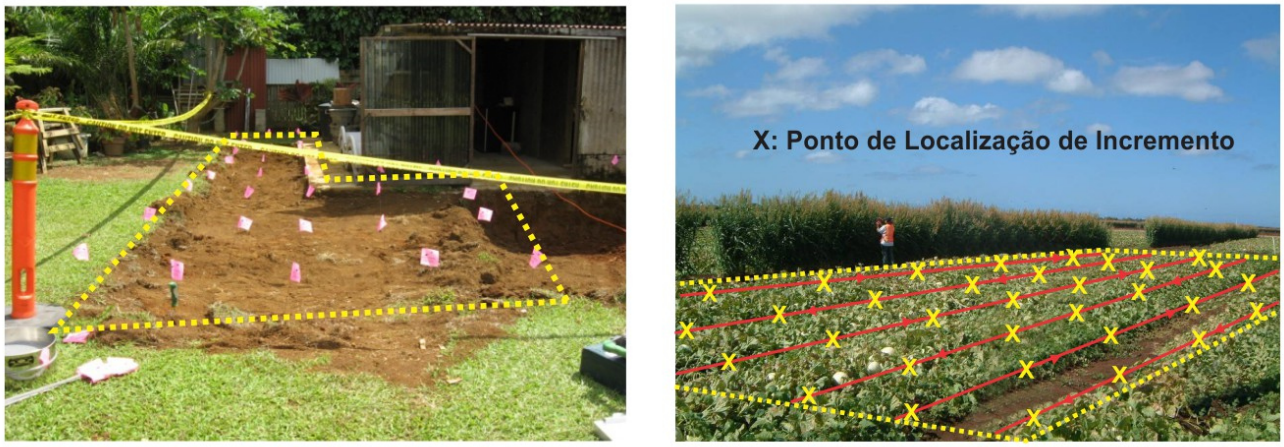
**Figura 14.3-46 – Diagrama para implementação de um protocolo de amostragem multi-incremento**




Fonte: ITRC (2020)

A unidade de decisão é o menor volume de solo para a qual uma determinada decisão precisa ser tomada, podendo variar de centímetros quadrados (representativo de um ponto de vazamento) até áreas maiores, como porções de um site industrial ou campos agrícolas (**figuras 14.3-47** a **14.3-49**). A definição das dimensões e arranjo das UDs deve levar em consideração as especificidades do projeto, sendo intrinsicamente relacionadas e dependentes do modelo conceitual da área em estudo.

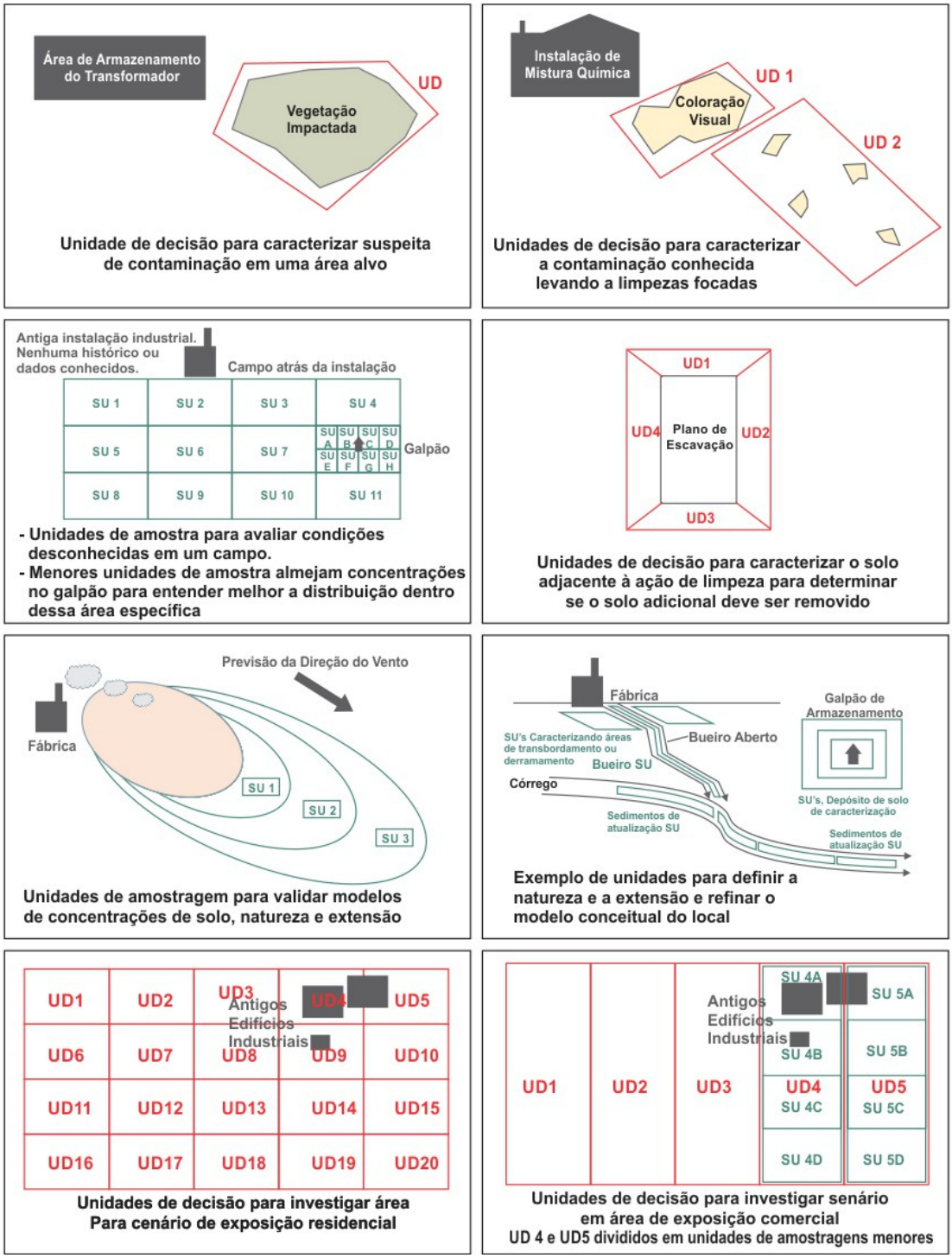
**Figura 14.3-47 – Exemplos de unidade de decisão**




Fonte: 2015 M2S2 Webinar Series – Munitions Constituents Roger Brewer and Steve MowHawai'i Department of Health December 2014

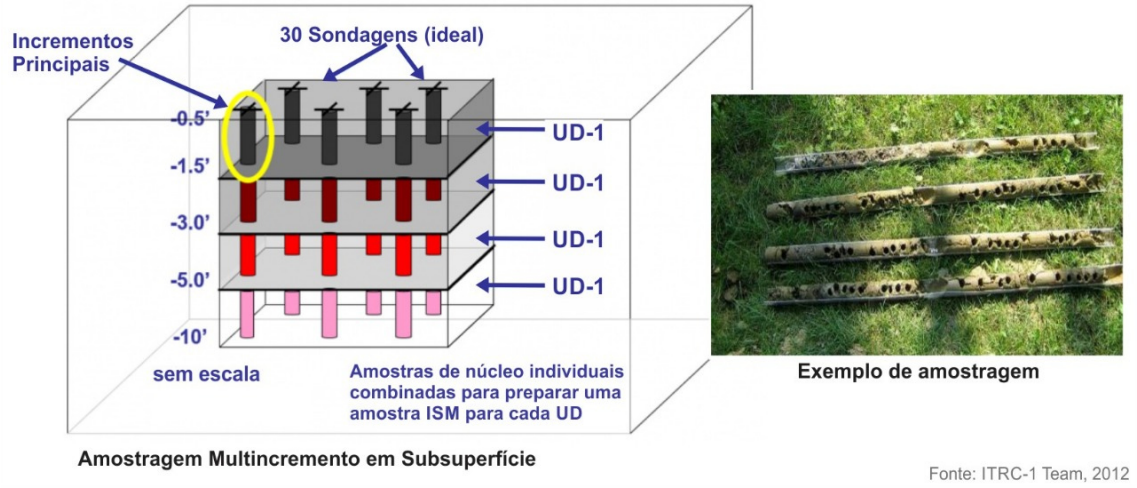
Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

**Figura 14.3-48 – Outros exemplos de unidade de decisão.**




Fonte: ITRC (2020).
Notas: A determinação das dimensões e arranjos das Unidades de Decisão é inerente ao modelo conceitual da área, ao ciclo de vida do projeto e ao tipo de decisão a ser tomada.

**Figura 14.3-49 – Amostragem multi-incremento em subsuperfície**




Fonte: ITRC (2012).

Na amostragem multi-incremento, a distribuição dos pontos de coleta deve ser estabelecida em design invariavelmente aleatório dentro da UD, podendo ser conduzida com base nas seguintes estratégias (**Figura 14.3-50**):

- ✓ Aleatória simples;
- ✓ Aleatória dentro de um grid;
- ✓ Aleatória sistemática.

**Figura 14.3-50 – Possíveis *designs* para coleta de incrementos não enviesada em uma UD**

Fonte: ITRC (2020.)

Com relação ao número de incrementos a serem coletados e a massa total da amostra, considera-se a coleta de 30 a 100 incrementos por UD como uma faixa estatisticamente aceitável e de viável aplicação em campo, sendo recomendável que a amostra possua massa maior que 1 kg de solo (ITRC, 2020). De acordo com ITRC (2020), amostras multi-incremento usualmente possuem massa de 0,5 kg a 2,5 kg, contando com incrementos individuais de 20 g a 60 g.

Na etapa de preparo da amostra, o peneiramento e a subamostragem são previstos para que a fração da amostra a ser analisada pelo laboratório (em conformidade com as metodologias de quantificação analíticas) seja representativa da UD.

O time do projeto deve definir o nível de controle no processo de manipulação de amostras com base (i) nas decisões a serem tomadas após obtenção dos resultados; (ii) nas características dos compostos químicos de interesse; e (iii) no modelo conceitual da área. Nesta etapa, as quatro grandes áreas listadas a seguir devem ser consideradas para a determinação da metodologia de processamento de amostra:

- ✓ Gerenciamento da umidade da amostra;
- ✓ Seleção de partículas de interesse da amostra;
- ✓ Redução das partículas da amostra;
- ✓ Digestão e extração da amostra.

O gerenciamento da umidade da amostra é comumente realizado por meio da secagem com ar para facilitar a etapa de desagregação das partículas de solo, peneiramento, redução e extração. Entretanto, com base nas características dos compostos de interesse, as etapas de secagem e/ou peneiramento devem ser evitadas, procedendo diretamente para as demais etapas do processo.

Na etapa de peneiramento, o processo usualmente mais aplicado se utiliza de panelas que possibilitam a seleção de partículas menores do que 2 mm, contudo o tamanho das partículas a serem selecionadas pode variar de acordo com os objetivos do projeto.

A coesão de amostras também pode trazer dificuldades ao processo. Dessa forma, recomenda-se a realização da subamostragem a partir da preparação do “2D-Slabcake” (exemplo na **Figura 14.3-51**).

**Figura 14.3-51 – Ilustração Típica do processo de subamostragem a partir do *2D-Slabcake***

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

A etapa de subamostragem a partir do *2D-Slabcake* permite simular em laboratório uma versão miniaturizada das condições de amostragem empregadas em escala real nos trabalhos de campo. A amostra deve ser composta por ao menos 30 incrementos provenientes do *Slabcake*, sendo a massa da alíquota a ser obtida totalmente utilizada no processo analítico para que seja mantida a sua representatividade. Por esse motivo, a massa requerida para análise deve ser considerada na definição do processo de manipulação das amostras recebidas.

Em casos em que os analitos de interesse são VOCs, cuidados específicos e ajustes de procedimento devem ser realizados com o intuito de minimizar os distúrbios nos incrementos da amostra e potenciais perdas de VOCs por volatilização. Para tanto,

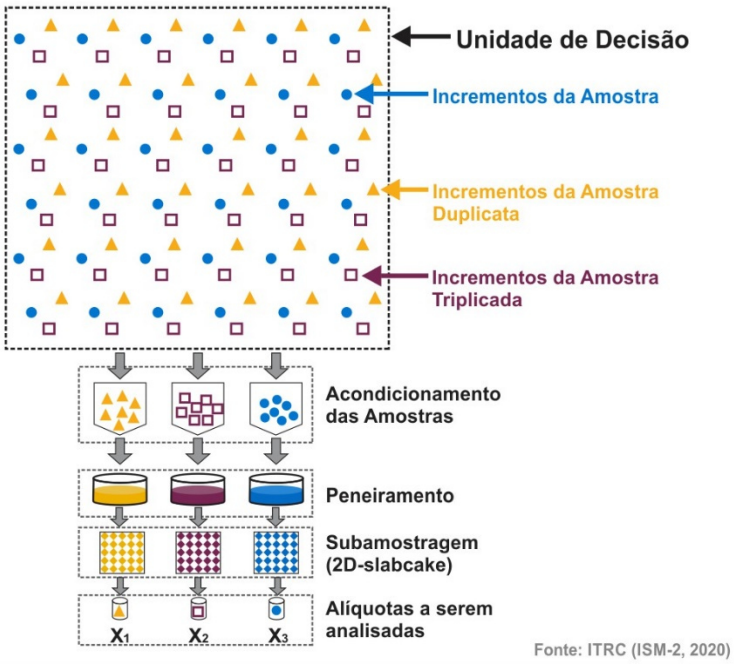
utiliza-se a preservação em campo com metanol, sendo possível preparar a alíquota a ser analisada em laboratório (ITRC, 2020) de, ao menos, duas formas:

- ✓ a partir da combinação do metanol proveniente de cada incremento;
- ✓ a partir do metanol de um único frasco onde todos os incrementos coletados foram armazenados.

Além das definições quanto às características das unidades de decisão e metodologia de processamento da amostra, um programa de controle de qualidade deverá ser implementado, contando com amostras duplicatas e/ou triplicatas, a depender dos objetivos e características do projeto.

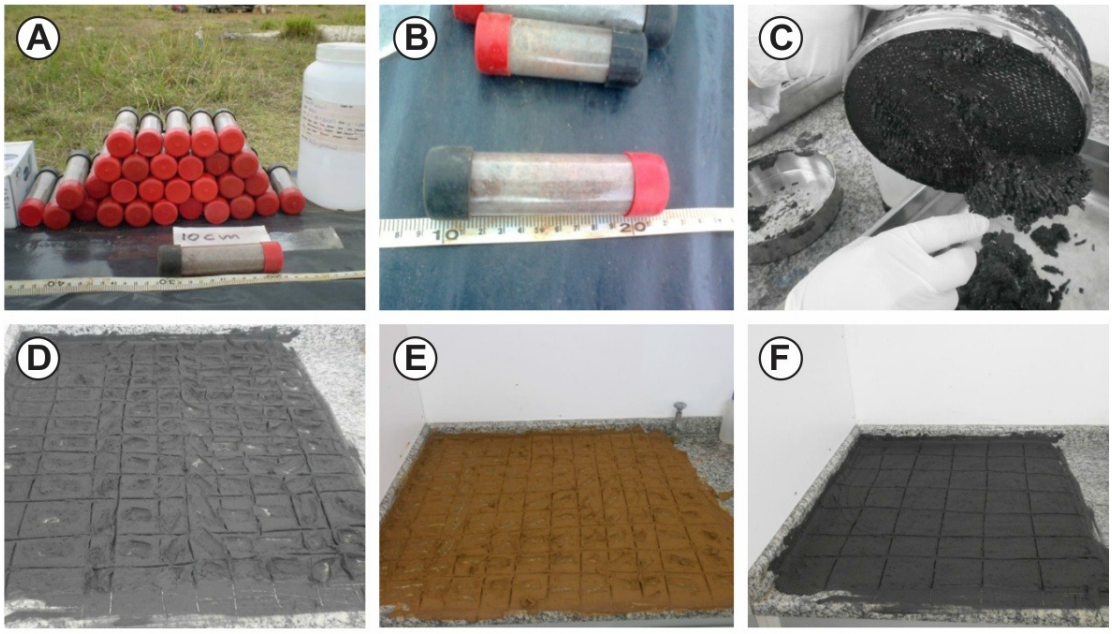
Para efeitos de ilustração e síntese das considerações apresentadas até aqui, a **Figura 14.3-52** e **Figura 14.3-53** ilustram as principais etapas da metodologia multi-incremento. Exemplos de fluxogramas utilizados para tomada de decisão e aplicação da metodologia para compostos não voláteis/semivoláteis e compostos voláteis são apresentados na **Figura 14.3-54** e **Figura 14.3-55**.

**Figura 14.3-52 – Etapas principais da metodologia de amostragem multi-incremento**



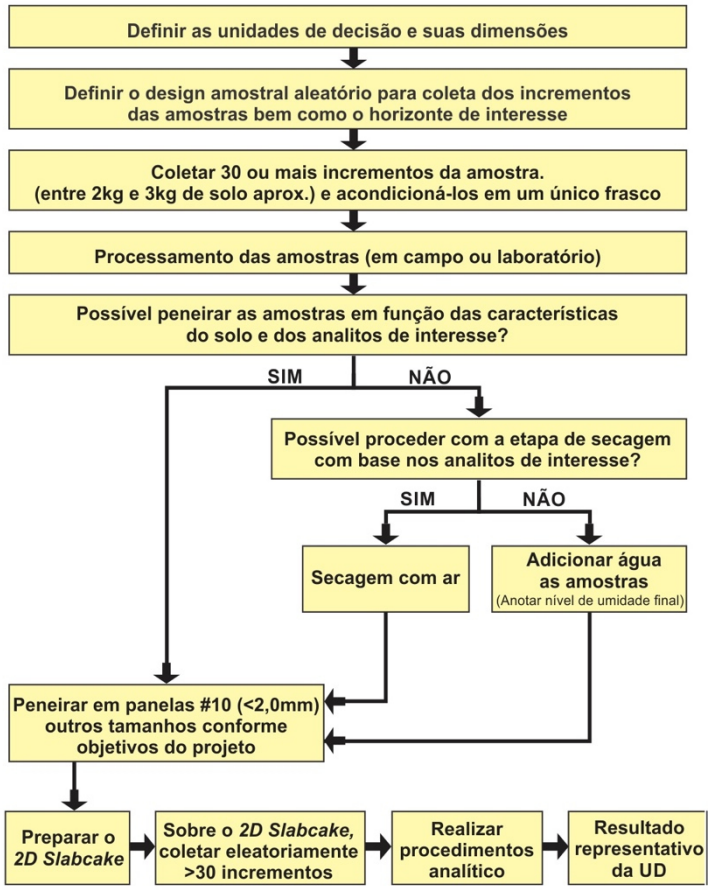

Fonte: ITRC (2020).

**Figura 14.3-53 – Principais etapas da coleta multi-incremento**



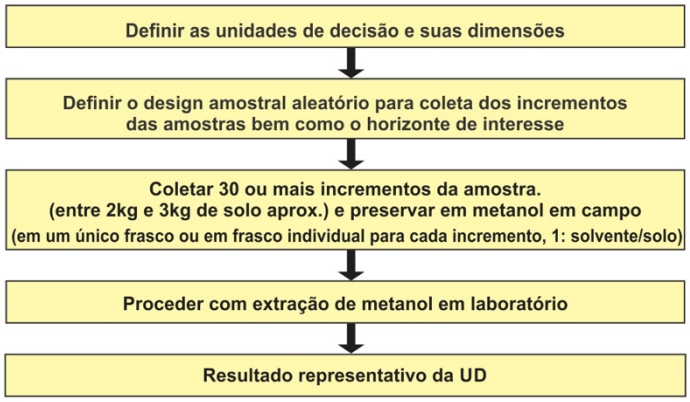

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).
Notas:
A **–** Incrementos amostrados.
B – Exemplo do comprimento de cada incremento.
C – Ilustração do processo de peneiramento.
D, E e F **–** *Slabcake* para subamostragem de diferentes materiais.

**Figura 14.3-54 – Exemplo de fluxograma de implementação da metodologia de amostragem multi-incremento para compostos não voláteis ou semivoláteis.**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

**Figura 14.3-55 – Exemplo de fluxograma de implementação da metodologia de amostragem multi-incremento para compostos voláteis.**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

É importante salientar que a metodologia multi-incremento é inerente ao processo em estudo e ao modelo conceitual da área e, portanto, não deve ser entendida como a única alternativa. Outro ponto importante é que, antes da implementação em campo, todo o processo de amostragem e manipulação das amostras deve ser plenamente alinhado com o laboratório e demais partes atuantes no processo.

#### 2.2.2.4. Comparação entre as metodologias de amostragem de solo para a caracterização de fase retida

A **Tabela 14.3-8** sumariza metodologias de amostragem de solo para a caracterização de fase retida.

**Tabela 14.3-8 – Metodologias de amostragem de solo para a caracterização de fase retida.**

| Metodologia de amostragem | | Vantagens | Desvantagens |
|---|---|---|---|
| **Tipo de amostra** | **Design amostral** | | |
| **Simples** | Direcionado ou julgamento | - Fácil implementação<br>- Menor custo que *designs* probabilísticos | - Depende de conhecimento prévio sobre a área obtido em etapa anterior; - Depende de julgamento profissional para interpretação de dados. |
| | Aleatório Simples | - Fácil entendimento e implementação - Permite cálculo de incertezas - Permite a realização de inferências estatísticas não enviesadas (média, proporções e variabilidade) | - A identificação de localizações definidas aleatoriamente pode ser difícil; e<br>- Um *design* ótimo depende de um modelo conceitual acurado. |
| | Aleatório Estratificado | - Estatisticamente acurado (potencial para alcançar maior precisão em estimativas de média e variância), permitindo estimativas confiáveis para subgrupos de interesse; - Reduz a complexidade do problema dividindo a área em segmentos gerenciáveis; - Reduz variabilidade dentro dos estratos; e - Aumenta a eficiência da amostragem. | - Dificuldade em determinar critérios para definição de estratos (estimativa de variabilidade e área dos estratos deve ser realizada antes da elaboração do plano de amostragem); e - Atenção necessária para que não seja definido um elevado número de estratos, evitando aumento no número de amostras. |
| | Sistemático e em *grid* | - Excelente cobertura na área de estudo<br>- Ideal para identificação de *hot spots*<br>- Útil para estimar padrões espaciais ou tendências ao longo do tempo<br>- Método prático e fácil para designar localização de amostras | - Maior custo associado a elevado número de amostras |
| | Ranqueado | - Eficiente na obtenção de estimativas de concentrações médias em solos - Comparado com amostragem aleatória, resulta em amostras mais representativas e conduz a estimativas mais precisas sobre os parâmetros avaliados - Utiliza-se de método analítico mais acurado e confiável para o contaminante de interesse | - Maior custo associado à métodos de análise mais complexos<br>- Maior complexidade para definição dos pontos de amostragem |
| | Agrupado | - Útil para estimativas de características de uma população - Apropriado para avaliações rápidas e de baixo custo | - Mais de uma mobilização necessária (maior custo associado a caracterização em mais de um evento) - Período de avaliação possivelmente prolongado |
| | Comum a todos os *designs* | - Apresenta dados representativos de alíquotas específicas - Fácil implementação - Mínima manipulação da amostra da amostra (menor chance de contaminação cruzada e geração de dados enviesados) | - Ideia pontual da representação - Pode apresentar dado de área que não é foco dependendo da escolha profissional e design amostral selecionado e perder representatividade por conta do design |
| **Composta** | Quarteamento | - Caracteriza grandes volumes de solo com mínimo número de amostras - Menor custo associado a análises laboratoriais | - Resultados obtidos representam concentrações médias dos pacotes avaliados, proporcionando resultados diluídos - Amostras passam por maior manuseio - Não recomendado para compostos orgânicos voláteis |
| | Multincremento | - Permite caracterização confiável de grandes áreas<br>- Permite o tratamento estatístico | - Maior custo associado à elaboração do programa amostragem e preparo de amostra - Exige corpo técnico preparado e conhecimento aprofundado do método |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

## 2.3. Fase dissolvida

### 2.3.1. Visão geral do problema e definição de fase dissolvida

A fase dissolvida é a porção do contaminante dissolvida na água subterrânea. Esses contaminantes são transportados pelos processos de advecção das águas subterrâneas, além dos efeitos de dispersão mecânica, difusão molecular, partição química entre as águas subterrâneas e meios porosos e outras reações químicas (por exemplo, degradação).

A caracterização do comportamento, distribuição e transporte da fase do contaminante dissolvido requer uma compreensão das características do meio geológico, do fluxo da água subterrânea do local, das propriedades físicas e químicas dos contaminantes, e suas interações com a matriz.

Para a caracterização de plumas de fase dissolvida, o volume e a extensão (em três dimensões) da área impactada devem ser adequadamente delineados. Dessa maneira, é possível obter uma avaliação assertiva sobre os potenciais cenários de risco, a evolução histórica da pluma, e futuros projetos de sistemas de remediação.

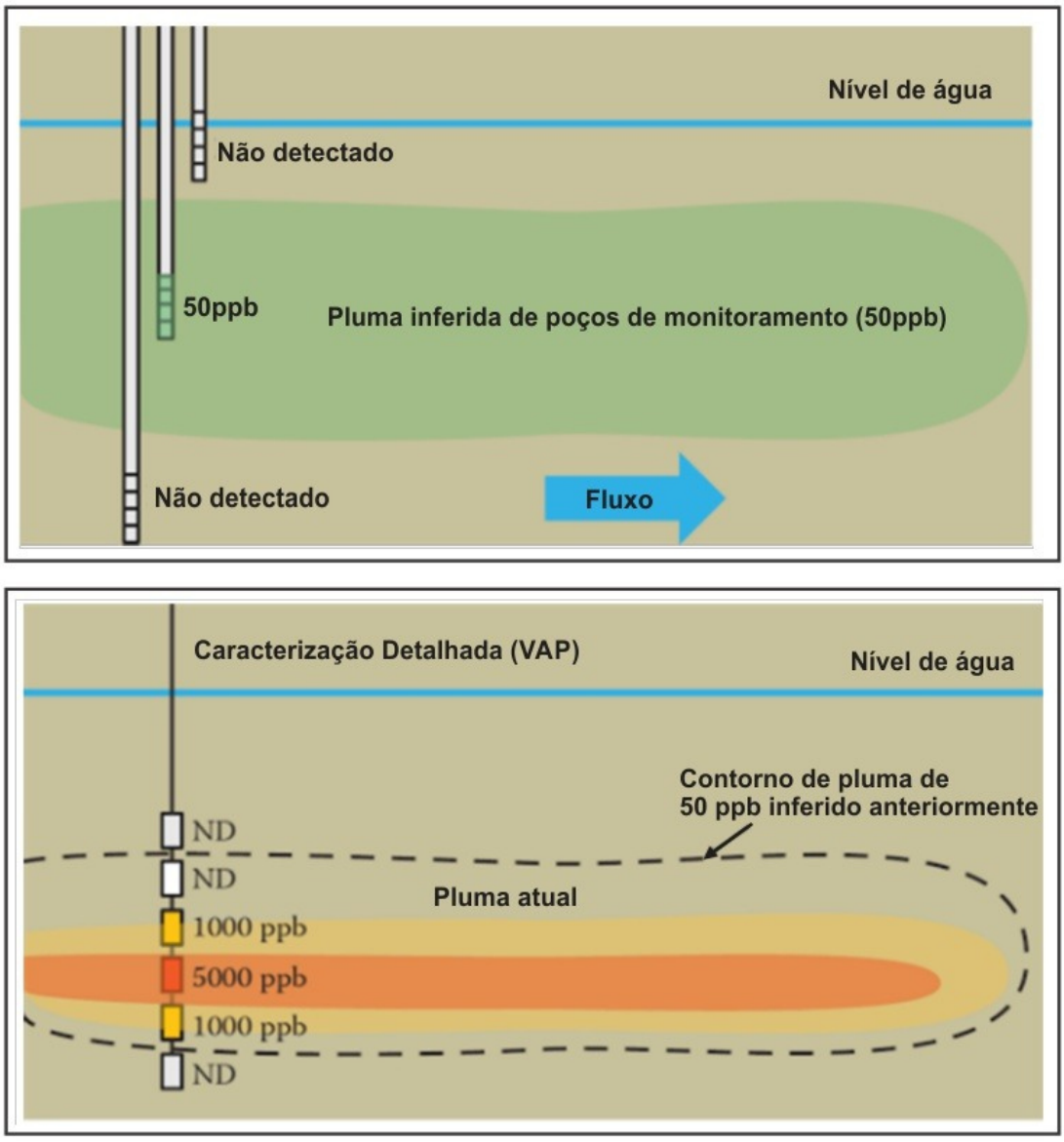
### 2.3.2. Técnicas diretas de caracterização de contaminantes em fase dissolvida

O presente capítulo tem por objetivo apresentar as principais técnicas quantitativas utilizadas na etapa de caracterização de áreas impactas por plumas de fase dissolvida. De maneira similar aos processos de caracterização para os compostos em fase livre e fase retida, é importante ressaltar que a aplicação de técnicas quantitativas de investigação como uma etapa complementar as técnicas qualitativas descritas na **Seção 14.3.1**, contribui para tomadas de decisão mais assertivas e menos enviesadas.

#### 2.3.2.1. Perfil de amostragem vertical de aquífero (coleta de amostras discretas de água subterrânea

A coleta de amostras discretas de água subterrânea (*Screen Point*; HPT-GWS; Waterloo APS) possibilita o mapeamento da pluma de forma detalhada em perfil vertical, mostrando em alta resolução o real centro de massa da pluma em fase dissolvida. Na **Figura 14.3-56**, a pluma mapeada pelos poços de monitoramento possui 50 ppb de concentração máxima, cobrindo um grande volume. Já a real pluma mapeada pelo *Vertical Aquifer Profiling* (VAP) possui concentrações da ordem de 5000 ppb e menor volume.

**Figura 14.3-56 – Comparação do mapeamento de pluma de fase dissolvida utilizando poços de monitoramento e o *Vertical Aquifer Profiling* (e.g *Screen Point*; HPT-GWS; Waterloo APS).**




Fonte: Suthersan, Quinnan e Weltz (2015).

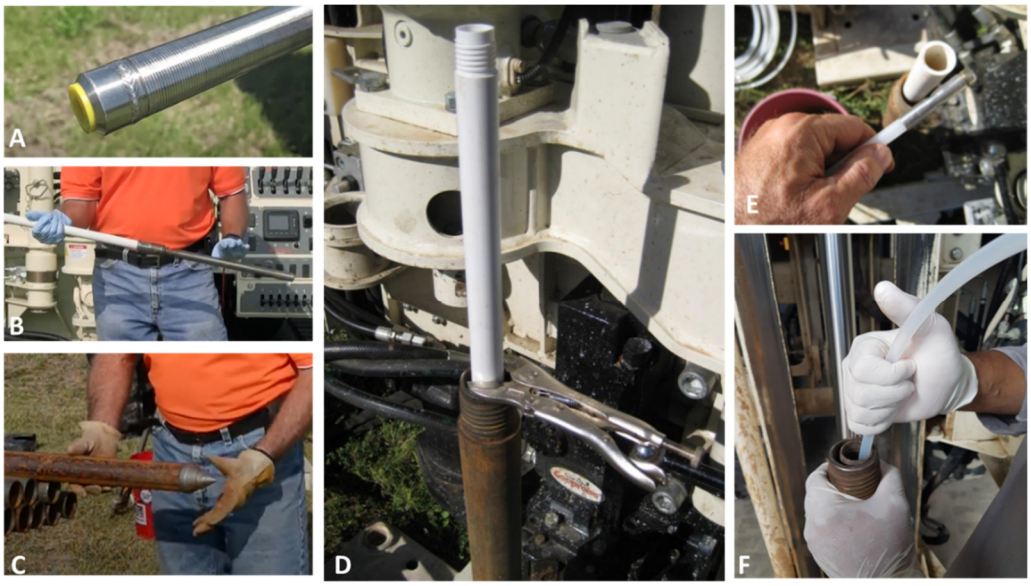
As sondagens para essa técnica são realizadas usando a metodologia *direct push*, já mencionada na **Seção 14.1**. As amostras podem ser coletadas por meio de amostradores específicos como: Geoprobe® *Screen Point* 22 ou 16 [SP-22]/[SP-16] *Groundwater Sampler*[1]. Outra alternativa é a utilização de metodologias combinadas, como, por exemplo, Geoprobe® HPT-*Groundwater Sampling System* [HPT-GWS], Waterloo APS™ da Cascade/USA2.

Para mapeamento da fase dissolvida em alta resolução com coleta de amostras discretas de água subterrânea, existem diferentes métodos possíveis. Os dois métodos mais usuais são:

[1] Existem metodologias nacionais e internacionais similares a da Geoprobe.
[2] Ainda não disponível no Brasil (2021).

- ***Screen Point*:** o método de coleta para o *Screen Point* pode ser tanto por baixa vazão (usando bomba peristáltica ou bomba de bexiga, por exemplo), válvula de pé específica (*check valves*) ou, em último caso, *bailers* de 1''. A amostragem de água por *direct push* (**Figura 14.3-57**) pode ser em uma única camada ou em diferentes profundidades na mesma sondagem, dependendo do tipo de amostrador. Devido à possibilidade de coletar diversas amostras em diferentes profundidades, a técnica é comumente conhecida como *Vertical Aquifer Profile Sampling* (VAP). As amostras discretas de água subterrânea são também comumente chamadas de *grab sample* ou mesmo *screen point*. O conhecimento prévio da geologia do local, das condições hidrogeológicas e das unidades hidroestratigráficas (UHs) é necessário e essencial para obter, com sucesso, as amostras pontuais de água subterrânea. Uma importante observação durante o planejamento da amostragem é posicionar a seção filtrante discreta (que pode ser de aço inoxidável, cloreto de polivinila, polietileno ou politetrafluoroetileno) nas camadas mais permeáveis (zonas de fluxo) do aquífero. A ideia principal dessa metodologia é caracterizar a fase dissolvida em alta resolução (principalmente quando a SQI for VOC).

**Figura 14.3-57 – Etapas de campo para a coleta de amostra de água discreta usando o sistema SP-22**

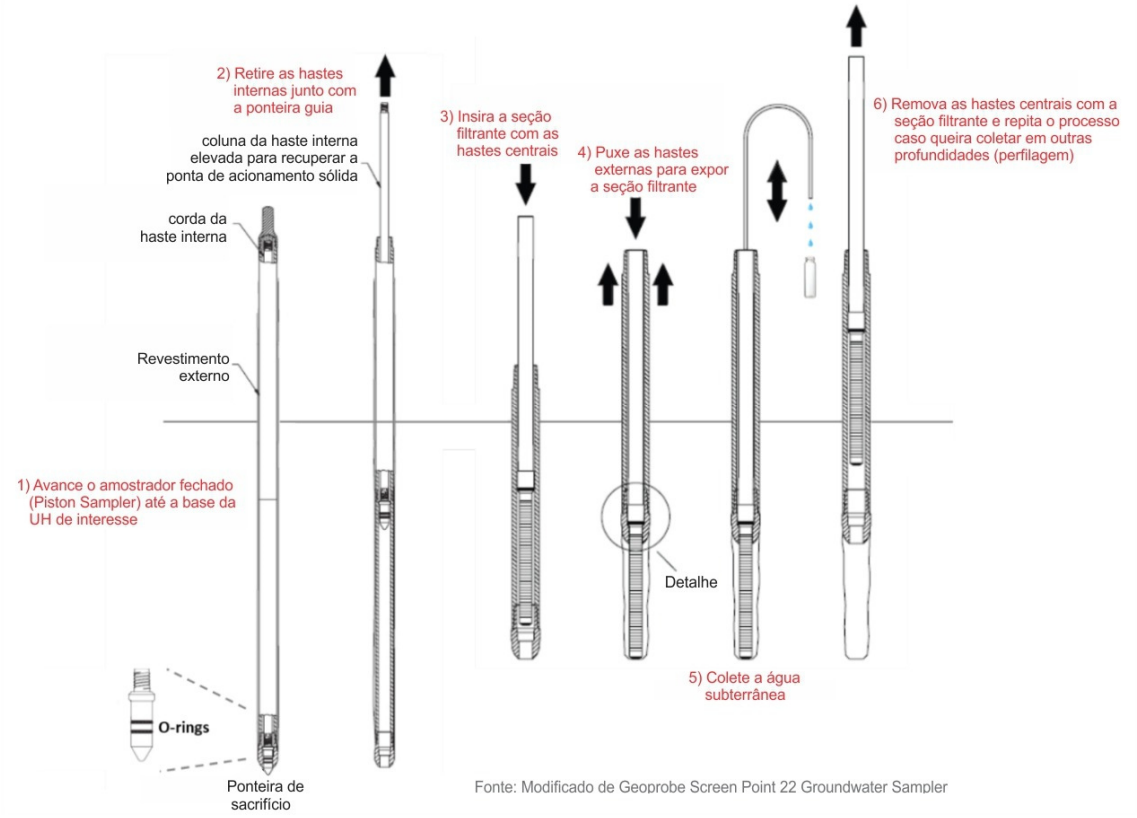



Fonte: Geoprobe Systems (2022).
Notas: (A) Seção Filtrante de aço inox (SP-22);
(B) Encaixe da seção filtrante no tubo interno de PVC;
(C) Ponteira descartável e hastes de 2,25 polegadas;
(D) Inserindo a seção filtrante SP-22;
(E) Check valve acoplada na mangueira de polietileno e
(F) Coleta de amostra de água na UH de interesse.

O funcionamento básico dessa metodologia (**Figura 14.3-58**) é cravar, por *direct push* (amostrador fechado), uma haste com uma ponteira descartável na ponta (alumínio ou nylon). Após realizada a cravação até a UH de interesse, a haste é puxada de volta para cima, expondo a seção filtrante discreta (ASTM International, 2020). Após a exposição da seção filtrante, a água da UH migra para o interior das hastes, possibilitando, então, a coleta da amostra. Importante mencionar que a ferramenta permite a abertura do comprimento da seção filtrante discreta de acordo com a sua UH, desde poucos centímetros até 1,20 m. Ao final da amostragem, as hastes e a seção filtrante são puxadas de volta para a superfície e descontaminadas adequadamente para evitar

contaminação cruzada nas próximas amostragens. É sempre recomendável o uso de *O-rings* para completa vedação nas conexões entre as hastes e as ponteiras. Também é aconselhável o desenvolvimento (válvula de pé) antes da coleta da discreta de água, para evitar e/ou diminuir a alta turbidez nas amostras.

**Figura 14.3-58 – Ilustração mostrando o procedimento da coleta de amostras de água subterrânea usando a metodologia *direct push* (amostrador fechado).**

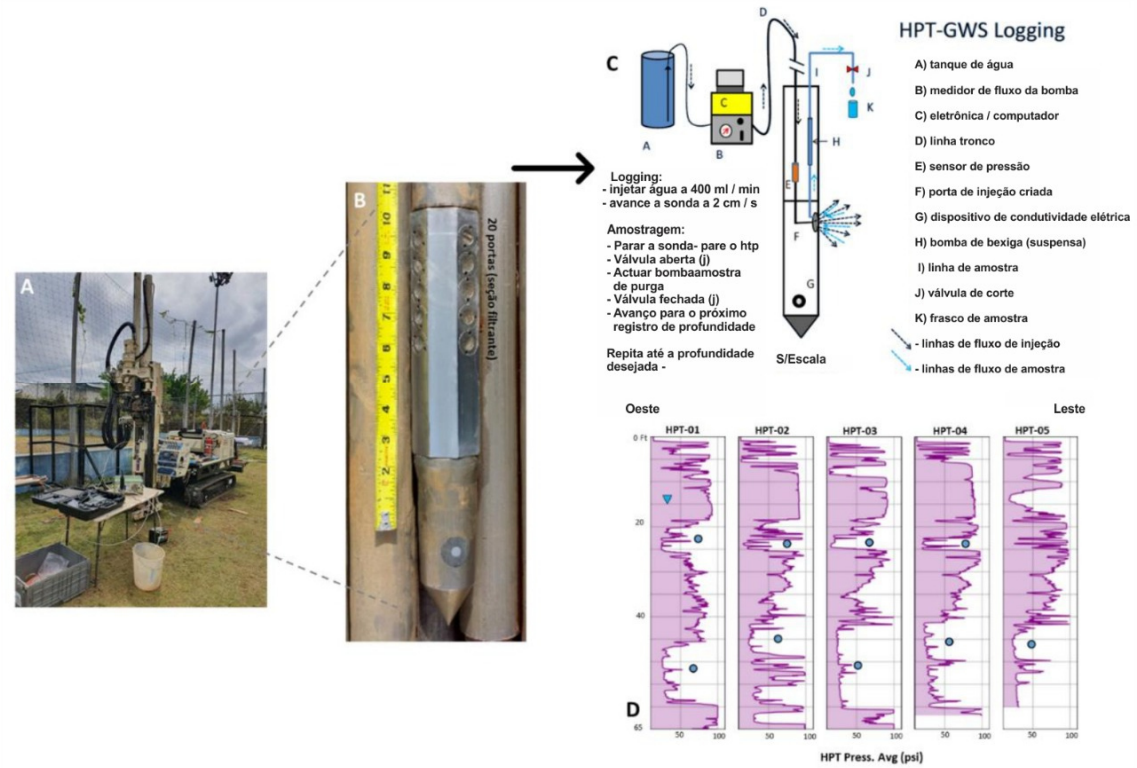



Fonte: Geoprobe (2010).

- ***HPT – GWS* (*Ground Water Sampler*):** Essa ferramenta (ITRC, 2019; Geoprobe Systems, 2020) é basicamente uma modalidade adicional da sonda HPT (*Hydraulic Profiling Tool*), já explicada nos capítulos anteriores, que consiste na integração de 20 portas de seção filtrante de 0,5 polegadas de diâmetro, instaladas ao redor da sonda, mangueiras e bomba para amostragem discreta de água subterrânea (GWS) acoplados no sistema HPT (**Figura 14.3-59**). A metodologia é similar ao Waterloo APS e tem o mesmo propósito do *Screen Point*: coleta de amostras discretas para mapeamento da fase dissolvida em alta resolução. A maior vantagem do HPT-GWS é a possibilidade de visualizar, em tempo real (no perfil HPT – pressão, fluxo e permeabilidade estimada), a profundidade correta da unidade hidroestatigráfica de interesse (zona de fluxo) a ser amostrada. Com isso, é possível realizar a perfilagem vertical do aquífero (VAP), coletando amostras de água subterrânea em intervalos discretos em diferentes profundidades. Basicamente, o processo consiste na cravação da sonda HPT-GWS até atingir a profundidade da zona alvo de interesse. Assim, interrompe-se a injeção de água deionizada na formação, iniciando-se o processo de coleta por meio de uma bomba (*mechanical blader pump*) acoplada no sistema HPT-GWS. Com o HPT-GWS, é aconselhável o uso de uma sonda multiparâmetro para verificar, principalmente, a condutividade elétrica da água,

uma vez que é injetada água deionizada na formação. Assim que o bombeamento para a coleta da água subterrânea se inicia, observa-se um aumento da condutividade elétrica, sendo uma linha de evidência que a água da formação está sendo coletada, e não a água deionizada injetada. Após a coleta de amostra, o operador retoma o registro HPT e a ferramenta avança para a próxima profundidade (caso necessário).

**Figura 14.3-59 – Ilustração mostrando o uso da ferramenta HPT-GWS no campo**




Fonte: ITRC (2019).

A **Tabela 14.3-9** apresenta as vantagens e limitações da coleta de amostras discretas de água subterrânea.

**Tabela 14.3-9 – Vantagens e limitações da coleta de amostras discretas de água subterrânea**

| Vantagens | Limitações |
|---|---|
| - A coleta de amostras de águas subterrâneas em intervalos discretos;<br><br>- Possibilidade de uso laboratório móvel em campo para análises rápidas e em tempo real para rápida tomada de decisão.<br><br>- Amostragem de água subterrânea em múltiplas profundidades discretas em uma única sondagem;<br><br>- Rapidez e precisão na coleta de água;<br><br>- Caracterização da fase dissolvida em alta resolução (HRSC);<br><br>- Mínimo distúrbio de formação;<br><br>- Seção filtrante de inox pode ser descontaminada e reutilizada várias vezes;<br><br>- Possibilidade de medir a condutividade hidráulica específica da UH de interesse através de um transdutor de pressão;<br><br>- Menor geração de resíduos, sendo mais sustentável e diminuindo potencial de exposição a substâncias perigosas;<br><br>- Não cria a obrigatoriedade de monitoramento, uma vez que não épermanente. | - Não é recomendável estabilizar os parâmetros físico-químicos usando o Screen Point (quando usado o HPT-GWS sim), pois não é uma amostra extremamente representativa. O objetivo é um diagnóstico expedito da fase dissolvida na unidade hidroestratigráfica de interesse (zona de fluxo).<br><br>- Amostra geralmente vem com alta turbidez devido à falta de pré-filtro ao redor do screen point;<br><br>- Dificuldade de coletar amostras em UHs de baixa condutividade hidráulica.<br><br>- Usado apenas para formações não consolidadas.<br><br>- Não é possível recuperar grande volume de água, por isso, há uma limitação na quantidade de frascos a serem coletados.<br><br>- As portas de amostragem do HPT-GWS podem ficar obstruídas dependendo da formação (argilas), impedindo a passagem de água;<br><br>- Limitações de profundidade de instalação do screen point (~25 m), por isso é ideal pra coleta de água em aquíferos mais rasos;<br><br>- Necessidade de instalação posterior de poço de monitoramento para coleta de amostra para caracterização em laboratório;<br><br>- Os dados coletados não podem ser utilizados para os estudos de análise de risco à saúde humana. |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

.

### 2.3.2.2. Poços de monitoramento

*1 Tipos de poços de monitoramento*

Os poços de monitoramento são ferramentas utilizadas para avaliar a qualidade ambiental da água subterrânea e verificar cargas hidráulicas no horizonte de interesse.

Nesse contexto, o processo de tomada de decisão quanto à localização do poço e o horizonte de interesse dever ser baseado em dados obtidos em etapas anteriores, a fim de reduzir a incerteza dos dados a serem obtidos. Recomenda-se que a seção filtrante dos poços de monitoramento seja construída em uma única unidade hidroestrigráfica.

Em áreas ainda sem dados ambientais disponíveis, é recomendado que as etapas iniciais do processo de investigação e caracterização (tais como sondagens de reconhecimento, coletas de amostras de água subterrânea discreta e perfilagem com HPT) sejam realizadas antes da instalação dos poços de monitoramento.

Dessa forma, cada poço de monitoramento deve ser projetado e instalado com base em:

- áreas fonte de contaminação;
- heterogeneidades dos compartimentos do meio e camada hidroestratigráficas de interesse;
- concentrações das substâncias químicas de interesse em água subterrânea;
- duração do programa de monitoramento.

Na instalação dos poços de monitoramento, deve-se utilizar métodos de perfuração que possibilitem o revestimento do furo de sondagem desde o início da perfuração até a finalização da instalação do poço. Esses métodos devem ser utilizados para evitar ou diminuir as chances de carreamento/transporte dos impactos entre diversos horizontes (USEPA, 2018). Dependendo do tipo de contaminante presente no aquífero, revestimentos adicionais, que não fazem parte do equipamento de sondagem, devem ser construídos para evitar a migração do contaminante.

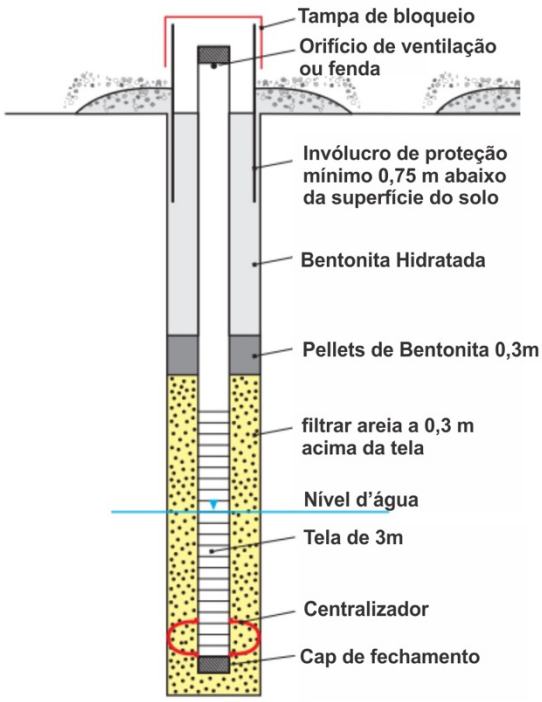
Em caso de contaminações em diferentes unidades hidroestratigráficas, deve-se optar pela instalação de um poço de monitoramento para cada unidade ou poços que permitam o monitoramento em vários níveis, com seções filtrantes dedicadas e isoladas entre os horizontes.

Para a instalação de poços de monitoramento, recomenda-se que seja utilizada a norma técnica da NBR 13895 (ABNT, 1997), caso suceda alguma revisão deste documento, a versão revisada deverá ser utilizada como referência.

Os tipos de poços de monitoramento mais usuais são:

- **Poços de monitoramento convencionais (revestimento simples):** instalados para fins de avaliação da qualidade da água subterrânea e para monitoramento do nível do aquífero, devem possuir seção filtrante instalada em apenas uma unidade hidroestratigráfica. Geralmente, possuem revestimento de 2 polegadas ou 4 polegadas de diâmetro e são constituídos de: revestimento interno, filtro, pré-filtro, proteção sanitária, tampão, sistema de proteção, selo e preenchimento. Ocasionalmente, podem ser instalados poços de monitoramento temporários, os quais têm a mesma configuração dos descritos anteriormente, mas geralmente utilizam revestimento de 1 polegada. Ressalta-se que a granulometria do pré-filtro deve ser calculada conforme a granulometria da unidade hidroestratigráficas em que o filtro será instalado. A **Figura 14.3-60** ilustra o perfil construtivo de um poço de monitoramento convencional.

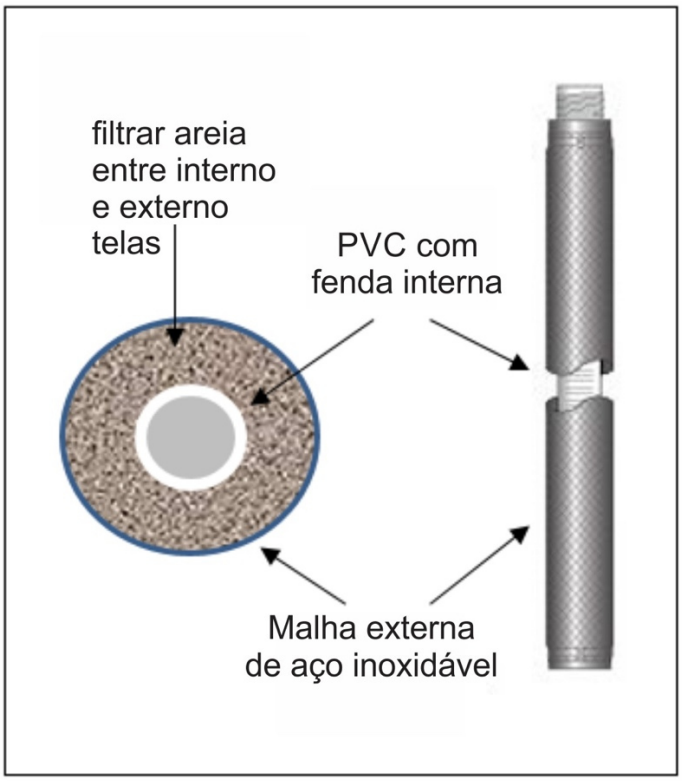
**Figura 14.3-60 – Perfil esquemático de poço de monitoramento convencional**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

- **Poços de monitoramento pré-moldados**: são poços geralmente de pequeno diâmetro (inferior à 2 polegadas) instalados por *direct push*, conforme ilustrado na **Figura 14.3-61**.

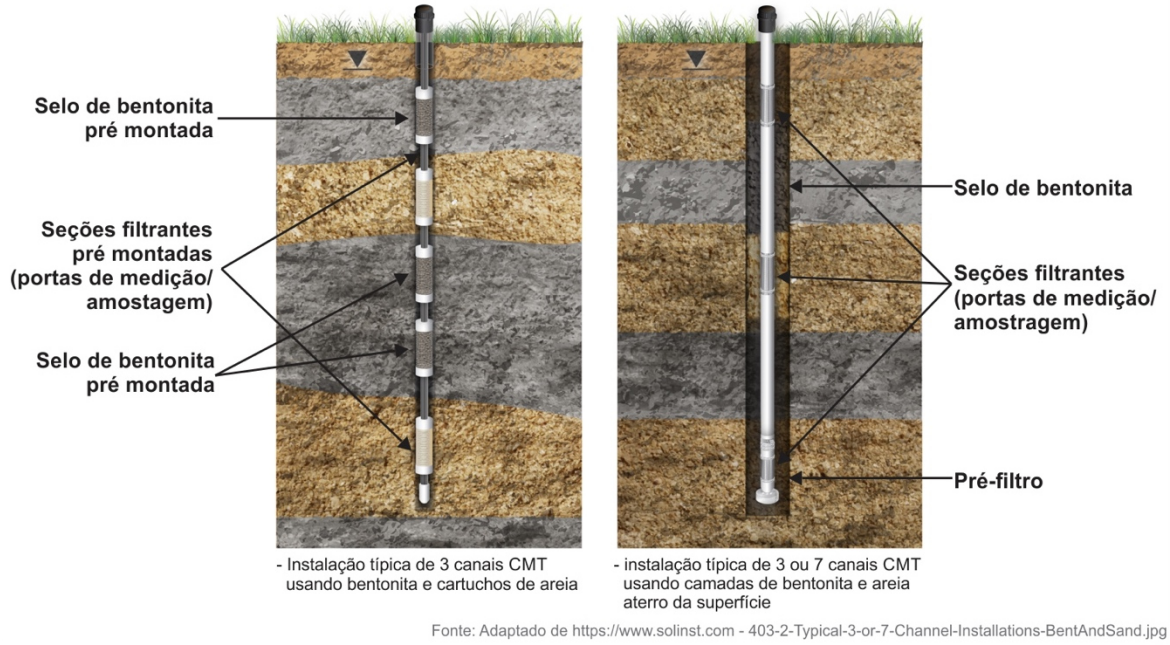
**Figura 14.3-61 – Perfil esquemático de poço pré-moldado**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

- **Poços de monitoramento com sistema multinível (*Channel multi tubing* – CMT):** são poços em corpo único que possibilitam o monitoramento de até sete zonas distintas. Esse acesso é permitido por canais isolados no mesmo tubo. Poços CMT de três canais também estão disponíveis no mercado. Nesse sistema, são abertas "janelas" de amostragem em um tubo contínuo de polietileno com aproximadamente 1,5 polegada adicionando-se uma tela metálica em aço inoxidável para retenção de materiais, que funciona como filtro. Em seguida, todo o sistema é inserido no interior do poço de 2,5 polegadas ou superior. A selagem das zonas pode ocorrer de duas formas: com o uso de "*packers*" de bentonita e pré-filtros pré-moldados, ou por meio da injeção de ar pressurizado e seções de areia e bentonita formando filtros ou selos, respectivamente. A **Figura 14.3-62** ilustra o perfil esquemático desse poço.

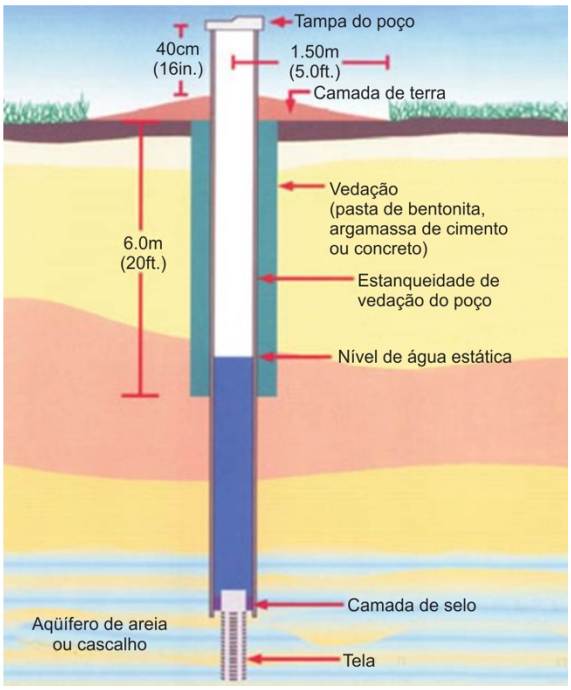
**Figura 14.3-62 – Perfil esquemático de poço tipo CMT.**




Fonte: Adaptado de Solinst (s.d.)

- **Poços de monitoramento com duplo revestimento (*double casing*):** são recomendados quando as características, principalmente dos contaminantes, mas também das camadas hidroestratigráficas, indicam riscos potenciais para a migração vertical forçada (durante a perfuração) do contaminante de unidades hidroestratigráficas mais rasas para mais profundas. Para instalação desse tipo de poço, deve-se realizar a perfuração até a camada confinante, com diâmetro externo maior que o diâmetro do espaço anelar do poço a ser instalado. Quando atingida a camada confinante, deve ser instalado o primeiro revestimento (*casing*) adentrando cerca de 0,5 m nessa camada. Na instalação, o espaço anelar entre o revestimento e o solo deve ser preenchido por um selo de cimento e bentonita. Feito isso, deve-se aguardar cerca de 3 a 7 dias (dependendo da composição do selo), até a cura total do selo, para prosseguir com a perfuração. A continuação da perfuração (com menor diâmetro que a inicial) abaixo da unidade selante, deve ser realizada por dentro do revestimento instalado, até a camada alvo da instalação do poço. Usualmente, a perfuração externa é realizada com 10 polegadas a 12 polegadas e a interna com 8 polegadas a 6 polegadas. A **Figura 14.3-63** ilustra o perfil construtivo de um poço de monitoramento com duplo revestimento.

**Figura 14.3-63 – Perfil esquemático de poço com revestimento duplo**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

A **Tabela 14.3-10** apresenta as vantagens e desvantagens de cada poço de monitoramento descrito nesse capítulo.

**Tabela 14.3-10 – Vantagens e desvantagens de cada poço de monitoramento**

| | Monitoramento | PM pré-moldado | PM CMT | PM com duplo revestimento |
|---|---|---|---|---|
| Vantagens | - Permite a amostragem da água subterrânea, como os demais poços e menor custo agregado para a instalação. | - As seções filtrantes podem ser dimensionadas conforme as heterogeneidades dos compartimentos do meio. | - As seções filtrantes podem ser dimensionadas conforme as heterogeneidades dos compartimentos do meio.<br>- Permite monitorar isoladamente 3 a 7 unidades hidroestratigráficas por poço | - Possui revestimento para evitar a migração vertical do contaminante durante a instalação |
| Limitações | - As seções filtrantes geralmente são dimensionadas de metro em metro<br>- Não possui revestimento para evitar a migração vertical do contaminante durante a instalação<br>- Permite monitorar apenas uma unidade hidroestratigráfica por poço | - Possui custo levemente mais elevado que os poços de monitoramento convencionais<br>- Não possui revestimento para evitar a migração vertical do contaminante durante a instalação.<br>- Permite monitorar apenas uma unidade hidroestratigráfica por poço hidroestratigráficas por poço | - Possui maior custo que os demais poços de monitoramento. | - Maior custo que o poço convencional |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

.

### 2.3.3. Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento

As amostras coletadas a partir de poços de monitoramento devem ser representativas das condições naturais do aquífero, causando o mínimo de distúrbio possível. Os métodos de amostragem necessitam ser selecionados de acordo com cada situação específica e em função das características do aquífero. Deve-se levar em conta regulamentos e normas estabelecidos pelos órgãos reguladores federal, estadual ou municipal. Para tanto, a norma NBR 15847 (ABNT, 2010), apresenta os diferentes procedimentos para a execução da purga e amostragem de poços de monitoramento, e as informações necessárias para a seleção do método mais apropriado para cada situação específica.

Anteriormente à execução da amostragem, deve ser elaborado um plano de amostragem. Esse plano servirá como guia da amostragem, contendo, inclusive, os métodos de coleta a serem utilizados. O plano de amostragem deve ponderar os procedimentos específicos para cada local e situação, considerando diferentes aspectos, por exemplo: a localização dos pontos de coleta e questões de acessibilidade, informações prévias das condições atuais e características construtivas dos poços a serem monitorados, técnicas de coleta e equipamentos necessários, ocorrência e detecção de camadas imiscíveis, amostras de controle de qualidade aplicadas, técnicas de preservação e acondicionamento de amostras, transporte de amostras, métodos de análise, a ordem em que as amostras devem ser coletadas (considerando as concentrações da área de estudo e a susceptibilidade à volatilização), medição do nível estático do poço antes de cada operação de esgotamento, e outros (ABNT, 2010).

A água subterrânea estagnada nos poços de monitoramento antes da amostragem não é representativa das condições naturais do aquífero. Por esse motivo, anteriormente à coleta devem ser adotados procedimentos que permitam a coleta da água subterrânea representativa do aquífero. Diversas metodologias de amostragem podem ser utilizadas para garantir a representatividade da água subterrânea a ser coletada (ABNT, 2010). É importante ressaltar que, independentemente do procedimento de purga adotado, o distúrbio das condições naturais do aquífero deve ser minimizado e controlado (ABNT, 2010).

Na seleção do método de amostragem adequado, deve-se considerar diversos fatores relacionados às características dos poços de monitoramento, como seu projeto, informações sobre seu desenvolvimento, condições hidráulicas, seu estado de conservação/qualidade, além de informações sobre os dados históricos de investigações realizadas na área de interesse, a geoquímica do subsolo e as características hidrogeológicas do local. Um ponto importante a se considerar é o volume e o manejo da água removida pelo método a ser escolhido (ABNT, 2010). O descarte da água purgada deve ser destinado conforme as legislações vigentes de cada estado.

Os principais métodos de amostragem da água subterrânea, para fins ambientais, são:

- **Baixa vazão**: este método é o mais indicado para as amostragens em poços de monitoramento e, sempre que possível, deve ser priorizado, pois leva em consideração as características geoquímicas da água produzida para definir a finalização da purga. Nesse método, a purga é realizada por meio de taxas de bombeamento reduzidas (entre 0,05 L/min e 1 L/min), compatíveis com a capacidade de produção do poço de monitoramento, que não causem o rebaixamento excessivo do nível d'água, evitando a coleta da água não representativa e de volume excessivo durante a purga. Durante o bombeamento, parâmetros indicadores da qualidade da água subterrânea (e.g., temperatura, pH, condutividade elétrica, potencial de oxirredução e oxigênio dissolvido) são monitorados continuamente até que se obtenha a estabilização das leituras,

indicativa de que a água representativa da formação está sendo coletada e que a purga está completa. Considera-se que a estabilização dos parâmetros indicativos da qualidade da água foi atingida quando as variações das leituras permanecem dentro de uma faixa de oscilação predeterminada, por no mínimo três leituras consecutivas. As faixas de variação apresentadas pela ABNT NBR 15847:2010 são: temperatura: ± 5 °C; pH: ± 0,2 unidade; condutividade elétrica: ± 5,0 % das leituras; oxigênio dissolvido: ± 10% das leituras ou 0,2 mg/L (o que for maior); potencial de oxirredução: ± 20 mV. A frequência das leituras deve ser baseada no tempo necessário para renovar pelo menos um volume da célula de fluxo ou, no mínimo, a cada 3 minutos. Esse tipo de amostragem pode ser realizado com bombas do tipo bexiga ou peristáltica. Contudo, deve-se dar preferência para a coleta com bombas do tipo bexiga, pois reduzem as perdas de compostos orgânicos voláteis. A vazão de preenchimento dos frascos de coleta deve ser menor ou igual à vazão de purga e nunca superior a 250 mL/min para substâncias orgânicas e 500 mL/min para inorgânicas.

- **Purga mínima**: este método deve ser utilizado somente quando o poço apresentar baixa capacidade hidráulica (que atinge rebaixamento contínuo de 25 cm do nível d'água estático desde o início do bombeamento em vazão de 50mL/min) e não for possível realizar a amostragem por baixa vazão. Essa técnica tem como objetivo permitir a amostragem, removendo o menor volume de água possível, sem a realização completa da purga. Contudo, essa amostragem pode não ser tão representativa quanto a amostragem de baixa vazão, e seus resultados devem ser analisados com muito cuidado. Esse tipo de amostragem deve ser realizado, preferencialmente, com bombas do tipo bexiga e, em segundo caso, com bombas do tipo peristáltica. A utilização de *bailers* deve ser realizada somente quando a coluna de água for menor que 0,5 m (não é possível utilizar a bomba de bexiga) e o nível d'água for mais profundo que 7 m (não é possível utilizar a bomba peristáltica). A amostragem com *bailers* deve ser evitada, pois esse recurso pode acarretar perda de voláteis, reportando falsos negativos nas análises químicas.

- **Passiva (sem purga)**: este método é entendido como procedimento para coleta de amostra de água de determinado intervalo do aquífero, sem a realização de purga da água existente no poço. Na amostragem passiva, o equipamento de coleta (membrana de polietileno) deve ser preenchido com água mineral ou deionizada e posicionado na seção filtrante do poço de monitoramento, na profundidade desejada, ficando exposto ao meio por um tempo que permita que a água de dentro da membrana entre em equilíbrio com as condições naturais do aquífero. O tempo de exposição utilizado, geralmente, é de 14 dias, mas pode variar de acordo com: as recomendações do fabricante para cada tipo de equipamento, as condições hidrogeológicas e das SQI locais, e as características construtivas do poço. Esse tipo de amostragem não necessita de bombas para a coleta e é normalmente realizado para compostos orgânicos voláteis. A amostragem passiva é tão representativa quanto a amostragem de baixa vazão para compostos orgânicos voláteis.

- **Purga de volume determinado**: este método consiste na remoção de determinado volume de água subterrânea do poço antes de se proceder à amostragem, com a finalidade de assegurar que a água que será coletada seja representativa da formação. Com base no diâmetro do tubo-filtro, da profundidade do poço e da profundidade do nível da água, é calculado o volume de água contida no poço, que, multiplicado por três, é o volume que deve ser extraído. Visando avaliar as

características hidrogeológicas da área e diminuir as incertezas quanto à coleta de uma amostra representativa do local de coleta, recomenda-se o monitoramento dos parâmetros físico-químicos antes do início da purga e ao final da coleta, para melhor interpretação dos resultados obtidos. A vazão de preenchimento dos frascos de coleta deve ser menor ou igual à vazão de purga e nunca superior a 250 mL/min para substâncias orgânicas e 500 mL/min para inorgânicas. Esse tipo de amostragem pode ser realizado com bombas do tipo bexiga ou peristáltica. Pelos mesmos motivos citados no item “purga mínima”, a coleta por *bailers* deve ser evitada, principalmente quando o composto de interesse for composto orgânico volátil ou semivolátil.

As principais vantagens e desvantagens dos métodos de amostragem descritos estão sumarizadas na **Tabela 14.3-11**.

Outras ações importantes para assegurar a representatividade dos resultados obtidos a partir da amostragem dos poços são: a calibração e checagem dos equipamentos de medição utilizados (por empresa habilitada para tal procedimento); a coleta e análise de brancos e duplicatas; a descontaminação de equipamentos reutilizáveis, como bombas, por exemplo; a utilização de materiais descartáveis (mangueiras, bexigas etc.) em apenas um ponto de amostragem; o controle de temperatura adequada; e *holding time* das amostras até a chegada no laboratório (ABNT, 2010).

**Tabela 14.3-11 – Principais vantagens e desvantagens dos métodos de amostragem**

| | Baixa Vazão | Purga mínima | Amostrador passivo | Purga de volume determinado |
|---|---|---|---|---|
| Vantagens | O critério de finalização do método é definido através dos parâmetros físico-químicos da água, levando maior precisão na coleta de amostras representativas da formação. Menor volume de efluente pode ser gerado durante a purga. | Aplicado em poços de baixa permeabilidade (low K), assumindo que o volume de água contido no interior do poço seja representativo da formação. Procedimento de amostragem de menor tempo comparado com outros métodos que requerem controle de parâmetros físico-químicos. | Mínimo distúrbio no aquífero durante amostragem além de não gerar efluentes por não ser necessário a realização da purga no poço. Ideal para poços com baixa permeabilidade (low K). | Não requer monitoramento e controle contínuo de parâmetros físico-químicos para determinação do fim da purga. Pode ser utilizado com bailer e bombas de amostragem. |
| Limitações | Requer equipamentos adequados de medição de parâmetros fisico-químicos, sendo necessário a calibração periódica. Necessita de cuidados com descontaminação dos equipamentos a cada poço a ser amostrado, podendo haver risco de contaminação cruzada quando não realizada adequadamente. | Dependendo do elenco analítico e volume máximo disponível no poço para purga requer limitação de análises. | Maior quantidade de equipamentos para realização do procedimento, sendo de maior custo quando comparado com outros métodos. Não aplicável em poços não afogados. | Pode gerar grande volume de efluente durante a purga. Pode rebaixar o nível d'água quando não aplicado adequadamente, podendo esgotar poços de baixa permeabilidade. |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

.

### 2.3.4. Comparação entre as técnicas quantitativas de caracterização de fase dissolvida

Conforme comentado neste capítulo, a caracterização da fase dissolvida pode ser realizada de duas maneiras: por meio da investigação da água subterrânea ou do monitoramento da sua qualidade. A investigação da água subterrânea deve ser realizada anteriormente ao monitoramento da água subterrânea.

A investigação da água subterrânea de compostos orgânicos deve ser priorizada por meio da amostragem discreta. Isso se deve ao fato de que esse tipo de amostragem permite a caracterização em alta resolução de diversos níveis do aquífero isoladamente, propiciando um melhor entendimento do modelo conceitual da área de interesse. Posteriormente à caracterização pelas amostragens discretas, que fornecerá informações em 3D da ocorrência das SQIs, deve-se identificar as zonas de fluxo que possuem transporte significativo de massa de contaminantes pela água subterrânea. Uma vez identificadas as zonas de transporte significativas de contaminantes, devem ser instalados os poços de monitoramento nessas unidades hidroestratigráficas. Esses poços terão a função de monitorar a qualidade da água subterrânea nessas zonas no decorrer das demais atividades de GAC.

A utilização de poços de monitoramento para a investigação justifica-se somente quando atrelada às limitações da técnica de amostragem discreta, como, por exemplo: a investigação de substâncias químicas inorgânicas de interesse que necessitam de amostras com baixa turbidez, unidades hidroestratigráficas com baixa condutividade hidráulica onde não é possível realizar a coleta com amostragem discreta, entre outros casos.

Além de ser mais assertiva e ter maior resolução do que a amostragem em poços de monitoramento, a amostragem discreta é mais sustentável, possui menor custo e apresenta o resultado em menor tempo. Na amostragem discreta, um único filtro de inox pode ser utilizado para a investigação em todos os pontos, desde que descontaminado propriamente. Não é necessária a utilização de pré-filtro, selo de bentonita ou acabamento de poço de monitoramento na amostragem discreta, culminando em menores custos materiais. Por fim, além de não haver tempo de instalação de poço inexistente na amostragem discreta, não é necessário o aguardo do tempo de descanso entre o desenvolvimento do poço e a amostragem (7 a 10 dias). A amostragem no método discreto é realizada no mesmo dia da perfuração, otimizando o intervalo entre a investigação e o reporte do resultado.

Portanto, ressalta-se que, idealmente, na grande maioria dos casos, principalmente quando as SQIs se referem a compostos orgânicos, a investigação da água subterrânea, por meio de amostras discretas, deve ser realizada anteriormente à instalação de poços de monitoramento. O monitoramento, etapa posterior à investigação, deve ser realizado com os poços de monitoramento. Essa sequencialidade, além de melhorar a qualidade da investigação, mostra-se mais sustentável, menos custosa, e mais rápida, evitando a criação de malhas de poços de monitoramento desnecessárias e, consequentemente, custos excessivos nas campanhas de monitoramento da qualidade da água subterrânea, preservando recursos para futuras etapas do GAC.

A **Tabela 14.3-12** sumariza as vantagens e limitações das técnicas para a caracterização de fase dissolvida.

**Tabela 14.3-12 – Vantagens e limitações das técnicas para caracterização de fase dissolvida**

| | Amostragem Discreta (VAP) | Amostragem de Poços de Monitoramento |
|---|---|---|
| Vantagens | - Permite maior rapidez e flexibilidade na tomada de decisão nas investigações;<br>- Maior precisão e resolução da caracterização;<br>- Permite amostragem em múltiplas unidades hidroestratigráficas no mesmo ponto de investigação;<br>- Menor custo e mais sustentável que a instalação de um poço de monitoramento, pois a seção filtrante de inox pode ser descontaminada e utilizada em diversos pontos;<br>- Distúrbio mínimo da formação. | - O procedimento de amostragem permite estabilizar os parâmetros físico-químicos anteriormente a coleta (amostra garantindo a representatividade da amostra;<br>- A presença de pré-filtro no espaço anelar permite coletar amostras com baixa turbidez e aumentar o volume de água subterrânea a ser recuperado se comparado a amostragem discreta;<br>- Não existe limite de profundidade para instalação, o limite fica apenas relacionado ao método de perfuração;<br>- Resultados são utilizados como parâmetros de entrada da avaliação de risco à saúde humana sem contestação |
| Limitações | - O procedimento de amostragem não estabiliza os parâmetros físico-químicos para a coleta (amostra menos representativa das condições do aquífero);<br>- Turbidez relativamente alta, fazendo com que seja impossibilitada investigação para algumas SQI (i.e: metais dissolvidos);<br>- Recuperação do volume de água é menor que no poço de monitoramento. Impossibilidade/ dificuldade de coleta em formações com condutividades baixas (K< 10-6 cm/s);<br>- Limitação de profundidade para cravação do filtro temporário; | - Menor precisão da caracterização na maioria dos tipos de poços, com exceção dos poços CMT;<br>- Amostragem pode ser realizada apenas no nível em que o filtro for instalado;<br>- Instalação com pré-filtro, construção de selo, desenvolvimento e descanso depois do desenvolvimento são necessários, culminando em maior tempo/custo final;<br>- Não é ideal para investigações da água subterrânea quando não se tem informação dos compartimentos do meio. |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

### 2.3.5. Cromatografia a gás (CG)

Os cromatógrafos a gás (CG) portáteis são utilizados para analisar as concentrações de determinados contaminantes no solo e na água, sendo empregados também para mapear a extensão da contaminação.

Os CGs possuem supridores de gás internos, detectores e um sistema de integração das medições de concentração dos poluentes. Em geral, os CGs podem detectar limites na ordem de ppb de concentração, porém possuem um leque reduzido de compostos detectáveis. A depender dos detectores, podem medir: compostos orgânicos voláteis (VOCs) halogenados e não halogenados, compostos orgânicos semivoláteis (SVOCs), bifenilas policloradas (PCBs), hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAHs), pentaclorofenol (PCP), hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH), pesticidas e dioxinas.

Fundamentalmente, existem dois tipos de cromatógrafos a gás: *Purge and trap* e *Headspace*.

*Purge and trap*: são utilizados para analisar compostos orgânicos voláteis (VOC) em solo e água que possuam baixas constantes da Lei de Henry.

Dois exemplos desse tipo de cromatógrafo são o detector de ionização do argônio (AID) e o detector de condutividade termal (TCD).

O primeiro exemplo (AID) possui um detector de captura de elétron (ECD), e é comumente utilizado para compostos halogênicos, como tricloroetileno, e, especialmente, para alcanos clorados que não podem ser detectados pelo sistema de fotoionização (PID). O AID pode ainda detectar hidrocarbonetos voláteis, tais como benzeno, tolueno, xileno etc., nos meios solo e água.

*Headspace*: possuem um limite de detecção mais alto do que os *purge and trap*, portanto, são utilizados na faixa onde as constantes da Lei de Henry são maiores para determinados compostos.

O método baseia-se num PID (detector de fotoionização) sensível a compostos aromáticos e poli-insaturados, como benzeno e estireno.

PIDs, no entanto, não detectam metanos ou alcanos. O princípio do método é detectar somente substâncias que são ionizáveis abaixo ou à intensidade da lâmpada usada no aparelho para a ionização dos compostos.

Dessa maneira, não há em determinados aparelhos a definição de qual composto está sendo detectado, mas sim todos aqueles que se encontram numa determinada faixa de fotoionização.

Por isso, quando se usam os métodos de CG, é útil determinar o composto-alvo primeiro, para selecionar de maneira apropriada os métodos analíticos e, consequentemente, as ferramentas adequadas.

A **Figura 14.3-64** apresenta um cromatógrafo de campo (A) e um cromatógrafo portátil (B).

**Figura 14.3-64 – Exemplos de cromatógrafos de campo:**

Fonte: xxx
Notas:
(A) laboratório móvel;
(B) cromatógrafo portátil.

### 2.3.6. Cromatografia a gás/espectrometria de massa (GCMS)

Alguns detectores de GC portáteis podem ser combinados com espectrômetros de massa em uma unidade portátil de GCMS, capaz de fornecer análises semelhantes às de um laboratório fixo. O GCMS é particularmente útil pela sua capacidade de medir concentrações de uma ampla variedade de contaminantes. Alguns métodos SW-846 que podem ser adaptados para uso em campo incluem SVOCs, VOCs, PAH e PCBs.

São os métodos mais sofisticados e caros, comparados aos outros aqui descritos, voltados para análises finas de TOC (carbono orgânico total), POX/AOX/EOX (halogenados orgânicos purgáveis, adsorvidos ou extraídos) e ainda para análises por infravermelho.

## Referências

ABNT. **NBR 10007**: amostragem de resíduos sólidos. 2.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ABNT. **NBR 13895**: construção de poços de monitoramento e amostragem. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ABNT. **NBR 15492**: sondagem de reconhecimento para fins de qualidade ambiental: procedimento. 1.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2007.

ABNT. **NBR 15515-2**: passivo ambiental em solo e água subterrânea: parte 2: investigação confirmatória. 2.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2023

ABNT. **NBR 15847**: amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento: métodos de purga. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

ABNT. **NBR 15935**: investigações ambientais: aplicação de métodos geofísicos. Rio de Janeiro: ABNT, 2011.

ABNT. **NBR 16434**: amostragem de resíduos sólidos, solos e sedimentos: análise de compostos orgânicos voláteis (COV): procedimento. 1.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2015a.

ABNT. **NBR 16435**: controle de qualidade na amostragem para fins de investigação de áreas contaminadas: procedimento. 1.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2015b.

ABNT; ISO/IEC. **ABNT NBR ISO/IEC 17025**: requisitos gerais para competência de laboratórios de ensaio e calibração. 3.ed. Rio de Janeiro: ABNT, 2017.

ALDSTADT, J.; ST. GERMAIN, R.; GRUNDL,T.; SCHWEITZER, R. **An in situ laser-induced fluorescence system for polycylic aromatic hydrocarbon-contaminated sediments:** final report. Chicago,IL: EPA, 2002. 54 p. Disponível em: https://cluin.org/download/contaminantfocus/sediments/pah-lif-char.pdf. Acesso em: maio 2025.

API. **API LNAPL transmissivity workbook**: a tool for baildown test analysis: user guide. Washington, D.C.: API, 2016. (API Publication, 4762). 52 p. Disponível em: https://www.api.org/~/media/4762%20lnapl%20tn%20wkbk%20baildown%20userguide%20apr2016%20(2).pdf. Acesso em: maio 2025.
ASQUITH, G.; GIBSON, C. **Basic well log analysis for geologists**. Tulsa, OK: American Association of Petroleum Geologists, 1982. (AAPG Methods in Exploration, v. 3). DOI: https://doi.org/10.1306/Mth3425.

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D2008-12**: standard test method for ultraviolet absorbance and absorptivity of petroleum products. West Conshohocken, PA: ASTM, 2018. DOI: 10.1520/D2008-12.

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D5092/D5092M-16**: standard practice for design and installation of groundwater monitoring wells. West Conshohocken, PA: ASTM, 2024. Last Updated: Jun 21, 2024. DOI: 10.1520/D5092_D5092M-16.

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D5521/D5521M-18:** guide for development of ground water monitoring wells in granular aquifers. West Conshohocken, PA: ASTM, 2025. Last Updated: Mar 04, 2025. DOI: 10.1520/D5521_D5521M-18.

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D6001/D6001M-20**: standard guide for direct-push groundwater sampling for environmental site characterization. West Conshohocken, PA: ASTM, 2020. Last Updated: Nov 12, 2020. DOI: 10.1520/D6001_D6001M-20.

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D6196-15e1**: standard practice for choosing sorbents, sampling parameters and thermal desorption analytical conditions for monitoring volatile organic chemicals in air. West Conshohocken, PA: ASTM, 2023. Last Updated: Mar 03, 2023. DOI: 10.1520/D6196-15E01.

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D7352-18**: standard practice for volatile contaminant logging using a Membrane Interface Probe (MIP) in unconsolidated formations with *direct push* methods. West Conshohocken, PA: ASTM, 2018. **DOI:** 10.1520/D7352-18

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D7663-18**: Standard Practice for Active Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Vapor Intrusion Evaluations. West Conshohocken, PA: ASTM, 2024. Last Updated: Jul 18, 2024.

ASTM INTERNATIONAL. **ASTM D7758-17**: standard practice for passive soil gas sampling in the vadose zone for source identification, spatial variability assessment, monitoring, and vapor intrusion evaluations. West Conshohocken, PA: ASTM, 2017. DOI: 10.1520/D7758-17.

AUSTIN, Rob; GATIBONI, Luke; HAVLIN, John. **Soil sampling strategies for site-specific field management**. Raleigh NC: NC State Extension/NC State University, 2020. Disponível em: https://content.ces.ncsu.edu/soil-sampling-strategies-for-site-specific-field-management. Acesso em: maio 2025.

BASSIOUNI, Z. **Theory, measurement, and interpretation of well logs**. Richardson, TX: SPE; San Ramom, CA: AIME, 1994. (SPE Textbook Series, v. 4).

BRAGA, A. C. de O.; CARDINALI, M. T. Aplicação da resistividade e cargabilidade em estudos de contaminação de sedimentos por derivados de hidrocarbonetos. **Revista Brasileira de Geofísica**, São Paulo, v. 23, n. 2, p.181-190, 2005. DOI: https://doi.org/10.1590/S0102-261X2005000200007. Disponível em: https://www.scielo.br/j/rbg/a/54Xv8yCP8smSgyWKn44ZKwc/?format=pdf&lang=pt. Acesso em: maio 2025.

BUJEWSKI, G.; RUTHERFORD, B. **The rapid optical screening tool (ROSTTM) laser-induced fuorescence (LIF) system for screening of petroleum hydrocarbons in subsurface soils**. innovative technology verification report. Las Vegas: EPA, 1997. Disponível em: https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/30003JAJ.PDF?Dockey=30003JAJ.PDF. Acesso em: maio 2025.

CARY, J. W.; MCBRIDE, J. F.; SIMMONS, C. S. Trichloroethylene residuals in the capillary fringe as affected by air-entry pressures. **Journal of Environmental Quality**, Madison, WI, v. 18, n. 1, p. 72-77, Jan.-Mar. 1989. DOI: https://doi.org/10.2134/jeq1989.00472425001800010013x. Disponível em: https://acsess.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2134/jeq1989.00472425001800010013x. Acesso em: maio 2025.

CASCADE ENVIRONMENTAL. **Membrane Interface Hydraulic Profiling (MIHPT)**. Bothel, WA: Cascade-env, [2021]. Disponível em: https://www.cascade-

env.com/technologies/site-characterization/membrane-interface-hydraulic-profiling-mihpt/. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Emergências químicas**: detecção e monitoramento. São Paulo: CETESB, [202-]. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/emergencias-quimicas/logistica/deteccao-e-monitoramento/. Acesso em: maio 2025.

CHEIRON RESOURCES Ltd. **Product catalogues:** oilscreensoil (Sudan IV)®. Alberta, CA: Cheiron Resources, c2011. Disponível em: http://www.cheiron-resources.com/oss-sudaniv.php. Acesso em: maio 2025.

CLEAN ENVIRONMENT BRASIL. **Shake test**. Valinhos, SP: Clean Environment Brasil, c2025. Disponível em: https://www.clean.com.br/Produto/Detalhe/121. Acesso em: maio 2025.

CLU-IN. **Laser-induced fluorescence**. Washington, DC: CLU-IN, 2018. Last updated on Friday, September 7, 2018. Disponível em: https://clu-in.org/characterization/technologies/lif.cfm. Acesso em: maio 2025.

CLU-IN. **Membrane Interface Probe (MIP)**. Washington, DC: CLU-IN. 2023. Last updated on Friday, April 28, 2023. Disponível em: https://clu-in.org/characterization/technologies/mip.cfm. Acesso em: maio 2025.

COHEN, R.; MERCER, M. J.; MATTHEWS, J. **Residual saturation**. *In*: COHEN, R.; MERCER, M. J.; MATTHEWS, John. **DNAPL site evaluation**. Boca Raton, FL: CRC Press, 1993. Chap. 4, part 4.5, p. 4–16. c1993 by C.K. Smoley.

COSTA FILHO, W. D.; GALVÃO, M. J. de T. G.; LIMA, J. B.; LEAL, O. **Noções básicas sobre poços tubulares**: cartilha informativa. [Recife]: CPRM, 1998. 22 p. Ações emergenciais de combate aos efeitos das secas. Disponível em: https://rigeo.sgb.gov.br/bitstream/doc/16636/1/nocoes_basicas_pocos_tubulares.pdf. Acesso em: maio 2025.

CRESSIE, N. A. **Statistics for spatial data**. Revised ed. New York: John Wiley & Sons, 1993. (Wiley series in probability and mathematical statistics. Applied probability and statistics section). DOI:10.1002/9781119115151.

DAKOTA TECHNOLOGIES. **DyeLIF**: overview. Fargo, ND: Dakota Tecnologies, [2021a]. Disponível em: http://www.dakotatechnologies.com/services/dyelif. Acesso em: maio 2025.

DAKOTA TECHNOLOGIES. **Intro to LIF**: overview. Fargo, ND: Dakota Tecnologies, [2021b]. Disponível em: http://www.dakotatechnologies.com/learn-more. Acesso em: 5 maio 2025.

DAKOTA TECHNOLOGIES. **MIP & MiHpt:** Membrane Interface Probe (MIP): overview. Fargo, ND: Dakota Tecnologies, [2021c]. Disponível em: http://www.dakotatechnologies.com/services/mip/overview. Acesso em: maio 2025.

DAKOTA TECHNOLOGIES. **TarGOST®** ): overview. Fargo, ND: Dakota Tecnologies, [2021d]. Disponível em: http://www.dakotatechnologies.com/services/targost. Acesso em: maio 2025.

DIETZE, Michael; DIETRICH, Peter. **Evaluation of vertical variations in hydraulic conductivity in unconsolidated sediments**. Groundwater, Westerville, OH, v. 50, n. 3, p. 450-456, May/June 2012. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2011.00854.x.

DWARAKANATH, V.; JACKSON, R. E.; POPE, G. A. **Influence of wettability on the recovery of NAPLS from alluvium**. Environmental Science and Technology, Washington, D.C., v. 36, n. 2, p. 227-231, Jan. 2002. DOI: 10.1021/es011023w.

GALLAS, J. D. F. **O método do potencial espontâneo SP – Uma revisão sobre suas causas, seu uso histórico e suas aplicações atuais**. Revista Brasileira de Geofísica, São Paulo, v 23, n. 2, p. 133-144, 2005. DOI: https://doi.org/10.1590/S0102-261X2005000200003. Disponível em: https://www.scielo.br/j/rbg/a/6nXPC65xKWnH7dCjjTTK48M/?format=pdf&lang=pt. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **Geoprobe ® Membrane Interface Probe (MIP**): standard operating procedure. Salina, KS: Geoprobe Systems, 2020. 53 p. Disponível em: https://geoprobe.com/sites/default/files/pdfs/MIP_SOP_mk3010_1020.pdf. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **Geoprobe® SP22–ISP groundwater sampler**. [Salina, KS]: Geoprobe Systems, 2020. 1 vídeo (27 min), son., color. Disponível em: https://www.youtube.com/watch?v=KDEJ_KcEqeU. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **MIP Membrane Interface Probe**. Salina, KS: Geoprobe Systems, [2021a]. Disponível em: https://geoprobe.com/direct-image/mip-membrane-interface-probe. Acesso em: maio 2025.

GEOPROBE SYSTEMS. **OIP-green successfully detects coal tar fluorescence**. Salina, KS: Geoprobe Systems, [2021b]. Disponível em: https://geoprobe.com/articles/oip-green-successfully-detects-coal-tar-fluorescence. Acesso em: maio 2025.

HALLIBURTON. **Basic petroleum geology and log analysis**. [Houston, TX]: Halliburton, 2001. Disponível em: https://irmat-ucan.com/library/admin/books_pdf/pdf_67a77ce8a3f6f5.61377927.pdf. Acesso em: maio 2025.

HAWAII (State). DOH. HEER Office. **Field screening methods: interim final**. *In*: HAWAII (State). DOH. HEER Office. **Technical guidande manual (TGM) for the implementation of the Hawai'i State Contingency Plan.** Pearl City, Hawaii: HEER Office, 2017. Section 8.0 (63 p.). Disponível em: https://health.hawaii.gov/heer/tgm/pdf-downloads/. Acesso em: maio 2025.

HODNEY, J.; WHETZEL, J.; ANDERSON, H. **Quantitative passive soil gas and air sampling in vapour intrusion investigations**. *In*: VAPOR INTRUSION 2009, AIR & WASTE MANAGEMENT ASSOCIATION, 2009, San Diego, CA. **Proceedings** [...]. [*S. l.*]: [*s. n.*], 2009. Disponível em: https://www.agisurveys.net/wp-content/uploads/2017/05/other-pdf-6.pdf. Acesso em: maio 2025.

HONEYWELL. **Technical Note TN-106B: Correction Factors, Ionization Energies, And Calibration Procedures**. [S.l.]: RAE Systems by Honeywell, 2020. Disponível em: https://automation.honeywell.com. Acesso em: maio 2025.

HULLING, S. G.; WEAVER, JAMES W. **Ground water issue: dense nonaqueous phase liquids**. Washington, D.C.: EPA, Mar. 1991. 21 p. (EPA/540/4-91-002). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/dnapl_issue_paper.pdf. Acesso em: maio 2025.

ISLER, E.; Teramoto, E. H.; Baessa, M. P. M.; Pede, M. A. Z.; Kiang, C. H. **Trapeamento de LNAPL observado por meio da técnica de fluorescência induzida por laser (LIF)**. Revista Águas Subterrâneas, São Paulo, v. 32, n.3, p. 315-324, 2018. DOI: https://doi.org/10.14295/ras.v32i3.29137. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/download/28923/18848/0. Acesso em: maio 2025.

ISLER, E.; TERAMOTO, E. H.; BAESSA, M. P. M.; PEDE, M. A. Z.; KIANG, C. H. **Trapeamento de LNAPL observado por meio da técnica de fluorescência induzida por laser (LIF)**. Revista Águas Subterrâneas, Belo Horizonte, v. 32, n.3, p. 315-324, 2018. DOI: https://doi.org/10.14295/ras.v32i3.29137. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/download/28923/18848/0. Acesso em: maio 2025.

ISLER, E. **Aplicação de fluorescência induzida por laser (LIF) em área contaminada por querosene de aviação**. 2020. 166 p. Tese (Doutorado em geociências e meio ambiente) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2020. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/entities/publication/a1adce25-c8cf-450e-b935-de6c065d886d. Acesso em: maio 2025.

ISO. **ISO 18400-204**: soil quality: sampling: part-204: guidance on sampling of soil gas. 1st ed. Geneva: ISO, 2017.

ITRC. **Appendix D: field screening methods**. *In:* ITRC. **TPH risk evaluation at petroleum-contaminated sites**. Washington, D.C.: ITRC, 2018. (TPH Risk-1). Disponível em: https://tphrisk-1.itrcweb.org/. Acesso em: maio 2025.

ITRC.**Integrated DNAPL site characterization and tools selection**. DNAPL Site Characterization Team. Washington, DC: ITRC, 2015. 381 p. (Guidance Document. ISC-1). Disponível em: https://projects.itrcweb.org/DNAPL-ISC_tools-selection/Content/Resources/DNAPLPDF.pdf. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Implementing advanced site characterization tools (ASCT-1**). Washington, D.C.: IRTC, 2019. Disponível em: https://asct-1.itrcweb.org/. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Implementing advanced site characterization tools (ASCT-1**). Washington, D.C.: IRTC, 2019. Disponível em: https://asct-1.itrcweb.org/. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Incremental Sampling Methodology (ISM) update**. Washington, D.C.: ITRC, 2020. 283 p. (Technical regulatory/guidance). Disponível em: https://ism-2.itrcweb.org/wp-content/uploads/2020/11/itrc_ism_compiled_508_092523.pdf. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Incremental Sampling Methodology (ISM-1)**. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, fev. 2012. Substituído por ITRC, 2020.

ITRC. **Light Non-Aqueous Phase Liquid (LNAPL) site management**: LCSM evolution, decision process, and remedial technologies (LNAPL-3). Washington, D.C.:

ITRC, 2018. Disponível em: https://quest-1.itrcweb.org/assessment-phase/site-characterization/contaminants/napl/lnapl/#!fancybox/f230acf2. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **LNAPL Site Management: LCSM Evolution, Decision Process, and Remedial Technologies (LNAPL-2)**. Washington, D.C.: ITRC, 2018a. Disponível em: https://lnapl-2.itrcweb.org/. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **LNAPL Site Management: LCSM Evolution, Decision Process, and Remedial Technologies (LNAPL-3)**. Washington, D.C.: ITRC, 2018b. Disponível em: https://lnapl-3.itrcweb.org/. Acesso em: maio 2025.

KEAREY, P.; BROOKS, M.; HILL, I. **Geofísica de exploração**. Tradução Maria Cristina Moreira Coelho. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 438 p.

KRAM, M. L.; KELLER, A. A.; ROSSABI, J.; EVERETT, L. G. **DNAPL characterization methods and approaches: part 1: performance comparisons**. Groundwater Monitoring and Remediation, Westerville, OH, v. 21, n. 4, p. 109-123, Nov. 2001. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2001.tb00647.x.

KUEPER, B. H.; MCWHORTER, D. B. **The behavior of dense, nonaqueous phase liquids in fractured clay and rock**. Groundwater, Westerville, OH, v. 29, n. 5, p. 716-728, Sept./Oct. 1991. DOI: https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1991.tb00563.x. Disponível em: https://ngwa.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1745-6584.1991.tb00563.x. Acesso em: maio 2025.

LOS ANGELES LNAPL Workgroup. **Final report LA LNAPL recoverability study**. Torrance, CA: Western States Petroleum Association, 2015. 145 p. Disponível em: https://erwiki.net/images/f/fe/LALNAPL-2015_FinalReportb.pdf. Acesso em: maio 2025.

LOS ANGELES LNAPL Working Group. **Light Non-Aqueous Phase Liquids (LNAPL) literature review**. Version 1.0. Los Angeles, CA: LNAPL Working Group, 2011. 99 p. Disponível em: https://www.gsienv.com/wp-content/uploads/2021/04/LA-LNAPL-Lit-Review-1.02.pdf. Acesso em: maio 2025.

LSP Association Technical Practices Committee. **LNAPL and the Massachusetts contingency plan**: part II. [Belmont, MA] LSPA, 2008. 47 p. (LSPA Technical Practices Committee). Disponível em: https://www.lspa.org/assets/documents/wp-LNAPLPartII.pdf. Acesso em: maio 2025.

MASSACHUSETTS. DEP. **Light nonaqueous phase liquid and the MCP**: guidance on site assessment and closure: policy #WSC-16-450. Boston, MA: MassDEP, 2016. 53 p. (Final Policy #WSC-16-450). Disponível em: https://www.mass.gov/doc/wsc-16-450-light-nonaqueous-phase-liquids-lnapl-and-the-mcp-guidance-for-site-assessment-and/download. Acesso em: maio 2025.

MCCALL, W.; CHRISTY, T. M.; PIPP, D. A.; JASTER, B.; WHITE, J.; GOODRICH, J.; FONTANA, J.; DOXTADER, S. **Evaluation and application of the optical image profiler (OIP) a *direct push* probe for photo-logging UV-induced fluorescence of petroleum hydrocarbons**. Environmental Earth Sciences, Berlim, v. 77, p. 374-389, 2018. DOI: https://doi.org/10.1007/s12665-018-7442-2. Disponível em: https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s12665-018-7442-2.pdf. Acesso em: maio 2025.

MPCA. **Human Health Soil Investigation Guidance**. Remediation Division. [*S. l.*]: Minnesota Pollution Control Agency. Document number c-r1. 2016.

MYERS, J. C. **Geostatistical error management**: quantifying uncertainty for environmental sampling and mapping. New York: Van Nostrand Reinhold, 1997.

NEWELL, C. J.; ACREE, S. D.; ROSS, R. R.; HULING, S. G. **Ground water issue: light nonaqueous phase liquids**. Washington, D.C.: EPA, [1995]. 28 p. (EPA/540/S-95/500. NTIS 95-267738). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/lnapl.pdf. Acesso em: maio 2025.

NIELSEN, D. M. **Practical handbook of ground-water monitoring**. Chelsea, MI: Lewis Publishers, 1991.

OLIVEIRA, M. F.; FREITAS, J. G. **Desenvolvimento de poço multinível para amostragem de água subterrânea em solos tropicais**. *In:* CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 3., 2013, São Paulo. **Anais** [...]. Belo Horizonte: ABAS, 2013. Publicado na Revista Águas Subterrâneas, Belo Horizonte, Supl. 2013. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/27495/17767. Acesso em: maio 2025.

PASTROVICH, T. L.; BARADAT, Y.; BARTHEL, R.; CHIARELLI, A.; FUSSEL, D. R. **Protection of ground water from oil pollution**. Den Haag, NL: CONCAWE, 1979. 61 p. (CONCAWE Report, 3/79).

PAYNE, F. C.; QUINNAN, J. A.; POTTER, S. T. **Remediation hydraulics**. Boca Raton: CRC Press Taylor and Francis Group, 2008.

PEDE, M. A. Z. **Flutuação do lençol freático e sua implicação na recuperação de hidrocarbonetos**: um estudo de caso. 2009. 126 f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2009. Disponível em: https://repositorio.unesp.br/entities/publication/576c199a-f429-45ac-8a80-4cbcb30b77ca. Acesso em: maio 2025.

PEDE, MAZ. **Water table fluctuation and its implication for hydrocarbon recovery: A case study: Um estudo de caso**. Ph.D. dissertation, IGCE, São Paulo State University Rio Claro-SP, 2009. 126 p.

PINE ENVIRONMENTAL SERVICES LLC. **Oil in soil screening kit**. Canada: Pine, c2019. Disponível em: https://www.pine-environmental.com/products/oil_in_soil_screening_kit. Acesso em: maio 2025.

RAO, P. C.; JAWITZ, C. G.; ENFIELD, R. W.; FALTA, M. D.; ANNABLE, M. D.; WOOD, A. L. **Technology integration for contaminated site remediation: cleanup goals & performance criteria**. *In*: GROUNDWATER QUALITY: natural and enhanced restoration of groundwater pollution, 2001, Sheffield. **Proceedings [...].** Oxfordshire, UK: IAHS, 2002. p. 571-578. (IAHS Publication, n. 275). Selected and reviewed papers. Disponível em: https://www.enviro.wiki/images/2/2b/2002-Rao_PSC-Technology_integration_for_contaminated_site_remediation.pdf. Acesso em: maio 2025.

RIBEIRO, A. F.; MENDONÇA, C. A.; BUORO, A. A. **Perfilagem indução eletromagnética e radiação gama natural em poços de Monitoramento**. *In*: INTERNATIONAL CONGRESS OF THE BRAZILIAN GEOPHYSICAL SOCIETY, 14.;

EXPOGEF, 2015, Rio de Janeiro. **Proceedings** […]. Houston, TX: SEG, 2015. Disponível em: https://sbgf.org.br/mysbgf/eventos/expanded_abstracts/14th_CISBGf/session/BOREHOLE%20GEOPHYSICS/Perfilagem%20indu%C3%A7%C3%A3o%20eletromagn%C3%A9tica%20e%20radia%C3%A7%C3%A3o%20gama%20natural%20em%20po%C3%A7os%20de%20monitoramento.pdf. Acesso em: maio 2025.

RIYIS, M. T.; JESUS, L. S.; ARAKAKI, E. GIACHETI, H. L. **Varredura vertical de amostras de solo com LNAPL utilizando dispositivo de baixo custo com luz ultravioleta**. Águas Subterrâneas: revista, Belo Horizonte, v. 33, n. 3, p. 247-257, 2019. DOI: https://doi.org/10.14295/ras.v33i3.29362. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29362/19106. Acesso em: maio 2025.

RIYIS, M. T.; GIACHET, H. L.; RIYIS, M. T.; DERRITE, M. R. **Estimativa da massa de contaminantes comparando técnicas tradicionais com ferramentas de investigação de alta resolução (HRSC)**. Revista Brasileira de Geologia de Engenharia e Ambiental, São Paulo, v. 5, n. 2, p. 38-49, 2015. Disponível em: https://www.abge.org.br/downloads/revistas/artigo32017082114105013 26.pdf?linkAsp=ESTIMATIVA+DA+MASSA+DE+CONTAMINANTES+COMPARANDO+T%C3%89CNICAS+TRADICIONAIS%C2%A0COM+FERRAMENTAS+DE+INVESTIGA%C3%87%C3%83O+DE+ALTA+RESOLU%C3%87%C3%83O+%28HRSC%29. Acesso em: maio 2025.

RIYIS, M. T.; DERRITE, R. M.; RIYIS, M. T. **Uso de lâmpada de ultravioleta (UV) para varredura vertical de solos contaminados por hidrocarbonetos de petróleo**. Revista InterfacEHS: saúde, meio ambiente e sustentabilidade, São Paulo, v.10, n. 1, p. 88-103, jun. 2015. Disponível em: https://www.sumarios.org/artigo/uso-de-l%C3%A2mpada-de-ultravioleta-uv-para-varredura-vertical-de-solos-contaminados-por. Acesso em: maio 2025.

RIYIS, M. T.; RIYIS, M. T. **Considerações sobre a norma brasileira 15.495-1: poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares – parte 1: projeto e construção**. *In:* CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 2., São Paulo. **Anais** [...]. Belo Horizonte: ABAS, 2011. Publicado na Revista Águas Subterrâneas, Belo Horizonte, Supl. 2011. Disponível em: https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/28105. Acesso em: maio 2025.

ROBBAT, A. JR.; SMARASON, S.; GANKIN, Y. **Dynamic work plans and field analytics: the keys to cost-effective hazardous waste site investigations**. Field Analytical Chemistry & Technology, [*s. l.*], v. 2, n. 5, p. 253-265, 1998. DOI: https://doi.org/10.1002/(SICI)1520-6521(1998)2:5<253::AID-FACT2>3.0.CO;2-T.

ROSSABI, J. **DNAPL site characterization: the evolving conceptual model and toolbox approach**. Oak Ridge, TN: U.S. Department of Energy/OSTI, 2000. (Report number: WSRC-MS-2000-00183; TRN: AH200016%%72. OSTI ID:755217). Disponível em: https://www.osti.gov/biblio/755217/. Acesso em: maio 2025.

SALE, T, HOPKINS, H, KIRKMAN, A. **Managing Risk at LNAPL Sites. Frequent Asked Questions**. 2nd Edition. American Petroleum Institute (API), Soil and Groundwater Research. Bulletin (2018) No. 18, Washington, DC, USA https://www.api.org/oil-and-natural-gas/environment/clean-water/groundwater/lnapl/lnapl-faqs. Acesso em: maio 2025.

SALE, T.; HOPKINS, H.; KIRKMAN, A. **Managing risk at LNAPL sites**: frequent asked questions. 2nd ed. Washington, D.C.: API, 2018. 72 p. (Bulletin, n. 18). Disponível em: https://www.api.org/-/media/Files/EHS/Clean_Water/Ground_Water_Quality/LNAPL-FAQs/LNAPL_FAQs_2nd%20edition-050819_Lo.pdf?la=en&hash=566DA189ADCA66F29F62307C2ABB7F6FBDF6BE8F. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 63.261, de 9 de março de 2018**. Altera o Decreto nº 32.955, de 7 de fevereiro de 1991, que regulamenta a Lei nº 6.134, de 2 de junho de 1988. Dispõe sobre a preservação dos depósitos naturais de águas subterrâneas do Estado de São Paulo. Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 128, n. 45, p. 3-4, 10 mar. 2018. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/?id=185448. Acesso em: maio 2025.

SCHWILLE, F. **Dense chlorinated solvents in porous and fractured media**: model experiments. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1988.

SOEIRO, P. A. S. **Perfilagem de poços**: programa USP. São Paulo: [*s. n.*], 2005.

ST. GERMAIN, R. **UVOST Training**: LIF Data Interpretation and UVOST System Review. Fargo: Dakota Technologies, Inc, 2012.

SUTHERSAN, S.; KOONS, B.; SCHNOBRICH, M. **Contemporary Management of Sites with Petroleum LNAPL Presence**. Groundwater Monitoring & Remediation, Westerville, OH, v. 35, n. 1, p. 23-29, Winter 2015. DOI:10.1111/gwmr.12099.

SUTHERSAN, S.; QUINNAN, J.; WELTZ, N. **The New ROI: Return on Investigations by Utilizing Smart Characterization Methods**. Groundwater Monitoring & Remediation, Westerville, Ohio, v. 35, n. 3, p. 25-33, Summer, 2015. DOI: https://doi.org/10.1111/gwmr.12118.

TERAMOTO, E. H. ; BAESSA, M. P. M.; CHANG, H.K. **Simulações da migração de plumas dissolvidas de compostos BTEX geradas por LNAPL trapeado**. Águas Subterrâneas, 33(3), 280-291, 2019.

TERAMOTO, E. H.; ISLER, E.; POLESE, L.; BAESSA, M. P. M.; KIANG, C. H. **LNAPL saturation derived from laser induced fluorescence method**. Science of the Total Environment, Amsterdam, v. 683, p. 762-772, Sept. 2019. DOI: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.262.

TERAMOTO, Elias H.; CHANG, Hung K. **A Screening model to predict entrapped LNAPL depletion**. Water, Switzerland, v. 12, n. 2, p. 334-349, 2020. DOI: https://doi.org/10.3390/w12020334. Disponível em: https://mdpi-res.com/d_attachment/water/water-12-00334/article_deploy/water-12-00334-v2.pdf?version=1582890419 Acesso em: maio 2025.

TITTMAN, J. **Geophysical well logging**. Orlando: Academic Press, 1986. Excerpted from: Methods in experimental physics, geophysics, v. 24, part B, p. 441-615.

USEPA. **Compendium of methods for the determination of toxic organic compounds in ambient air**. Washington, DC: EPA, c2024. Disponível em: https://www.epa.gov/amtic/compendium-methods-determination-toxic-organic-compounds-ambient-air. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Design and installation of monitoring wells**. Washington, D.C.: EPA, 2018. (SESDGUID-101-R2). Dsiponívvel em: https://www.epa.gov/quality/design-and-installation-monitoring-wells. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Guidance on choosing a sampling design for environmental data collection for use in developing a quality assurance project plan:** for use developing […]. Washington, DC: EPA, 2002. 178 p. (EPA QA/G-5S. EPA/240/R-02/005). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/g5s-final.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Guidance on systematic planning using the data quality objectives process**. Washington, D.C.: EPA, 2006. 121 p. (EPA QA/G-4. EPA/240/B-06/001). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/g4-final.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **A decision-making framework for cleanup of sites impacted with Light NonAqueous Phase Liquids (LNAPL)**. Office of Solid Waste and Emergency Response. Washington, D.C.: EPA, 2005. 86 p. (EPA 542-R-04-011). Disponível em: https://clu-in.org/download/rtdf/napl/decisionframework.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **OSWER technical guide for assessing and mitigating the vapor intrusion pathway from subsurface vapor sources to indoor air**. Washington, D.C.: EPA, 2015. 267 p. (EPA OSWER Publication, 9200). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/oswer-vapor-intrusion-technical-guide-final.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Protecting the Nation's Ground Water: EPA's Strategy for the 1990s**. Washington, D.C.: Office of the Administrator, EPA, 1991. 84 p.

USEPA. **Site characterization techniques for DNAPL investigations**. Cincinnati, OH: EPA, 2004. 165 p. (EPA 542-R-04-017). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/site_char_dnapl_542r04017.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **SW-846 test method 9095B: paint filter liquids test, part of test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods**. *In*: USEPA. **The SW-846 compendium:** hazardous waste test methods. Washington, DC: EPA, 2024. Last updated on August 12, 2024. Disponível em: https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-9095b-paint-filter-liquids-test. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Soil sampling and decision making using Incremental Sampling Methodology (ISM)**. Technology Innovation and Field Services Division. Washington, D.C.: EPA, 2017-2022. Disponível em: https://clu-in.org/conf/itrc/ISM/. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **The SW-846 compendium: hazardous waste test methods**. Washington, DC: EPA, c2025. Disponível em: https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-compendium. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **The SW-846 compendium: hazardous waste test methods**. Washington, DC: EPA, c2025. Disponível em: https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-compendium. Acesso em: maio 2025.

VILAR, J.; JARDIM, L.; RIYIS, M. T.; CUNHA, R. C. de A. **Smart Characterization para mapeamento da distribuição de contaminantes em área fonte impactada por**

**solventes clorados**. Revista InterfacEHS – Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade. Vol. 13. nº 1. Centro Universitário SENAC. Junho de 2018.

WILSON, J. L.; CONRAD, S. H.; MASON, W. R.; PEPLINSKI, W.; HAGAN, E. **Laboratory investigation of residual liquid organics from spills, Leaks, and the Disposal of Hazardous Wates in Groundwater**. Ada, OK: EPA, 1990. 287 p. (EPA/600/6-90/004). Disponível em: https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/20012VSS.txt?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1986%20Thru%201990&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&UseQField=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5CZYFILES%5CINDEX%20DATA%5C86THRU90%5CTXT%5C00000014%5C20012VSS.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C-&MaximumDocuments=1&FuzzyDegree=0&ImageQuality=r75g8/r75g8/x150y150g16/i425&Display=hpfr&DefSeekPage=&SearchBack=ZyActionL&Back=ZyActionS&BackDesc=Results%20page&MaximumPages=1&ZyEntry=2. Acesso em: maio 2025.

# Seção 15.1: Medidas de Intervenção em Áreas Contaminadas – Introdução

O **Capítulo 15**, “Medidas de Intervenção em Áreas Contaminadas”, apresenta os principais conceitos, bem como a introdução às diferentes metodologias atualmente adotadas para Intervenção em Áreas Contaminadas.

As Medidas de Intervenção em Áreas Contaminadas podem ser subdivididas nos seguintes subgrupos: (i) Medidas de Remediação por Tratamento (MRT); (ii) Medidas de Remediação por Contenção (MRC); (iii) Medidas de Controle de Engenharia (MCE); e (iv) Medidas de Controle Institucional (MCI), as quais podem ser utilizadas individualmente ou associadas entre si, por parte das entidades envolvidas, para que o Termo de Reabilitação para o Uso Declarado seja emitido de modo seguro, evitando o perigo à vida ou à saúde da população e, também, danos aos bens a proteger.

Nesse contexto, as seções do **Capítulo 15** estão divididas da seguinte maneira:

15.1 – Introdução
15.2 – Medidas de Remediação por Tratamento
15.3 – Medidas de Remediação por Contenção
15.4 – Medidas de Controle de Engenharia
15.5 – Medidas de Controle Institucional

O procedimento de seleção das medidas de intervenção, da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção, pode ser consultado na **Seção 9.2**.

# Seção 15.2: Medidas de Remediação por Tratamento

**Sumário**

**1. Conceito ..... 2**
**2. Investigação para remediação ..... 3**
**3. Técnicas/tecnologias de remediação por tratamento ..... 6**
3.1. Técnicas de remediação *in situ*: ..... 6
3.1.1. *Air sparging* (AS) | Injeção de ar ..... 6
3.1.2. *Multi phase extraction* (MPE) | Extração multifásica ..... 8
3.1.3. *Soil vapor extraction* (SVE) | Extração de vapores ..... 10
3.1.4. *In situ* flushing ..... 12
3.1.5. *Pump and treat* | Bombeamento e tratamento ..... 13
3.1.6. Dessorção térmica *in situ* ..... 14
3.1.7. *Steam enhanced extraction* (SEE) | Injeção de vapores de água ..... 15
3.1.8. *Electrical resistance heating* (ERH) ..... 16
3.1.9. *Thermal conduction heating* (TCH) ..... 17
3.1.10. *Electrokinetics* (EK) | Eletrocinese *in situ* ..... 18
3.1.11. *In situ chemical oxidation* (ISCO) | Oxidação química *in situ* ..... 20
3.1.12. Nanotecnologia ..... 23
*3.1.13. In situ chemical reduction* (ISCR) | Redução química *in situ* ..... 25
3.1.14. *Permeable reactive barriers* (PRB) | Barreiras reativas permeáveis ..... 27
3.1.15. Adsorção ..... 30
3.1.16. Biorremediação ..... 32
3.1.17. *Monitored natural attenuation* (MNA) | Atenuação natural monitorada ..... 37
3.1.18. Fitorremediação ..... 39
3.1.19. Natural source zone depletion (NSZD) ..... 40
3.2. Técnicas de remediação *ex situ* ..... 44
3.2.1. Escavação e remoção ..... 45
3.2.2. Biorremediação/biopilha *ex situ* ..... 47
3.2.3. Tratamento térmico *ex situ* ..... 48
3.2.4. Lavagem/extração química *ex situ* ..... 49
3.2.5. Oxidação/redução de solo *ex situ* ..... 51
3.2.6. Solidificação/estabilização de solo *ex situ* ..... 51
**4. Planejamento e implementação das medidas de remediação por tratamento 53**
4.1. Projeto básico e executivo ..... 53
4.2. Cronograma ..... 55
4.3. Implementação ..... 55
**5. Monitoramento da eficiência e eficácia das medidas de remediação por tratamento ..... 56**
**6. Técnicas conjugadas mais utilizadas ..... 57**
6.1. Técnicas *in situ* ..... 58
6.1.1. Controle de pH (neutralização) ..... 58
6.2. Fraturamento pneumático/hidráulico *in situ* ..... 59
6.3. Eletrocinese conjugada ..... 60
**7. Tecnologias emergentes ..... 60**
**8. Tratamento dos efluentes gerados (líquidos) ..... 61**
8.1. Separação de fases ..... 62
8.2. Filtração para remoção de sólidos ..... 63
8.3. Adsorção ..... 65
8.4. *Air stripping* ..... 66
8.5. Processos oxidativos avançados para tratamento de efluentes líquidos ..... 66

8.6. Processos físico-químicos de tratamento de efluentes ..... 68
**9. Tratamento dos efluentes gerados (gases/vapores) ..... 69**
9.1. Adsorção ..... 70
9.2. Oxidação catalítica/oxidação térmica ..... 71
9.3. Filtração/biofiltração ..... 72
**10. Matriz de decisão ..... 73**
**Referências ..... 73**

## 1. Conceito

As medidas de remediação por tratamento (MRT) visam, prioritariamente, à redução dos riscos identificados aos bens a proteger para níveis aceitáveis. Tais medidas podem ser divididas em técnicas ou tecnologias "*in situ*" ou "*ex situ*".

As técnicas "*in situ*" permitem que a remediação aconteça exatamente no local impactado, ao contrário das técnicas "*ex situ*", que necessitam que o material/meio contaminado seja removido e tratado em entidade de destinação devidamente licenciada para tal finalidade ou no próprio local, em estrutura específica, podendo, no final do processo, ser devolvido ao local (*backfilling*). O item 3 desta seção se divide entre as técnicas "*in situ*" (item 3.1) e "*ex situ*" (item 3.2).

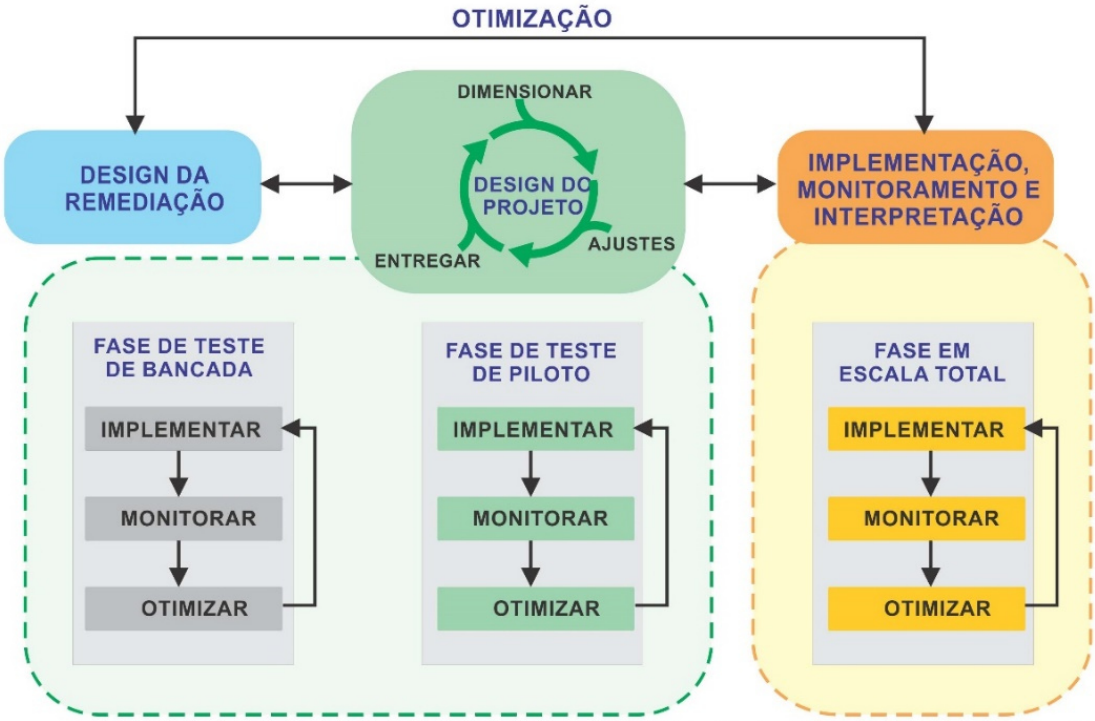
De forma geral, as técnicas de remediação por tratamento, tanto "in situ" quanto "*ex situ*", se baseiam nas propriedades químicas, físicas e biológicas dos contaminantes ou do meio contaminado. Por exemplo, a extração de vapores do solo utiliza-se da volatilidade do contaminante para extraí-lo do solo. Já a lavagem de solo utiliza-se da solubilidade do contaminante para extraí-lo do solo. E os processos biológicos consistem na inserção, no meio a ser tratado, de substâncias que promovam o aumento da comunidade microbiana autóctone, a qual promoverá a quebra de determinados contaminantes (ou aqueles que sejam passíveis de biodegradação). São exemplos de processos físico-químicos: a oxidação e redução química, a eletrocinética, a lavagem de solo ou *soil flushing*, o tratamento termal, a extração de vapores do solo ou *soil vapor extraction* (SVE), a solidificação e estabilização do solo, o *air sparging* e o bombeamento e tratamento ou *pump and treat,* entre outros. São exemplos de processos biológicos a biorremediação, a fitorremediação, a atenuação natural monitorada, o *biosparging*, entre outros.

Todos os processos possuem suas vantagens e desvantagens, as quais, atualmente, podem se traduzir em inviabilidade parcial ou total de aplicação. Entretanto, novas soluções engenhosas são apresentadas frequentemente, para vencer obstáculos ou tais desvantagens na remediação de solos, sedimentos e aquíferos impactados, particularmente quando são compostos de materiais argilosos/siltosos (materiais de menor permeabilidade), mostrando, inclusive, a viabilidade de adoção de mais de uma das técnicas de remediação por tratamento ou contenção para o alcance dos objetivos finais, não desmerecendo, portanto, nenhuma das técnicas existentes.

Para endereçar todos os aspectos ou minimizar ao máximo a possibilidade do uso de uma técnica que não seja tão efetiva, é importante a adoção de testes de microcosmos ou em campo, além da subetapa de Investigação para Remediação, que traz elementos para a condução do projeto de forma assertiva.

Por fim, é importante ter em mente que todo processo é vivo, ou seja, pode sempre ser revisitado à medida que novas informações são obtidas e o modelo conceitual da intervenção é atualizado, permitindo que a otimização do processo de intervenção aconteça, trazendo taxas de recuperação de uma área contaminada maiores e mais bem-sucedidas. A **Figura 15.2-1** apresenta esquematicamente uma visão da otimização da intervenção.

**Figura 15.2-1: Etapas do processo de remediação**




Fonte: Adaptado de ITRC (2020).

O fluxograma anterior é uma representação esquemática da otimização de um processo de remediação, que visa trazer elementos para o design da remediação, por meio de testes e estudos específicos, e o monitoramento e avaliação da implantação, sempre com o olhar da melhoria contínua do processo, que visa à reabilitação da área no tempo previsto e às correções de rotas caso seja necessário.

O sucesso da remediação está diretamente ligado ao entendimento da área de interesse e das condições hidrogeológicas específicas, por meio de um modelo conceitual conciso, objetivos da remediação estabelecidos e realistas, os quais possam ser mensurados de forma clara e concisa, o uso de uma ou mais técnicas de remediação, tanto em sequência quanto em paralelo, que se beneficiem mútua e sinergicamente, o monitoramento contínuo com vistas ao alcance das metas estabelecidas e a reavaliação da estratégia de remediação continuamente.

## 2. Investigação para remediação

A Investigação para remediação (subetapa da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção – ver **Capítulo 9**), quando necessária, tem como objetivo captar dados essenciais para a escolha e dimensionamento das técnicas de remediação a serem implantadas e trazer como resultados:

- ✓ um modelo conceitual muito bem definido da área de interesse a ser remediada (hidrogeoquímica, geologia e microbiologia locais);
- ✓ a alta resolução da distribuição dos contaminantes e suas fases (adsorvida, dissolvida, livre e vapor) nas camadas litológicas de interesse (detalhamento tridimensional);
- ✓ os parâmetros da remediação (por exemplo: contagem de bactérias específicas da comunidade microbiana local, demanda total de oxidantes naturais, presença e

quantificação de compostos biogeoquímicos, porosidade primária e secundária, conectividade entre fraturas, entre outros);

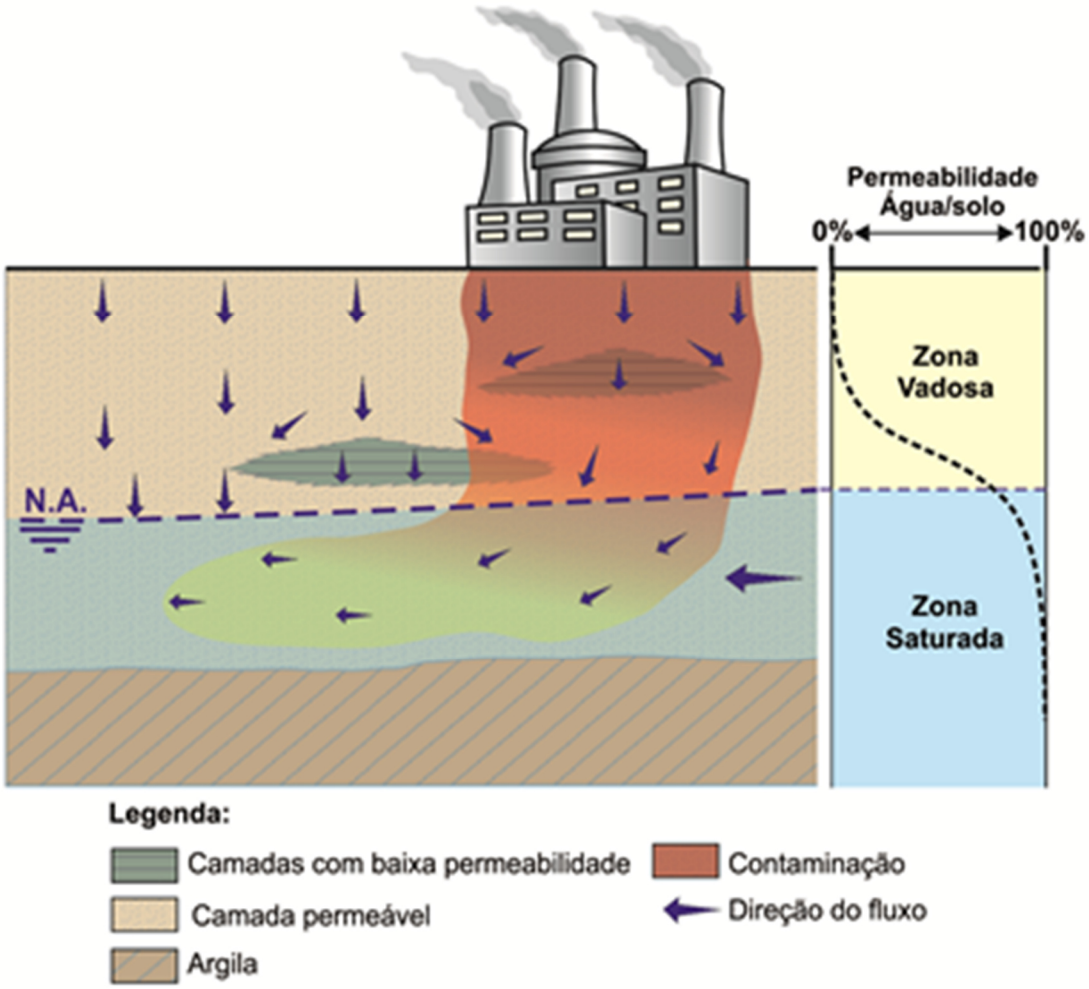
- ✓ estabelecer zonas de menor e maior permeabilidade para a remediação por tratamento/contenção;
- ✓ identificar lentes de materiais finos que atuam como sumidouros dos contaminantes e, ao longo do tempo, podem passar a ser fontes de impacto secundário a médio e longo prazo, dificultando os processos de remediação.

Ou seja, visa detalhar as características da área de interesse, quando não foi alcançado um nível de refinamento suficiente para selecionar e dimensionar as técnicas de remediação nas etapas de Investigação Confirmatória e Investigação Detalhada. Dessa forma, não é uma subetapa mandatória, especialmente para casos em que as investigações realizadas nas etapas anteriores foram suficientes para a escolha das técnicas de remediação e seu dimensionamento.

Múltiplas ferramentas estão atualmente disponíveis para a investigação com vistas à remediação. Os detalhes das mais diversas técnicas são apresentados no **Capítulo 14** deste manual.

A **Figura 15.2-2** apresenta uma seção esquemática de um modelo conceitual para a remediação, indicando locais de maior e menor permeabilidade, que possam se tornar obstáculos para o sucesso da remediação.

**Figura 15.2-2: Detalhamento do modelo conceitual para remediação**




Fonte: AESAS (2021).

## 3. Técnicas/tecnologias de remediação por tratamento

### 3.1. Técnicas de remediação *in situ*:

Muitas técnicas vêm sendo desenvolvidas para o tratamento de fontes de contaminação e plumas de contaminação. Todas com suas vantagens e limitações, sendo o principal objetivo de todas elas a atuação na transferência de massa (ou eliminação/redução de massa de contaminantes), tanto em fonte quanto em plumas de contaminação com concentrações expressivas (acima das metas de remediação locais).

Baseiam-se em propriedades químicas, físicas ou biológicas, tanto dos contaminantes diversos (VOCs halogenados, VOCs não halogenados, SVOCs halogenados, SVOCs não halogenados, combustíveis, inorgânicos, radionuclídeos, explosivos) quanto dos diversos meios a serem tratados (águas subterrâneas e superficiais, solo, sedimentos, rochas fraturadas), bem como dos efluentes e resíduos a serem tratados.

As técnicas de remediação "*in situ*" atuam diretamente no local impactado, sem a necessidade de remoção do meio impactado para o tratamento fora do local. Denotam como principal vantagem frente às técnicas "*ex situ*", não necessitarem de remoção do material/meio a ser tratado quando as concentrações existentes permitirem esse tipo de atuação. Ainda, a acessibilidade a determinadas fontes e plumas de contaminação também se configura como um dos critérios fundamentais para o uso de técnicas "*in situ*", uma vez que consistem em aplicações normalmente não destrutivas e de menor impacto ou distúrbio local.

#### 3.1.1. *Air sparging* (AS) | Injeção de ar

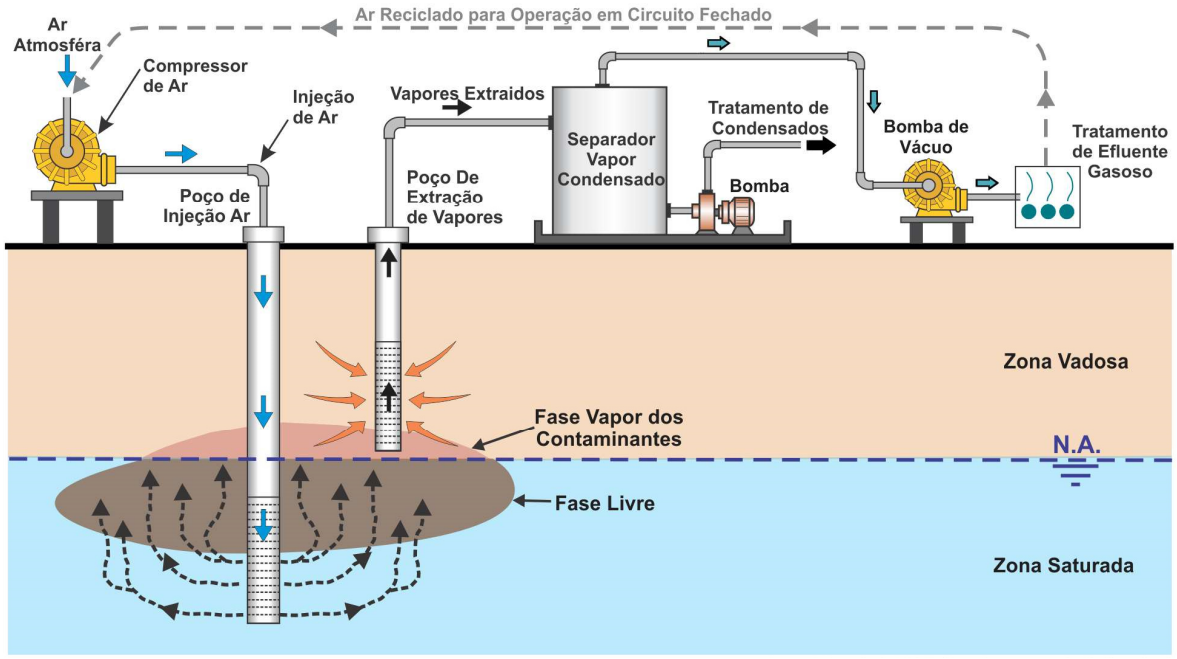
O *air sparging* (Injeção de ar) é uma tecnologia de remediação "*in situ*" que reduz as concentrações de compostos orgânicos voláteis que estão adsorvidos a solos de granulação grossa e dissolvidos em águas subterrâneas. Essa tecnologia, também conhecida como "*air stripper in situ*" ou "volatilização *in situ*", envolve a injeção de ar livre de contaminantes na zona saturada de subsuperfície, permitindo a transferência de compostos orgânicos voláteis em fase dissolvida para a fase de vapor. O ar é então liberado pela zona não saturada. O *air sparging* é frequentemente usado em conjunto com um sistema de Extração de Vapores (SVE), mas também pode ser usado com outras tecnologias de remediação. Quando o *air sparging* é combinado com o SVE, o sistema SVE cria uma pressão negativa na zona não saturada, por meio de uma série de poços de extração, para controlar a migração da pluma de vapor, promovida pela volatilização do *air sparging*.

Quando usado apropriadamente, o *air sparging* é eficaz na redução das concentrações de compostos orgânicos voláteis presentes nos derivados de petróleo. No entanto, o *air sparging* é geralmente mais aplicável aos constituintes mais leves da gasolina (isto é, benzeno, etilbenzeno, tolueno e xileno [BTEX]), porque eles se transferem facilmente da fase dissolvida para a gasosa. Para contaminantes semivoláteis, como diesel e combustíveis de jato, a volatilização causada pelo uso do *air sparging* não é o mecanismo principal de remoção. Em vez disso, o mecanismo de remoção principal é a estimulação da atividade microbiana causada pela introdução de oxigênio dissolvido, o que aumenta a biodegradação, ou seja, o oxigênio adicionado à água subterrânea contaminada como parte do *air sparging* melhora a biodegradação dos compostos orgânicos passíveis de biorremediação aeróbia.

O uso do *air sparging* para remover VOCs tem demonstrado sucesso, mas como acontece com qualquer tecnologia "*in situ*", é essencial o desenvolvimento de um projeto de engenharia, baseado em um teste piloto, seguido da instalação e operação adequadas para atingimento das metas definidas para a remediação do site.

A **Figura 15.2-3** apresenta uma configuração típica de um sistema de *air sparging*, o que inclui um poço de injeção de ar, um compressor ou soprador para fornecer ar, pontos de monitoramento e poços de um sistema de extração de voláteis opcional.

**Figura 15.2-3: Esquemático do *air sparging***




Fonte: Adaptado de FRTR.

Vantagens:

- ✓ a aplicação da tecnologia é amplamente reconhecida como uma tecnologia eficaz para a remoção de contaminantes voláteis da água subterrânea;
- ✓ a implementação é relativamente simples, porque utiliza apenas equipamentos e materiais amplamente disponíveis no mercado e de pronta entrega. Os equipamentos são relativamente fáceis de se instalar e causam interferências mínimas nas operações do local;
- ✓ os prazos de remediação são relativamente curtos;
- ✓ se o SVE não for necessário, uma mínima supervisão operacional é necessária, uma vez que o sistema instalado não gera nenhum efluente que requeira tratamento. Se a conjugação com a técnica de SVE for necessária, muito provavelmente será necessário o tratamento dos vapores extraídos antes de sua descarga para a atmosfera.

Limitações:

- ✓ Como o *air sparging* aumenta a taxa de volatilização de contaminantes, é importante estar ciente em relação ao potencial para migração de compostos orgânicos voláteis para a fase vapor, causando impactos para receptores humanos ou ecológicos. Um sistema SVE pode ser usado para reduzir ou eliminar esta

questão, mas a proximidade do local a edifícios ou outras estruturas, aterradas ou não, deve ser levada em consideração.

- ✓ Se o *air sparging* for usado para conter uma pluma de fase dissolvida, a uma alta taxa de injeção de ar em uma configuração de barreira, a injeção de ar na subsuperfície pode produzir uma zona de redução de condutividade hidráulica. Se a operação do sistema de *Air Sparging* não for adequada, o seu uso poderá desviar a pluma da influência da zona de injeção de ar, reduzindo a eficiência do tratamento.

### 3.1.2. *Multi phase extraction* (MPE) | Extração multifásica

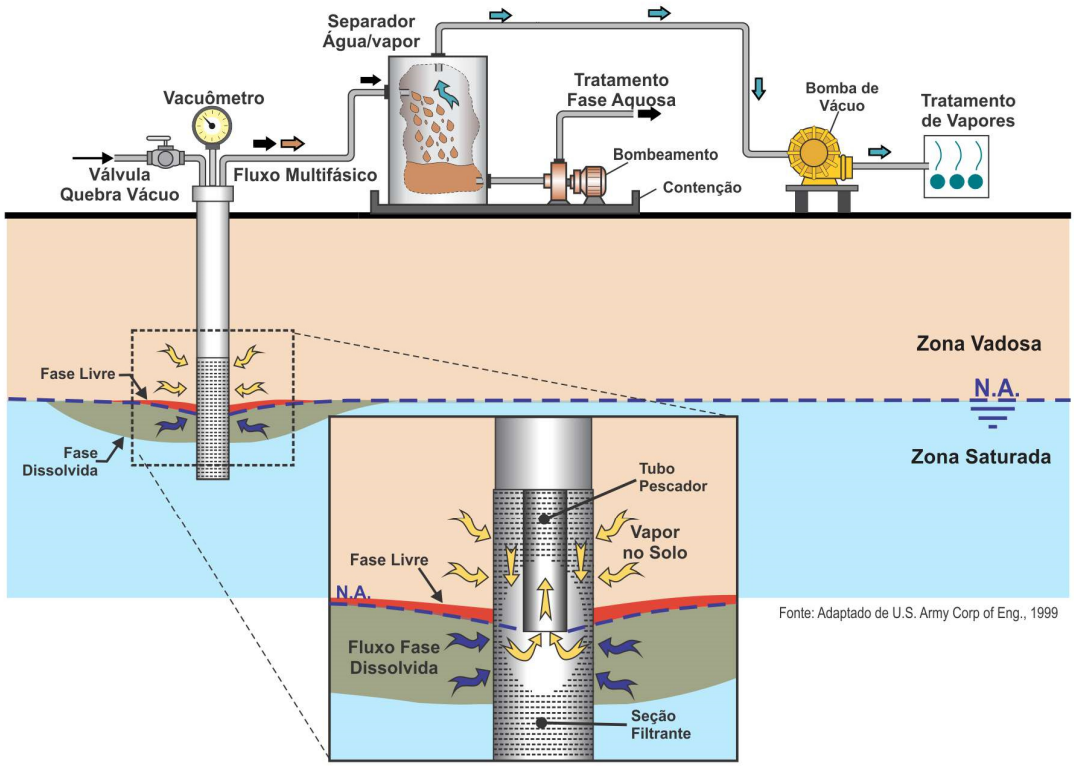
A técnica de extração multifásica (*Multi phase extraction* – MPE) é um processo de extração física para remediação de contaminantes, possibilitando a extração simultânea das fases livre, vapor e dissolvida da zona vadosa, franja capilar e zona saturada de solos e águas subterrâneas. A aplicação da técnica também promove a remoção/liberação da fase adsorvida na matriz do solo, devido ao vácuo e fluxo de ar aplicados na formação, e ainda estimula o processo de biodegradação natural pela oxigenação da água (evento conhecido como *bioslurping*). A redução de massa é realizada empregando vácuo para o arraste dos compostos líquidos e gasosos, atuando em todas as fases de partição do contaminante, principalmente em áreas onde o uso de técnicas mais invasivas para remediação de fontes secundárias não é uma opção, como a escavação.

Trata-se de uma terminologia geral para a definição da técnica, que remove as diferentes fases de contaminantes simultaneamente, passando, após terminologia apresentada pela USEPA (1997), a ter duas subdivisões, que distinguem entre *two phase extraction* (TPE), em que uma tubulação de extração é instalada no interior do poço e coleta as diferentes fases pelo diferencial de pressão resultante de uma bomba/gerador de vácuo conectado a esta linha; e *dual phase extraction* (DPE), na qual existem duas correntes distintas para extração de vapores por vácuo e do bombeamento/recalque das fases líquidas pela utilização de uma bomba dedicada submersa no interior do poço.

O TPE (também chamado de MPE aqui no Brasil) baseia-se na utilização de um sistema de geração de vácuo, por meio do qual são extraídos líquidos e gases na mesma tubulação. Essa metodologia é muito aplicável para extração concomitante de fase livre, dissolvida e vapor em áreas do nível freático, de até cerca de sete metros de profundidade. Uma tubulação de extração (*drop tube*) é posicionada dentro do poço, com a captação posicionada logo abaixo da interface do contaminante e o nível estático do lençol freático. O vácuo produzido no sistema gera pressão negativa no interior do poço de extração, forçando o deslocamento da fase livre, líquida e vapor em direção ao interior do poço. Tanto fase livre quanto líquida e vapor são extraídos pelo tubo de extração (*drop tube*), que deve ser regulado para essa extração durante o processo de monitoramento do sistema.

O poço de extração é vedado com uma conexão especial (cabeça de extração) por onde passa a linha de sucção que leva ao sistema de vácuo. O esquema de funcionamento da técnica é ilustrado na **Figura 15.2-4**.

**Figura 15.2-4 – Esquemático do MPE sem bomba dedicada – TPE - Two Phase Extraction**




Fonte: Adaptado de USACE (1999).

Limitações:

Os sistemas MPE devem utilizar uma bomba de vácuo que seja capaz de operar na vazão de trabalho com vácuo mínimo de 15” de Hg. Esse valor para o vácuo de trabalho é recomendação do U.S. *Army Corps of Engineers* (1999), que salienta que, quando se opera abaixo desse valor, apesar do recalque dos líquidos, toda energia resultante do diferencial de pressão (vácuo aplicado) é perdida na elevação da coluna d’água até o nível da superfície, e em processos associados à mudança de estado da água e contaminantes (entalpia), sem que o vácuo seja aplicado no solo.

Outro fator importante é que essa técnica tem eficiência limitada na sua aplicabilidade em áreas com níveis d’água superiores a aproximadamente sete metros de profundidade, pois a energia necessária para a elevação da coluna d’água nessas profundidades começa a se equivaler à energia resultante do diferencial de pressão máximo (vácuo máximo) operacional que se consegue atingir nos equipamentos de MPE.

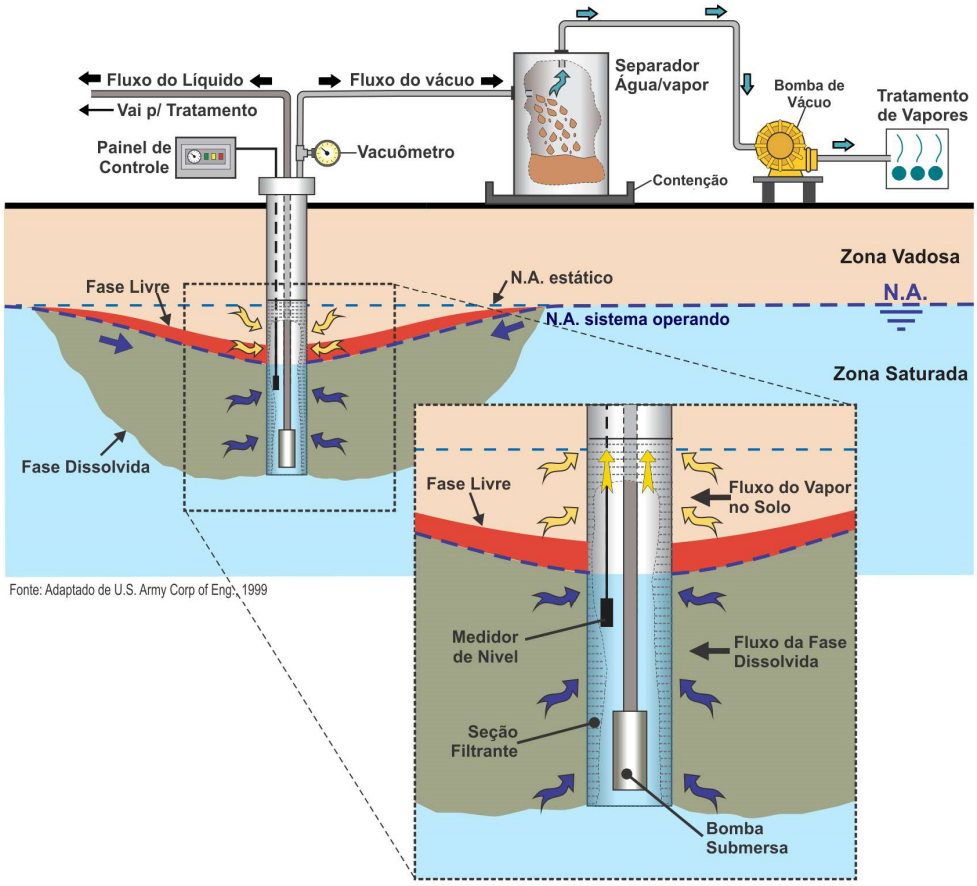
Já na configuração DPE, técnica que utiliza a extração das fases líquidas (livre e dissolvida) e gasosas por correntes de fluxo independentes, de forma a obter máxima eficiência na aplicação de vácuo para extração dos vapores e para incremento do gradiente de diferencial de potencial, pois o recalque das fases líquidas é realizado por uma bomba dedicada submersa, não sendo consumida energia relativa ao diferencial de pressão (vácuo) para a elevação da coluna d’água.

As bombas dedicadas são instaladas em cada um dos poços de extração. O poço então é fechado com uma conexão especial por onde passam as linhas de ar comprimido da bomba e do líquido bombeado, e há uma terceira conexão ligada a uma linha de sucção

que leva ao sistema de vácuo. Dessa forma, o bombeamento das fases líquidas, a extração de vapores e a aplicação de vácuo nos poços são feitos independentemente.

A técnica de DPE promove a extração de contaminantes em fase vapor, por meio da aplicação de vácuo na porção superior (zona não saturada), e a extração do produto livre (se houver) e de contaminantes pelo bombeamento da fase dissolvida, utilizando uma bomba submersa dedicada. A **Figura 15.2-5** apresenta uma seção esquemática do DPE.

**Figura 15.2-5 – Esquemático do DPE – *Dual Phase Extraction***




Fonte: Adaptado de USACE (1999).

É importante destacar que todos os fluidos bombeados pelo sistema são trazidos para a superfície para tratamento adequado e previamente validado em teste de bancada/piloto, antes do descarte, devendo ser comprovada a eficiência do processo de tratamento dos contaminantes extraídos da subsuperfície, bem como a destinação adequada dos resíduos gerados na operação do sistema de remediação (tais como carvão ativado granular saturado, elementos filtrantes saturados etc.), em conformidade com os requisitos legais para destinação.

### 3.1.3. *Soil vapor extraction* (SVE) | Extração de vapores

A técnica *soil vapor extraction* (SVE) consiste na extração de ar sob pressão negativa, na zona não saturada, visando a diminuição da concentração dos contaminantes do solo não saturado e auxiliando na volatilização daqueles que se encontram nas águas subterrâneas. O fluxo de ar é induzido na subsuperfície aplicando um gradiente de

pressão vertical ou horizontal, por meio de poços ou trincheiras horizontais, com auxílio de equipamento que promova esse gradiente. O fluxo de ar induzido gera um gradiente de pressão, formando uma região de influência, promovendo assim a evaporação de líquidos, volatilização de contaminantes em água e a dessorção dos contaminantes da superfície dos poros do solo.

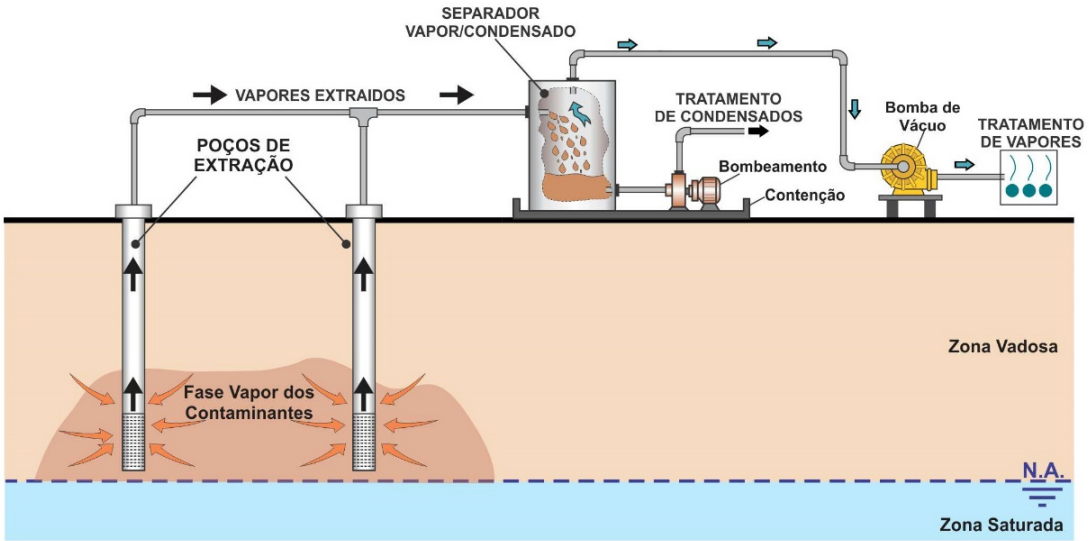
Contudo, a redução das concentrações de compostos orgânicos voláteis (VOCs) e compostos orgânicos semi-voláteis (SVOCs) por SVE pode ser controlada por vários processos. Os mecanismos de transporte e extração que promovem a redução das concentrações incluem advecção, volatilização, dessorção, biodegradação e difusão, sendo que o SVE é dependente de propriedades contaminantes, como volatilidade, e propriedades do solo, como permeabilidade ao ar e estratigrafia.

Conforme o ar é puxado através do solo, contaminantes que se volatilizam na fase de vapor são transportados junto com o movimento volumoso do ar através de regiões mais permeáveis em um processo conhecido como advecção. O avanço através por regiões de baixa permeabilidade é relativamente lento. No entanto, onde ocorram gradientes de concentração e onde encontramos poros sem comunicação sendo varridos pelo fluxo de ar, os contaminantes se moverão por difusão em direção ao ar que flui. Geralmente, o processo por difusão é muito mais lento que o processo por advecção e limitará a taxa de transferência de massa de contaminantes de zonas menos permeáveis.

O vapor removido do subsolo é direcionado para a superfície através de um tubo coletor e encaminhado para a unidade de tratamento de vapores. Por esse motivo, o SVE também é muito utilizado para minimizar os riscos associados à saúde humana por inalação de vapores em ambientes, uma vez que os compostos são captados e impedidos de chegar à superfície.

Um esquema típico do sistema SVE é fornecido na **Figura 15.2-6**. O sistema consiste em um ou mais poços de extração, um separador de ar e água e um soprador ou bomba de vácuo. Também pode incluir um ou mais poços de injeção, um cap impermeável na superfície do solo e sistemas de tratamento para o fluxo de ar. Também pode haver a necessidade de tratamento externo do condensado formado pelo fluxo de ar extraído.

**Figura 15.2-6: Esquemático do SVE**



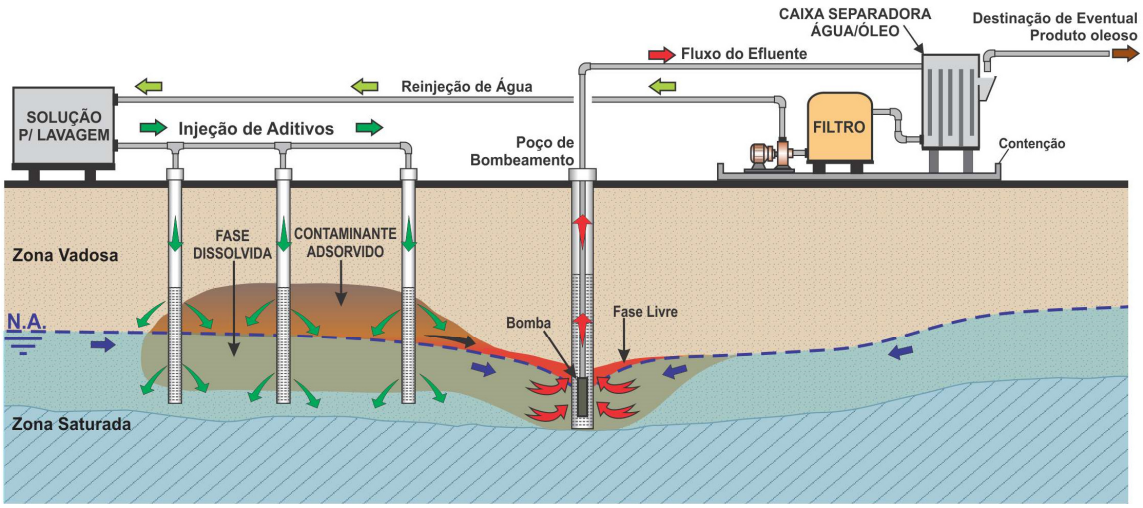

Fonte: AESAS.

### 3.1.4. *In situ* flushing

O *in situ flushing* é a injeção ou infiltração de uma solução aquosa em uma zona de solo ou de água subterrânea contaminada, seguida do bombeamento, a jusante, da água com a solução de "*flushing*", para posterior tratamento e descarte/reinjeção. Soluções de *flushing* incluem surfactantes, cossolventes, ácidos, bases, oxidantes ou outro facilitador que proporcione a "lavagem" do solo. A introdução da solução de *flushing* deve acontecer na zona vadosa, na zona saturada ou em ambas. Dessa forma, o *in situ flushing* difere da técnica denominada *soil washing*, termo geralmente usado para a lavagem *ex situ* de solos contaminados. A característica do *in situ flushing* é o controle hidráulico que, mediante solução aquosa, permite que seja remediado o solo da zona vadosa, elevando intencionalmente o nível d'água em consequência da injeção da solução de *flushing* e criando o contato da solução também com o solo não saturado.

Alguns autores tratam do *in situ flushing* e *soil washing* como sinônimos, enquanto outros denominam o *soil washing* para a injeção apenas a montante, para aumentar o gradiente hidráulico entre a injeção e o bombeamento, mas sem a peculiaridade de tratamento da zona vadosa por elevação do nível d'água. As soluções de *flushing* têm o intuito de aumentar a mobilidade e/ou solubilidade dos contaminantes e, consequentemente, melhorar o processo de lavagem do solo, além de aumentar mecanicamente o gradiente hidráulico quando comparado a um bombeamento simples. Aplicações não tão convencionais incluem alagamento de áreas, processos químicos e processos térmicos. A **Figura 15.2-7** apresenta uma seção esquemática de *in situ flushing*:

**Figura 15.2-7 – Esquemático de *In Situ Flushing***




Fonte: AESAS.

A técnica pode ser aplicada para contaminantes orgânicos e inorgânicos e é basicamente governada pela permeabilidade dos solos e características dos contaminantes. As vantagens apresentadas pela técnica compreendem:

- ✓ Remediação de zona vadosa, *in situ*, por vezes evitando escavações, manipulações e destinação de material (solo) contaminado;
- ✓ Aprimoramento do *pump and treat* convencional;
- ✓ Abrange uma enorme gama de contaminantes;

- ✓ Quase sempre pode ser conjugada com outras técnicas.

A contenção da dispersão da solução de *flushing* com a água contaminada é sempre um fator crítico a ser considerado, e algumas características podem tornar a aplicabilidade limitada, como:

- ✓ solos de granulometria extremamente fina (siltes ou argilas), pois são menos responsivos à lavagem;
- ✓ solos com alto nível de formação de caminhos preferenciais, dificultando a saturação da zona de remediação pela solução;
- ✓ presença de fraturas;
- ✓ potencial risco de dispersão dos contaminantes por falhas no projeto;
- ✓ imprecisão e incertezas quanto às previsões de duração do processo de remediação;
- ✓ presença de obstruções/interferências subterrâneas;
- ✓ soluções de *flushing* podem aderir ao solo, criar biofilmes e reduzir a capacidade/velocidade de "lavagem".

### 3.1.5. *Pump and treat* | Bombeamento e tratamento

Trata-se de uma das primeiras técnicas aplicadas para remediação de aquíferos contaminados. O sistema de tratamento e bombeamento (*pump and treat*) opera bombeando a água subterrânea para a superfície, removendo com a água os contaminantes em fase dissolvida e/ou livre e, em seguida, tratando e descartando ou reinjetando a água tratada em trincheiras ou poços de injeção. Depois que a água subterrânea é bombeada para a superfície, os contaminantes poderão ser removidos, atingindo níveis aceitáveis.

O *pump and treat* pode ser utilizado para contenção, a fim de impedir a propagação da pluma do contaminante, e para remediação, para remover o contaminante dissolvido ou em fase livre na água. Em bombas e sistemas concebidos para a contenção, a taxa de extração é geralmente estabelecida como a taxa mínima suficiente para impedir o alargamento da zona contaminada. Em um sistema concebido para remediação, a taxa de bombeamento é geralmente estabelecida com um valor muito maior do que o exigido na contenção. O *pump and treat* é largamente utilizado para remedição de contaminantes em fase dissolvida ou fase livre na água subterrânea.

**Aplicabilidade:**

Aplicável em quase todo tipo de geologia, porém com eficiência relacionada à permeabilidade do meio, sendo a eficácia prejudicada em solos mais adsorventes ou orgânicos. Os solos mais minerais permitem maior remoção dos contaminantes dissolvidos juntamente à água bombeada.

Também é comumente aplicado em uma abordagem específica, como técnica inicial em sites com grande espessura de fase livre, minimizando, nas fases iniciais prévias, a geração de efluentes (posicionando a captação do bombeamento apenas para remoção de produto) e a geração de resíduos com tratamento de vapores, que poderiam ser em marior quantidade quando se utiliza uma extração multifásica. O *pump and treat* é aplicado, então, até que as espessuras sejam reduzidas ou até que a massa de contaminantes, especialmente nos *hot spots* (zonas quentes), chegue a níveis passíveis de aplicação de técnicas de polimento.

O teste piloto é exigido, juntamente com estudo de modelagem matemática de fluxo e transporte, a fim de validar as zonas de captura previstas para os poços de bombeamento a serem implantados.

**Limitações:**

- ✓ Baixa permeabilidade, pois vazões de bombeamento muito reduzidas incorrem em baixas taxas de remoção de massa.

- ✓ Capacidade do solo de adsorver contaminantes, fazendo com que a água e a fase dissolvida sejam removidas de início, porém, deixando moléculas adsorvidas na matriz do solo. Essa condição faz com que, por vezes, após a remoção teórica de todo – ou quase todo – o volume de água contaminada de uma área impactada, o bombeamento seja alimentado pela recarga dessa região com água do entorno, e a liberação dos contaminantes adsorvidos seja bastante lenta, pois se dá por difusão no meio poroso (pelo gradiente de concentração em direção à água limpa), um processo extremamente lento. Esse efeito é o principal responsável pelos chamados "efeitos rebote", quando, após um período de bombeamento, até que a água extraída tenha concentrações extremamente baixas, e permaneça por um novo período parado, esta liberação possa enfim ocorrer de forma a ocasionar concentrações significativas na água subterrânea novamente.

- ✓ Limitações de formação: aquíferos com características estratificadas – intercalando, por exemplo, finas camadas de diferentes permeabilidades – são extremamente difíceis de se remediar por bombeamento, uma vez que a contribuição para o bombeamento pode vir quase que exclusivamente de camadas mais condutivas (zonas de transporte facilitado), havendo pouca contribuição de camadas menos condutivas onde os contaminantes também estão presentes (zonas de armazenamento). Além disso, devido às pequenas espessuras das camadas, não é possível instalar uma estrutura (poços ou trincheiras) que atue apenas nas camadas de interesse.

Assim como as demais técnicas que promovem o arraste dos contaminantes da subsuperfície para a superfície, se faz necessário o tratamento prévio do efluente antes de qualquer manobra, seja reinjeção ou descarte.

### 3.1.6. Dessorção térmica *in situ*

A remediação por dessorção térmica compreende o conjunto de tecnologias que utilizam o aumento da temperatura na zona contaminada para promover a dessorção dos contaminantes, bem como sua mudança de estado para gás, permitindo a extração por um sistema de captura do estado gasoso e/ou líquido. É subdividida em algumas técnicas (descritas a seguir), a depender da tecnologia utilizada para aquecimento do solo/água subterrânea, podendo ser empregada em áreas-fonte e em plumas de fase dissolvida.

A dessorção térmica é uma tecnologia de tratamento para solos, lamas ou sedimentos contaminados com resíduos tóxicos, baseando-se no aquecimento direto do solo (tratamento físico-térmico), sendo utilizada para separar contaminantes com baixo ponto de ebulição (vaporização) e/ou aumentar sua mobilidade no solo e aquífero. Dentre esses contaminantes, estão os orgânicos, tais como PCBs, PAHs (hidrocarbonetos poliaromáticos), dioxinas, pesticidas, produtos derivados do petróleo, cianetos e metais pesados, tais como o mercúrio. A função dessa tecnologia é aquecer o solo contaminado por determinado período, até uma temperatura suficiente para volatilizar a água e os contaminantes, para posterior tratamento dos gases (USEPA, 2001).

O tratamento por meio de dessorção térmica é um processo diferente do tratamento por incineração. Nesse método, utiliza-se o aquecimento para separar fisicamente o contaminante do solo, sendo o ar contaminado extraído do maciço e tratado *a posteriori*. As vantagens da dessorção térmica em relação ao método tradicional de incineração abrangem três fatores importantes: custo, reutilização do solo e gasto energético. A técnica de dessorção térmica pode ser aplicada tanto no local contaminado (*in situ*) quanto no solo contaminado extraído (dessorção térmica *ex situ*). Esta última, podendo ainda ser realizada *on site*, por meio da montagem de células de tratamento no local.

Os processos e mecanismos envolvidos na remediação por dessorção térmica vão além da vaporização e extração dos contaminantes em fase livre (LNAPL/DNAPL), dissolvida e adsorvida, pois o aumento da temperatura também promove:

- ✓ aceleração das reações de oxidação, hidrólise e pirólise da matéria orgânica e dos contaminantes;
- ✓ aumento da solubilidade dos contaminantes, também melhorando sua dispersão e mobilidade;
- ✓ redução na viscosidade de contaminantes líquidos, aumentando sua mobilidade;
- ✓ em temperaturas mais baixas, porém em áreas aquecidas em relação à temperatura ambiente, os processos de biodegradação dos contaminantes também podem ser acelerados e se tornar uma importante ferramenta na fase de aquecimento ou pós-tratamento térmico.

A transferência e propagação do calor através do meio podem ser realizadas por diversos mecanismos, a depender do tipo de técnica de aquecimento utilizada. Esses mecanismos são:

- ✓ Condução Térmica através do meio, pelo contato direto com fontes de calor – habilidade dos materiais do solo em conduzir calor;
- ✓ Convecção/advecção – a transferência de calor promovida pela movimentação da água, induzida por gradientes de temperatura ao longo do meio e por difusão;
- ✓ Aquecimento por condutividade elétrica – resultado da dissipação/perda de energia causada pela resistência do solo à passagem de corrente elétrica (específica da técnica ERH, a ser mais bem definida adiante).

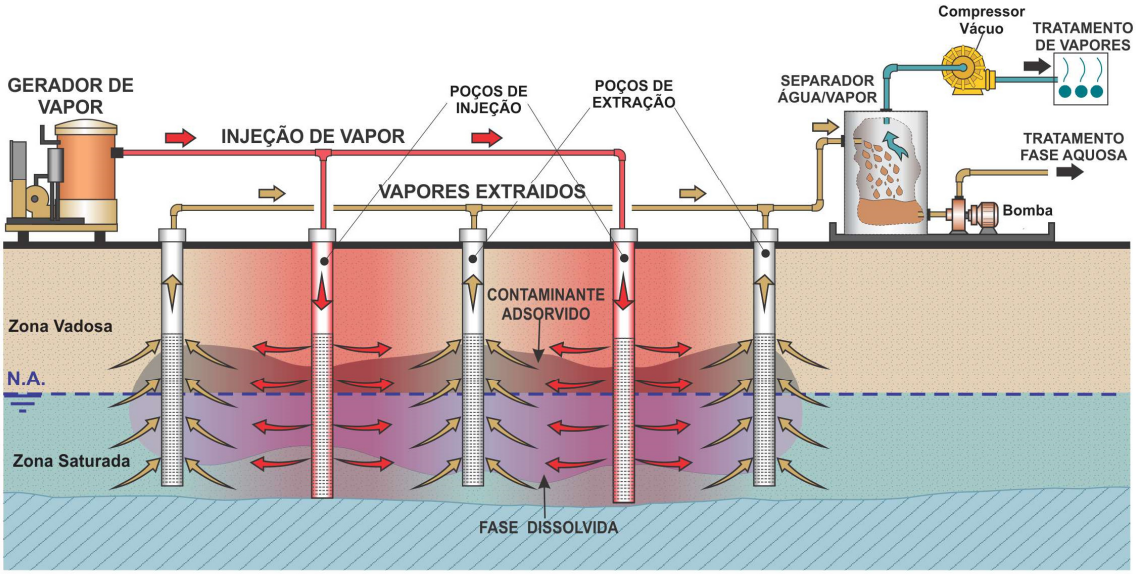
Conforme descrito anteriormente, a remediação *in situ* por dessorção térmica é subdividida em algumas técnicas, a depender da tecnologia utilizada para aquecimento do solo/água subterrânea, sendo as principais listadas a seguir.

### 3.1.7. *Steam enhanced extraction* (SEE) | Injeção de vapores de água

A SEE é uma técnica de dessorção térmica *in situ* dos contaminantes, associada à extração líquida e gasosa dos contaminantes, na qual a energia para o aquecimento do meio é introduzida por meio da injeção de vapor. O aquecimento se dá por condução através da injeção de vapor de água. Trata-se de uma das formas mais rápidas de transferência de calor, quando viável. A aplicação é extremamente dependente das propriedades do meio. O aquecimento uniforme e efetivo da zona de atuação exige um nível de permeabilidade do meio, geralmente com condutividades hidráulicas iguais ou superiores a 10 cm/s a 4 cm/s e meio homogêneo, tornando difícil a aplicação em solos estratificados em camadas distintas, meios fraturados. Porém, a técnica pode ser utilizada em complementação ou associada a outro método de aquecimento, sendo

importante para aquecer uma determinada camada mais condutiva ou ainda utilizando as zonas passíveis de aquecimento com vapor de água para aproveitamento de capacidades já instaladas ou disponíveis de geração de vapor de água, de forma a otimizar os custos do projeto. A **Figura 15.2-8** apresenta uma seção esquemática de SEE.

**Figura 15.2-8: Perfil esquemático de injeção de vapor d'água para aquecimento associada à extração e tratamento dos vapores gerados**

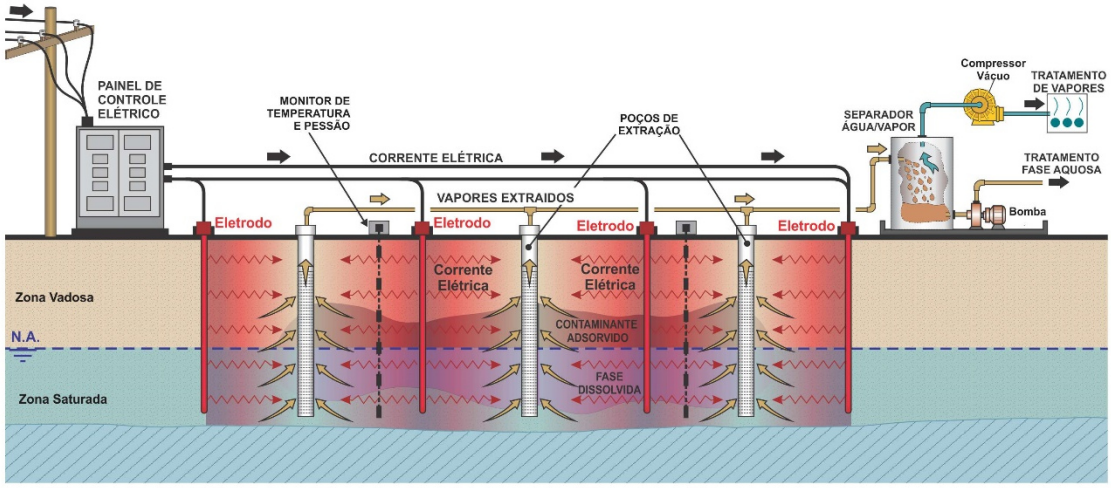



Fonte: AESAS.

### 3.1.8. *Electrical resistance heating* (ERH)

Trata-se da técnica na qual o aquecimento é promovido pela passagem de corrente elétrica entre eletrodos instalados no solo, utilizando o próprio solo como condutor de corrente, cuja resposta, por ser um mau condutor (alta resistividade elétrica e baixa condutividade elétrica), é dissipar a energia elétrica aplicada na forma de calor, promovendo um aquecimento mais uniforme do volume a ser remediado. Essa técnica pode ser aplicada na grande maioria dos solos conhecidos para atingir temperaturas de até 100 °C (que corresponde ao ponto de ebulição da água subterrânea, fator limitante da técnica), podendo atingir temperaturas maiores em zonas saturadas mais profundas ou temperaturas menores em zona vadosa. A **Figura 15.2-9** mostra um perfil esquemático.

**Figura 15.2-9 – Perfil esquemático de ERH**

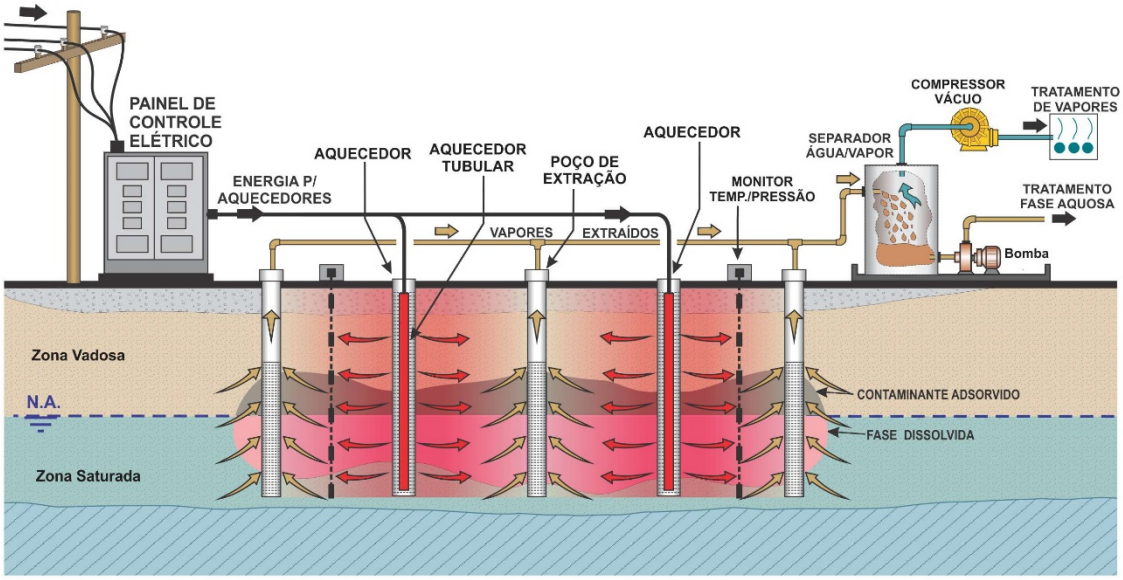



Fonte: AESAS.

### 3.1.9. *Thermal conduction heating* (TCH)

Nessa técnica de dessorção térmica *in situ*, o aquecimento é promovido por condução térmica. São instalados aquecedores no solo, que podem atingir aproximadamente 800 °C, gerando uma fonte de calor, que se propaga por condução térmica até todo o volume remediado atingir a temperatura-alvo da remediação. Em zonas do solo sem a presença de água, essa técnica pode promover o aquecimento acima de 100 °C. Diferentes fontes de energia podem ser utilizadas para abastecer os aquecedores, tais como: energia elétrica, se o aquecedor utilizar resistência elétrica, ou gás natural se os aquecedores utilizarem queimadores. A **Figura 15.2-10** mostra um perfil esquemático.

**Figura 15.2-10: Perfil esquemático de TCH**




Fonte: AESAS.

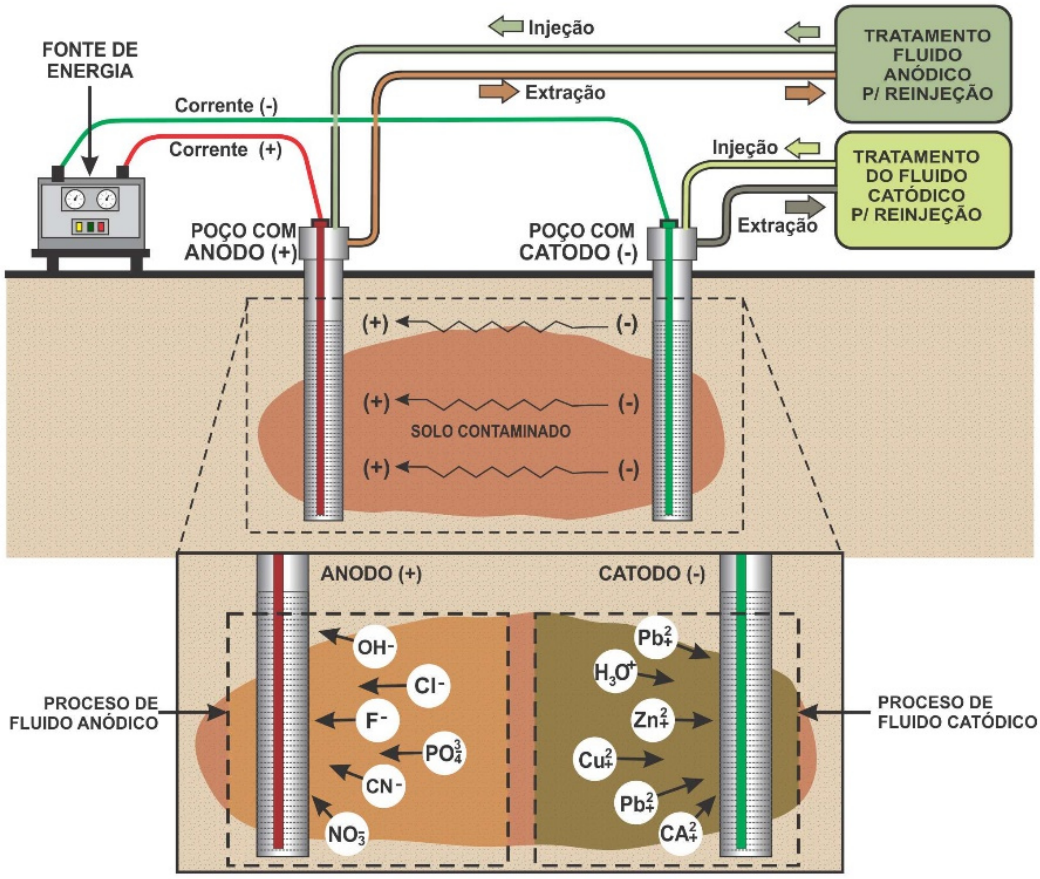
### 3.1.10. *Electrokinetics* (EK) | Eletrocinese *in situ*

A eletrocinese, remediação eletrocinética ou eletrorremediação, consiste na instalação de eletrodos (de material cerâmico ou outros materiais inertes, sendo um o cátodo e outro o ânodo) na área de interesse de remediação, e na aplicação de uma diferença de potencial elétrico de baixa intensidade, atravessando do ânodo (eletrodo com carga positiva) para o cátodo (eletrodo com carga negativa). Com o resultado do gradiente elétrico, ocorrem diferentes reações físico-químicas e o transporte de espécies, que podem resultar na remediação ou contribuir para a remediação da área. Tal aplicação derivou da necessidade de desidratar e estabilizar argilas, e da necessidade de remoção de metais do solo.

Grande parte dos trabalhos publicados aponta seu uso como técnica auxiliar, promovendo o transporte de espécies químicas empregadas na remediação e/ou como técnica para mobilizar o contaminante do meio poroso (Wu, 2011). Nesse contexto, o transporte e a mobilização acontecem devido à ocorrência de três processos: a eletromigração, a eletro-osmose e a eletroforese (Acar *et al.*, 1995). A eletromigração é o mecanismo primário de migração dos contaminantes ou solutos iônicos, resultando no transporte e mobilização de espécies carregadas por meio da atração exercida por um eletrodo de carga oposta. A eletro-osmose é o movimento da água dos poros na direção do cátodo, quando a carga da superfície do solo é negativa e possui cátions adsorvidos, mas pode ocorrer no sentido contrário (direção do ânodo) caso ocorram mais ânions adsorvidos. A eletroforese é o transporte de partículas eletricamente carregadas sob a ação de um campo elétrico.

Como técnica auxiliar, encontram-se trabalhos publicados dessa técnica associada às técnicas de biorremediação, barreiras reativas, oxidação/redução química, lavagem de solo (*soil washing*), fitorremediação, remediação térmica e estabilização química (Reddy; Cameselle, 2009). Ao contrário das demais técnicas consagradas que enfrentam barreiras na aplicação em materiais menos permeáveis, a eletrocinese se mostra bastante promissora em locais de baixa permeabilidade (solos finos e compactos). A **Figura 15.2-11** apresenta o perfil esquemático de um sistema EK básico.

**Figura 15.2-81 – Perfil esquemático de EK**




Fonte: AESAS.

Além dos processos descritos anteriormente, Rajeshwar e Ibanez (1997) apontam outros processos que podem degradar os contaminantes sem o uso de outros produtos mediadores: a eletroflotação, eletro-oxidação e eletrorredução. A eletroflotação é a geração de microbolhas de oxigênio e de hidrogênio, resultantes da eletrólise da água, que podem auxiliar na degradação dos contaminantes orgânicos. A eletro-oxidação e a eletrorredução podem ocorrer diretamente quando o contaminante entra em contato com o eletrodo ânodo ou e cátodo, respectivamente, provocando a troca direta de elétrons entre o contaminante e a superfície do eletrodo, ou indiretamente, através de espécies eletroativas oxidantes ou redutoras, formadas pelo contato com os eletrodos.

A literatura indica sua aplicação na zona não saturada e na zona saturada para a remediação de compostos inorgânicos, como metais, ânions e radionuclídeos, e compostos orgânicos, tais como PAHs, etenos e etanos clorados, clorofenóis, clorobenzenos, pesticidas e herbicidas organoclorados, compostos nitroaromáticos e compostos explosivos, como TNT, DNT e RDX (Reddy; Cameselle, 2009). Para a aplicação da técnica, ensaios de tratabilidade e teste piloto são fundamentais, bem como o teste de voltametria cíclica.

**Desvantagens:**

- ✓ baixa condutividade elétrica do meio;
- ✓ baixa umidade da zona não saturada, nos casos de aplicação da técnica nessa região;

- ✓ interferências subterrâneas;
- ✓ possíveis reações paralelas não desejadas;
- ✓ tempo de remediação no caso de uso da técnica sem combinação com outras metodologias.

### 3.1.11. *In situ chemical oxidation* (ISCO) | Oxidação química *in situ*

A remediação através da oxidação química *in situ* (*in situ chemical oxidation* – ISCO) é uma tecnologia empregada para decompor, reduzir ou eliminar a toxicidade dos contaminantes presentes na água subterrânea e/ou em solos contaminados. Essa técnica de remediação tem sido aplicada a uma ampla gama de contaminantes voláteis e semivoláteis perigosos, incluindo a remediação de *hot-spots* com presença de DNAPL, e de fase dissolvida que emanam dessas zonas.

A ISCO normalmente envolve reações de redução/oxidação (reações redox) que convertem quimicamente compostos perigosos em compostos não perigosos ou menos tóxicos e mais estáveis, menos móveis ou inertes. As reações redox envolvem a transferência de elétrons de um composto para outro. Especificamente, um reagente é oxidado (perde elétrons) e outro é reduzido (ganha elétrons). Os agentes oxidantes mais utilizados para o tratamento de contaminantes perigosos no solo e nas águas subterrâneas são o peróxido de hidrogênio, o permanganato de potássio, o permanganato de sódio, o persulfato de sódio e o ozônio. Cada oxidante tem suas próprias características e são mais aplicados para o tratamento de áreas-fonte e *hot spots*, em água subterrânea, zona vadosa e solo saturado.

Condições e parâmetros específicos do local da remediação, em conjunto com características específicas do oxidante, devem ser cuidadosamente consideradas para determinar se a ISCO é uma tecnologia viável para implantação, em relação a outras tecnologias candidatas, e para determinar qual oxidante é o mais apropriado.

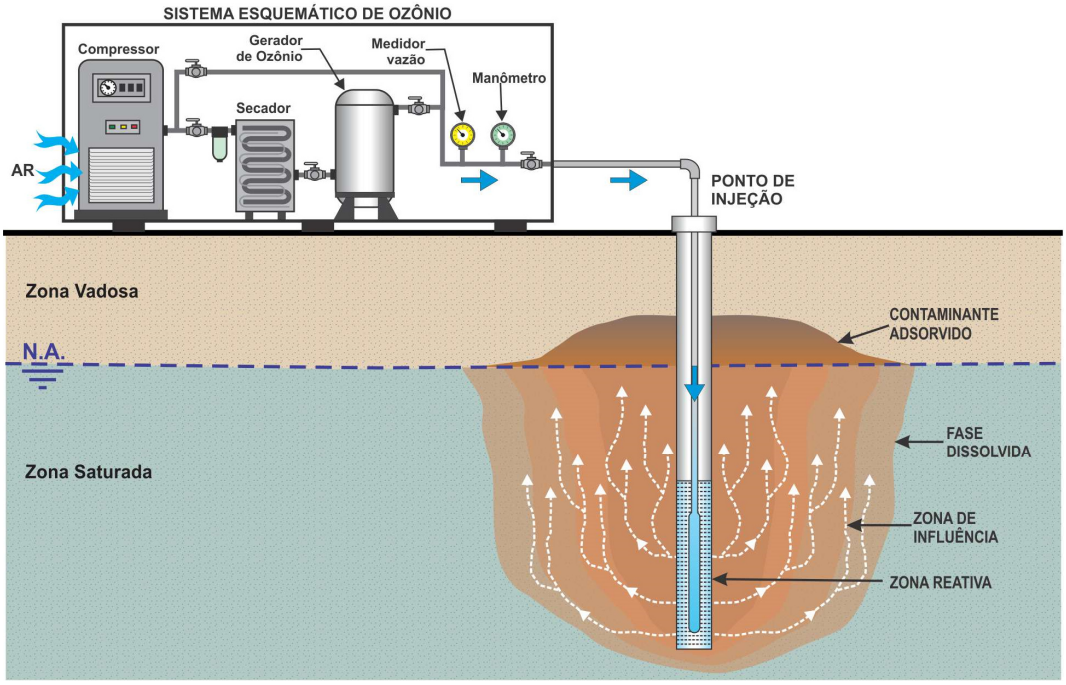
A taxa e a extensão da degradação do composto-alvo pela remediação ISCO são ditadas pelas propriedades da própria substância química e sua suscetibilidade à degradação por oxidação, bem como pelas condições da matriz, como pH, temperatura, concentração do oxidante e concentração de outras substâncias que consomem oxidantes, tais como matéria orgânica natural e minerais redutores, como carbonato, e outros removedores de radicais livres. Dada a taxa de reação relativamente indiscriminada e rápida dos oxidantes com substâncias reduzidas, o método de entrega e distribuição em volume é de suma importância. Os sistemas de entrega dos oxidantes frequentemente empregam poços de injeção verticais ou horizontais, pontos de injeção com avanço forçado para mover rapidamente o oxidante para o subsolo (*direct push*) e mistura em solo (*soil mixing*).

O tipo e a forma física do oxidante indicam os requisitos gerais de manuseio e injeção de materiais. A persistência do oxidante no subsolo é importante, uma vez que afeta o tempo de contato para o transporte advectivo e difusivo e, em última instância, a entrega de oxidante para zonas-alvo no subsolo.

A oxidação usando peróxido de hidrogênio líquido ($H_2O_2$) na presença de ferro ferroso nativo ou suplementar ($Fe^{+2}$), produz a reação de Fenton, que gera radicais hidroxila livres ($OH^-$). Esses oxidantes fortes e não específicos podem degradar rapidamente uma variedade de compostos orgânicos. A oxidação pela reação de Fenton é mais eficaz sob pH muito ácido (por exemplo, pH 2 a 4) e se torna ineficaz sob condições alcalinas (moderada a forte). As reações são extremamente rápidas e seguem uma cinética de segunda ordem.

O gás ozônio pode oxidar os contaminantes diretamente ou pela formação de radicais hidroxila. Como o peróxido, as reações de ozônio são mais eficazes em sistemas com pH ácido. A reação de oxidação prossegue com uma cinética extremamente rápida e de primeira ordem. Devido à alta reatividade e instabilidade do ozônio, o $O_3$ é produzido no local, e requer pontos de entrega bem espaçados (por exemplo, poços de ar). A decomposição *in situ* do ozônio pode levar a uma oxigenação e bioestimulação benéficas. A **Figura 15.2-12** apresenta uma seção esquemática de um poço de injeção de ozônio.

**Figura 15.2-92: Perfil esquemático de injeção de ozônio**




Fonte: AESAS.

A estequiometria de reação do permanganato (normalmente fornecido como $KMnO_4$ líquido ou sólido, mas também disponível em sais de Na, Ca ou Mg) em sistemas naturais é complexa. Devido aos seus múltiplos estados de valência e formas minerais, o Mn pode participar de numerosas reações. As reações prosseguem a uma velocidade um pouco mais lenta do que as duas reações anteriores, de acordo com a cinética de segunda ordem. Dependendo do pH, a reação pode incluir destruição por transferência direta de elétrons ou reações avançadas de oxidação-permanganato de radicais livres, eficazes em uma faixa de pH de 3,5 a 12.

O persulfato é o oxidante mais utilizado atualmente nas aplicações ISCO. Os sais de persulfato dissociam-se em soluções aquosas para formar o ânion persulfato ($S_2O_8^{2-}$). O $S2O8^{2-}$ é um oxidante forte e pode degradar muitos contaminantes ambientais, ou pode ser ativado com vários reagentes para formar o radical sulfato ($\cdot SO_4^-$), um oxidante mais poderoso. A catálise de $S_2O_8^{2-}$ a $SO_4^-$ pode ser realizada em temperaturas elevadas (35 °C a 40 °C), com ferro ferroso (Fe(II)), por foto-ativação (UV), com base (isto é, pH elevado) ou com $H_2O_2$ (Liang et al., 2004a, e referências aqui contidas). A oxidação conduzida por persulfato por $SO_4^-$ tem um maior potencial de oxidação (2,6 V) do que $S_2O_8^{2-}$ (2,1 V) e pode degradar uma gama mais ampla de contaminantes ambientais em taxas mais rápidas. A formação de $SO_4^-$ pode iniciar a formação de OH e uma série de reações em cadeia de propagação e terminação de radicais, nas quais

os compostos orgânicos podem ser transformados (Huang et al., 2002, e referências nele contidas).

A solubilidade do persulfato de potássio vem sendo estudada e aplicada em alguns casos específicos, devido à sua baixa solubilidade. Já o persulfato de amônio resultará em um resíduo de amônia, um produto de reação indesejável. Portanto, o persulfato de sódio ($Na_2S_2O_8$) é a forma mais comum e viável usada na ISCO. O persulfato é mais estável na subsuperfície em comparação com $H_2O_2$ e $O_3$ (Sra et al., 2010) e pode persistir na subsuperfície por semanas, sugerindo que a demanda de persulfato por oxidante natural (NOD ou SOD) é baixa. O ânion persulfato ($S_2O_8^{2-}$) não está significativamente envolvido nas reações de sorção. Essas características tornam o persulfato um oxidante atraente porque persiste na subsuperfície, pode ser injetado em altas concentrações, pode ser transportado em meios porosos e sofrerá transporte difusivo e direcionado por densidade em materiais de baixa permeabilidade.

Para a aplicação de todas as técnicas citadas, é necessário realizar um ensaio de bancada visando calcular as concentrações dos agentes oxidantes, necessários para oxidar os compostos presentes no solo ou na água subterrânea, e um ensaio piloto para o dimensionamento do sistema.

Após as injeções de oxidantes, um monitoramento da área por meio de coletas periódicas de amostras de solo e água subterrânea, é necessário para avaliar a eficiência da técnica.

Vantagens:

- ✓ aplicável a uma ampla gama de contaminantes;
- ✓ os contaminantes são degradados *in situ*;
- ✓ o tratamento *in situ* pode reduzir os custos atrelados a outras tecnologias, tais como bomba, tubulações etc.;
- ✓ transferência de massa é aumentada (aumento da dessorção e dissolução da NAPL);
- ✓ o calor das reações pode aumentar a transferência de massa, taxas de reação e atividade microbiana;
- ✓ potencialmente, pode aumentar a atividade microbiana pós-oxidação e atenuação natural;
- ✓ custo competitivo com outras tecnologias candidatas;
- ✓ tratamento relativamente rápido.

Desvantagens:

- ✓ problemas de entrega de oxidante, quando injetado, devido ao transporte reativo e heterogeneidades do aquífero;
- ✓ a demanda natural de oxidação pode ser alta em alguns solos/aquíferos;
- ✓ dependendo do oxidante, pode haver uma breve persistência de alguns deles, devido às rápidas taxas de reação no subsolo;
- ✓ questões de saúde e segurança relativas ao manuseio de oxidantes fortes;

- ✓ potencial de mobilização de contaminantes;
- ✓ potencial de redução da permeabilidade;
- ✓ dependendo do oxidante, há limitações para aplicação em grandes quantidades;
- ✓ misturas de contaminantes podem requerer a combinação de técnicas.

### 3.1.12. Nanotecnologia

Uma das mais recentes e promissoras aplicações da nanotecnologia está no uso de nanopartículas para remediação de águas subterrâneas. A nanotecnologia é definida como o estudo de materiais em nanoescala, ou seja, materiais cujo tamanho varia entre 1 e 100 nanômetros (nm), o que equivale a um bilionésimo de metro, e que possuem propriedades físicas, químicas e biológicas únicas, diferentes das encontradas no mesmo material em larga escala.

Pesquisas indicam que uma série de nanopartículas têm um potencial muito grande no tratamento efetivo *in situ* de uma série de contaminantes como compostos organoclorados, pesticidas, PCBs, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e íons metálicos, e que os mecanismos de tratamento variam, incorporando aspectos da oxidação química, redução, sorção, catálise, além de outros processos. O uso das nanopartículas, para fins de remediação, em geral, está baseado nas seguintes premissas:

- ✓ alta área superficial específica (SSA) em comparação com o mesmo material, em sua forma estendida – o que representa o aumento da quantidade de sítios ativos disponíveis para as reações com os contaminantes (aumento da reatividade do material);
- ✓ tamanho diminuto – o que facilita seu transporte pela subsuperfície, permitindo que naveguem por canais e poros estreitos do aquífero, que outros agentes remediadores não conseguiriam alcançar;
- ✓ são passíveis de tratamento de superfície – o que possibilita otimizar suas características específicas e direcioná-las para tratamentos específicos.

A **Tabela 15.2-1** apresenta uma visão geral das principais nanopartículas utilizadas para remediação *in situ* de solos e águas subterrâneas.

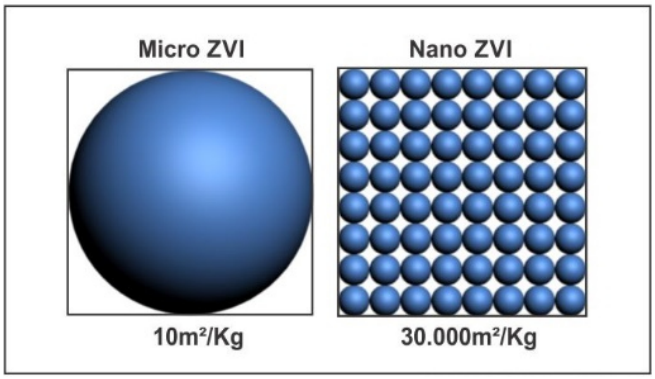
**Tabela 15.2-1 – Principais nanopartículas utilizadas para remediação de solo e água in situ**

| Tipo de nanopartícula | Contaminante |
|---|---|
| Ferro zero valente (ZVI) | Metanos clorados, trihalometanos, benzenos clorados, etenos clorados, pesticidas, hidrocarbonetos policlorados, tinturas orgânicas, metais pesados, compostos orgânicos clorados, bifenilas policloradas, ânions inorgânicos |
| Bimetálicas (Ni/Fe e Pd/Au) | Tricloroeteno, bifenilas policloradas, diclorofenol, triclorobenzeno, etenos clorados, compostos orgânicos bromados |
| Bimetálicas (Pd/Fe) (BNP) | Bifenilas policloradas, etenos clorados, metanos clorados |
| Nanotubos de carbono (carbon *nanotubes* – CNT) funcionalizadas por polímeros e ferro | Metais pesados, benzeno, tolueno, dimetilbenzeno, p-nitrofenol |
| Nanotubos de carbono *multi-walled* | Metais pesados, clorofenóis, herbicidas, microcistinas, trihalometanos |
| Nanotubos de carbono simples | Benzeno, tolueno, xilenos, etilbenzeno, metais pesados, trihalometanos |
| Self-assembled monolayer on mesoporous supports (SAMMS) | Metais pesados, actinídeos, lantanídeos, radionuclídeos |
| Fibras de carbono ativado | Benzeno, tolueno, xilenos, etilbenzeno, metais pesados |
| Dióxido de titânio | Metais pesados, tinturas azo, fenol, poluentes aromáticos, tolueno |
| Zeólitas nanocristalinas | Tolueno e dióxido de nitrogênio. |

Fonte: Ram, Andreescu e Ding (2011).

Para melhor demonstrar essa relação inversamente proporcional entre área superficial específica e o diâmetro da partícula, a **Figura 15.2-13** compara a área superficial disponível para reações entre uma micropartícula e de uma nanopartícula de ferro. No exemplo, entre uma micropartícula e uma nanopartícula de ferro zero valente, a SSA aumenta de 10 $m^2$/kg para 30.000 $m^2$/kg (REMILLARD et al., 2010):

**Figura 15.2-103: Comparação entre a SSA de micro e nano partículas ZVI**




Fonte: Keane (2009).

Como toda técnica *in situ*, requer testes de bancada e ensaio piloto, antes da aplicação para fins de escala total. A injeção de nanopartículas no aquífero pode ser realizada sob gravidade ou em condições pressurizadas, e tem demonstrado ser efetiva na remediação de compostos organoclorados, como o TCE, tanto em área fonte quanto em fase dissolvida. As nanopartículas podem ser injetadas na subsuperfície via: poços de injeção, *direct push* ou injeção direta, *pressure-pulse* (pressão pulsada), *liquid*

*atomization injection*, *pneumatic fracturing* (fraturamento pneumático) e *hydraulic fracturing* (fraturamento hidráulico).

O uso de poços para injeção consiste em utilizar aqueles já existentes na área de interesse, ou construir poços específicos para essa finalidade, podendo envolver a recirculação das nanopartículas, utilizando-se os próprios poços de injeção e de extração. O método *direct-push*, bastante difundido na área de remediação, consiste em perfurar o solo com hastes de percussão até o nível aquífero requerido e injetar as nanopartículas diretamente no aquífero, sob pressão, de baixo para cima ou de cima para baixo. Já as demais tecnologias – *pressure-pulse, pneumatic fracturing* e *hydraulic fracturing* – são ainda incipientes e pouco utilizadas no Brasil, sendo destinadas a casos em que o meio é de baixa permeabilidade, nos quais tenta-se, com uma injeção em alta pressão, criar fraturas no meio pelas quais são injetadas as soluções contendo material remediador. Vale destacar que a heterogeneidade da subsuperfície desempenha um papel fundamental na distribuição, e eficiência na remediação. Sendo assim, a seleção do método de injeção mais apropriado dependerá exclusivamente das propriedades físicas e geoquímicas da área de interesse.

Em termos de limitações, é importante ressaltar que, quando liberadas dentro de ambientes aquáticos, o comportamento das nanopartículas é dependente das propriedades específicas da partícula e das condições hidrodinâmicas e hidrogeoquímicas. Tais fatores determinam se as nanopartículas irão agregar-se a outras existentes no meio, se serão depositadas sobre as várias superfícies ambientais ou mesmo quais transformações podem ocorrer na subsuperfície. Talvez a transformação mais importante dos nanomateriais em subsuperfície, que ainda carece de estudos mais aprofundados, é a conexão de macromoléculas biológicas à superfície das nanopartículas, criando uma estrutura denominada *protein corona*, facilitando a entrada em células ou gerando respostas biológicas por meio de interações entre as moléculas e os receptores celulares. Bactérias e células vivas têm habilidade de absorver nanopartículas, devido ao fato de serem biodisponíveis e bioacumulativas, além do consequente potencial em acumular-se na cadeia alimentar, algo que também foi pouco quantificado.

Os estudos conduzidos para avaliação dos efeitos ecotoxicológicos das nanopartículas e suas variantes e formas oxidadas, até o momento, apresentam resultados diversos e ainda pouco aplicáveis aos vários ambientes nos quais são introduzidas, sendo a grande questão a ser respondida no momento quais os principais ambientes a serem testados, em termos de toxicidade, para avaliação da biodisponibilidade e bioacumulação das nanopartículas.

### *3.1.13. In situ chemical reduction* (ISCR) | Redução química *in situ*

A redução química *in situ* envolve a inserção de um redutor químico na subsuperfície, especificamente em águas subterrâneas, com a finalidade de degradar compostos orgânicos potencialmente tóxicos em compostos não tóxicos ou menos tóxicos (como no caso dos organoclorados), e coprecipitar compostos inorgânicos (por exemplo, metais como Cr (VI), por adsorção ou precipitação, e degradação oxiânions metálicos, como nitrato).

O redutor mais comumente usado é o ferro zero valente (ZVI), seguido do ferro ferroso, ditionito de sódio, sais de sulfeto (polissulfeto de cálcio – CaSx) e sulfeto de hidrogênio. Ainda, existem casos em que são aplicadas combinações de dois redutores químicos em conjunto, o que muitas vezes pode melhorar a eficiência da remediação. Duas combinações bastante comuns são o uso de ferro ferroso com ditionita de sódio e ZVI com bioestimulação.

Acredita-se que a redução *in situ* tenha um alto potencial para atender a uma variedade de objetivos de remediação quando usada em locais apropriados. A química das

reações de degradação de contaminantes das quais essa tecnologia depende está bem documentada e estabelecida (baseia-se na química clássica da corrosão do ferro) e essa tecnologia tem mostrado alto potencial para alcançar o abatimento de massa em área fonte, redução da concentração em fase dissolvida, redução do fluxo de massa, e redução do potencial de migração da fonte. Tal técnica não se aplica a solos não saturados para tratamento, sendo que, para a confirmação da aplicabilidade da técnica, se tornam necessários testes de bancada e piloto, para validação de sua efetividade em escala total.

**Tratamento de Compostos Orgânicos**

Os compostos orgânicos comumente tratados por meio da redução química são os alcanos e alcenos clorados (PCE e sua família de degradação), mas também existem casos bem-sucedidos e documentados acerca do tratamento de bifenilas policloradas (PCBs), clorofórmio e compostos radionuclídeos, com o emprego de micropartículas de ferro zero valente (mZVI). Especificamente no caso dos compostos clorados, a reação que ocorre com a inserção do ZVI no meio é denominada de decloração redutiva.

A decloração é uma importante reação dos organoclorados em meio biótico, promovida pelos microrganismos autóctones do meio, e o ZVI reproduz esse processo de forma abiótica, ou seja, reagindo da mesma forma que os microrganismos reagiriam com os contaminantes, numa escala acelerada. O estágio de conhecimento atual mostra que a decloração pode ocorrer por duas vias: a β eliminação e a hidrogenólise, que, por sua vez, explicam a formação de eteno e etano como produtos principais e subprodutos como intermediários clorados (formados via hidrogenólise) e acetileno (formado via β-eliminação). O ZVI atua melhor sob condições anaeróbicas, especialmente no caso das reações de β-eliminação. Níveis de oxigênio dissolvido (OD) baixos, entre 0 mg/L e 1 mg/L, e valores negativos de potencial de óxido-redução (*oxidation reduction potencial* – ORP), ≤ -400 mV, são as condições ideais para facilitar a degradação dos compostos mãe (PCE e TCE).

Formas combinadas, como o ferro emulsificado *zero-valent* (EZVI) pode ser usado para aumentar a destruição do solvente clorado DNAPL nas zonas de origem, criando um contato íntimo entre o DNAPL e o ZVI. O EZVI é composto de surfactante de grau alimentício, óleo vegetal biodegradável, água e partículas de ZVI (ferro em escala nanométrica ou micro). O EZVI forma partículas de emulsão que contêm o ZVI em água rodeado por uma membrana de óleo/líquido. A membrana externa de óleo tem propriedades hidrofóbicas semelhantes às do DNAPL; portanto, a emulsão é miscível com o DNAPL. O óleo emulsificado não é o único substrato que pode ser misturado ou injetado com ZVI para obter uma zona reativa biológica e química. Vários produtos comerciais fornecem um substrato de carbono junto ao ZVI.

Embora as fórmulas sejam diferentes, esses produtos são projetados para aproveitar as vantagens das reações de redução abiótica e biótica sinérgica criadas pela combinação. Além dos produtos combinados, o ZVI pode ser misturado ou injetado separadamente com substratos comuns (lactato, melaço, álcool) apropriados ao contaminante e ao ambiente hidrogeológico.

**Tratamento de Compostos Inorgânicos**

A redução *in situ* de metais e metaloides é realizada por um mecanismo de estabilização, que manipula a geoquímica da área-alvo subsuperficial para provocar a precipitação direta, coprecipitação ou adsorção e precipitação indiretas (por exemplo, adsorção a hidróxidos de ferro) dos produtos químicos alvo. Embora a contaminação por metal dissolvido possa ser tratada por esses mecanismos de estabilização, é importante determinar se a espécie de metal estabilizada continuará nesse estado quando as condições do subsolo retornarem a uma condição natural. A **Tabela 15.2-2** apresenta uma lista de elementos e seus precipitados potenciais sob várias condições geoquímicas.

**Tabela 15.2-2 – Elementos e precipitados potenciais in situ**

| Elemento | Estados de oxidação primários no meio ambiente | Potenciais precipitados *in situ*[1] |
|---|---|---|
| Antimônio | +3, +5 | Sulfeto |
| Arsênio | +3, +5 | Normalmente requer coprecipitação[2] |
| Bário | +2 | Sulfato |
| Boro | +3 | Normalmente requer coprecipitação[2] |
| Cádmio | +2 | Carbonato, fosfato, sulfeto |
| Cromo | +3, +6 | Hidróxido |
| Cobre | +1, +2 | Hidróxido, fosfato, sulfeto |
| Ferro | +2, +3 | Hidróxido, carbonato, sulfeto |
| Chumbo | +2 | Carbonato, fosfato, sulfeto |
| Manganês | +2, +3, +4 | Óxido, carbonato, sulfeto |
| Mercúrio | 0, +1, +2 | Sulfeto |
| Molibdênio | +4, +5, +6 | Sulfeto |
| Níquel | +2 | Hidróxido, sulfeto |
| Selênio | -2, 0, +4, +6 | Elemental, ferro, se misturados |
| Tálio | +1, +3 | Hidróxido, carbonato, sulfeto |
| Urânio | +4, +6 | Óxido, fosfato |
| Vanádio | +3, +4, +5 | Normalmente requer coprecipitação[2] |
| Zinco | +2 | Hidróxido, carbonato, sulfeto |

Fonte: Horst *et. al.* (2010)

[1] Reflete precipitados facilmente formados relevantes para a remediação *in situ*, mas nem todas as fases sólidas possíveis.
[2] Coprecipitação é entendida como a transferência de elétrons por meio de um precipitado de substâncias normalmente solúveis nas condições empregadas.

Expandiu-se a abordagem das barreiras reativas permeáveis, por meio do desenvolvimento de processos de remediação *in situ*, que envolvem a injeção de quantidades específicas de agente remediador diretamente nas zonas contaminantes, ocorrendo a entrega do produto em meio saturado via *direct push* (injeção direta), *pressure-pulse* (pressão pulsada), *liquid atomization injection*, *pneumatic fracturing* (fraturamento pneumático) e *hydraulic fracturing* (fraturamento hidráulico), além das próprias barreiras reativas.

No caso do ZVI, ele pode reagir com água (ou $H^+$), para produzir $H_2$, o que caracteriza uma reação de competição com a reação de decloração, fortemente controlada pela disponibilidade de íons $H^+$ no meio. Desse modo, pode-se observar que os elétrons provenientes da oxidação do ferro zero valente podem ser usados tanto para a reação de decloração de TCE quanto para produzir gás hidrogênio, sendo que a massa de TCE declorado pela massa de $Fe^0$ dependerá das taxas relativas de cada uma das semirreações que ocorrem no meio e da acessibilidade do $Fe^0$ ao contaminante, o que pode ser dificultado pelas heterogeneidades do meio.

### 3.1.14. *Permeable reactive barriers* (PRB) | Barreiras reativas permeáveis

Uma barreira reativa permeável (PRB) é um dispositivo subterrâneo, inserido de forma destrutiva (escavando-se o solo até o alcance do nível d'água) ou não (por meio de poços ou pontos de injeção), composto por materiais reativos, por meio do qual uma pluma de fase dissolvida deve se mover conforme flui, normalmente sob gradiente natural, permitindo o contato do contaminante com o material reativo e propiciando a reação entre eles de forma passiva. Esse método *in situ* para remediar contaminantes de fase dissolvida em águas subterrâneas combina uma zona de tratamento químico ou biológico passivo com o gerenciamento de fluxo da água subterrânea. Uma vasta gama de contaminantes (inorgânicos ou orgânicos) pode ser tratada de forma passiva nessas condições. A **Tabela 15.2-3** apresenta um breve descritivo de compostos já tratados e material reativo empregado nas barreiras:

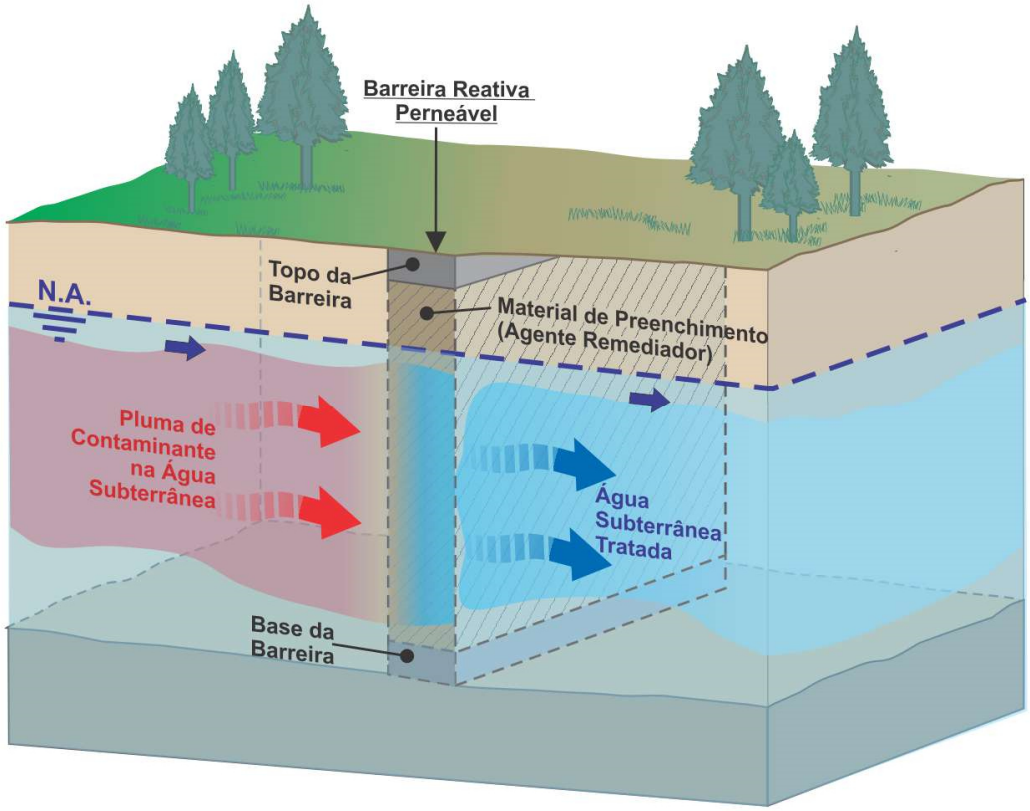
**Tabela 15.2-3 – Contaminantes x material reativo de preenchimento**

| Contaminante | ZVI | *Biobarriers* | Apatita | Zeólitas | Escória | Combinações ZVI-carbono | Argila organofílica |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Etenos clorados, etanos | F | F | | | L | F | |
| Metanos clorados, propanos | | | | | | F | |
| Pesticidas clorados | | | | | | P | |
| Freons | | | | | | L | |
| Nitrobenzeno | P | | | | | | |
| Benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos | | F | | | | | |
| Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos | | | | | | | L |
| Energética | P | F | | | | P | |
| Perclorato | | F | F | L | | L | |
| Creosote | | | | | | | F |
| Metais catiônicos (por exemplo, Cu, Ni, Zn) | L | F | F | | L | F | |
| Arsênio | F | | | L | F | F | |
| Cromo (VI) | F | | | L | L | F | |
| Urânio | F | P | F | | | F | |
| Estrôncio-90 | | | F | F | | | |
| Selênio | L | | | | | L | |
| Fosfato | | | | | F | | |
| Nitrato | | F | F | | | F | |
| Amônio | | | | L | | | |
| Sulfato | | F | | | | L | |
| Éter metil terciário butílico | | F | | | | | |

Fonte: ITRC (2011).
F = Aplicação em escala real, L = Aplicação em laboratório, P = Aplicação em escala piloto

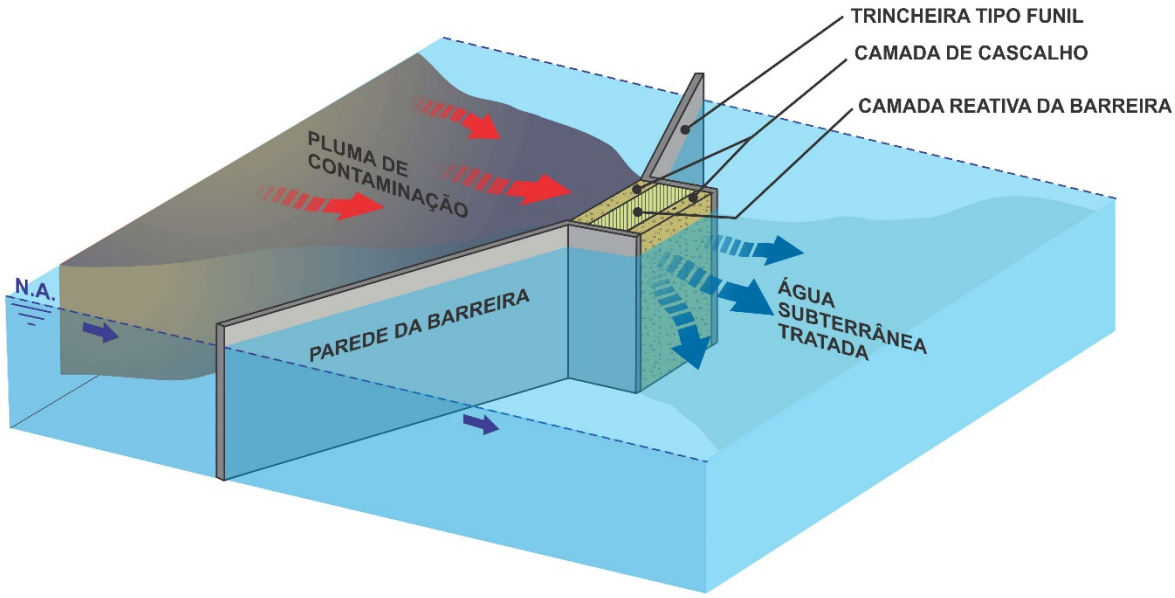
Os PRBs podem ser instalados como unidades permanentes ou semipermanentes. A configuração de PRB mais comumente usada é a de uma vala contínua (**Figura 15.2-14**) preenchida pelo material de tratamento. A trincheira é perpendicular e cruza a pluma de água, permitindo que o líquido flua por ela. Outra configuração frequentemente usada é o *funnel and gate* (funil e comporta), em que paredes de baixa permeabilidade (o funil) direcionam a pluma de água subterrânea em direção a uma zona de tratamento permeável (a comporta), como pode ser observado na **Figura 15.2-15**. Técnicas de injeção ou fraturamento também têm sido usadas para construir PRBs de subsuperfície. Essas técnicas usam poços de injeção permanentes ou temporários para colocar materiais reativos, como ZVI, óleos comestíveis ou fórmulas comerciais que se beneficiem tanto do poder reativo do ZVI quanto dos substratos orgânicos, propiciando meios químicos e biológicos de redução (**Figura 15.2-16**) no subsolo. Os pontos de injeção são espaçados para fornecer raios de influência sobrepostos entre eles, formando uma zona de tratamento independente (**Figura 15.2-14**).

**Figura 15.2-114 – Vista de elevação do PRB estilo trincheira (esquerda); Vista plana da PRB de estilo de trincheira (direita)**



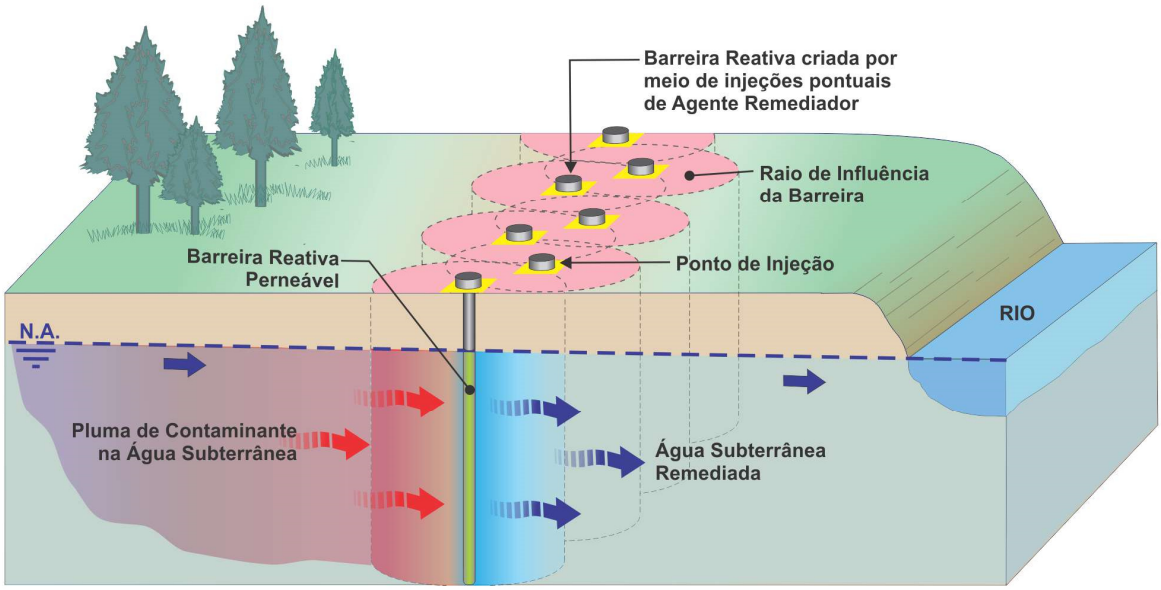

Fonte: AESAS.

**Figura 15.2-125 – Vista de elevação do PRB estilo *funnel and gate* (funil)**




Fonte: AESAS.

**Figura 15.2-136 – Pontos de injeção em formação de barreira**




Fonte: AESAS.

A principal vantagem desse sistema é que nenhum bombeamento ou tratamento acima do solo é necessário. A barreira atua passivamente após sua instalação. As PRBs, no entanto, não incidem sobre a fonte de contaminação (solos ou sedimentos contendo compostos tóxicos residuais ou de fase livre) e dependem inteiramente da dessorção ou dissolução dos contaminantes nas águas subterrâneas e posterior migração até a PRB para tratamento, visando impedir a migração da pluma de fase dissolvida em direção a receptores sensíveis, como corpos d'água, ou o avanço em direção à área externa de um terreno impactado. Além disso, a colocação do PRB pode exigir a abertura de valas e atividades de construção intensivas, o que pode resultar em perturbações significativas para o ecossistema. O uso de um PRB passivo requer uma caracterização hidrológica atipicamente abrangente, para que o projeto possa ser baseado em uma compreensão completa da heterogeneidade do subsolo, em vez de valores médios para parâmetros hidráulicos. Dado o nível de investigação necessário, os custos do projeto provavelmente aumentarão, e o trabalho de campo do pré-projeto pode demonstrar que um PRB passivo não é adequado para um determinado local.

### 3.1.15. Adsorção

A adsorção *in situ* é um processo que consiste na retenção temporária ou permanente de contaminantes orgânicos e metais, nas fases gasosa ou dissolvida, na superfície de um material adsorvente. Os adsorventes podem ser materiais como carvão ativado, alumínio ativado, zeólitas ou polímeros. No caso de contaminantes dissolvidos, paredes permeáveis são colocadas dentro de trincheiras ou sondagens, ou uma combinação de carvão ativado e aditivos (químicos e/ou biológicos) é injetada no solo.

Os compostos orgânicos são frequentemente hidrofóbicos e pouco solúveis em água, portanto, eles tendem a particionar no adsorvente, que, ao atingir sua capacidade de saturação, deve ser substituído. O adsorvente saturado pode então ser recuperado, processado ou regenerado e reutilizado no sistema.

A combinação de carvão ativado e aditivos químicos e/ou biológicos é uma tecnologia emergente aplicada a contaminantes presentes no solo e nas águas subterrâneas. A mistura de carvão ativado e aditivos é injetada sob alta pressão na zona de baixa permeabilidade (mistura de misturas de carvão ativado granular ou em pó) ou sob baixa

pressão na zona permeável (mistura contendo carvão ativado coloidal). O carvão ativado é responsável pela adsorção de contaminantes, enquanto o uso de aditivos é baseado na degradação dos contaminantes adsorvidos. Dependendo dos contaminantes presentes, o carvão ativado pode ser de várias porosidades, e os aditivos utilizados em combinação podem se constituir em ferro zero valente, nutrientes, receptores de elétrons, peróxido de cálcio etc. A retenção de contaminantes na matriz do carvão ativado permite um período mais longo de residência para os contaminantes sujeitos à degradação pelo uso de aditivos combinados. Essa tecnologia é usada principalmente para o tratamento de hidrocarbonetos de petróleo, bem como para solventes clorados.

A combinação de adsorção e degradação reduz o potencial para rebote de contaminantes, frequentemente encontrado com o tratamento convencional por tecnologias tradicionais, como, por exemplo, bombear e tratar (*pump and treat*) ou oxidação química *in situ* (ISCO). Para sua aplicação, as seguintes etapas devem ser consideradas:

- ✓ mobilização: acesso ao local;
- ✓ possibilidades para execução de sondagens ou abertura de valas;
- ✓ instalação de uma parede de materiais adsorventes, no caso de contaminação em fase dissolvida;
- ✓ instalação de leitos de materiais adsorventes no caso de contaminação em fase gasosa;
- ✓ substituição de materiais adsorventes.

Fatores adicionais a serem considerados ao implementar a tecnologia são:

- ✓ tipo de contaminante;
- ✓ escolha do material adsorvente;
- ✓ tamanho e número de leitos de materiais adsorventes;
- ✓ aditivos químicos e/ou biológicos a serem utilizados combinados ao carvão ativado;
- ✓ porosidade do carvão ativado;
- ✓ o método de regeneração ou descarte do adsorvente utilizado, se aplicável;
- ✓ o período em que o adsorvente poderá ser usado antes da regeneração e/ou descarte.

A adsorção *in situ* através de uma parede permeável pode ser utilizada por muitos anos sem necessidade de adequação em consequência do processo de remediação. No entanto, a operação e manutenção adequadas da tecnologia devem ser garantidas, pois a precipitação e a incrustação podem levar à diminuição da eficiência da tecnologia.

Por se tratar de uma tecnologia emergente, ainda não existem muitos dados a respeito da a eficácia do tratamento a longo prazo, assim como ainda faltam estudos a respeito da possibilidade de desprendimento dos contaminantes adsorvidos no longo prazo, caso o material adsorvente seja deixado no local após o tratamento.

**Limitações:**

- ✓ manutenção do adsorvente: necessidade de regeneração ou remoção periódica dos materiais;
- ✓ grandes áreas não são adequadas para tratamento de efluentes gasosos por essa tecnologia;
- ✓ não é eficiente para compostos inorgânicos não metálicos.

### 3.1.16. Biorremediação

A biorremediação é uma tecnologia que utiliza microrganismos para degradar contaminantes no solo e em águas subterrâneas por meio de mecanismos naturais de biodegradação, chamados de biorremediação intrínseca, ou com intervenções mediante de adição de suplementos capazes de aumentar a biodegradação natural, como, por exemplo, a adição de micróbios, nutrientes, doadores de elétrons ou aceptores de elétrons, processo chamado de biorremediação aprimorada (USEPA, 2001). A biorremediação intrínseca também é chamada de atenuação natural (MNA), e será discutida no item a seguir. Este capítulo se dedica a apresentar as tecnologias e processos envolvidos na biorremediação aprimorada.

A base fundamental da técnica é o uso de microrganismos que utilizam contaminantes como fonte de energia. Mais precisamente, a biorremediação envolve a produção de energia em uma reação redox no interior das células microbianas, e essas reações incluem desde a respiração das células até outras funções biológicas essenciais para sua sobrevivência e reprodução (ICSS, 2006).

A fim de promover a degradação dos contaminantes de forma eficiente, tanto em solo quanto em águas subterrâneas, pode-se aplicar técnicas de bioaumentação e/ou bioestimulação no meio. A bioaumentação deve ser aplicada quando as bactérias indispensáveis para degradar os contaminantes da área não ocorrem naturalmente ou estão presentes em populações insuficientes para a completa degradação dos contaminantes alvo. Nesse processo, é realizada a introdução de cepas de micróbios especialmente selecionadas ou geneticamente modificadas em um local contaminado. A bioestimulação deve ser aplicada onde as bactérias necessárias para degradar os contaminantes estão presentes, porém as condições naturais não favorecem seu crescimento. Assim, pode-se incrementar o meio com elementos como ar, substratos orgânicos ou outros doadores/aceptores de elétrons e nutrientes (EPA, 2006a). Atualmente, essa variante não é passível de aplicação no Brasil, devido à legislação vigente.

Em geral, diversas bactérias estão envolvidas no metabolismo de certas classes de compostos químicos, como hidrocarbonetos alifáticos, hidrocarbonetos aromáticos, hidrocarbonetos alifáticos clorados ou compostos de anel heterocíclico. A presença ou ausência de oxigênio determina, geralmente, a via de biodegradação e o número e os tipos de bactérias envolvidas. A terminologia geral empregada para descrever a biodegradação inclui mecanismos aeróbicos ou anaeróbicos, geralmente aplicados segundo a natureza da transformação que ocorre na presença ou ausência de oxigênio. Como muitos organismos são facultativos e as águas subterrâneas podem conter diversos tipos de aceptores de elétrons, além do oxigênio (por exemplo, nitrato, ferro, sulfato), as descrições desses processos em torno de reações microbianas oxidativas *versus* reações microbianas redutoras são mais apropriadas (Suthersan *et al.*, 2017).

A oxidação microbiana ocorre quando um microrganismo usa o composto químico como um doador de elétrons (substrato de crescimento primário). Em outras palavras, os microrganismos transferem elétrons do contaminante para os aceptores de elétrons. A oxidação microbiana pode ocorrer em condições aeróbicas (oxigênio como aceptor de

elétrons) e anaeróbicas (desnitrificantes, ferro-redutoras, sulfato-redutoras e metanogênicas) (Suthersan; Payne, 2005).

A redução microbiana ocorre quando o composto químico é usado como um aceptor de elétrons (substrato de crescimento primário). O maior interesse nas transformações de redução microbiana envolve a decloração de compostos orgânicos alifáticos e aromáticos. O termo dehalorespiração foi criado para descrever a decloração redutiva causada por microrganismos que utilizam compostos clorados como aceptores de elétrons. Durante a dehalorespiração, o hidrocarboneto clorado é usado diretamente como um aceptor de elétrons e o hidrogênio dissolvido, proveniente de processos de fermentação de substratos orgânicos inseridos no meio, é usado diretamente como um doador de elétrons (Suthersan; Payne, 2005). Alguns exemplos de substratos orgânicos utilizados para promover esse tipo de reação biológica no meio incluem: melaço de cana, lactato de sódio, óleo vegetal emulsificado, entre outros.

Para a seleção da melhor abordagem de biorremediação, é necessário desenvolver estudos aprofundados e um modelo conceitual robusto. Além disso, os tipos de contaminantes presentes e as condições hidrogeoquímicas locais são cruciais para a aplicação da técnica. A **Tabela 15.2-4** apresenta os contaminantes comumente encontrados, sua degradabilidade microbiana e as condições preferenciais de ocorrência.

**Tabela 15.2-4 – Degradabilidade microbiana e condições preferenciais**

(continua)

| Contaminantes | Degradabilidade Microbiana | | Condição preferencial |
|---|---|---|---|
| | Alto | Baixo | |
| Hidrocarbonetos de óleo mineral | | | |
| Hidrocarbonetos de óleo mineral de cadeia curta | x | | Aeróbio |
| Hidrocarbonetos de óleo mineral de cadeia longa/ramificada | | x | Aeróbio |
| Cicloalcanos | | x | Aeróbio |
| Hidrocarbonetos monoaromáticos | | | |
| (Mono) hidrocarbonetos aromáticos | x | | Aeróbio |
| Fenóis | x | | Aeróbio |
| Cresóis | | x | Aeróbio |
| Catecóis | x | | Aeróbio |
| Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos | | | |
| PAHs de 2 a 3 anéis (por exemplo, naftaleno) | x | | Aeróbio |
| PAHs de anel de 4 a 6 membros (por exemplo, benzo (a) pireno) | | x | Aeróbio |
| Hidrocarbonetos alifáticos clorados | | | |
| Tetracloroeteno, tricloroetano | x | | Anaeróbio |
| Tricloroeteno | x | | Anaeróbio |
| Dicloroetano, dicloroeteno, cloreto de vinila | x | | Anaeróbio/aeróbio |
| Hidrocarbonetos aromáticos clorados | | | |
| Clorofenóis (superclorados) | | x | Anaeróbio |
| Clorofenóis (pouco clorados) | x | | Anaeróbio/aeróbio |
| Clorobenzenos (superclorados) | | x | Anaeróbio |
| Clorobenzenos (pouco clorados) | x | | Anaeróbio/aeróbio |
| Cloronaftaleno | x | | Anaeróbio/aeróbio |
| Bifenilos policlorados (PCBs) (superclorados) | | x | Anaeróbio |
| Bifenilos policlorados (pouco clorados) | x | | Anaeróbio/aeróbio |
| Compostos nitroaromáticos | | | |
| Mono e dinitroaromática | x | | Anaeróbio/aeróbio |
| Trinitrotolueno (TNT) | x | | Anaeróbio/aeróbio |
| Trinitrofenol (ácido pícrico) | | x | Anaeróbio/aeróbio |
| Compostos nitroalifáticos | | | |
| Trinitrato de glicerol | x | | Aeróbio |

| Contaminantes | Degradabilidade Microbiana | | Condição preferencial |
|---|---|---|---|
| | Alto | Baixo | |
| Pesticidas | | | |
| g-hexaclorociclohexano | x | | Anaeróbio/aeróbio |
| b-hexaclorociclohexano | | x | Anaeróbio/aeróbio |
| Atrazines | x | | Aeróbio |
| Dioxinas | | | |
| PCDD/F (vários) | | x | Anaeróbio |
| Compostos inorgânicos | | | |
| Cianetos livres | | x | Aeróbio |
| Amônia | x | | Anaeróbio/aeróbio |
| Nitrato | x | | Anaeróbio |
| Sulfato | x | | Anaeróbio |

(conclusão)

Fonte: Adaptado de ICSS (2006).

Com as condições do meio estudadas, bem como as características dos contaminantes, é necessário definir o tipo de tecnologia aplicável na área, visando o atendimento dos objetivos propostos. Não há regras estabelecidas para seleção das técnicas, e o profissional competente deve avaliar as melhores alternativas diante de cada cenário.

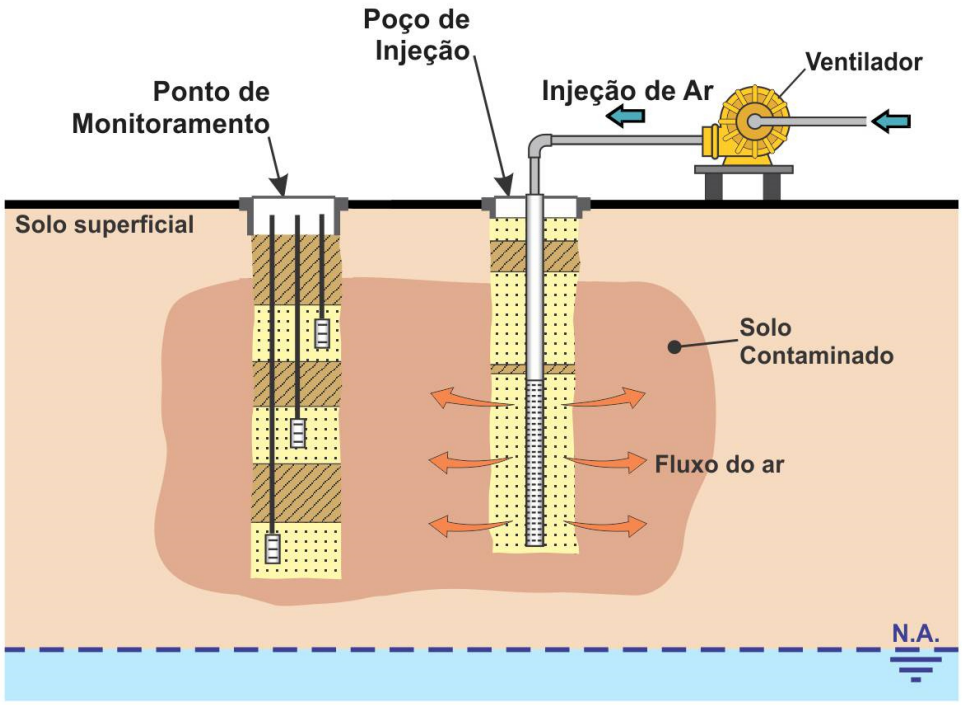
A seguir, é apresentado um resumo das principais tecnologias de biorremediação *in situ* de acordo com a matriz, por meio de técnicas de bioestimulação.

### Solo

*Bioventing*: essa tecnologia consiste na estimulação da biodegradação de compostos de interesse na zona vadosa por mecanismos de oxidação microbiana por meio da indução de fluxo de ar e do aumento na disponibilidade de oxigênio. O fluxo de ar na zona vadosa é induzido por injeção e/ou extração de ar em baixas taxas de vazão, porém suficientes para promover a biodegradação dos compostos de interesse em taxas superiores à sua volatilização. O oxigênio introduzido ao meio estimula os microrganismos autóctones a degradar os contaminantes em compostos não tóxicos, como dióxido de carbono, água e biomassa. Durante sua operação, as concentrações de oxigênio na zona vadosa devem ser monitoradas periodicamente para garantir que o sistema esteja fornecendo oxigênio suficiente para atender a demanda do meio.

O *bioventing* pode reduzir custos de tratamento de vapor (*ex situ*) e promover a remediação de compostos orgânicos semivoláteis que não podem ser removidos apenas por volatilização direta. A **Figura 15.2-17** ilustra o funcionamento da tecnologia *bioventing*.

**Figura 15.2-147 – Esquema de *bioventing***




Fonte: Adaptado de https://portal.navfac.navy.mil/portal/page/portal/NAVFAC/NAVFAC_WW_PP/NAVFAC_NFESC_PP/ENVIRONMENTAL/ERB/BIOVENT/.

Fonte: Adaptado de NAVFAC (2002)

Limitações:

Fatores que podem limitar a aplicabilidade e eficácia da tecnologia *bioventing* incluem: solos de baixa permeabilidade como solos predominantemente argilosos, zona vadosa de pequena espessura para distribuição do oxigênio, áreas com muitas interferências subterrâneas que podem funcionar como caminhos preferenciais na distribuição do oxigênio, e solos com baixo teor de umidade.

**Água subterrânea**

*Biosparging*: consiste na estimulação da biodegradação de compostos de interesse por mecanismos de oxidação microbiana por meio da injeção de ar ou oxigênio na zona saturada do solo. A eficácia da técnica depende de dois fatores principais: a permeabilidade do solo e a biodegradabilidade do contaminante.

O *biosparging* pode ser aplicado para reduzir as concentrações de compostos dissolvidos na água subterrânea, adsorvidos ao solo na zona saturada e na franja capilar. Para compostos orgânicos voláteis, o *biosparging* pode ser combinado com outras tecnologias de remediação como SVE ou *bioventing*.

A introdução de substâncias liberadoras de oxigênio pode intensificar a biodegradação aeróbica dos contaminantes na zona saturada. Substâncias comumente utilizadas para esse fim incluem, por exemplo, o peróxido de hidrogênio e o ozônio. A tecnologia com o uso dessas substâncias pode ser aplicada no tratamento de áreas fontes e ao longo de toda extensão da pluma.

A técnica de biorremediação anaeróbica *in situ* mais comumente utilizada é a decloração redutiva estimulada (*enhanced reductive dechlorination* – ERD), que consiste na adição de substratos orgânicos (doadores de elétrons) na zona saturada do solo para garantir condições altamente redutoras e fornecer o hidrogênio necessário para decloração de

compostos presentes em fase dissolvida na água subterrânea, ou, por vezes, presentes em fase livre ou residual.

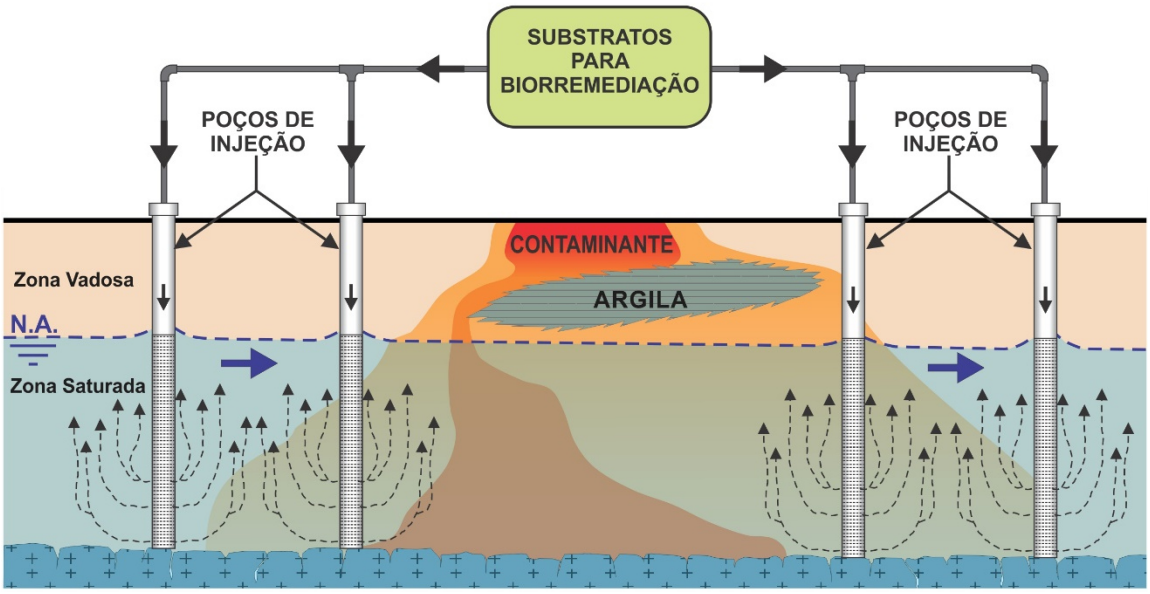
A criação de um ambiente fortemente redutor é muitas vezes aplicável com o objetivo de transformar alguns metais pesados em formas menos tóxicas e/ou menos solúveis. Diferentes tipos de substratos orgânicos podem ser utilizados para estimular a biodegradação anaeróbica dos contaminantes de interesse. No entanto, o substrato selecionado deve ser apropriado de acordo com a biogeoquímica e a hidrologia local. Alguns tipos de substratos mais comumente utilizados para promover um ambiente redutor incluem: substratos solúveis (lactato e melaço), substratos de liberação lenta (óleo vegetal puro e óleo vegetal emulsificado [EVO]) e substratos sólidos (cobertura vegetal morta).

Outra metodologia de biorremediação, aplicável na ausência de oxigênio, mas, nesse caso, visando a oxidação dos compostos químicos de interesse, é a *anaerobic biological oxidation* (ABOx). A ABOx consiste na oxidação biológica anaeróbia, que metaboliza compostos orgânicos, por exemplo, hidrocarbonetos de petróleo, utilizando aceptores de elétron que não o oxigênio, como o sulfato.

Alguns métodos de aplicação de substratos orgânicos para tratamento de contaminantes presentes na zona saturada incluem: injeção direta (*direct push* ou poços de injeção permanentes), recirculação e barreiras reativas permeáveis.

A **Figura 15.2-18** ilustra o funcionamento típico das tecnologias de injeção direta de substratos na água subterrânea por meio de poços de injeção permanentes, podendo essa injeção ser tanto de ar, oxigênio e/ou nutrientes (biorremediação aeróbia), quanto de fontes de carbono ou compostos de liberação de hidrogênio, que servem como doadores de elétron, ou ainda como aceptor de elétron que não o oxigênio (biorremediação anaeróbia).

**Figura 15.2-158 – Esquema de injeção direta na zona saturada para a técnica de biorremediação (aeróbia ou anaeróbia)**




Fonte: AESAS.

As principais limitações da aplicação da biorremediação *in situ* na zona saturada estão associadas à dificuldade de manipulação e controle das condições biogeoquímicas do

meio subterrâneo (por exemplo, a manutenção do ambiente redutor ou oxidante desejado, o controle do pH e da microbiota local). Outros fatores, como a profundidade da contaminação e do nível d'água local, e solos com baixa permeabilidade, também podem limitar a aplicação da técnica. Além disso, a taxa de injeção e a distribuição do substrato na zona saturada devem ser muito bem controladas de forma a não comprometer a eficiência e a eficácia da técnica.

### 3.1.17. *Monitored natural attenuation* (MNA) | Atenuação natural monitorada

A atenuação natural consiste na combinação de processos naturais biológicos, químicos e físicos que agem sem intervenção humana, reduzindo a massa, toxicidade, mobilidade, volume e concentração dos contaminantes, por meio de mecanismos de transporte como diluição, dispersão, sorção, volatilização, e transformações bióticas e abióticas (Alvarez; Illman, 2006).

De acordo com a USEPA (1998) e com Wiedemeier *et al.* (1999), a atenuação natural pode ocorrer por meio dos seguintes processos:

- ✓ Biodegradação: ocorre quando microrganismos nativos do meio subterrâneo usam contaminantes como alimento e fonte de energia e os transformam em substâncias como gás carbônico, água e íons.
- ✓ Diluição: esse processo reduz as concentrações de contaminantes à medida que as águas subterrâneas contaminadas se movem e se misturam com água subterrânea sem a presença de contaminantes.
- ✓ Sorção: a sorção faz com que os contaminantes fiquem aderidos às partículas do solo. Embora não destrua os contaminantes, os impede de se moverem mais profundamente no subsolo ou de deixarem o local com fluxo de água subterrânea.
- ✓ Volatilização: faz com que alguns contaminantes, como gasolina e solventes industriais, passem do estado líquido para o estado gasoso no solo. Se esses gases migrarem para o ar na superfície do solo, o ar os diluirá e a luz do sol poderá destruí-los.
- ✓ Reações químicas: reações com substâncias naturais subterrâneas ou entre contaminantes podem converter essas substâncias em formas menos prejudiciais.

Entre as aplicações mais comuns da Atenuação natural monitorada (ANM) ou *monitored natural attenuation* (MNA), está a remediação de hidrocarbonetos de petróleo e solventes clorados. Entretanto, novas aplicações vêm sendo desenvolvidas, como a remediação de inorgânicos e contaminantes emergentes.

A avaliação da ANM pode ser feita por meio de três linhas de evidência, conforme definidas pela USEPA (1998):

- ✓ Linha de Evidência 1: dados históricos da qualidade da água subterrânea e/ou do solo que demonstrem uma tendência clara e significativa de diminuição da massa e/ou da concentração do contaminante ao longo do tempo em pontos apropriados de monitoramento ou amostragem. No caso de contaminantes em fase dissolvida, o decréscimo das concentrações pode não ser somente o resultado da migração da pluma, mas sim da soma dos processos de degradação supracitados. Essa linha de evidência pode ser avaliada por uma análise visual das plumas dos contaminantes e subprodutos em fase dissolvida em diferentes campanhas de monitoramento, de

análises estatísticas, como Mann-Kendall, de cálculo de constantes de decaimento e de cálculo de fluxo de massa, por exemplo.

- ✓ Linha de Evidência 2: dados hidrogeológicos e geoquímicos podem ser utilizados para demonstrar indiretamente os tipos de processos de atenuação natural ativos no site e definir a taxa com a qual tais processos reduzirão as concentrações dos contaminantes aos níveis requeridos. Por exemplo, esses dados podem ser utilizados para quantificar as taxas de degradação relacionadas aos processos de sorção, diluição ou volatilização, ou para demonstrar e quantificar as taxas dos processos de degradação biológica que estejam ocorrendo no site. Essa linha de evidência pode ser avaliada mediante análise visual dos mapas de isoconcentração de parâmetros físico-químicos do meio, de aceptores e doadores de elétrons; cálculo de constantes de decaimento e de cálculo de capacidade de assimilação do meio, por exemplo.

- ✓ Linha de Evidência 3: dados de campo ou estudos de microcosmo que podem demonstrar a ocorrência de um processo particular de atenuação natural no site e a sua habilidade em degradar as substâncias químicas de interesse (SQIs). Esses ensaios são geralmente realizados quando se necessita avaliar um tipo de reação específico, portanto essa linha de evidência é raramente avaliada.

De acordo com Newell *et al.* (2016), são requisitos para a biodegradação dos contaminantes:

- ✓ existência de microrganismos com o potencial catabólico necessário;
- ✓ presença desses microrganismos no site contaminado;
- ✓ as substâncias devem estar acessíveis aos microrganismos;
- ✓ o ambiente deve ser propício ao crescimento dos tipos desejáveis de microrganismos e funcionamento de suas enzimas, com presença de fonte de carbono, nutrientes e aceptores e doadores de elétrons disponíveis;
- ✓ temperatura, umidade e pH adequados;
- ✓ ausência de substâncias tóxicas aos microrganismos;
- ✓ ausência de substâncias facilmente degradáveis, que podem inibir a degradação dos contaminantes.

De acordo com McGuirre *et al.* (2016), com técnicas ativas de remediação normalmente se obtém uma redução de 0,4 a 2 ordens de magnitude nas concentrações dos contaminantes originais. Algum contaminante residual quase sempre é deixado para trás devido à difusão reversa e outros processos. Portanto, a ANM pode ser uma etapa de polimento importante após a utilização de processos de remediação ativa.

Para que a ANM seja bem-sucedida, as fontes de contaminantes devem ser removidas, e a técnica é geralmente utilizada após a remoção da maior parte da massa dos contaminantes por meio de uma ou mais técnicas de remediação ativa. O tempo de remediação previsto para a ANM deve ser razoável em comparação com outros métodos de remediação mais ativos. A ANM requer menos equipamentos e mão de obra do que a maioria dos métodos, o que diminui os custos de remediação, porém o custo de muitos anos de monitoramento pode ser um fator decisivo na tomada de

decisão. Antes de selecionar a ANM como uma solução de remediação viável, é necessário desenvolver um modelo conceitual robusto para determinar se há condições suficientes no meio para degradar os compostos presentes, dentro do prazo esperado.

### 3.1.18. Fitorremediação

As plantas são capazes de realizar processos de descontaminação, denominados fitorremediação. Nessa tecnologia, os objetivos do tratamento são voltados para a remoção e destruição de contaminantes, controle e contenção, ou ambos. Plantas específicas possuem a capacidade de extrair e concentrar contaminantes do meio subterrâneo, sendo uma alternativa sustentável de remediação.

Tecnologias de fitorremediação podem ser aplicadas em solos e águas contaminadas com substâncias orgânicas e inorgânicas, como hidrocarbonetos de petróleo e metais pesados. Os principais mecanismos das plantas responsáveis pela capacidade das fitotecnologias destruírem, removerem, transferirem, estabilizarem ou conterem os contaminantes são: fitoextração, fitodegradação, fitovolatilização, rizodegradação, fitoestabilização e fitohidráulica (ITRC, 2009).

- ✓ Fitoextração: envolve a absorção de contaminantes pelas raízes das plantas, com posterior acúmulo do contaminante no tecido vegetal.

- ✓ Fitodegradação: ocorre a absorção de contaminantes num primeiro momento, entretanto o que diferencia da fitoextração é que os processos metabólicos dentro da planta degradam os contaminantes. Nesse processo também pode ocorrer a decomposição de contaminantes no solo por enzimas e outros compostos produzidos por tecidos vegetais diferentes das raízes.

- ✓ Fitovolatilização: é a tecnologia na qual ocorre a absorção de um contaminante nos tecidos vegetais da planta e, posteriormente, a transpiração para a atmosfera; ou a transformação ou fitodegradação do contaminante com posterior transpiração dos subprodutos para a atmosfera.

- ✓ Rizodegradação: nesse mecanismo estão envolvidos processos de degradação dos contaminantes no local chamado de rizosfera. A rizosfera é a zona de influência das plantas no solo. Nesse caso, as raízes das plantas auxiliam na atividade microbiana, responsável pela degradação dos contaminantes.

- ✓ Fitoestabilização: nesta, os contaminantes são imobilizados nas raízes das plantas.

A seleção apropriada das plantas para as determinadas condições da área e objetivos de tratamento é mandatório para o sucesso da fitorremediação. Na seleção das plantas, é desejável que tais indivíduos reúnam o maior número de características responsáveis pelo sucesso da remediação. Em geral, uma única espécie não é capaz de reunir todas as características desejáveis, assim, pode-se aplicar diversas espécies num mesmo local desde que respeitado o tempo de atuação de cada uma delas. As principais peculiaridades que as plantas a serem selecionadas devem apresentar são:

- ✓ capacidade de absorção, concentração e/ou metabolização e tolerância ao contaminante;

- ✓ capacidade de retenção do contaminante nas raízes;

- ✓ boas taxas de crescimento e produção de biomassa;

- ✓ resistência a pragas e doenças;
- ✓ fácil controle ou erradicação;
- ✓ sistema radicular profundo e denso;
- ✓ capacidade transpiratória elevada;
- ✓ pouca ou nenhuma dificuldade de colheita.

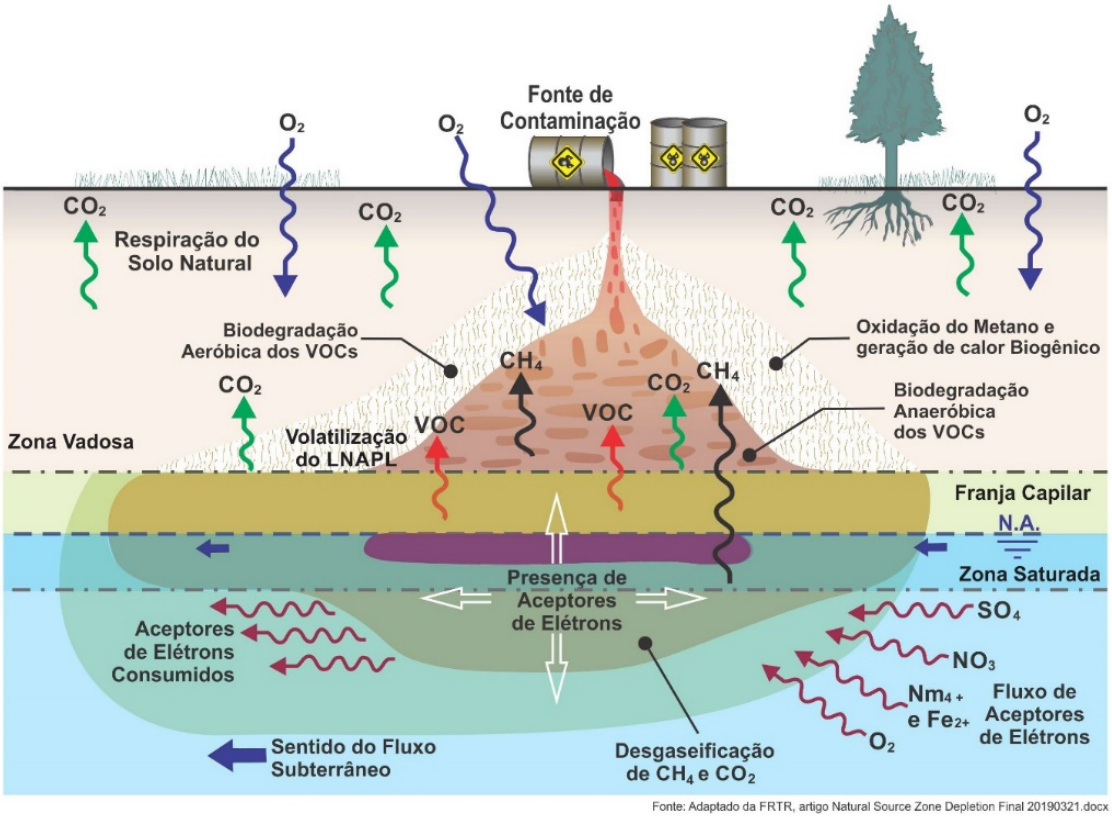
Como limitações da fitorremediação têm-se, principalmente:

- ✓ desafios de controlar o ambiente biológico e dificuldade de seleção de plantas que reúnam as características necessárias;
- ✓ o fluxo da massa de contaminante é, muitas vezes, maior do que a capacidade das plantas em absorver ou reagir com as substâncias de interesse;
- ✓ o contaminante deve, essencialmente, estar limitado à zona de alcance radicular das plantas;
- ✓ as plantas podem apresentar baixa capacidade de adaptação de acordo com a faixa de contaminação;
- ✓ o tempo de remediação pode ser excessivamente longo se comparado com outras técnicas;
- ✓ possibilidade de a planta se apresentar como um problema ambiental por se tratar de espécies, em geral, exóticas.

### 3.1.19. Natural source zone depletion (NSZD)

O esgotamento natural da área fonte ou *natural source zone depletion* (NSZD) refere-se a processos de ocorrência natural que facilitam a atenuação da fase líquida não aquosa leve (LNAPL). Os processos NSZD ocorrem em vários graus em todos os locais onde os produtos de petróleo em fase livre foram liberados para a subsuperfície. Como tecnologia de remediação, a NSZD se concentra no monitoramento e avaliação desses processos, com o objetivo de determinar suas contribuições para a atenuação natural do LNAPL e o impacto no tempo para atingir os objetivos de ação corretiva. A **Figura 15.2-19** apresenta uma seção esquemática:

**Figura 15.2-19: Seção esquemática de NSZD**




Fonte: Adaptado da FRTR (2022)

A NSZD consiste em vários processos naturais de degradação *in situ*, que, ao longo do tempo, reduzem a massa em fase livre de LNAPL, tanto em zona vadosa quanto em solo saturado. Semelhante ao MNA, entretanto na própria fonte de impacto, pode ser considerada também como uma etapa final do processo de remediação (após a remoção de porções da área fonte ou após alguma técnica *in situ* que já tenha chegado no seu limite, uma vez que estes, com o tempo, atingem uma condição assintótica, especialmente os processos físicos de arraste de contaminantes), desde que seja possível gerenciar o risco associado ao processo. Tal técnica se aplica especialmente aos derivados de petróleo.

Os mecanismos primários de NSZD incluem:

- ✓ dissolução;
- ✓ volatilização (mecanismo dominante para o caso dos LNAPL);
- ✓ biodegradação (aeróbica e anaeróbica).

Uma avaliação da NSZD é realizada especialmente para se avaliar a taxa de atenuação do LNAPL e é usada como linha de evidência para determinar abordagens de gerenciamento adequado de um local fonte impactado (subsidiar escolhas de técnicas, avaliação de tempo de remediação), podendo ser respondidas as seguintes questões:

- ✓ Por quanto tempo o LNAPL persistirá se não for tratado?
- ✓ O tratamento ativo ajudará a atingir os objetivos em tempo razoável?

- ✓ Existem partes de um local onde o tratamento pode custar em aumento efetivo das taxas de depleção?

Somente com um modelo conceitual muito bem embasado é possível dar o passo para um estudo do tipo NSZD, especialmente casos em que se observa que o LNAPL não tem mobilidade suficiente no meio para avançar grandes distâncias e que as fases de partição do contaminante em meio poroso estão definidas e quantificadas, para um efetivo controle. Os constituintes de LNAPL se dissolvem de forma muito lenta e são transportados para baixo das áreas fonte, diferentemente de um espalhamento robusto, sendo os fenômenos de biodegradação importantes nessa descida, para formação de metano ($CH_4$) e água ($H_2O$), usando uma variedade de aceptores de elétrons para esse propósito. Ainda, muitos softwares atualmente encontram-se disponíveis para auxiliar na compreensão desses efeitos, tais como o *bioscreen* (USEPA, 1996) e o NAS (Mendez *et. al.*, 2005). Em campo, podem ser conduzidos os seguintes estudos para validar linhas de evidência da NSZD:

- ✓ método do gradiente de concentração;
- ✓ câmaras fechadas dinâmicas;
- ✓ armadilhas de fluxo passivo;
- ✓ método do gradiente térmico.

Todas as linhas de evidência em conjunto devem responder às seguintes questões:

- ✓ O LNAPL restante e a fase dissolvida não são mais um risco para a saúde humana e o meio ambiente?
- ✓ A atenuação natural está ocorrendo no local?
- ✓ A extensão das plumas (LNAPL e fase dissolvida) encontra-se estável ou decrescente?
- ✓ Locais onde existiu uma remoção física de LNAPL atualmente se mostram em nível assintótico de recuperação de LNAPL em qualquer variação sazonal?
- ✓ Não existe rentabilidade na recuperação do LNAPL ou ocorre baixa mobilidade/recuperabilidade?
- ✓ O acesso ao corpo de LNAPL é um problema (remanesce sob uma estrutura que não pode ser alcançada, ou está preso na rocha fraturada)?

A **Tabela 15.2-5** apresenta o tipo de dado e o seu respectivo uso para suportar as linhas de evidência:

**Tabela 15.2-5 – Linhas de evidência para NSZD**

(Continua)

| Dados necessários | Uso |
|---|---|
| **Água Subterrânea** | |
| **Condutividade hidráulica, gradiente e configuração da zona de origem.** | Estimar o fluxo de água na zona de origem. |

| Dados necessários | Uso |
|---|---|
| **Água Subterrânea** | |
| **Reagente aceptor de elétrons dissolvido ($O_2$, $NO^{3-}$, $SO4^{2-}$) e produtos ($Fe^{2+}$, $Mn^{2+}$, $CH_4$) acima e abaixo do gradiente da zona de origem.** | Mudanças nos valores entre poços com gradiente acima e abaixo são usadas para estimar a taxa de remoção em massa de hidrocarbonetos e para proporcionar evidências de biodegradação. |
| **Concentração de hidrocarbonetos dissolvidos acima e abaixo do gradiente da zona de origem.** | Determinar a taxa de remoção em massa de hidrocarbonetos na zona de origem pela dissolução não contada na biodegradação. |
| **Volume de água subterrânea e dados relacionados a hidrocarbonetos dissolvidos e aceptores de elétrons.** | Estimar a taxa de remoção pela biodegradação baseada na extrapolação do balanço de massa a partir das mudanças na massa dos hidrocarbonetos e transporte de aceptores de elétrons através da zona LNAPL durante um dado período. Esse processo é utilizado em modelos de atenuação natural como *bioscreen* e NAS. |
| **Zona vadosa (um método é suficiente)** | |
| **Gás no solo para hidrocarbonetos, respiração e gases biogênicos ($O_2$, $CO_2$, $CH_4$). Coeficiente de difusão efetivo (pode ser estimado utilizando umidade do solo e porosidade total; ou medido em campo.** | Remoção de $O_2$ e geração de $CO_2$ e $CH_4$ são usados para estimar NSZD. Também permite obter evidências da biodegradação. Hidrocarbonetos e gases biogênicos demonstram a volatilização e transporte de vapor. |
| **Medições de fluxo de superfície de $CO_2$ (câmara, armadilha de $CO_2$ ou métodos térmicos).** | Taxa de remoção estimada pela biodegradação. Permite uma estimativa da taxa de remoção na zona vadosa independente das características do gás no solo e do coeficiente de difusão efetiva. |
| **Se o sistema de extração de vapores do solo (SVE) ou o sistema de bioventação estão operando, os testes *in situ* de respiração normalmente executam um sistema desligado e as medidas de $O_2$ e $CO_2$ são tomadas em constantes intervalos durante o tempo em múltiplas sondas de gás na zona vadosa.** | Remoção de $O_2$ e geração de $CO_2$ com o tempo podem estimar a taxa de biodegradação nos diferentes locais e profundidades de monitoramento através da zona de tratamento. Testes de respiração *in situ* podem estimar a taxa de biodegradação para sistemas bioventados e ocasionalmente para sistemas SVE envolvendo hidrocarbonetos. |

(Conclusão)

Fonte: FRTR (2021).

Os custos de implantação são relativamente baixos nos casos em que o CSM está bem documentado, no entanto, dependendo do tempo necessário para a validação (caso seja um longo prazo), esses custos podem aumentar. De forma geral, deve-se considerar que essa é uma ação de longo prazo, como a MNA. De forma limitada, embora se observe muitos casos em que essa técnica está sendo aplicada, especialmente fora do Brasil, ainda existem poucos dados sobre o tempo necessário para estimar a NSZD ou para estimar o volume de LNAPL que não represente um risco para a saúde humana ou meio ambiente.

### 3.2. Técnicas de remediação *ex situ*

Os métodos de remediação *ex situ* envolvem a escavação do solo afetado em sua localização original, seguido de tratamento no local ou fora do local, bem como a extração de águas subterrâneas contaminadas e posterior tratamento na superfície.

A principal vantagem do tratamento *ex situ* é que, geralmente, ele requer menor tempo do que o tratamento *in situ*, e há mais certeza sobre a uniformidade do processo, devido à possibilidade de homogeneizar, peneirar e misturar continuamente o solo. O tratamento *ex situ*, entretanto, requer escavação de solos, uso de maquinário da indústria civil, necessidade de licenças e condições de manuseio/exposição do material. Os tratamentos se baseiam em físico/químico e biológico, que utilizam as propriedades físicas dos contaminantes ou do meio contaminado para destruir (ou seja, converter quimicamente), separar ou imobilizar a contaminação.

O tratamento físico-químico é normalmente econômico e pode ser concluído em curtos intervalos de tempo (em comparação com o tratamento biológico, que requer o acompanhamento do crescimento da comunidade microbiana no meio para que as degradações dos contaminantes ocorram). Os equipamentos comumente utilizados são de fácil aquisição, e não requerem alto consumo de energia.

As tecnologias de tratamento físico-químico *ex situ* disponíveis incluem extração química, redução/oxidação química, tratamentos termais, lavagem do solo e solidificação/estabilização. Adiante, são descritos tanto o processo de escavação e remoção, que permite a manipulação do solo ou sedimento impactado, quanto as técnicas utilizadas para o tratamento desse solo.

Normalmente, o material contaminado é peneirado, processado por um britador e misturado com reagentes, cada um com seu tempo de reação. A mistura solo e reagentes pode ser aquecida em um reator, caso isso seja uma opção para incrementar o processo.

Técnicas de separação têm como objetivo concentrar os sólidos contaminados por meio de processos físico-químicos. Esses processos procuram separar os contaminantes do meio (ou seja, o solo, a areia ou outro material onde se encontram). Os processos de separação são usados para remover contaminantes concentrados nos solos, com o objetivo de separar frações relativamente não contaminadas, que podem então ser consideradas solo tratado. A separação *ex situ* pode ser realizada por muitos processos, como, por exemplo, separação por gravidade, separação magnética e separação física.

As limitações e vantagens dos métodos de tratamento *ex situ* de solo, podem ser mais bem compreendidas com a leitura dos capítulos específicos das técnicas supracitadas. A seguir são citadas as limitações intrínsecas associadas a alguns dos tratamentos *ex situ* de solo discutidos nesse capítulo:

- ✓ alguns tipos de solo e teores de umidade terão um impacto negativo no desempenho do processo;
- ✓ vestígios de solvente podem permanecer nos sólidos tratados e a toxicidade do solvente é uma consideração importante;

- ✓ os custos podem ser relativamente altos, de forma que a tecnologia pode ser mais econômica em escalas menores de trabalho;
- ✓ altos teores de argila podem reduzir a eficiência da extração e exigir tempos mais longos para alcançar os resultados desejados;
- ✓ oxidação incompleta ou formação de contaminantes intermediários podem ocorrer dependendo dos contaminantes e agentes oxidantes utilizados;
- ✓ a tecnologia de redução geralmente não é viável para grandes volumes de resíduos;
- ✓ medidas especiais podem ser necessárias para mitigar problemas de odor, resultantes dos processos de tratamento de solo *ex situ*;
- ✓ os processos de separação por gravidade dependem de uma diferença nas densidades de fase sólida e líquida. A gravidade específica das partículas afetará a taxa de decantação e a eficiência do processo;
- ✓ misturas complexas de resíduos (por exemplo, metais com orgânicos) dificultam a formulação do fluido de lavagem;
- ✓ podem ser necessárias etapas de tratamento adicionais para tratar os solventes de lavagem remanescentes nos resíduos tratados;
- ✓ as condições ambientais podem afetar a imobilização dos contaminantes a longo prazo;
- ✓ alguns processos resultam em um aumento significativo do volume de solo;
- ✓ certos resíduos são incompatíveis com diferentes processos, sendo geralmente necessários estudos de tratabilidade.

### 3.2.1. Escavação e remoção

A escavação é uma técnica de intervenção aplicada em áreas fonte de contaminação e consiste em promover a remoção de massa sólida com o auxílio de maquinário especializado (escavadeiras, retroescavadeiras, trados helicoidais do tipo estaca raiz para grandes profundidades etc.), para a posterior destinação final dos resíduos. Trata-se da única tecnologia viável para a área que remove por completo a fonte de contaminação.

Os fatores que devem ser considerados para a aplicação da técnica são: diminuição do tempo de exposição aos contaminantes, custos, acessibilidade, se a escavação de toda a massa de material impactado irá ocasionar a redução dos riscos associados às concentrações, e a melhoria da qualidade do ar e das águas subterrâneas (UKEA, 2003).

Essa técnica tem sido amplamente usada em todo o mundo para a remoção de contaminantes comuns presentes no solo, tais como: pesticidas; herbicidas; hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH); hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH); compostos orgânicos voláteis (VOC); bifenilas policloradas (PCB); e dioxinas e furanos.

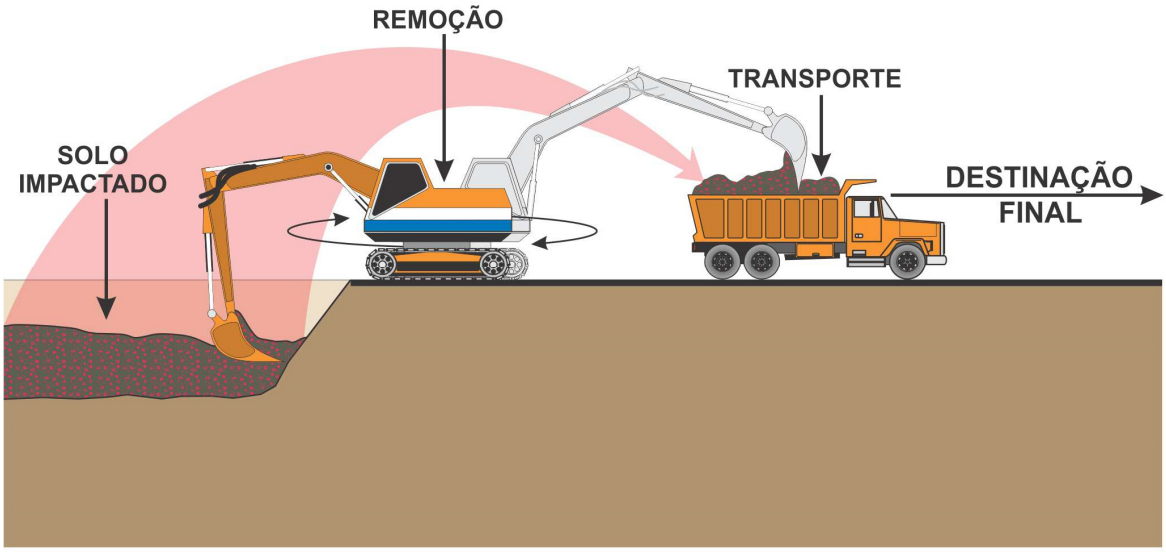
O solo contaminado (ou lodo ou sedimento), após ser escavado, pode ser descontaminado no próprio *site* (via tratamentos *ex situ*), ou encaminhado para

tratamento e/ou disposição final em aterro licenciado para esse propósito. No caso em que o solo é tratado no próprio *site* e, posteriormente, retornado para a cava de remoção, o processo é denominado *backfilling*. Após a escavação/remoção, se não for efetuado o *backfilling*, deve ser utilizado solo limpo, proveniente de jazida devidamente licenciada para este fim, para o preenchimento da cava (USEPA, 2001), ou mesmo outros materiais inertes e isentos de contaminação, como pó de brita. Para o acompanhamento da efetividade do processo, adotam-se critérios de parada das expansões lateral e vertical, tais como alcance de metas pré-estabelecidas ou nível d'água.

Dentro do processo de escavação e remoção, é importante destacar outro processo físico que permite a remoção física de sedimentos impactados provenientes de lagos, rios e mares, que é a dragagem. A dragagem ambiental é o processo em que os sedimentos contaminados submersos são removidos, tratados e/ou colocados em um novo local. A dragagem ambiental é realizada para reduzir o risco que os sedimentos contaminados representam para a saúde humana e o meio ambiente. As dragas são comumente classificadas como mecânicas, hidráulicas ou pneumáticas. Arranjos híbridos, que usam dispositivos mecânicos para remover o sedimento e misturá-lo com água, criando uma pasta, bombeada para um local de desidratação, também são comumente empregados, com a finalidade de separar o material impactado a ser tratado, que pode passar por *backfilling* também.

Após o preenchimento da área de escavação, o local está apto para a recomposição do piso e/ou cobertura local, prevenindo a erosão da área e seu preparo para outro uso. A **Figura 15.2-20** apresenta uma seção esquemática de escavação e remoção de solo.

**Figura 15.2-160 – Esquema de escavação e remoção de solo**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

As vantagens em adotar o processo de escavação/remoção são:

- ✓ técnica convencional e bastante difundida no mercado;
- ✓ elimina a fonte primária de contaminação;
- ✓ diminuição da migração de vapores para a atmosfera em curto prazo;
- ✓ diminuição dos riscos associados às concentrações em solo em curto prazo;

- ✓ alternativa frente à impossibilidade de adoção de outra tecnologia;
- ✓ não há impedimentos para o seu uso em função dos contaminantes e suas concentrações;
- ✓ não requer testes de bancada ou ensaios piloto para a aplicação.

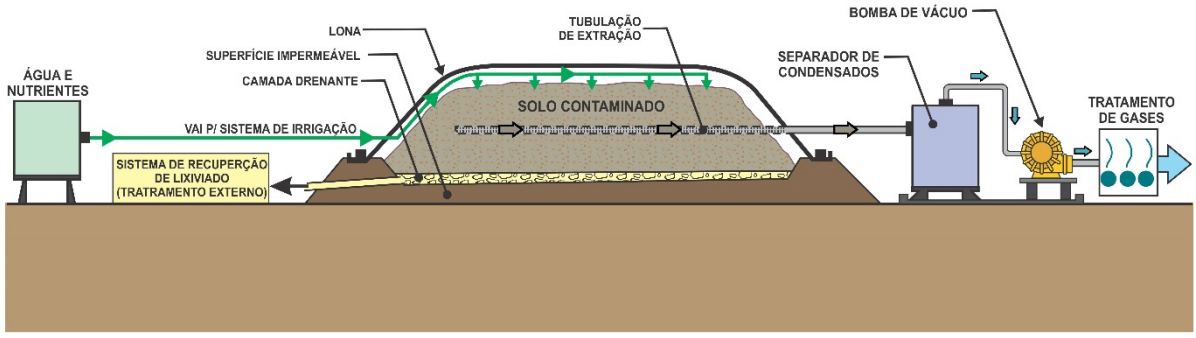
As desvantagens são:

- ✓ não aplicável para solos saturados ou necessidade de sistemas de rebaixamento do lençol freático para aprofundamento das escavações em solo saturado;
- ✓ necessidade de contenção geotécnica em casos de solos pouco resistentes, em profundidades superiores a 1,50 m, ou nas proximidades de edificações;
- ✓ necessidade de maior controle das emissões atmosféricas e, consequentemente, de implantação de sistema de controle/abatimento.

### 3.2.2. Biorremediação/biopilha *ex situ*

Uma biopilha é uma tecnologia de tratamento *ex situ*, semelhante à biorremediação *in situ*, bastante consolidada mundialmente, que aproveita os processos biológicos promovidos pela atividade microbiana (autóctone ou não) para converter contaminantes em subprodutos de baixa toxicidade. O solo ou sedimento escavado é colocado em pilhas sobre uma base impermeável ou um dispositivo equipado com aeração, para otimizar e controlar a taxa de biodegradação, semelhante a processos de compostagem. Esses dispositivos normalmente são construídos com uma cobertura e drenagem adequadas para controlar a exposição à precipitação, e com sondas para monitorar a temperatura, o conteúdo de umidade e as concentrações de contaminantes. O equipamento opcional pode incluir um sistema de adição de umidade e nutrientes, sistema de coleta de lixiviado e tratamento de gases com base nas propriedades específicas do local e requisitos regulamentares de acordo com a legislação vigente. A **Figura 15.2-21** apresenta uma seção esquemática de um dispositivo de biopilha:

**Figura 15.2-171 – Seção esquemática de biopilha**




Fonte: AESAS.

Análises do solo devem ser performadas para o entendimento acerca das necessidades dos nutrientes necessários para a estimulação do crescimento da comunidade microbiana autóctone, que irá promover a degradação dos contaminantes (os utilizará na sua respiração e os degradará em compostos menos tóxicos). É importante lembrar que ainda não é possível utilizar microrganismos alóctones para este tipo de tratamento, por questões de legislação brasileira.

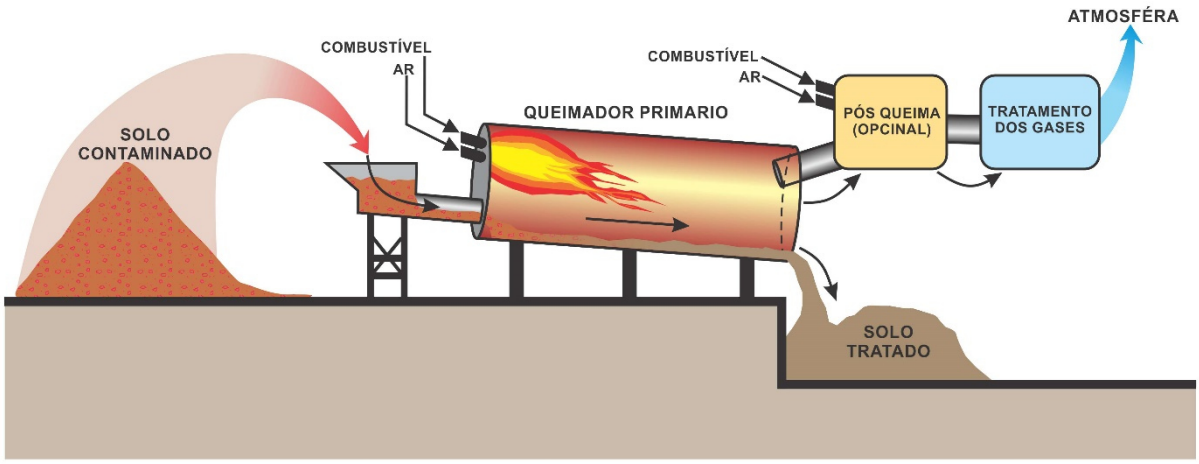
As biopilhas são usadas para tratar compostos orgânicos biodegradáveis aerobicamente, como compostos orgânicos voláteis não halogenados (VOCs) e compostos orgânicos semivoláteis (SVOCs). As biopilhas são usadas com frequência para tratar solos contaminados com hidrocarbonetos de petróleo. Os produtos de petróleo mais leves tendem a evaporar da pilha devido à aeração, mas os hidrocarbonetos de petróleo médios e pesados são degradados aerobicamente. Menos frequentemente, baixos níveis de resíduos explosivos, como trinitrotolueno (TNT) ou Explosivo de Demolição Real (RDX), também podem ser tratados. Biopilhas não são eficazes na remediação de contaminantes inorgânicos e radionuclídeos. Podem ser utilizadas em projetos de escala total, como parte das ações de remediação, e para tratamentos de áreas fonte de impacto, necessitando de estudos prévios para sua validação, antes da implementação em campo.

Deve-se considerar que as possíveis emissões gasosas do processo devem ser tratadas antes do descarte em atmosfera, assim como possíveis efluentes e águas pluviais.

### 3.2.3. Tratamento térmico *ex situ*

O tratamento térmico *ex situ*, incluindo dessorção térmica e incineração, depende do calor para remover contaminantes de meios contaminados, como solo e sedimentos. A dessorção térmica é um processo físico projetado para remover contaminantes em temperaturas relativamente baixas, variando de 90 °C a 560 °C, da matriz sólida. O meio contaminado é aquecido para volatilizar a água e os contaminantes orgânicos, sendo posteriormente tratado em um sistema de tratamento de gás. A incineração opera em temperaturas muito mais altas, variando de 870 °C a 1.200 °C. Os sistemas de incineração são projetados para volatilizar e queimar (na presença de oxigênio) halogenados e outros compostos orgânicos recalcitrantes no solo e em sedimentos difíceis de remover em temperaturas mais baixas, e não são indicados para inorgânicos e ainda carecem de estudos para compostos emergentes. A **Figura 15.2-22** apresenta uma seção esquemática de um tratamento térmico *ex situ* típico:

**Figura 15.2-182 – Seção esquemática de dessorção térmica ex situ**




Fonte: AESAS.

A dessorção térmica e incineração *ex situ* dependem da geração de calor para remover os contaminantes por meio de volatilização ou oxidação. O solo ou sedimento é escavado e transportado para a instalação de tratamento, que pode ser um sistema de tratamento móvel operado no local ou pode estar fora do local em uma instalação

comercial estacionária de descarte, licenciada para esse propósito. Esses métodos de tratamento térmico *ex situ* são semelhantes aos métodos de tratamento térmico *in situ* em que uma temperatura-alvo de projeto deve ser alcançada e mantida por um período específico (tempo de residência). No entanto, o tratamento *ex situ* oferece várias vantagens em comparação ao tratamento *in situ*, incluindo menor duração do processo e mistura eficiente, o que resulta em uma remoção mais uniforme dos compostos.

As principais desvantagens incluem: o tempo e o custo necessários para escavar e armazenar/manusear o solo antes do tratamento; maior espaço para armazenar o material até que o processo seja realizado; o custo adicional para o transporte do material até uma instalação de tratamento fora do local; e as exigências de documentação específica.

Os sistemas de dessorção térmica e incineração são semelhantes em design, geralmente consistindo em um funil, uma tela para remover detritos e grandes rochas, transportadores de alimentação, a câmara de combustão e um sistema de tratamento de vapor. Ambos podem ser projetados e construídos para alimentação contínua ou alimentação em lote. A principal diferença é que os sistemas de dessorção térmica operam a uma temperatura de projeto mais baixa, que é suficientemente alta para atingir a volatilização adequada dos contaminantes, enquanto os sistemas de incineração devem atingir uma temperatura maior, necessária para oxidar ou decompor quimicamente os contaminantes. Em ambos, o calor é gerado a partir da combustão do combustível, geralmente gás natural ou propano, ou da entrada elétrica em um queimador. Os sistemas podem ser projetados para contato direto do meio contaminado com a chama ou contato indireto, no qual o meio contaminado é girado lentamente em um forno aquecido para separar os compostos do meio (solo, sedimento, cascalho). O material residual – solo descontaminado ou parcialmente descontaminado pode ser disposto em aterros, de diferentes classes.

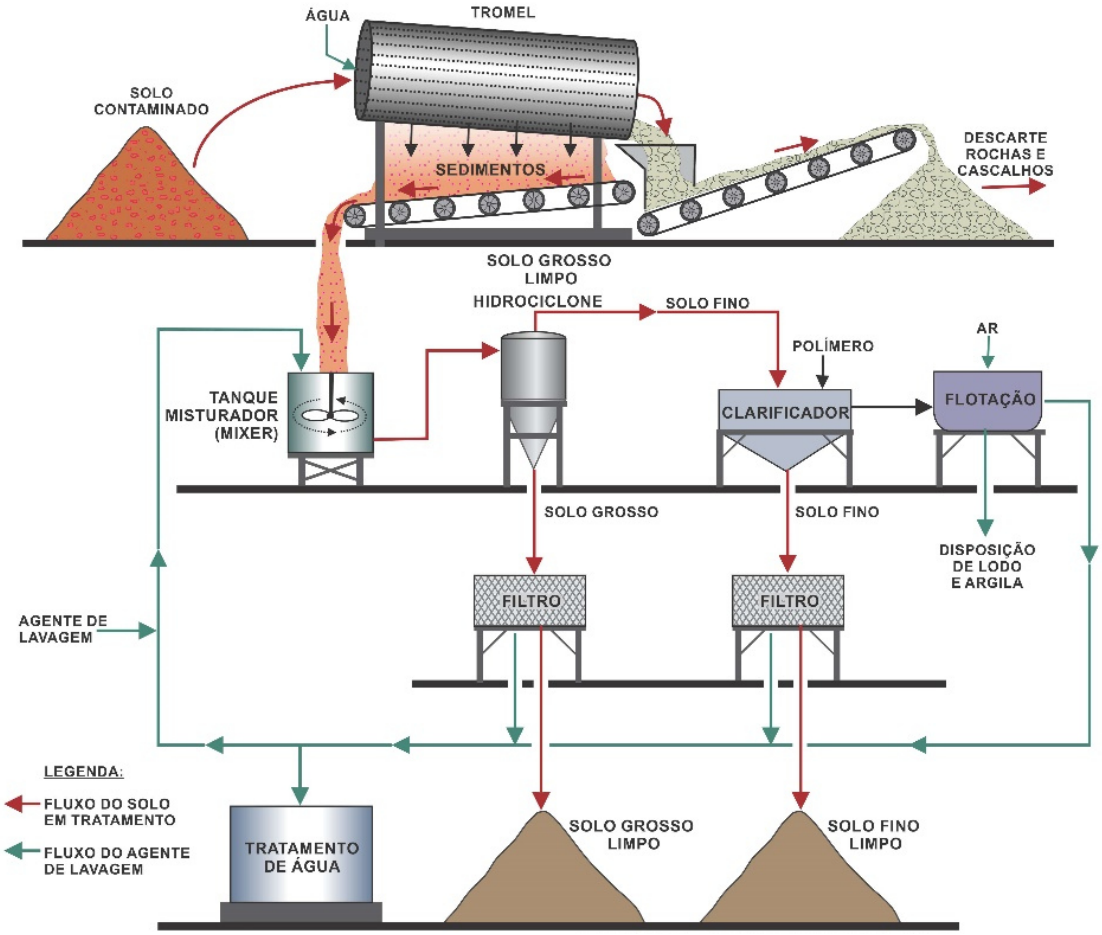
Os sistemas de dessorção térmica e incineração geralmente requerem tratamento do gás residual para remover contaminantes, partículas e/ou outros subprodutos. Os requisitos específicos são ditados pelo tipo de processo de tratamento térmico usado, os tipos de contaminantes presentes, a eficiência de destruição (no caso de incineração), os tipos de subprodutos que são formados e a localização da entidade (ou seja, rural *versus* urbano). As emissões de gases da dessorção térmica normalmente consistem em VOCs ou compostos orgânicos semivoláteis (SVOCs) que devem ser tratados. O tratamento de vapores gerados por incineração pode ser mais complexo do que vapores gerados por dessorção térmica devido à presença de gases ácidos, como ácido clorídrico (HCl) e outros subprodutos gasosos gerados pela combustão, como dióxido de nitrogênio e óxidos de nitrogênio (referidos coletivamente como NOx), e óxidos de enxofre (referidos como SOX).

### 3.2.4. Lavagem/extração química *ex situ*

A lavagem do solo ou sedimentos é um processo *ex situ* que reduz o volume de material contaminado que deve ser posteriormente tratado ou descartado. Os sistemas de lavagem de solo operam com base no princípio de que a maioria dos contaminantes, especialmente os orgânicos, se liga à fração mais fina do solo, composta de argilas, sedimentos e matéria orgânica fina, em oposição à fração maior de areia e cascalho. Assim, os sistemas de lavagem utilizam uma solução, que geralmente consiste em água, surfactante e/ou agente de lixiviação, para extrair e concentrar COCs, bem como auxiliar na separação de tamanho físico das partículas mais finas do material a granel de partícula maior, concentrando e, assim, reduzindo o material contaminado, que deve ser descartado ou tratado posteriormente. A lavagem do solo pode ser usada como uma tecnologia autônoma ou como a primeira etapa de um tratamento casado, ou uma combinação entre técnicas, para reduzir a massa de material que requer tratamento por outra tecnologia, geralmente mais cara, como a incineração.

O processo pode remover os contaminantes dos solos de duas maneiras: (i) dissolvendo-os ou suspendendo-os na solução de lavagem (que pode ocorrer por meio da manipulação química do pH por um período determinado); e (ii) ao concentrá-los em um volume menor de solo através da separação granulométrica, separação por gravidade e esfoliação por atrito (semelhante às técnicas usadas em operações de areia e cascalho), sendo considerada uma técnica de transferência de massa do contaminante, de um meio para o outro (do solo/sedimento para a água, que posteriormente deve ser tratada antes do descarte). A **Figura 15.2-23** apresenta uma seção esquemática do procedimento.

**Figura 15.2-193: Seção esquemática de lavagem de solos**




Fonte: Adaptado de FRTR.

O processo é aplicável para praticamente todos os contaminantes conhecidos atualmente, exceto para os emergentes que ainda se encontram em fase de caracterização e entendimento acerca dos potenciais riscos. Como todas as técnicas, necessita de estudos preliminares para validação da efetividade.

Semelhante ao *modus operandi* da lavagem do solo, pode ser efetuada a extração química, a qual também não destrói os resíduos, mas se constitui de um meio de separar contaminantes perigosos dos solos, lodos e sedimentos, reduzindo o volume dos resíduos perigosos que devem ser tratados. A tecnologia utiliza um produto químico de extração e difere da lavagem do solo, que geralmente utiliza água ou água com aditivos que melhoram a lavagem. As unidades que operam esse tipo de técnica utilizam diferentes produtos químicos, equipamentos e modos de operação. Tanto na lavagem

quanto na extração química, ao final do processo, o solo precisa ser desumidificado, dependendo da entidade de destinação que irá recebê-lo, ou mesmo para o *backfilling*.

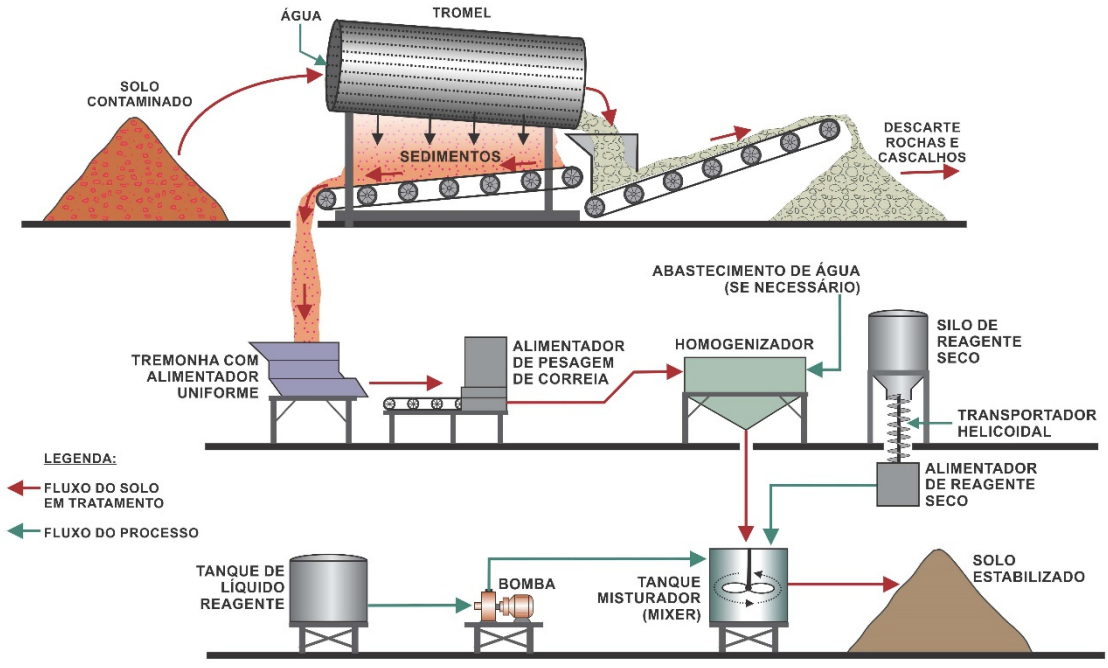
### 3.2.5. Oxidação/redução de solo *ex situ*

Como já citado para outras técnicas, a redução/oxidação química normalmente envolve reações de redução/oxidação (reações redox) que convertem quimicamente compostos perigosos em compostos não perigosos ou menos tóxicos e mais estáveis, menos móveis ou inertes. As reações redox envolvem a transferência de elétrons de um composto para outro. Especificamente, um reagente é oxidado (perde elétrons) e outro é reduzido (ganha elétrons). Os principais grupos de contaminantes tratados por essa técnica incluem compostos inorgânicos. A tecnologia pode ser utilizada, mas pode ser menos eficaz contra VOCs e SVOCs não halogenados, hidrocarbonetos combustíveis e pesticidas. Entretanto, em vez do uso *in situ* no próprio solo impactado, o processo é aplicado em solo já escavado, tanto no site, com vistas ao *backfilling*, quanto em entidades de destinação, devidamente licenciadas para esta finalidade.

### 3.2.6. Solidificação/estabilização de solo *ex situ*

Os processos de campo da solidificação/estabilização *ex situ* envolvem escavação e preparação dos sólidos, triagem para remover materiais muito grandes em diâmetro para serem tratados de forma eficaz (geralmente 2 polegadas de diâmetro ou mais), misturando os agentes de ligação e água com sólidos (normalmente em um moinho), quando apropriado, e estocando sólidos tratados para testes antes do envio para fora do local, ou colocação de volta na escavação. A **Figura 15.2-24** apresenta uma seção esquemática desse processo.

**Figura 15.2-204: Seção esquemática de *soil mixing ex situ***




Fonte: Adaptado de FRTR.

O processamento *ex situ* da solidificação/estabilização pode ser realizado em tambores, em uma planta fixa ou em uma planta móvel. Uma consideração significativa na aplicação da tecnologia *ex situ* é o "fator de dilatação" no volume sólido criado pelo agente de ligação. Esse fator depende da quantidade de reagentes que devem ser

adicionados e pode se aproximar de 50% em alguns casos. Devido ao fator de expansão, é possível que o material tratado não caiba na escavação da qual foi retirado sem alterar o grau natural.

## 4. Planejamento e implementação das medidas de remediação por tratamento

Dentro do Plano de Intervenção a ser elaborado para o gerenciamento ambiental de determinada área, em caso de adoção de medidas de remediação (por tratamento ou contenção), deve ser apresentado o projeto básico da remediação, juntamente com o planejamento previsto para a execução e o acompanhamento dessa etapa, consistindo das atividades e cronograma previstos, bem como todas as premissas consideradas para a elaboração do documento técnico.

Após essa etapa, é igualmente importante a elaboração do projeto executivo, que detalhará como as ações em campo serão realizadas. Findada a etapa de implantação da remediação, deve ser apresentado o projeto *as built*, que visa trazer à tona o que foi efetivamente implantado e as justificativas acerca da necessidade de eventuais ajustes do projeto executivo.

A seguir, são descritos os elementos mínimos necessários que devem constar em um projeto básico e executivo, no cronograma e na etapa de implementação.

### 4.1. Projeto básico e executivo

Um projeto é a somatória de elementos conceituais, técnicos, executivos e operacionais, e envolve, na sua elaboração, uma equipe multidisciplinar (engenheiros, geólogos, técnicos etc.) que conceberá, de forma ordenada, as etapas necessárias para a implantação de determinada necessidade.

Previamente à etapa de projeto básico e executivo, existe a etapa de projeto conceitual, que se traduz na fase inicial do processo, quando é estabelecido o entendimento acerca da questão e validação da ação de remediação, que será seguida para o tratamento/contenção da contaminação, o que é feito na etapa final do diagnóstico, desenvolvimento do modelo conceitual de intervenção e premissas do plano de intervenção.

Já o projeto básico se constitui das etapas, elementos e serviços básicos necessários para iniciar o processo, que nortearão os agentes envolvidos, os cálculos de custos e cronograma executivo geral, sendo um esboço do que será feito na etapa executiva. O ideal é que no Plano de Intervenção seja apresentado o projeto básico previsto para a remediação da área de interesse.

O projeto executivo se traduz em todo o detalhamento do projeto básico, contendo os elementos que serão executados em campo, para o alcance do objetivo da ação de remediação, e pode ser apresentado concomitante ou separadamente ao Plano de Intervenção.

O projeto executivo de remediação, consiste em elementos mínimos acerca da remediação proposta, tais como:

- ✓ descrição da(s) técnica(s) de remediação selecionada(s), com base no modelo conceitual de intervenção estabelecido;
- ✓ resultados dos ensaios de bancada e piloto, caso tenham sido executados, com vistas ao dimensionamento da escala total, devendo ser justificado o motivo caso não tenham sido executados;
- ✓ indicação das áreas, seções e volumes de atuação, por meio de memorial de cálculo e figuras ilustrativas, com escala adequada;
- ✓ figuras com elementos de fluxograma simples do funcionamento previsto para o sistema de remediação;

- ✓ formas de tratamento dos efluentes – caso seja prevista a geração, e estimativa de geração de resíduos a serem destinados;
- ✓ descritivo dos procedimentos operacionais;
- ✓ identificação dos parâmetros de eficiência e eficácia previstos para o monitoramento do desempenho pós-implementação das ações;
- ✓ contingência prevista em caso de situações de risco que possam vir a ocorrer durante a implantação e monitoramento de uma ação de remediação;
- ✓ previsão de relatórios ou boletins técnicos periódicos contendo a avaliação da *performance* do caso;
- ✓ cronograma de implantação e monitoramento.

Algumas das técnicas de remediação por tratamento ou contenção podem ser avaliadas previamente em escala laboratorial, em processo denominado de teste de bancada, quando se ensaia uma situação em microcosmos da área que irá passar pelo processo de intervenção e reagentes químicos empregados na remediação, com objetivo de avaliar a *performance* do produto frente à contaminação existente e dimensionar eventuais necessidades de ajustes nas condições físico-químicas da área para a aplicação em escala piloto ou total.

Tais ensaios não são obrigatórios, porém podem ser necessários para a validação de ajustes nos reagentes químicos a serem empregados, e a não adoção dessa etapa deve ser devidamente esclarecida ao órgão ambiental.

Ainda, tais ensaios podem ser conduzidos em etapa prévia ao plano de intervenção, já com vistas à seleção da técnica que será aplicada no caso.

Seguidos dos ensaios de bancada, se apresentam os ensaios piloto, que são uma prévia de um projeto em escala total, sendo ensaiada a técnica na própria área impactada, em pequena escala, de modo que se obtenha parâmetros para a elaboração do projeto em escala total.

Além dos ensaios de bancada e piloto, também podem ser conduzidos outros ensaios, tais como o uso de traçadores, que podem ser importantes para verificação da conectividade hidráulica, caminhos preferenciais, quando existem dúvidas acerca desses parâmetros, os quais podem afetar diretamente o raio de influência de determinada técnica, e também ensaios de transmissividade/recuperabilidade, que visam quantificar a real taxa de recuperação de LNAPL de determinada área, o que pode impactar diretamente no tempo de operação de um sistema físico e na quantidade de LNAPL passível de extração.

Quando se detecta uma heterogeneidade muito acentuada em determinadas áreas a serem recuperadas, é importante que esses aspectos diferenciados sejam avaliados, a fim de determinar com maior precisão o alcance que a(s) técnica(s) de remediação terão no caso, e quais situações as medidas de controle deverão suportar, para minimizar os riscos potenciais. Nesse sentido, uma investigação para remediação (item 2 desta seção), que subsidie os parâmetros necessários para precisar melhor a aplicação de determinada técnica, pode ser mandatória.

É importante destacar também a previsão, no projeto executivo, de elementos de saúde e segurança, para que todas as atividades sejam executadas com o mais alto grau de seguridade para todos os envolvidos, respeitando e minimizando os impactos sobre os envolvidos e à biodiversidade local.

Por fim, é prudente prever em escala de projeto executivo, o monitoramento voltado à higiene ocupacional dos atores diretamente envolvidos nas ações de campo para implementação da remediação, quando houver possibilidade de volatilização das substâncias químicas de interesse (por exemplo, mercúrio e tricloroeteno), bem como a adoção dos respectivos equipamentos de proteção individual (EPIs) e períodos para troca.

## 4.2. Cronograma

O cronograma é o elemento que traduz em escala de tempo aquilo que se previu no projeto básico e executivo, descrevendo todas as etapas do processo, recursos envolvidos e prazos, fazendo parte do ciclo de vida de gerenciamento do projeto (**Figura 15.2-25**).

Devem ser previstos no cronograma:

- ✓ etapas descritivas de acordo com o previsto em projeto, de forma sequencial às ações elencadas;
- ✓ recursos previstos e o responsável por cada atividade, para que esteja estabelecido ao início dos trabalhos o papel de cada envolvido e a necessidade de trabalho casado;
- ✓ período previsto, considerando-se principalmente o tempo de execução efetivamente cumprido em projetos similares e anteriores, para que a estimativa de duração seja a mais realista possível.

**Figura 15.2-25 - Exemplo de cronograma básico**

CRONOGRAMA GERAL DE ATIVIDADES - 20xx a 20xx - ACRi-xx - ETAPA EXECUTIVA

| ATIVIDADES | | | | RESPONSÁVEL | Ano 1 | | | | | | | | | | | | Ano 2 | | | | | | | | | | | | Ano 3 | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D | J | F | M | A | M | J | J | A | S | O | N | D | J | F | M | A | M | J |
| 1 | Projeto Executivo | 1.1 | Elaboração do documento técnico | Responsável Técnico | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 1.2 | Aprovação do cliente para protocolo | Responsável Legal | | | ■ | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 1.3 | Protocolo no orgão ambiental | Resp. Técnico/Legal | | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2 | Monitoramento Analítico | 2.1 | Mobilização (equipe e equipamentos) | Responsável Técnico | | | ■ | | | | | ■ | | | | | | | ■ | | | | | ■ | | | | | | | ■ | | | |
| | | 2.2 | Amostragem de vapor e águas subterrâneas | Responsável Técnico | | | ■ | | | | | ■ | | | | | | | ■ | | | | | ■ | | | | | | | ■ | | | |
| | | 2.3 | Análises químicas laboratoriais | Laboratório | | | | ■ | | | | | | ■ | | | | | | ■ | | | | | | ■ | | | | | | ■ | | |
| 3 | Escavaçao e Remoção de Solo Contaminado | 3.1 | Mobilização (equipe e equipamentos) \| Caracterização | Responsável Técnico | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 3.1.1 | Amostragem de solo para caracterização | Responsável Técnico | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 3.1.2 | Análises químicas laboratoriais | Laboratório | | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 3.2 | Obtenção de CADRI | Responsável Técnico \| CETESB | | | | | ■ | ■ | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 3.3 | Mobilização (equipe e equipamentos) \| Escavação | Responsável Técnico | | | | | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 3.3.1 | Escavação e recomposição da área | Responsável Técnico | | | | | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 3.3.2 | Transporte do Solo | Transportadora | | | | | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 3.3.3 | Destinação do Solo | Entidade de Destinação | | | | | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 3.3.4 | Emissão do CDR* | Entidade de Destinação | | | | | | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4 | Relatórios Técnicos | 4.1 | Relatório de Implantaçao (AS BUILT) | Responsável Técnico | | | | | | | | | ■ | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 4.2 | Relatório de Acompanhamento (Eficácia e Eficiência) - 1 | Responsável Técnico | | | | | | | | | | | | | | | | ■ | ■ | | | | | | | | | | | | | |
| | | 4.3 | Relatório de Acompanhamento (Eficácia e Eficiência) - 2** | Responsável Técnico | | | | | | | | | | | | | | | | ■ | ■ | | | | | | | | | | | ■ | ■ | |
| | | 4.4 | Protocolo no orgão ambiental | Resp. Técnico/Legal | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | ■ |

Legenda:
Executado
Previsto
* CDR - Certificado de Destinação do Resíduo
** Término do monitoramento de no mínimo 2 ciclos hidrogeológicos para avaliação das estabilidade no alcance das metas de remediação

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

À medida que o projeto evolui para a etapa executiva, é possível detalhar ainda mais as atividades e recursos previstos, sendo importante que a cada atualização do cronograma que possa impactar a comunicação com o órgão ambiental, este seja informado e tome ciência das alterações previstas. Todas e quaisquer alterações devem ser justificadas, especialmente aquelas que possam impactar diretamente o alcance das metas previamente estabelecidas, e a manutenção de potenciais cenários de risco à saúde humana e ao meio ecológico.

## 4.3. Implementação

Tendo sido concluída a implantação do projeto executivo de remediação, é necessária a preparação de um relatório técnico contendo os elementos implantados em campo, nos moldes de um *as built*, que contenha as justificativas técnicas em caso de mudanças em determinados elementos previstos no projeto executivo.

Nessa etapa, também é importante validar parâmetros de avaliação de eficiência e eficácia, especialmente aqueles que possam ser prejudicados em função de alterações de projeto ou da necessidade de adoção de outros parâmetros que também permitam essa avaliação, desde que justificados tecnicamente.

A avaliação da eficiência e eficácia deve ser contínua, permitindo que manobras de ajuste sejam efetuadas em prol do objetivo primordial da remediação. Deve-se considerar que o ciclo de vida do projeto é vivo, permitindo que ações corretivas sejam tomadas caso não sejam observadas evoluções positivas dos cenários previstos durante a etapa de remediação.

## 5. Monitoramento da eficiência e eficácia das medidas de remediação por tratamento

Para que seja possível uma avaliação da adequada operação ou desenvolvimento de determinada metodologia, bem como comprovar o atingimento dos objetivos finais da remediação, deve ser implementado um programa de monitoramento de eficiência e eficácia adequado.

Os parâmetros a serem monitorados, a localização dos poços de monitoramento e observação, e a frequência de monitoramento dependem da tecnologia selecionada, bem como das condições específicas do local. Por isso, não existe uma fórmula geral aplicável para todos os casos. O monitoramento é um processo dinâmico de observação e interpretação, embasado em parâmetros de controle, com objetivo principal de avaliar a qualidade da matriz de interesse, as tendências migratórias da contaminação, a eficiência do processo de remediação e subsidiar tomadas de decisão. Portanto, é necessário obter dados suficientes para determinar as condições de atuação da metodologia empregada, o padrão de comportamento, a tendência ao longo do tempo, e suportar ações de otimização do processo.

É importante que o programa de monitoramento inclua o estabelecimento robusto de uma linha de base – ou seja, das condições anteriores ao início do processo de intervenção –, bem como a coleta de dados durante as ações de remediação e após a finalização da fase de remediação ativa.

Usualmente, o programa de monitoramento da remediação divide-se em duas principais categorias: monitoramento de processo e monitoramento de *performance* ou conformidade.

O primeiro é realizado na fase ativa da remediação e tem como objetivo garantir a operação da medida de intervenção conforme o esperado e projetado. Normalmente, são monitorados diversos parâmetros com uma frequência significativa, que dependem da tecnologia implementada. Os dados produzidos devem ser interpretados adequadamente para dar suporte às ações de otimização do processo, que são fundamentais para garantir a alta *performance* contínua da remediação.

A segunda, refere-se ao monitoramento de eficácia da remediação, no qual são monitorados os elementos motivadores da remediação na área, como, por exemplo, o comportamento evolutivo das concentrações de contaminantes no solo, água subterrânea e vapores do solo; alcance horizontal e vertical da pluma; evolução do comportamento da fase livre, entre outros. Nesse caso, deve-se estabelecer frequências

de monitoramento numa rede espacialmente adequada, capaz de fornecer dados de conformidade com as métricas estabelecidas previamente.

As métricas a serem incluídas no programa de monitoramento devem ser desenvolvidas de forma crítica. Em geral, uma métrica isolada não é capaz de fornecer uma visão abrangente do processo, por isso, é comum aplicar diversas métricas que, juntas, geram dados confiáveis e suficientes para medir o desempenho da remediação, ou pontos de atenção. Em qualquer tecnologia, cada métrica tem suas limitações, dessa forma, estabelecer mais de uma pode ajudar a obter uma visão mais clara e real do processo.

## 6. Técnicas conjugadas mais utilizadas

A conjugação de técnicas de remediação é uma abordagem inteligente para otimizar o processo de remediação em um site contaminado, buscando melhorar a eficiência e acelerar o atingimento das metas propostas, com um custo inferior ao da aplicação de uma única tecnologia. Metodologias de remediação biológica, química e física podem ser combinadas aproveitando os pontos fortes de cada tecnologia.

Um caso típico de técnicas conjugadas é a aplicação de tecnologias mais agressivas de tratamento para áreas fonte caracterizadas com alta concentração em água subterrânea, massa significativa sorvida no solo e a potencial presença de fase livre; e tecnologias menos agressivas nas áreas onde os contaminantes encontram-se dissolvidos e mais dispersos. Por exemplo: aplicação de remediação termal, ISS, escavação, ISCO em áreas fonte; e biorremediação, MNA, sistemas de contenção nas plumas com menores concentrações. A conjugação das tecnologias pode ser aplicada também em uma mesma área, ou seja, aplicação de tecnologia mais agressiva para rápido abatimento de massa, seguida de transição para uma tecnologia menos agressiva para continuar o tratamento e atingir concentrações mais baixas dos contaminantes.

Outros exemplos comuns de tecnologias conjugadas, aplicadas concomitantemente, são:

- ✓ *Air sparging* e SVE

A técnica *air sparging* é apropriada para a remediação de compostos voláteis. A volatilização dos contaminantes é feita por meio da injeção de ar, isento de contaminação, abaixo do nível d'água. O ar injetado volatiliza contaminantes dissolvidos em água subterrânea ou adsorvidos no solo abaixo do nível d'água.

A técnica *air sparging* utiliza a injeção de ar na zona saturada do aquífero, com pressão e volume controlados, e o principal objetivo de promover a volatilização dos compostos de interesse. Essa técnica é comumente utilizada em conjunto com a extração de vapores do solo (SVE), auxiliando na remoção de contaminantes em fase vapor e controlando a migração de vapores contaminados.

- ✓ Termal de baixa temperatura com processos biológicos/químicos

A utilização de processos térmicos vem se difundindo nos últimos anos como uma alternativa eficiente para remediação de sítio contaminados, tendo como aplicação principal o atingimento de temperatura suficiente para volatilizar os compostos presentes. No entanto, o aumento da temperatura provoca outros efeitos na natureza física dos compostos e nos processos que ocorrem naturalmente, que podem ser benéficos às técnicas de remediação, não necessitando, nesse caso, do atingimento de altas temperaturas (normalmente igual ou maior a 100 °C).

Com o aumento da temperatura, aumentam as taxas de biodegradação dos compostos orgânicos, mas isso ocorre até certo ponto, porque à determinada temperatura as

proteínas são desnaturadas. A maior parte das reações biológicas tem temperatura ótima, entre 30 °C e 40 °C. O aumento da temperatura também provoca o aumento das reações abióticas de hidrólise, sendo este processo mais intenso para alguns grupos de compostos, como os etanos clorados.

A temperatura também exerce influência nos parâmetros de viscosidade e dissolução dos compostos, tendo um potencial para combinação com técnicas de remoção física de massa de contaminante.

Por último, o aumento da temperatura pode ser utilizado como um ativador para alguns tipos de oxidantes, tendo, portanto, um potencial para combinação com técnicas de oxidação química *in situ*.

Dessa forma, como normalmente a limitação de técnicas termais de alta temperatura é o custo envolvido em sua na aplicação, métodos que visam o aquecimento até temperaturas moderadas (30 °C a 70 °C) podem ser avaliados, buscando acelerar os processos naturais de degradação ou permitir sua combinação com outras tecnologias de remediação.

- ✓ Escavação de solo e ISCO/ISCR no fundo de cava

Outra conjugação de técnica amplamente utilizada é a escavação para remoção de solo impactado, com o posterior tratamento/destinação *ex situ*, seguido da aplicação de agentes oxidantes ou redutores no fundo de cava para a continuidade do tratamento da massa de contaminante remanescente em água subterrânea.

A vantagem dessa metodologia é que o próprio maquinário utilizado no processo de escavação auxilia na distribuição e mistura dos reagentes utilizados, para garantir o contato destes com os contaminantes.

## 6.1. Técnicas *in situ*

### 6.1.1. Controle de pH (neutralização)

A técnica de controle de pH *in situ* é utilizada para neutralizar solos e águas subterrâneas com pH extremamente ácido ou básico, podendo ser empregada tanto de forma autônoma quanto casada com outra técnica de remediação, como a redução química, ou até mesmo para evitar a incrustação de equipamentos e estruturas de bombeamento de águas impactadas. Alguns agentes podem ser empregados nessa técnica, como o gás carbônico ($CO_2$ *sparging*), ácidos, bases ou tampões, os quais podem ser aplicados tanto por meio de poços de injeção, quanto via *direct push*, sendo promovido o ajuste do pH a condições de neutralidade (pH 6-7 UpH) no meio a ser corrigido.

Normalmente, o ajuste do pH local ou neutralização pode ser necessário em função de: derrames ácidos ou básicos prévios na área a ser remediada, alterações de pH promovidas pela própria natureza dos contaminantes inseridos ali, condições naturais do meio desfavoráveis para alguma remediação *in situ* ou, ainda, em função da aplicação de algum agente remediador que propicie mudanças nesse parâmetro físico-químico. Frequentemente, agentes tampões (amortecedores de mudanças bruscas de pH no meio) são necessários para manter o pH neutro durante uma remediação que necessite dessa condição. Alguns aquíferos os possuem naturalmente, tais como os que contêm CO, carbonato de cálcio; outros, no entanto, não possuem essa condição de forma pronunciada e necessitam de adição de um agente corretor. O ideal é que esse ajuste seja feito para priorizar os benefícios de uma remediação e minimizar os potenciais efeitos nocivos sobre as comunidades microbianas autóctones locais, que também atuam nos processos de remediação.

A escolha do agente regulador deve se basear, além do pH local, nas condições de fluxo locais, que podem propiciar um maior ou menor contato do agente com o meio. Já a

aplicação pode ser realizada com uso do agente em forma líquida ou numa suspensão coloidal, por meio de poços ou pontos de injeção, sendo os cálculos da quantidade de agente regulador de pH baseados em ensaios de titulação (que também servem para a seleção do agente regulador) com amostras do meio a ser tratado. A reaplicação pode ser necessária para manter o pH nas condições ideais da remediação e a frequência de aplicação pode ser diferente daquela do produto remediador principal. Do contrário, a superdosagem pode causar efeito nocivo e diferente do desejado, tais como dissolução de metais que ocorrem naturalmente no meio.

É importante avaliar se o agente regulador escolhido tem alguma restrição de compra junto à Polícia, como no caso do hidróxido de sódio, que requer a obtenção de uma licença específica para aquisição, em função da necessidade de controle dessa substância.

### 6.2. Fraturamento pneumático/hidráulico *in situ*

A técnica de fraturamento foi desenvolvida pela indústria de petróleo e poços para captação de água, onde o método foi empregado como solução viável para melhora significativa da recuperação destes fluidos a serem extraídos. Assim como outras alternativas desenvolvidas por estas indústrias-chave, solução passou a ser replicada com grande sucesso para a remediação de áreas contaminadas, tanto para a recuperação física de contaminantes como para a aplicação de remediadores em solos de baixa permeabilidade.

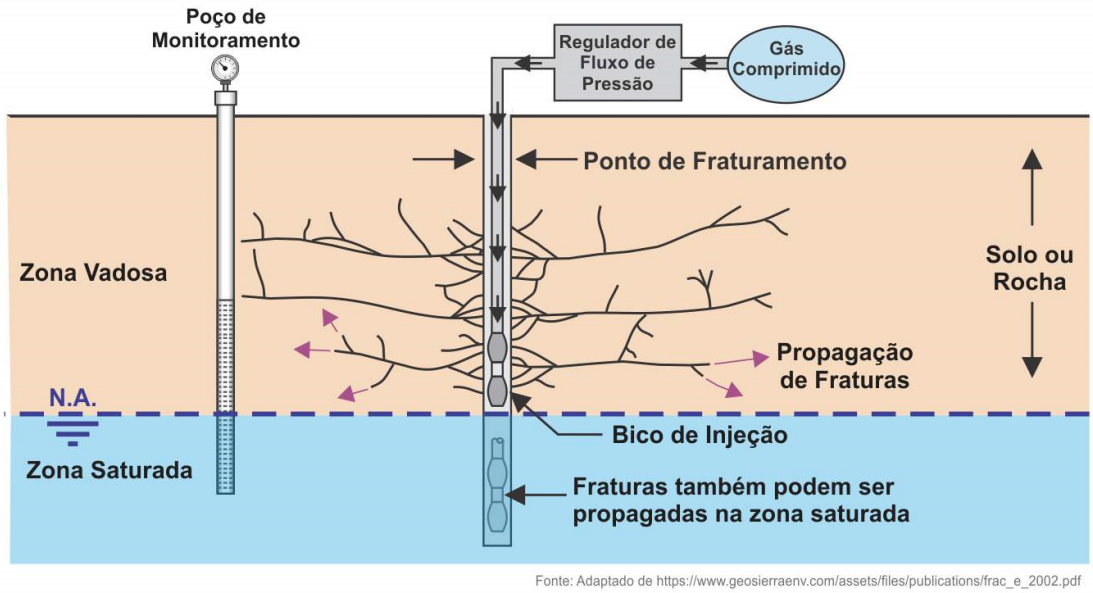
O fraturamento para fins de remediação pode ser dividido em três categorias: pneumático, hidráulico e explosivo. No entanto, podemos citar os dois primeiros como os mais difundidos e consolidados, com utilização mais segura:

Fraturamento pneumático – onde são empregados pulsos controlados de ar ou gás em alta pressão, de maneira a criar fraturas em subsuperfície;

Fraturamento hidráulico – emprega fluido líquido bombeado em alta pressão com o objetivo de abrir fraturas na formação.

A **Figura 15.2-26** apresenta uma seção esquemática de fraturamento.

**Figura 15.2-216: Seção esquemática de um fraturamento pneumático**



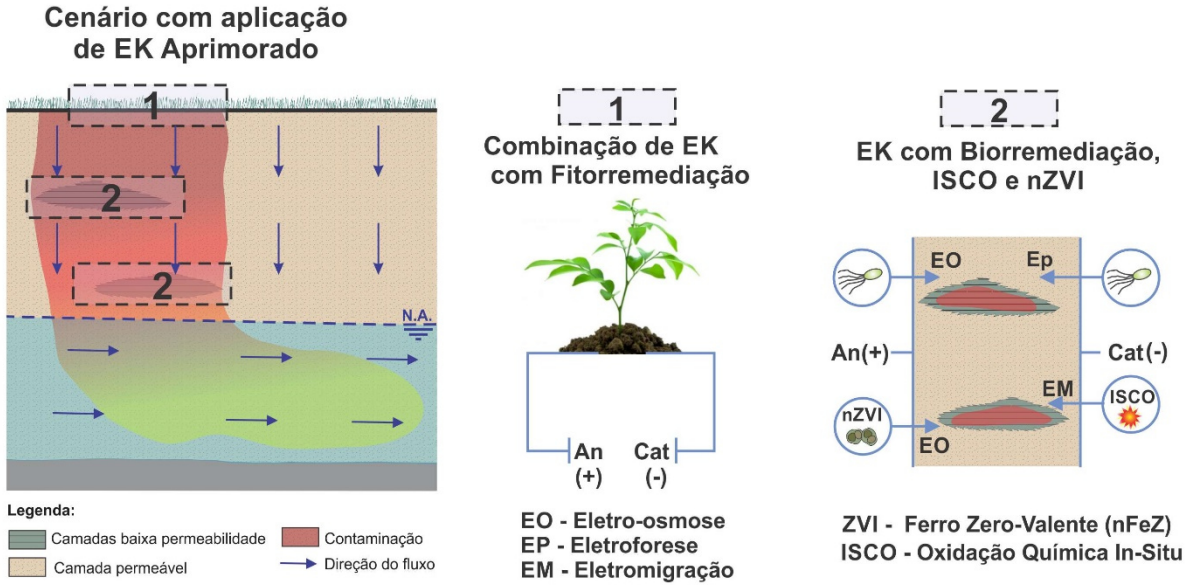

Fonte: Adaptado de GeoSierra

O fraturamento é empregado necessariamente em conjunto com outras tecnologias de remediação, tais como extração de vapores, bombeamento ou injeção de agente remediador, sempre com o objetivo de aumentar a condutividade hidráulica e/ou pneumática da formação geológica a ser tratada. O aumento na permeabilidade da formação tem como resultado direto o aumento no raio de influência (ROI), tanto na extração quanto na injeção, e, consequentemente, redução no número de poços. Outro benefício relacionado ao fraturamento está na redução da heterogeneidade presente na maioria das formações geológicas, tornando os gradientes de pressão mais uniformes e mais controlados durante o processo de remediação.

### 6.3. Eletrocinese conjugada

A eletrocinese, por sua capacidade intrínseca de melhorar a permeabilidade de camadas litológicas menos condutivas, vem sendo utilizada de forma conjugada a demais técnicas *in situ* conhecidas, tais como ISCO, ISCR e biorremediação, de forma a auxiliar a entrega do agente remediador nesses locais de menor permeabilidade e potencial de adsorção dos contaminantes, o que normalmente se configura como uma fonte secundária potencial de impacto e *back diffusion* ao longo dos anos. A **Figura 15.2-27** apresenta um diagrama esquemático da eletrocinese (EK), seus potenciais locais de aplicação, bem como suas possíveis associações com demais técnicas.

**Figura 15.2-227: Perfil esquemático de EK**




Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

## 7. Tecnologias emergentes

O desenvolvimento de tecnologias emergentes acompanha a evolução do mercado de gerenciamento de áreas contaminadas, evolução tecnológica e necessidade da sociedade como um todo. Nesse contexto, as principais tendências consideram; (1) os avanços necessários nas metodologias de remediação para tratamento dos contaminantes que passam a ser compostos de interesse, os chamados contaminantes emergentes; (2) aplicação de digitalização e *Big Data* em processos de remediação; e

(3) sustentabilidade aplicada aos processos de remediação, conhecido como *green remediation*.

O desenvolvimento de tecnologias capazes de remediar contaminantes emergentes depende do conhecimento teórico e prático sobre esses compostos, suas propriedades físicas, químicas, interação com o meio físico e potencial de afetar a saúde humana. Devido ao caráter, por definição, emergente desses contaminantes, as tecnologias de remediação voltadas a eles não estão, todavia, amplamente estudadas e disponíveis. Por exemplo, para os compostos denominados *Per- and Polyfluoroalkyl Substances* (PFAS), alguns processos já têm sido aplicados em escalas de campo, como: sonolisis, ozofracionamento, ISS, utilização de carvão ativado e troca iônica para adsorção, entre outros.

Com o crescimento exponencial da quantidade de dados disponíveis, e a emergência e a força das tecnologias de coleta de dados em tempo real, atualmente é possível realizar análises e tomar decisões com base em um enorme grupo de dados que, antigamente, não era possível. Além disso, há uma tendência para o avanço no uso de equipamentos de sensoriamento, utilizados para a coleta contínua de dados de performance de sistemas de remediação, parâmetros hidráulicos nos poços de monitoramento, concentrações de contaminantes etc., que permitem ações rápidas e efetivas nos processos de otimização dos sistemas de remediação.

A remediação sustentável se apresenta com um enfoque inovador, no qual é considerado não somente o sucesso do tratamento, mas também os impactos das atividades de remediação em todas as fases do processo. A remediação sustentável deve contemplar uma gama de aspectos a serem avaliados, sempre buscando o melhor emprego de produtos, processos, tecnologias e procedimentos, que possam cumprir com os objetivos de mitigar ou cessar os riscos aos receptores relacionados a uma contaminação. Ao mesmo tempo, as decisões tomadas devem ser equilibradas com os objetivos da comunidade, os impactos econômicos e os efeitos ambientais. Nesse contexto, uma metodologia que vem ganhando bastante espaço no mercado de GAC, visa o aquecimento do solo a moderadas temperaturas com o objetivo principal de acelerar processos de degradação natural, utilizando somente energia solar.

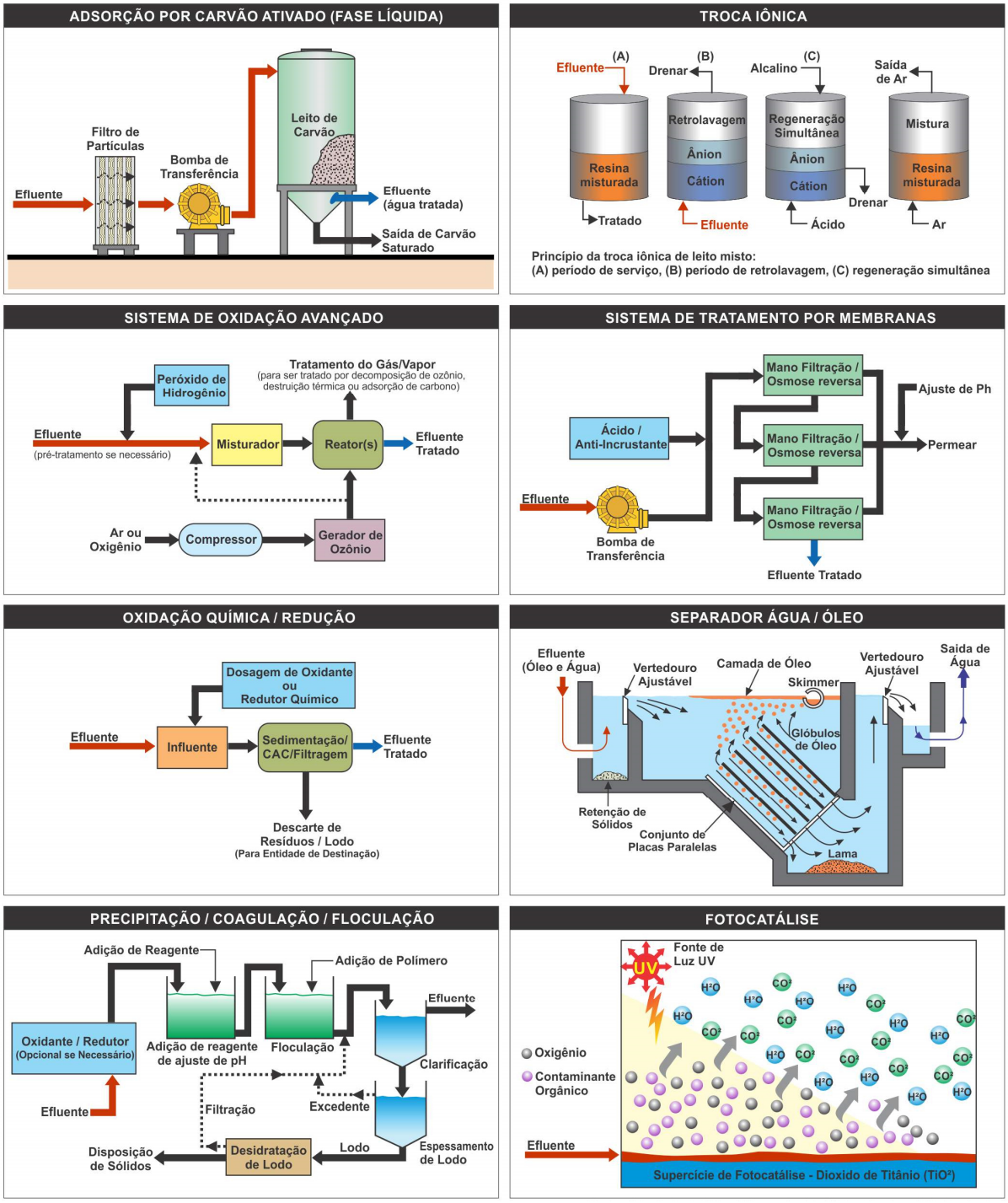
## 8. Tratamento dos efluentes gerados (líquidos)

Diversas técnicas/tecnologias para remediação por tratamento e para contenção podem gerar um fluxo de líquidos contaminados, que consiste na própria fase dissolvida, adsorvida ou livre, removida do nível aquífero, que passa pelo processo de remediação, e são passíveis de tratamento *ex situ* antes do descarte em rede pública, corpos d'água, ou mesmo reutilização ou reinjeção no aquífero, desde que atendam os requisitos legais locais.

Os tratamentos *ex situ* podem ser desenvolvidos em única etapa ou como parte de uma cadeia de tratamentos, e são baseados em processos físicos, químicos ou biológicos, dependendo da complexidade da SQI a ser tratada e requisitos legais a serem alcançados. São comumente empregadas tecnologias tais como: adsorção, troca iônica, sistemas oxidativos avançados, tratamento por membranas, sistemas de oxidação ou redução química, separação óleo e água, sistemas físicos (precipitação, coagulação e filtração) e fotocatálise. Todo e qualquer sistema de tratamento deve ser dimensionado de modo que trate as SQIs locais, considerando atender a vazão diária e os requisitos legais de descarte pós-tratamento, devendo ser apresentados os memoriais de cálculo necessários para a validação do dimensionamento do tratamento.

A **Figura 15.2-28** apresenta seções esquemáticas de tais técnicas que serão descritas na sequência.

**Figura 15.2-238 – Seções esquemáticas de tecnologias de tratamento de fase líquida**




Fonte: Adaptado de FRTR.

## 8.1. Separação de fases

Para o tratamento dos efluentes líquidos gerados, podem ser utilizados tratamentos físicos, caracterizados por métodos de separação de fases, tais como: sedimentação, decantação, filtração, centrifugação ou flotação dos resíduos. Esses métodos consistem na transferência dos resíduos para uma nova fase.

Muitos dos processos utilizados em estações de tratamento de efluentes envolvem a adição de agentes coagulantes e floculantes, como polímeros e sais de ferro e de alumínio.

Os métodos baseados no princípio de coagulação são os mais comumente utilizados, devido à sua ampla escala de atuação e geralmente menores custos operacionais. São aplicados para a remoção de sólidos em suspensão e podem ser divididos em duas classes, quanto ao tipo de lodo gerado: coagulação com sedimentação e coagulação com flotação.

A coagulação seguida de sedimentação consiste na remoção dos sólidos presentes no efluente por meio da separação das fases sólida e líquida, sendo a fase sólida (impureza do efluente) sedimentada na parte inferior da estação de tratamento de efluente, enquanto a fase líquida (efluente tratado) é removida da estação pela parte superior, e então descarregada no meio ambiente.

Na coagulação seguida de flotação, ocorre uma inversão na separação das fases, ou seja, as impurezas (fase sólida flotada) são removidas da estação pela parte superior e o efluente tratado é removido pela parte inferior. A seleção do método é realizada em função das características do efluente. Fatores operacionais como tempo de retenção, natureza do efluente, temperatura e tamanho de partículas devem ser considerados.

No processo de flotação por ar dissolvido, ocorre a suspensão do material particulado e/ou coagulado. O resíduo é carregado por microbolhas, que são injetadas no fundo de um reator. Ao chegar à superfície do reator, a suspensão (resíduo flotado) pode ser removida por processos físicos convencionais (raspagem, sucção etc.).

### 8.2. Filtração para remoção de sólidos

Os efluentes líquidos gerados nos Sistemas de Remediação podem conter partículas sólidas e, para tanto, deverão ser previstas etapas de filtração antes do descarte.

A filtração é um tipo de tratamento físico de separação de fases e consiste na remoção de partículas sólidas de um fluido, passando ele por um meio de filtragem, no qual os sólidos são retidos. As filtrações industriais variam de simples processos a separações altamente complexas. O fluido pode ser um líquido ou um gás; e a corrente de maior vazão no processo pode ser o fluido, os sólidos, ou ambos. Na filtração industrial, o teor de sólidos da corrente de entrada pode variar de traços a porcentagens altas. Frequentemente, a corrente de entrada sofre algum tipo de pré-tratamento para aumentar a taxa de filtração, por exemplo: aquecimento, recristalização ou clarificação. Devido à enorme variedade de materiais a serem filtrados e às condições de processo amplamente diferentes, muitos tipos de filtros foram desenvolvidos, alguns dos quais são listados adiante.

O fluido passa através de um meio filtrante em virtude de um diferencial de pressão. Os filtros também são classificados, portanto, em dois tipos: aqueles que operam com pressão acima da atmosférica no lado a montante do meio filtrante, e os que operam com pressão atmosférica no lado a montante e vácuo no lado a jusante. As pressões acima da atmosférica podem ser desenvolvidas pela força da gravidade, atuando sobre uma coluna de líquido, por uma bomba ou soprador, ou pela força centrífuga. Em um filtro de gravidade, o meio filtrante não pode ser mais fino do que uma tela grossa ou um leito de partículas grosseiras como areia.

A maioria dos filtros industriais são filtros de pressão, filtros a vácuo ou separadores centrífugos. Eles também são contínuos ou descontínuos, dependendo da descarga de sólidos filtrados, se é constante ou intermitente. Durante grande parte do ciclo de operação de um filtro descontínuo, o fluxo de fluido através do dispositivo é contínuo, mas deve ser interrompido periodicamente para permitir a descarga dos sólidos acumulados. Em um filtro contínuo, a descarga de sólidos e fluidos é ininterrupta

enquanto o equipamento estiver em operação. Os filtros são divididos em três grupos principais: *cake filters*, filtros de clarificação e filtros de fluxo cruzado.

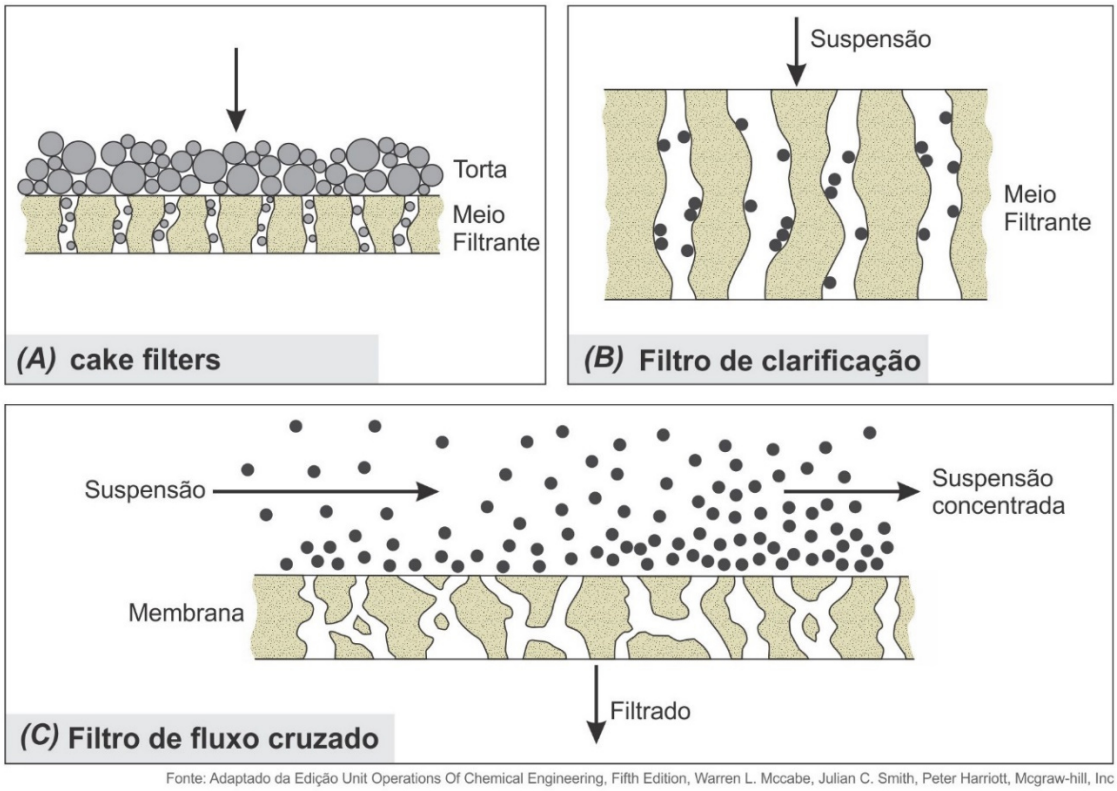
Os *cake filters* separam quantidades relativamente grandes de sólidos, conforme ilustrado na **Figura 15.2-29 (a)**. Como exemplo principal desse tipo de filtro temos os filtros-prensa. Frequentemente, eles incluem disposições para a lavagem da torta e para a remoção de parte do líquido dos sólidos antes da descarga.

Filtros de clarificação removem pequenas quantidades de sólidos para produzir um líquido claro, muito utilizado na indústria de bebidas. Um exemplo de filtro de clarificação são os filtros cartucho. As partículas sólidas são aprisionadas dentro do meio filtrante, conforme mostrado na **Figura 15.2-29 (b)**, ou em suas superfícies externas. Os filtros de clarificação diferem das telas porque os poros do meio filtrante são muito maiores em diâmetro do que as partículas a serem removidas.

Em um filtro de fluxo cruzado, a suspensão de alimentação flui sob pressão em uma velocidade bastante alta através do meio filtrante (**Figura 15.2-29 c**). São exemplos de filtro de fluxo cruzado a ultrafiltração, a filtração por membrana e a osmose reversa. Uma fina camada de sólidos pode se formar na superfície do meio, mas a alta velocidade do líquido impede que a camada se acumule. O meio filtrante é uma membrana de cerâmica, metal ou polímero com poros pequenos o suficiente para excluir a maioria das partículas suspensas. Parte do líquido passa pelo meio como filtrado claro, deixando para trás uma suspensão mais concentrada. A ultrafiltração é um tipo de filtro de fluxo cruzado em que uma unidade de fluxo cruzado contendo uma membrana com aberturas extremamente pequenas é usada para a separação e concentração de partículas coloidais e moléculas grandes.

No caso de tratamento de efluentes, é muito usual a técnica que consiste na passagem da água através de um meio filtrante granular (usualmente areia), por meio do qual ocorre a remoção das partículas (filtro de clarificação). A seleção de alternativas é, essencialmente, função da qualidade do efluente e, a cada alternativa, corresponderá uma granulometria adequada para o meio filtrante. A limpeza dos filtros é, em geral, realizada por retrolavagem com água tratada.

**Figura 15.2-249: Filtração para remoção de sólidos**




Fonte: McCABE *et al.* (1993).

## 8.3. Adsorção

A adsorção consiste em um processo puramente físico em que os solutos dissolvidos em meio aquoso/líquido (contaminantes) se concentram na superfície de um material adsorvente, reduzindo sua concentração na fase líquida. Os mecanismos de adsorção podem ser descritos como físicos (regidos por fracas ligações entre a SQI e a superfície externa do material adsorvente), químicos (regidos por fortes ligações entre os compostos e a superfície do adsorvente) e eletroestáticos (regidos por troca de íons em superfície de contato). Os materiais adsorventes, naturais ou sintéticos, são posicionados (paralelamente ou em série) dentro de colunas ou tanques/vasos de pressão – de forma a preenchê-los –, pelos quais a fase líquida é bombeada ou pulsada, entrando em contato com esses materiais, durante determinado tempo de residência, o que posa como a questão mais importante do processo de adsorção, sendo os mais utilizados:

- ✓ Carvão Ativado: é o tipo mais comum de material empregado, principalmente pela facilidade de obtenção e custo, podendo ser natural ou artificial, utilizado na forma granular, em pó ou peletizado. Esse material, ao ser processado, cria uma grande área superficial que atrai e adsorve moléculas dos contaminantes, especialmente de compostos orgânicos diversos (hidrocarbonetos, SVOCs, explosivos, álcoois, VOCs e pesticidas), determinados metais e partículas inorgânicas. Uma vez esgotada a capacidade de adsorção do carvão ativado granular (CAG), ele deve ser trocado por material virgem e o material usado deve ser destinado adequadamente, após a devida caracterização desse resíduo, sendo possível também a sua regeneração.

- ✓ Zeólitas: grupo de minerais de estrutura porosa, podendo ser naturais ou artificiais. São utilizadas especialmente para a remoção de inorgânicos. Possuem capacidade de regeneração e devem ser destinadas adequadamente após a saturação por contaminantes, dentro de um processo de caracterização do resíduo.

- ✓ Resinas Sintéticas: são polímeros, subdivididos em resina catiônica e aniônica, e possuem capacidade seletiva de adsorção em maior grau que o CAG. A catiônica remove especialmente os íons positivos (como cálcio e magnésio), já a aniônica trata ânions fortes e fracos (como cloretos, nitratos, bicarbonatos). São normalmente regeneradas utilizando-se ácidos, bases ou solventes orgânicos, em locais específicos e devidamente licenciados para esta atividade, sendo especialmente empregadas para compostos termodinamicamente instáveis como os explosivos.

Outros compostos que podem ser empregados como materiais adsorventes, são a alumina ativada e as esponjas de celulose impregnadas de polímeros. O tipo de contaminante a ser tratado e sua concentração irá determinar qual será o melhor material adsorvente para o processo.

Especificamente o CAG, que é o mais empregado, tem eficiência limitada para os halogenados voláteis e pesticidas, sendo sua efetividade impactada por alguns fatores, como a alta concentração de sólidos suspensos (> 50 mg/L) e a presença de óleos e graxas (> 10 mg/L), o que pode ocasionar oclusão do carvão. Nesses casos, torna-se necessário um pré-tratamento para remoção total ou parcial desses compostos antes da passagem pela coluna de CAG para consequente aumento de sua efetividade. O tamanho do poro, o tipo e a qualidade do CAG também influenciam no processo, assim como a temperatura do fluido em tratamento, necessitando do apoio de um vendedor especializado para a seleção do melhor CAG para o tratamento da SQI, por meio das isotermas.

### 8.4. *Air stripping*

*Air stripping* é um processo de tratamento de fase líquida no qual ocorre a transferência de VOCs de uma matriz líquida para a fase gasosa, e então é realizado o tratamento dos compostos em fase gasosa. Por meio da tecnologia *air stripping* é possível atingir alta eficiência de tratamento de fase dissolvida, se dimensionado adequadamente.

Essa técnica é comumente usada como parte do tratamento de água extraída de bombeamento de água subterrânea e funciona da seguinte forma: o *air stripper* utiliza um tanque de aeração e um soprador para forçar o ar atmosférico a se movimentar no sentido contrário e através da água contaminada, forçando assim o particionamento dos compostos voláteis da fase dissolvida para a fase vapor. O fluxo de água é promovido pelo topo do equipamento e o ar é movimentado de forma ascendente, portanto, o vapor contaminado é capturado na superfície do equipamento e a água é coletada na base. Um sistema de tratamento de vapores é então conjugado ao *air stripper*, o qual normalmente é composto por vasos de carvão ativado.

É importante que sejam realizadas coletas de amostras de água na saída do *air stripper*, bem como amostras de vapores na saída do equipamento conjugado, para confirmar atendimento aos critérios de tratamento pré-estabelecidos.

### 8.5. Processos oxidativos avançados para tratamento de efluentes líquidos

Segundo (Pignatello; Oliveros; Mackay, 2006, p. 2), os processos oxidativos avançados (POAs): “Caracterizam-se por transformar, parcial ou totalmente, os poluentes em espécies mais simples como dióxido de carbono, água, ânions inorgânicos ou substâncias menos tóxicas e de fácil degradação por tecnologias comuns”.

Inúmeros oxidantes químicos são frequentemente usados no tratamento de águas (como agentes de desinfecção e remoção de odor) e efluentes. Os mais comuns são:

- ✓ peróxido de hidrogênio;
- ✓ ozônio;
- ✓ cloro;
- ✓ dióxido de cloro;
- ✓ permanganato.

Há também outros sistemas de oxidação que incluem processos físicos, tais como:

- ✓ destruição eletroquímica;
- ✓ destruição fotoquímica – UV e UV-TiO2;
- ✓ oxidação com ar úmido;
- ✓ oxidação supercrítica com água.

O poder oxidante comparativo (dado em termos do potencial padrão) de alguns compostos mais comumente usados é mostrado na **Tabela 15.2-6**.

**Tabela 15.2-6 – Potencial padrão dos oxidantes mais comumente utilizados**

| Oxidante | Condições do Meio | EH(V) |
|---|---|---|
| $Cl_2$ | Ácido | 1,36 |
| HOCl | Ácido | 1,49 |
| | Básico | 0,89 |
| $CLO_2$ | Ácido | 1,95 |
| | Básico | 1,16 |
| $O_3$ | Ácido | 2,07 |
| | Básico | 1,25 |
| $H_2O_2$ | Ácido | 1,72 |
| $KMnO_4$ | Ácido | 1,7 |
| | Básico | 0,59 |

Fonte: Sawyer *et. al.* (2003).

Outra propriedade que sempre é requerida na prática quando se pretende usar um oxidante é a estequiometria oxidante/redutor, ou seja, ao número de moles de oxigênio disponível por unidade de peso (razão mássica) ou por mol (razão molar) do composto.

Quando um composto é colocado em contato com um oxidante, uma grande variedade de subprodutos ou intermediários podem ser produzidos, dependendo do tipo de oxidante escolhido. Outro ponto importante a ser considerado é que tanto para efluentes como para solos, é muito raro que o contaminante de interesse seja o único composto orgânico presente na matriz ambiental. Quando isso ocorre, precisamos avaliar qual a preferência do oxidante perante os demais compostos que não aquele que estamos desejando destruir. Para tal, os ensaios de tratabilidade em escala de bancada são de extrema importância para se obter a chamada demanda endógena do oxidante (DEO).

Nos últimos anos, os processos oxidativos avançados (POA) têm merecido destaque devido à sua alta eficiência na degradação de inúmeros compostos orgânicos e custo operacional reduzido. Esses processos têm se mostrado uma boa alternativa no

tratamento de águas superficiais, subterrâneas, bem como águas residuárias e solos contaminados.

São chamados POA, os processos de oxidação que provocam a formação de radicais hidroxila (•OH), espécies altamente instáveis e oxidantes, em quantidade suficiente para mineralizar a matéria orgânica à dióxido de carbono ($CO_2$), água e íons inorgânicos. Esses radicais podem ser formados por vários processos, que podem ser classificados em sistemas homogêneos ou heterogêneos, conforme a ausência ou a presença de catalisadores na forma sólida (por exemplo, o dióxido de titânio), além de poderem estar sob radiação UV.

O diferencial desses processos é que o contaminante não é apenas trocado de fase ou acumulado em uma matriz sólida, mas sim destruído, reduzido a $CO_2$, água e ânions orgânicos, compostos relativamente fáceis de tratar e, em geral, têm menor toxicidade.

Sendo assim, destruir o poluente, muitas vezes de alta toxicidade, geralmente é mais interessante do que trocá-lo de fase/meio, gerando resíduos passíveis de destinação final, ou seja, são processos mais limpos e não seletivos.

Os POAs podem ser classificados em processos químicos de ação direta do oxidante e seus subprodutos (POAs Químicos); processos fotoquímicos, nos quais a reação se dá em um meio sob a incidência de radiação; e os POAs sonoquímicos, baseados na utilização de radiação ultrassônica a fim de criar um ambiente oxidativo – com destaque para a sonólise, um processo que abrange a formação, crescimento e o colapso implosivo de bolhas em um líquido.

Os radicais hidroxila podem ser gerados por meio de reações envolvendo oxidantes fortes, como ozônio ou peróxido de hidrogênio, semicondutores como o dióxido de titânio e óxido de zinco, além de radiação ultravioleta. Os sistemas típicos de processos oxidativos avançados mais comumente utilizados são mostrados na **Tabela 15.2-7**.

**Tabela 15.2-7 – Processos oxidativos avançados mais comumente utilizados**

| | |
|---|---|
| **Sistemas Homogêneos** | $O_3$ + UV[1] |
| | $H_2O_2$ + UV |
| | Feixes de elétrons |
| | Ultrassom (sonólise) |
| | $H_2O_2$ + US[2] |
| | UV + US |
| | $H_2O_2 + O_3$ |
| | $O_3 + OH^-$ |
| | $H_2O_2 + Fe^{+2}$ (FENTON) |
| **Sistemas Heterogêneos** | $TIO_2 + O_3$ + UV |
| | $TIO_2 + H_2O_2$ + UV |
| | Eletro-Fenton |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

[1] Aplicação de radiação Ultra Violeta.

[2] Aplicação de Ultrassom.

## 8.6. Processos físico-químicos de tratamento de efluentes

O conhecimento das características do efluente permite uma correta avaliação de sua tratabilidade, ou seja, a escolha do processo de tratamento mais adequado e viável, do ponto de vista técnico-econômico. Conforme mencionado no item 9.2, em alguns casos poderá ser necessário que o efluente sofra algum tipo de pré-tratamento por meio de processos físico-químicos, para aumentar a taxa de filtração, como, por exemplo: aquecimento, recristalização ou clarificação.

Os processos que antecedem a filtração são conhecidos como processos de clarificação. e permitem o tratamento de vazões mais elevadas. Sendo assim, a filtração pode ser direta, mas também pode ser precedida de coagulação, com ou sem floculação, ou filtração precedida de tratamento completo: coagulação, floculação e decantação. A opção será baseada na qualidade do efluente.

As operações que podem ocorrer durante o processo de clarificação são: mistura rápida e coagulação, floculação, e sedimentação para posterior filtração. Denomina-se tratamento convencional ou completo quando o tratamento conta com a sequência dessas quatro unidades (coagulação, floculação, decantação/sedimentação e filtração).

A etapa de mistura rápida e coagulação consiste na adição de coagulantes visando desestabilizar as partículas e, posteriormente, formar flocos. A mistura rápida refere-se ao processo físico de homogeneização do coagulante na água e a coagulação aos processos químicos resultantes da adição do coagulante.

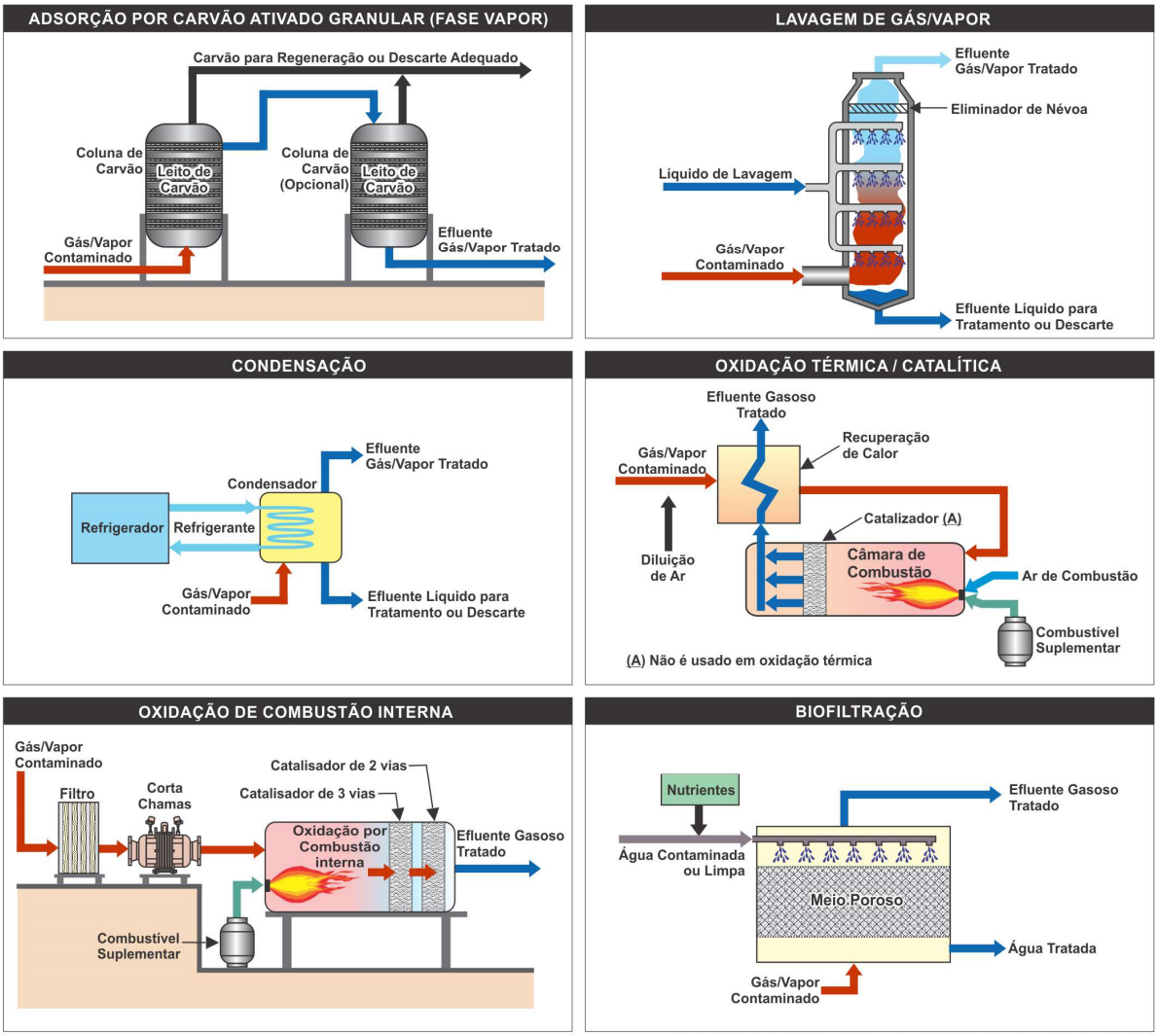
A etapa de floculação consiste na formação de flocos, mediante a introdução de energia na massa líquida, capaz de propiciar o contato das partículas desestabilizadas na coagulação, sua aglutinação e, portanto, ganho em tamanho e densidade. A energia introduzida deve ser suave para evitar a quebra dos flocos gradualmente formados. Os floculadores podem ser hidráulicos (dotados de dispositivos que promovam uma agitação suave na massa d'água – câmaras, orifícios de passagem etc.) ou mecanizados. Pode-se também adicionar agentes floculantes ao efluente, promovendo uma melhor formação de flocos.

Por último, temos a etapa de decantação, na qual ocorre a separação dos flocos pela ação da gravidade. Os sólidos presentes na água são depositados no fundo dos decantadores, de onde o lodo acumulado deve ser removido periodicamente em operações de limpeza dos decantadores.

### 9. Tratamento dos efluentes gerados (gases/vapores)

Uma série de técnicas/tecnologias *in situ* e *ex situ* para remediação por tratamento e para contenção pode gerar um fluxo de vapor/gases que são passíveis de tratamento *ex situ* antes do descarte em atmosfera, de forma a atender os requisitos legais locais. Os tratamentos *ex situ* podem ser desenvolvidos em etapa única ou como parte de uma cadeia de tratamentos, baseados em processos físicos, químicos ou biológicos, dependendo da complexidade da SQI a ser tratada e dos requisitos legais a serem alcançados. São comumente empregadas tecnologias como: adsorção, *air stripping*, condensação, oxidação catalítica/termal, combustão e biofiltração. A **Figura 15.2-30** apresenta seções esquemáticas de tais técnicas que serão descritas na sequência.

**Figura 15.2-30: Seções esquemáticas de tecnologias de tratamento de fase vapor/gasosa**




Fonte: Adaptado de FRTR.

## 9.1. Adsorção

A adsorção em meio gasoso ou fase vapor pode ocorrer de duas formas: física ou química. A física reside em aderir por meio de ligações fracas da SQI com a superfície externa do meio poroso (material adsorvente) e pode ser revertida (no processo denominado de dessorção). Já a química reside em uma forte ligação da SQI com o material adsorvente. Normalmente, os processos mais utilizados para adsorção são os físicos. Os contaminantes que podem ser tratados por este processo são: VOCs não halogenados, halogenados, SVOCs, hidrocarbonetos de petróleo/combustíveis (exceto LNAPLs), metilmercúrio e chumbo orgânico, sendo parcialmente eficientes para inorgânicos e radionuclídeos.

O material adsorvente (meio poroso) mais utilizado para esse processo é o CAG, por sua facilidade de aquisição, baixo custo frente outras tecnologias, dependendo do tempo que se prevê de operação para um sistema. O tratamento consiste em fazer o efluente gasoso passar por um ou mais vasos de pressão preenchidos com CAG, o qual remove o contaminante fisicamente, por meio de sua superfície, que entra em contato com a SQI. Os vasos de pressão podem ser dispostos de forma paralela ou em série, de forma que, na saída desse processo, o efluente gasoso esteja em concentração permitida pela

legislação vigente ou em consonância com os níveis de risco aceitáveis. O CAG utilizado pode estar na forma em pó, granular ou peletizada, para o preenchimento.

O CAG usado pode ser regenerado, tanto no local, como em entidades devidamente licenciadas para esse propósito, ou mesmo enviado para entidades de destinação final, sempre seguindo os critérios necessários para essa operação. Uma desvantagem que deve ser avaliada é a alta concentração das SQIs a serem tratadas, devido à rapidez na saturação do CAG e constante necessidade de regeneração ou trocas e destinações. Altas concentrações podem ser tratadas pelo CAG, porém tempos de residência maiores serão requisitados, impactando no tamanho dos vasos de pressão a serem utilizados. Outros fatores que afetam a performance do CAG são a temperatura de entrada da corrente gasosa e a umidade, sendo necessário, nesse caso, também prever um trocador de calor e um separador de líquido/vapor antes da entrada no sistema de vasos de pressão de CAG.

### 9.2. Oxidação catalítica/oxidação térmica

A oxidação, por definição, converte um hidrocarboneto, na presença de oxigênio e calor, em dióxido de carbono e vapor de água. Uma equação geral mostrando essa relação é apresentada na equação a seguir:

$$Cn\ H_2m + (n + m/2)\ O_2 \rightarrow n\ CO_2 + H_2O + Calor$$

As variáveis n e m da equação são usadas para definir o número de átomos de carbono e de hidrogênio. O número de átomos de oxigênio convertidos em n moléculas de dióxido de carbono e m moléculas de vapor de água e calor que é liberado no reator exotérmico.

As regras de operação dos processos de oxidação de vapores orgânicos são chamadas de os três “Ts” de combustão:

- ✓ tempo;
- ✓ turbulência;
- ✓ temperatura.

O tempo, como usado em oxidadores térmicos, refere-se ao tempo de retenção ou residência, que é o tempo que um composto orgânico está à temperatura de oxidação apropriada. Normalmente, se for necessária uma eficiência de destruição de 95%, um tempo de residência de meio segundo é adequado, ou seja, o composto orgânico, se for levado a uma temperatura de cerca de 1400 °F e mantido a essa temperatura por um tempo de retenção de meio segundo. Tanto o tempo de retenção quanto a turbulência devem ser alcançados, sendo turbulência um termo que implica em um nível adequado de mistura. Se a turbulência ocorrer e os 1400 °F por meio segundo forem alcançados, com níveis de oxigênio adequados, então 95% dos compostos orgânicos serão destruídos. Em alguns casos, particularmente na indústria química, o oxigênio deve ser adicionado a um fluxo de processo. Para cada orgânico, é necessária uma temperatura específica e um tempo de retenção específico para atingir o nível de destruição desejado.

Existem basicamente seis tecnologias fundamentais para oxidação de vapores orgânicos que atingem a oxidação de orgânicos de formas diferentes. Estas tecnologias são:

- ✓ Oxidação catalítica recuperativa;
- ✓ Oxidação térmica recuperativa;
- ✓ Oxidação térmica regenerativa (RTO);

- ✓ Oxidação catalítica regenerativa (RCO);
- ✓ Queimadores térmicos e de vapor com chama direta: *flares*/queimador;
- ✓ Filtros cerâmicos.

Concentradores rotativos podem ser usados em conjunto com essas tecnologias para diminuir os requisitos de volume/vazão e reduzir os custos operacionais.

Para se determinar a tecnologia mais apropriada para tratamento e controle da emissão de orgânicos, é necessário caracterizar o fluxo de ar. O primeiro passo na caracterização é estabelecer quais orgânicos e outros contaminantes devem ser destruídos ou controlados. O dimensionamento do equipamento necessário também depende, em parte, da carga orgânica ou da concentração.

Com base nos requisitos de remoção, metas de eficiência e parâmetros de processo, pode-se identificar uma tecnologia de oxidação preferida. Em geral, baixos fluxos e baixas concentrações são melhor processados (e com maior eficiência, tanto na destruição quanto energética) por um oxidador catalítico recuperativo. Quando a concentração do fluxo está entre 15% e 20% LEL então tanto um oxidador catalítico quanto um oxidador térmico recuperativo são os melhores métodos. Para fluxos de processo entre 20% e 25% LEL, apenas a oxidação térmica recuperativa é a solução preferida.

Os sistemas RTO/RCO e concentrador rotativo são tipicamente mais caros, mas a economia de custos operacionais em altas taxas de fluxo com baixas concentrações torna essas tecnologias atraentes nesses casos. Posteriormente, o custo do equipamento e o operacional, bem como o custo da instalação, estão relacionados com o dimensionamento. Como o equipamento de oxidação requer combustível e eletricidade, os custos operacionais também dependerão das horas de operação diária, por semana e por ano. Além disso, os custos dependerão da quantidade de produtos orgânicos que precisam ser processados. Uma consideração crítica é se a carga orgânica é estável ou se tem picos ou oscilações.

A vazão do processo que deve ser tratada deve ser determinada. Como a maioria das empresas não precisou comprar equipamentos de controle de poluição no passado, sua abordagem para eliminar a poluição tem sido “quanto mais exaustão, melhor”. Isto é particularmente verdadeiro nas indústrias de baixa margem. As indústrias mais sofisticadas, como a indústria química, por exemplo, têm se preocupado com o ar exaurido de suas instalações com volume de exaustão por uma questão de controle de processo. As indústrias que não se atentam a isso não estão suficientemente conscientes de que, ao comprar equipamentos de controle de poluição, o custo vai depender de dois elementos:

- ✓ o volume de ar que deve ser processado;
- ✓ as libras por hora de produtos orgânicos que devem ser processados.

A redução do fluxo do processo deve ser direcionada e feita de tal forma que não tenha impacto sobre a operação do processo ou da planta.

### 9.3. Filtração/biofiltração

A biofiltração é uma tecnologia simples e de baixo custo se comparada a outras tecnologias de controle desses compostos orgânicos voláteis. Consiste na passagem do fluxo de vapor a ser tratado por um biofiltro, que se constitui de um leito filtrante poroso na sua porção inferior e um filme fino de água na parte superior. Esse filme se torna um biofilme à medida que os microrganismos crescem ali e auxiliam no processo de degradação dos contaminantes, pois estes são mineralizados por meio do

metabolismo microbiano, até que se tornem dióxido de carbono e água, além de sais minerais, como enxofre, nitrogênio e cloreto.

O leito filtrante deve ser caracterizado por propriedades físicas e mecânicas, como estrutura, fração de vazios, área específica e resistência ao fluxo gasoso. Os materiais porosos de preenchimento que podem ser usados são: turfa, GAC, vermiculita, areia, materiais de engenharia, terra diatomácea etc.

Seu uso é limitado aos contaminantes que podem ser tratados dessa forma e à manutenção de condições favoráveis para que o biofilme se mantenha ou para que os microrganismos se proliferem. Os principais contaminantes passíveis de tratamento são aqueles compostos biodegradáveis aerobicamente, como os BTEX, álcoois, aldeídos e cetonas. Também têm sido utilizados para controlar compostos causadores de odores, como o sulfeto de hidrogênio.

**10. Matriz de decisão**

A matriz de decisão é uma ferramenta de apoio preparada apenas com vistas a facilitar a visualização das técnicas existentes para os principais meios a serem tratados (solo, sedimento, água subterrânea e superficial), tanto de forma *in situ*, quanto *ex situ*, para tratamento e contenção, porém não se restringindo somente ao que está apresentado na tabela, devido à constante evolução das técnicas de remediação existentes. O grau de maturidade do uso das técnicas também passa por constante evolução, baseada no amadurecimento dos fornecedores das tecnologias, *expertise* dos responsáveis técnicos e conhecimento acerca do comportamento dos contaminantes e meios impactados, e não deve restringir o uso de quaisquer técnicas.

**Referências**

ACAR, Y.B. *et al.* Electrokinetic remediation: basic and technology status. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 40, n. 2, p. 117-137, Feb. 1995. DOI: https://doi.org/10.1016/0304-3894(94)00066-P.

ALVAREZ, P.; ILLMAN, W. **Bioremediation and natural attenuation**: process fundamentals and mathematical models. New Jersey: Wiley Interscience a John Wiley & Sons, 2006. (Environmental Science and Tecnology).

BERNARDO, L. D. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES, 1993.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Manual de procedimentos de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2006. 284 p. (Série A. Normas e manuais técnicos). Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_procedimentos_agua_consumo_humano.pdf. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil: seção1: Poder executivo, Brasília, DF, v. 146, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

BROWN, Richard A. In situ chemical oxidation: performance, practice, and pitfalls. *In:* AFCEE TECHNOLOGY TRANSFER WORKSHOP, 2003, San Antonio, Texas. 2003. [**Presentations**…]. United States: AFCEE, 2003. 29 slides, color., PDF. Disponível em: https://clu-in.org/download/techfocus/chemox/4_brown.pdf. Acesso em: maio 2025.

CALGON CARBON CORPORATION. **AOT Handbook**: Calgon Oxidation Technologies. Moon Township, PA: Calgon Carbon Corporation, 1996. v. 1.

CHEN, X.; CHEN, C.; YUE, P. I. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, [Amsterdam, NL], v. 19, n. 1-2, p. 65-76, June 2000. DOI: https://doi.org/10.1016/S1383-5866(99)00072-6

COHEN, R. M.; MERCER, J. W. **DNAPL site evaluation**. Oklahoma: EPA, 1993. 396 p. (PB93-150217. EPA/600/R-93/022). Disponível em: https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P100372D.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1991+Thru+1994&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5CIndex%20Data%5C91thru94%5CTxt%5C00000020%5CP100372D.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C- […]. Acesso em: maio 2025.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Consulta geral a homepage oficial**. Disponível em: http://www.cetesb.sp.gov.br. Acesso em: 5 mar. 2021.

CETESB. **Manual de gerenciamento de áreas contaminadas**. 2. ed. São Paulo: CETESB, 2001.

CETESB. **Decisão de Diretoria nº 195/2005/E, de 23 de novembro de 2005.** Dispõe sobre a aprovação dos valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos valores orientadores de 2001, e dá outras providências. São Paulo: CETESB, 2005. 5 p. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2022/09/DD-195-05-E-Aprovacao-dos-val.Orientadores-para-solos-e-aguas-subt.no-Estado-de-Sao-Paulo.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 103/2007/C/E, de 22 de junho 2007. Dispõe sobre o procedimento para gerenciamento de áreas contaminadas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 117, n. 119, p. 34-39, 27 jun. 2007. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2015/07/DD-103-07-C-E-Procedimento-para-Gerenciamento-de-%C3%81reas-Contaminadas.pdf. Acesso em: maio 2025.

CLU-IN. **Technologies**: remediation. United States: CLEAN-UP Information, . Contaminated Site Clean-Up Information. Disponível em: https://clu-in.org/remediation/. Acesso em: maio 2025.

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. **Physical and chemical hidrogeology**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1997. 528 p.

Environment Agency. **Illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface**. Bristol: Environment Agency, 2003. (R&D Publication 133). Disponível

em: https://clu-in.org/conf/itrc/dnaplpa/dnapl_handbook_final.pdf. Acesso em: maio 2025.

FRTR. **Techonology screening matriz.** United States: FRTR. Disponível em: https://frtr.gov/matrix/default.cfm. Acesso em: maio 2025.

FRTR. **Technology Screening Matrix – Air Sparging**. United States: FRTR, Disponível em: https://frtr.gov/matrix/Air-Sparging/. Acesso em: julho 2025.

FRTR. **Technology Screening Matrix – Natural Source Zone Depletion**. United States: FRTR, Disponível em: https://frtr.gov/matrix/Natural-Source-Zone-Depletion/. Acesso em: julho 2025.

FRTR. **Technology Screening Matrix – Soil Washing**. United States: FRTR, Disponível em: https://frtr.gov/matrix/Soil-Washing/. Acesso em: julho 2025.

FRTR. **Technology Screening Matrix – Water Treatment Technologies**. United States: FRTR, Disponível em: https://frtr.gov/matrix/Water-Treatment-Technologies/. Acesso em: julho 2025.

GEOSIERRA. In Situ Permeable Barriers. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/http://www.geosierra.com/pdf/brochure.pdf. Acesso em: julho 2025.

CANADA. Government. Fact sheet: Adsorption: in situ. *In:* CANADA. Government. **Guidance and orientation for the selection of technologies:** compare descontamination technologies. Version: 1.2.6. Canada: Government, 2019. Disponível em: https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/techlst.aspx?lang=eng. Acesso em: maio 2025.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, São Paulo, ed. esp., p. 19-30, maio, 2001. Disponível em: http://qnesc.sbq.org.br/online/cadernos/01/esgotos.pdf. Acesso em: maio 2025.

HORST, J.; SUTHERSAN, S.; GILLOW, J.; WILKIN, R. **Evaluating Long-Term Stability of Metals Precipitated in Situ. In: International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds**, 7., 2010, Monterey, CA. Anais [...]. Columbus, OH: Battelle Press, 2010.

Huang, K.; Couttenye, R.A.; Hoag, G.E. **Kinetics of heat-assisted persulfate oxidation of methyl tertbutyl ether (MTBE)**. 2002, Chemosphere, 49, 413–420.

ICSS. **Manual for biological remediation techniques**. Dessau, Germany: ICSS, 2006. 81 p. Disponível em: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3065.pdf. Acesso em: maio 2025.

Sra K. S.; Thomson N. R.; Barker J. F. **Persistence of persulfate in uncontaminated aquifer materials**. Environ Sci Technol. 2010 Apr 15;44(8):3098-104. doi: 10.1021/es903480k. PMID: 20205387.

ITRC. **Technical and regulatory guidance for in situ chemical oxidation of contaminated soil and groundwater**. 2nd ed. Washington, D.C.: ITRC, 2005. 173 p.

(ISCO-2). Disponível em: https://itrcweb.org/in-situ-chemical-oxidation/. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Phytotechnology technical and regulatory guidance and decision trees, revised**. Washington, D.C.: ITRC, 2009. 204 p. (PHYTO-3). Disponível em: https://itrcweb.org/wp-content/uploads/2024/09/PHYTO-3.pdf. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Integrated DNAPL site strategy**. Washington, D.C.: ITRC, 2020. Disponível em: https://idss-2.itrcweb.org/. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Permeable reactive barrier**: technology update: technical and regulatory guidance. Washington, D.C.: ITRC, 2011. (PRB-5). Disponível em: https://itrcweb.org/wp-content/uploads/2024/09/PRB-5-1.pdf. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Optimizing Injection Strategies and In situ Remediation Performance. OIS-ISRP-1**. Washington, D.C.: ITRC (2020), OIS-ISRP Team. Disponível em: https://ois-isrp-1.itrcweb.org/. Acesso em maio 2025.

KEANE, E. **Fate, Transport, and Toxicity of Nanoscale Zero-Valent Iron (nZVI) Used During Superfund Remediation**. Cincinnati, OH: USEPA, 2009. (EPA/600/R-09/092).

MANCILHA, J. C. **Estudo do comportamento químico do ferro micro e nanoparticulado na despoluição de solos contaminados com metais pesados**. 2007. 87 p. Dissertação (Mestrado em ciência e tecnologia de materiais e sensores) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2007. Disponível em: http://mtc-m16b.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2007/02.15.18.02/doc/publicacao.pdf. Acesso em: maio 2025.

McCABE, Warren L.; SMITH, Julian C.; HARRIOTT, Peter. **Unit operations of chemical engineering**. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 1993. 1130 p.

MCGUIRE, T. *et al.* **Development of an expanded, high reliability cost and performance database for in situ remediation technologies**. Houston, TX: GSI Environmental; Alexandria, VA: ESTCP, 2016. 43 p. (ESTCP Cost and Performance Report, ER 201120). Disponível em: https://apps.dtic.mil/sti/citations/AD1026006. Acesso em: maio 2025.

MENDEZ, E.; WIDDOWSON, M.; CHAPELLE, F.; CASEY, C. **Natural Attenuation Software (NAS): a computer program for estimating remediation times of contaminated groundwater**. Washington, D.C.: U.S. Geological Survey (USGS), Virginia Tech & Naval Facilities Engineering Command (NAVFAC), 2005.

NAVFAC. **Optimizing Remediation Technologies**. User Guide. 2002. Disponível em: Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://exwc.navfac.navy.mil/Portals/88/Documents/EXWC/Restoration/er_pdfs/o/NAVFAC%20EXWC-UG-2301_Final%20Tech%20Opt%20Report%2010_6_22_REV.pdf?ver=JgbMceCNM6ZwEHRPArUaNw%3D%3D. Acesso em: julho 2025.

NEWELL, C. *et al.* **Natural attenuation of groundwater contaminants**: new paradigms, technologies, and applications. [*S.l.*]: COURSERA, 2016. Curso (9 módulos). Oferecido por Rice University (USA). Disponível em: https://www.coursera.org/learn/natural-attenuation-of-groundwater-contaminants. Acesso em: maio 2025.

OLIVEIRA, E. Comportamento de contaminantes no solo e água subterrânea. *In:* CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 1., 2009, São Paulo, SP. **Anais eletrônicos** [...]. São Paulo: Cimas, 2009.

OLIVEIRA, T. X. **Uso de nanopartículas de ferro para remediação de águas subterrâneas**. 2013. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo, 2013.

PAYNE, F. C.; QUINNAN, J. A.; POTTER, S. T. **Remediation hydraulics**. Boca Raton: Taylor and Francis Group, 2008.

PIGNATELLO, J. J.; OLIVEROS, S. E.; MACKAY, A. Advanced oxidation processes of organic contaminant destruction based of the Fenton reaction and related chemistry. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, London, v. 36, n. 1, p. 1-84, 2006. DOI: http://dx.doi.org/10.1080/10643380500326564.

RAJESHWAR, K.; IBANEZ, J. G. **Environmental electrochemistry**: fundamentals and applications in pollution abatement. San Diego: Academic Press, 1997.

RAM, M. K.; ANDREESCU, S.; DING, H. **Nanotechnology for environmental decontamination**. New York: Mc Graw Hill, 2011.

REDDY, K. R.; CAMESELLE, C. **Eletrochemical remediation technologies remediation for polluted soils, sediments and groundwater**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2009.

REMILLARD, S. C.; Borda, M.; Crawford, A.; Kloschinsky, T.; Stenroos, P.; Marques, I. L. R.; Goudey, J. S. **The use of nanoscale zero valent iron for environmental remediation: benefits and possible pitfalls**. *TechConnect Briefs*, v. 3, p. 524–527, 2010.

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 119, n. 127, p. 1-3, 9 jul. 2009. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/156934. Acesso em: maio 2025.

SIEGRIST, R. L.; CRIMI, M.; SIMPKIN, T. J. (ed.). **In situ chemical oxidation for groundwater remediation**. New York: Springer Nature, 2011. (SERDP ESTCP Environmental Remediation Technology Monographs Series, v. 3). DOI: 10.1007/978-1-4419-7826-4.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry**: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. New York: John Wiley & Sons, 1981.

SUTHERSAN, S. S. *et al.* **Remediation engineering**: design concepts. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group, 2017.

SUTHERSAN, S. S.; PAYNE, F. C. **In situ remediation engineering**. Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group, 2005.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

USACE. **Engineering and design**: multi-phase extraction. Washington, D.C.: ACE, 1999. 286 p. (EM 1110-1-4010 1). Disponível em: https://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerManuals/EM_1110-1-4010.pdf. Acesso em: maio 2025.

USACE. **Engineering and design**: adsorption design guide. Washington, D.C.: ACE, 2001. 99 p. (EM 1110-1-2). Disponível em: https://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerDesignGuides/DG_1110-1-2.pdf. Acesso em: maio 2025.

USACE. **Engineering and design**: soil vapor extraction and bioventing. Washington, D.C.: ACE, 2002. 424 p. (EM 1110-1-4001). Disponível em: https://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerManuals/EM_1110-1-4001.pdf. Acesso em: maio 2025.

USACE. **Environmental quality**: design: in situ thermal remediation. Washington, D.C.: ACE, 2014. 243 p. (EM 200-1-21). Disponível em: https://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerManuals/EM_200-1-21.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **BIOSCREEN Natural Attenuation Decision Support System**. User´s Manual. Versão 1.3. 1996. (EPA/600/R-96/087). Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P1007K50.pdf

USEPA. **Engineering Bulletin: Dual-Phase Extraction**. Washington, D.C.: Office of Research and Development, EPA, 1997. (EPA/540/S-97/504). Disponível em: https://clu-in.org/download/remed/dualphase.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in ground water**. Washington, D.C.: EPA, 1998. (EPA/600/R-98/128. NTIS 99-130023). Record last revised**:**08/14/2008. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryID=99187. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Engineered approaches to in situ bioremediation of chlorinated solvents:** fundamentals and field application. Washington, D.C.: EPA, 2000. 144 p. (EPA 542-R-00-008). Disponível em: https://semspub.epa.gov/work/HQ/134557.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Use of bioremediation at superfund sites**. Washington, D.C.: EPA, 2001. 60 p. (EPA 542-R-01-019). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/bioremediation_542r01019.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Engineering issue**: in situ and ex situ biodegradation technologies for remediation of contaminated sites. Washington, D.C.: EPA, 2006a. 22 p. (EPA-625-R-06-015). Record last revised: 08/18/2011. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=158393. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Engineering issue:** in-situ chemical oxidation. Washington, D.C.: EPA, 2006b. 59 p. (EPA/600/R-06/072). Record last revised:08/18/2011. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=156513 Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Off-Gas treatment technologies**: soil vapor extraction system: state of the pratice. Washington, D.C.: EPA, 2006c. 129 p. (EPA-542-R-05-028). Disponível em: https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/off-gas-treatment-542r05028.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Nanotechnology for site remediation fact sheet**. Washington, D.C.: EPA, 2008. 17 p. (EPA 542-F-08-009). Disponível em: http://www.clu-in.org/download/remed/542-f-08-009.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites:** a guide for corrective action plan reviewers. Washington, U.S.: EPA, 2017. (EPA 510-B-17-003). Land and Emergency Management 5401R. Disponível em: https://www.epa.gov/ust/how-evaluate-alternative-cleanup-technologies-underground-storage-tank-sites-guide-corrective. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Remedial technology fact sheet**: activated carbon based technology for in situ remediation. Washington, D.C.: EPA, 2018. 9 p. (EPA 542-F-18-001). Disponível em: https://19january2021snapshot.epa.gov/sites/static/files/2019-10/documents/remedial_technology_fact_sheet_-_activated_carbon-_based_technology_for_in_situ_remediation.pdf. Acesso em: maio 2025.

WIEDEMEIER, T. H. *et al.* **Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface**. New York: John Wiley & Sons, 1999.

WU, Z. M. **Electrokinetics in situ chemical oxidation remediation of low permeability aquifer systems**: from process is and parameters to implementation. 2011. Thesis (Doctor of Philosophy) – School of Environmental Systems Engineering, University of Western Australia, Perth, WA, 2011. Disponível em: https://research-repository.uwa.edu.au/files/3229614/Wu_Ming_Zhi_2011.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 15.3: Medidas de Remediação por Contenção

**Sumário**

**1. Conceito ..... 1**
**2. Investigação para remediação ..... 1**
**3. Técnicas/tecnologias de remediação ..... 1**
3.1. Isolamento/capeamento (*capping*)/impermeabilização ..... 1
3.2. Estabilização/Solidificação ..... 5
3.3. Barreiras Físicas ..... 10
3.4. Barreira Hidráulica ..... 13
3.5. Barreira Reativa Permeável ..... 13
**4. Planejamento e Implementação das Medidas de Remediação por Contenção 15**
**Referências ..... 16**

## 1. Conceito

Entende-se por medida de remediação por contenção toda e qualquer técnica ou tecnologia que promova a contenção ou o isolamento da migração da massa de contaminantes, ou o alcance dos potenciais receptores a níveis acima da seguridade ou dos padrões legais aplicáveis para corpos d'água superficiais ou subterrâneos, e demais bens a proteger.

## 2. Investigação para remediação

Vide item 2 da **Seção 15.2**.

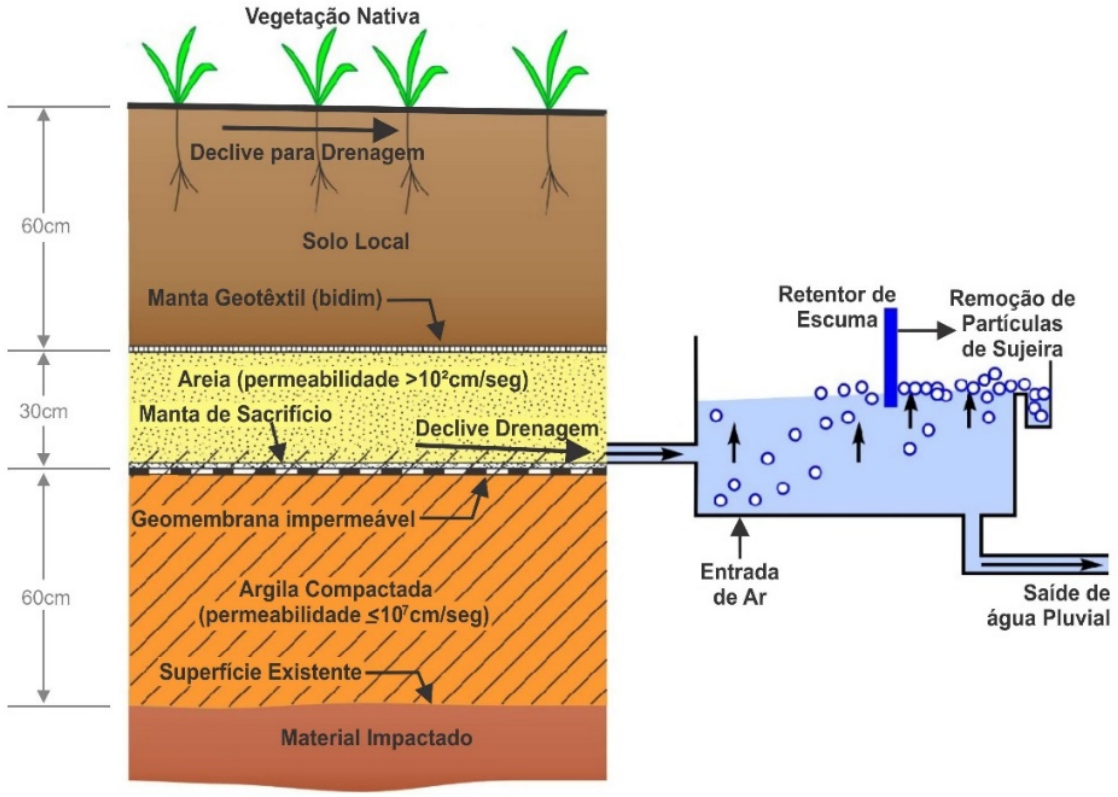
## 3. Técnicas/tecnologias de remediação

As técnicas de remediação por contenção se traduzem em técnicas "in situ" que também são utilizadas para isolamento de fontes de contaminação ou plumas de contaminação, porém são aplicáveis em áreas onde se faz necessária a restrição do alcance ou o impedimento do avanço da pluma de modo a proteger possíveis receptores.

### 3.1. Isolamento/capeamento (*capping*)/impermeabilização

Capeamento de solo ou sedimentos é uma medida de remediação por contenção que forma uma barreira entre um corpo de resíduos ou área de fonte de contaminação e a superfície do solo, minimizando, assim, a exposição humana e de receptores ambientais aos meios contaminados. A cobertura (capeamento) é normalmente projetada para restringir a infiltração de água de superfície e de chuva no corpo de resíduos subterrâneos ou na área de fonte de contaminação para reduzir o potencial de lixiviação de contaminantes do local (**Figura 15.3-1**).

**Figura 15.3-1 – Seção esquemática de capeamento**




Fonte: Adaptado de FRTR.

A técnica prevê a eliminação da via de exposição dos receptores aos riscos identificados, por meio da adoção de barreiras físicas, impermeabilização ou compartimentos que isolam os ambientes. As barreiras físicas são construídas ou aplicadas em superfície com objetivo de evitar o contato dos receptores com o compartimento contaminado, a inalação de partículas e/ou o fenômeno da intrusão de vapores e gases, atuando no isolamento na direção vertical e horizontal.

As barreiras são aplicadas com materiais que garantem o isolamento pelo revestimento ou impermeabilização, ou segregação física da superfície do solo. Podem ser confeccionadas em membranas poliméricas, vinílicas, nitrílicas, asfálticas, entre outras, formando uma superfície em geral dura e resistente, como concreto, asfalto, ou com solo limpo. Estes tipos de capeamento *in loco (asfalto, concreto ou solo limpo)* estão entre os mais utilizados em áreas contaminadas segundo o documento *EPA – Engineering Controls on Brownfields Information Guide* (EPA-560-F-10-005) (USEPA, 2010).

O isolamento também pode ser realizado por meio de aterros para alteamento, de forma que seja eliminado o contato com o material contaminado e seja atenuada a intrusão de vapores e gases, como forma de continuar garantindo a eficiência do isolamento.

Os materiais a serem empregados como barreira devem apresentar compatibilidade físico-química, atender os requisitos de suporte e cargas conforme especificações e requisitos técnicos aceitáveis, não apresentar conflitos com as utilidades subterrâneas, e eliminar qualquer caminho preferencial aos receptores protegidos, possuir baixa permeabilidade visando reduzir a infiltração de água superficial ou pluvial, bem como estabilizar o solo contaminado e diminuir a mobilização dos contaminantes do solo para a água subterrânea . O **Quadro 15.3-1** a seguir sumariza as principais técnicas incluindo as vantagens e desvantagens.

**Quadro 15.3-1 – Técnicas de capeamento**

(Continua)

| Tecnologia Capeamento | Vantagens | Desvantagens |
|---|---|---|
| **Geral** | barreira física;<br>fácil de implementar;<br>fácil de monitorar;<br>desempenho depende da manutenção;<br>desempenho depende do projeto<br>economia de tempo e mão-de-obra;<br>compatível com usos industriais e comerciais do solo;<br>apropriado para controle de contaminantes voláteis. | a contaminação permanece oculta;<br>requer controles institucionais associados;<br>o desempenho depende da manutenção;<br>o desempenho depende do projeto;<br>restringir a troca de gases e vapores entre solo e ar atmosférico, necessitando sistema de captação e/ou tratamento e/ou destinação de gases e/ou vapores;<br>necessidade de conformação topográfica ou da superfície;<br>pode exigir gerenciamento de águas pluviais; |
| **Solo e/ou Argila** | aceitável esteticamente;<br>fácil de implementar;<br>baixo custo;<br>reparável;<br>revegetação superior;<br>desempenho depende da manutenção;<br>não permanente. | suscetibilidade à erosão;<br>barreira pode ser facilmente rompida;<br>não apropriado para controle de contaminantes voláteis;<br>possibilidade de contaminação cruzada por contato;<br>manutenção de revegetação;<br>desempenho depende da manutenção;<br>não permanente;<br>pode exigir gerenciamento de águas pluviais. |
| **Asfalto e/ou Materiais Mistos** | pode ser projetado para atender aos requisitos técnicos do local;<br>fácil de implementar;<br>reparável; | não permanente;<br>pode exigir gerenciamento de águas pluviais;<br>pode ser esteticamente inaceitável. |

| Tecnologia Capeamento | Vantagens | Desvantagens |
|---|---|---|
| | não permanente. | |
| **Membranas Sintéticas** | pode ser projetado para atender aos requisitos técnicos do local;<br>fácil de implementar;<br>reparável;<br>não permanente. | não permanente;<br>pode exigir gerenciamento de águas pluviais;<br>pode ser esteticamente inaceitável;<br>preparação e/ou reconformação topográfica pode ser requerida. |

(Conclusão)

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

As principais normas técnicas referentes à impermeabilização são:

- ✓ ABNT 9574/2008: Execução de impermeabilização – Procedimento.
- ✓ ABNT 9575/2010: Impermeabilização – Seleção e projeto.
- ✓ ABNT 9686/2006: Solução asfáltica empregada como material de imprimação na impermeabilização.
- ✓ ABNT 9952/2014: Manta asfáltica com armadura para impermeabilização – Requisitos e métodos de ensaio.
- ✓ ABNT 11905/2015: Sistema de impermeabilização composto por cimento impermeabilizante e polímeros.
- ✓ ABNT 13321/2008: Membrana acrílica com armadura para impermeabilização – Especificação.
- ✓ ABNT 13532/1995: Elaboração de projetos de edificações – Arquitetura.
- ✓ ABNT 13724/2008: Membrana asfáltica para impermeabilização com estruturante, aplicada à quente.

### 3.2. Estabilização/Solidificação

A técnica de solidificação/estabilização como medida de contenção é baseada na técnica de empregar aditivos visando reduzir a mobilidade dos contaminantes ou SQIs, de forma a transformá-los em não perigosos ou que não ofereçam riscos ao meio ambiente e à saúde humana.

Consiste em um tratamento in situ do solo, no qual a massa de contaminantes é confinada na própria matriz do solo, saturado ou não, ou sedimentos impactados, reduzindo o risco associado à lixiviação das concentrações de contaminantes para a matriz do nível aquífero e ou o contato da biota com o sedimento. Os contaminantes passíveis deste tipo de tratamento são diversificados, tais como PCBs, metais, pesticidas e SVOCs, sem, contudo, eficácia comprovada em áreas impactadas por VOCs, halogenados ou não, podendo ser aplicado em áreas fonte de impacto

A técnica mais usual consiste na realização de um *Soil mixing in situ* objetivando a criação de uma barreira física para a contaminação, ou seja, similar com o princípio da barreira física, podendo ser denominada também como encapsulamento dentro de um material com alta integridade estrutural ou produzir um material sólido, podendo haver ou não interação química entre as SQIs e agentes aglutinantes e/ou solidificantes

Na literatura, existem vários termos usados para descrever a tecnologia de solidificação/estabilização, tais como:

Estabilização – refere-se à técnica que reduz quimicamente o potencial de periculosidade de um resíduo ou contaminante, por transformar o elemento em uma forma menos solúvel, móvel e tóxica, sem necessariamente transformar as características dos resíduos ou contaminantes. O termo pode incluir a solidificação e envolve o uso de uma reação química para transformar o componente tóxico em uma nova substância ou composto não tóxico.

Solidificação – refere-se à técnica de encapsular resíduos perigosos ou contaminantes dentro de um material com alta integridade estrutural, ou seja, um processo que consiste na adição de materiais para produzir um material sólido, o que pode envolver ou não a interação química com os contaminantes. O produto oriundo pode ter a forma de um

bloco monolítico, de um material semelhante ao solo, de partículas granulares ou comumente denominadas “sólidas”. A solidificação pode envolver uma reação química entre o resíduo e o agente solidificante, ou simplesmente ocorrer por meio de processos físicos. A migração dos contaminantes é geralmente reduzida pelo decréscimo da área superficial exposta à lixiviação ou pelo revestimento do resíduo com materiais de baixa permeabilidade.

Encapsulamento – é um processo de revestimento ou enclausuramento de uma partícula tóxica ou um aglomerado de resíduos com uma nova substância, por meio do uso de aditivo solidificante.

A solidificação ou estabilização podem ser realizadas por meio de processos inorgânicos – com uso de cimento, cal, materiais pozolânicos, gesso e silicatos – bem como por processos orgânicos – com uso de polímeros e termoplásticos específicos como resinas epóxi, poliéster, asfalto, poliolefinas (polietileno e/ou polietileno polibutadieno) e ureia-formaldeído. Este último grupo, em geral, está mais atrelado a resíduos ou contaminações mais perigosas, uma vez que podem favorecer processos de degradação, estabilização, oxirredução entre outros inerentes ao possível controle das SQIs identificadas, como forma de acelerar e melhor atuar na contaminação e riscos identificados.

Alguns cenários possibilitam a combinação de ambos os processos, incluindo, por exemplo, o uso de diatomáceas com cimento e poliestireno; poliuretano e cimento; e géis polímeros com silicatos, cal e cimento. Dependendo do tipo de SQI, há possibilidade de novas adaptações e complementações conforme a real necessidade.

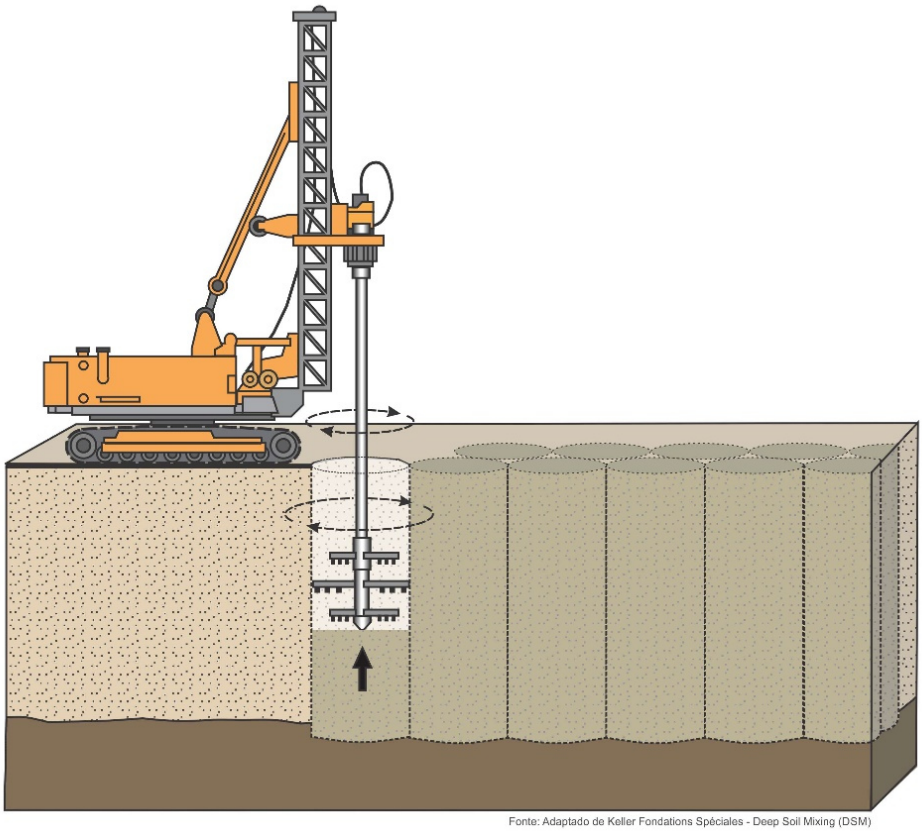
Nos processos geralmente aplica-se a técnica *jet grouting*, que consiste na utilização de sonda para injeção da mistura de solo-cimento (inorgânico) ou outros materiais (orgânico) em subsuperfície, sem a necessidade de escavação e geração de resíduos.

A cada perfuração e aplicação sob pressão da mistura (cimento com aditivos polímeros e aglutinantes, e/ou materiais orgânicos) ocorre a mistura no solo local, produzindo colunas sequencialmente até a formação de uma parede perpendicular ao fluxo.

O maquinário utilizado para a execução desse tipo de intervenção (grandes helicoidais rotativos de um metro de diâmetro, em média, semelhantes àqueles utilizados em estacas raiz, porém adaptadas) ao mesmo tempo que revolve o solo/sedimento local também injeta aditivos a serem agregados ao compartimento a ser tratado, sendo possível o uso de aditivos como bentonita e cimento, os quais conferem aderência às partículas de solo e contaminantes, formando uma massa única, impermeável/não passível de lixiviação por longos períodos, após o tempo de cura dessa massa. Também podem ser injetados materiais que possam reagir quimicamente como o material impactado, tais como reagentes para os processos ISCO e ISCR, por exemplo. Pela técnica é possível alcançar de 18 a 30 metros de profundidade. Como toda técnica, é passível também de um ensaio piloto em campo, antes da validação da escala total.

A **Figura 15.2-8** apresenta uma seção esquemática desse processo:

**Figura 15.2-2 – Foto ilustrativa esquemática do *In Situ Soil Mixing***




Fonte: Adaptado de Keller Fondations Spéciales.

Da mesma forma que as barreiras físicas citadas, o projeto deverá prever as condições verticais de fluxo, a compatibilidade com os contaminantes, e os efeitos geotécnicos no terreno, devendo haver sinergias com os projetos construtivos previstos, caso existam.

O uso desses processos também pode ocorrer de forma seletiva: em certas áreas com uma abordagem, e em outra área com abordagem diferente. Por exemplo, o uso de processo orgânicos na área fonte com as maiores concentrações (*hot spot*) e processos inorgânicos no entorno ou no limite do alvo de intervenção – ou vice e versa –, de modo a garantir que, caso haja eventual possibilidade de migração, atuem como uma forma de bloqueio ou retardante de eventuais contaminações.

As vantagens e desvantagens dessa medida se relacionam ao tipo de processo empregado, aos aglomerantes, às características físico-químicas dos resíduos e/ou contaminantes, entre outros fatores.

O **Quadro 15.3-2** a seguir sumariza as principais técnicas de solidificação incluindo as vantagens e desvantagens.

**Quadro 15.3-2 – Técnicas solidificação**

(Continua)

| Tecnologia Solidificação | Vantagens | Desvantagens |
|---|---|---|
| **Inorgânicos: cimento/cal como base** | imobilização dos contaminantes e incorporação à matriz;<br>melhor uso quando há metais como contaminantes;<br>facilidade de aplicação e obtenção de matéria-prima (cimento), além de baixo custo;<br>equipamentos utilizados;<br>controle na aplicação do cimento para obter as características necessárias. | uso reduzido ou limitado quando há produtos químicos e/ou orgânicos associados;<br>realização de testes de bancada para avaliar a eficiência e eficácia da solução antes da aplicação;<br>pode ter menor grau de imobilização de certos contaminantes;<br>exposição à lixiviação com características ácidas;<br>uso de tipos químicos específicos e mais caros;<br>aumento do peso e volume do material gerado (abatimento topográfico). |
| **Inorgânicos: materiais pozolânicos** | imobilização dos contaminantes na matriz ou aprisionamento físico;<br>uso compatível para alguns tipos de contaminantes ou produtos químicos e/ou orgânicos e metais;<br>facilidade de aplicação e obtenção de matéria-prima (cinzas volantes, cal, pedra pomes e escória de alto forno), além de baixo custo;<br>possibilidade de uso ou reaproveitamento de resíduos (cinzas e escória);<br>pode ser usado para atuação em borras oleosas, lodos de galvanização, resíduos ácidos e creosoto. | realização de testes de bancada para avaliar eficiência eficácia da solução antes da aplicação<br>pode ter menor grau de imobilização de certos contaminantes<br>aumento do peso e volume do material gerado (abatimento topográfico) |
| **Orgânicos: materiais termoplásticos** | melhor uso quanto há produtos químicos e/ou orgânicos associados;<br>facilidade de aplicação e obtenção de matéria-prima (asfalto, polietileno, polipropileno e nylon) | realização de testes de bancada para avaliar a eficiência e eficácia da solução antes da aplicação;<br>alto custo energético; |

| Tecnologia Solidificação | Vantagens | Desvantagens |
|---|---|---|
| | baixa taxa de migração de contaminantes frente a outras opções;<br>resistência a solução aquosas;<br>pode ser usado para atuação em lodos de galvanização, lodos de refinaria e de tintas contendo metais e orgânicos, cinzas de incineração, poeira de filtro, e resíduos radioativos;<br>pode ter alto grau na imobilização de contaminantes. | elevado custo de equipamentos;<br>inflamabilidade de certos aditivos;<br>necessidade de os resíduos estarem secos; |
| **Orgânicos: polímeros orgânicos** | melhor uso quando há produtos químicos e/ou orgânicos associados;<br>facilidade de aplicação e obtenção de matéria-prima (uréia-formaldeído);<br>pequena quantidade requerida;<br>aplicação à úmido e à seco;<br>pode ser usado para atuação em lodos de galvanização, lodos de refinaria e de tintas contendo metais e orgânicos, cinzas de incineração, poeira de filtro, e resíduos radioativos. | realização de testes de bancada para avaliar a eficiência e eficácia da solução antes da aplicação;<br>os catalisadores utilizados são ácidos fortes – limitação de uso para metais;<br>alguns polímeros são biodegradáveis;<br>alto custo para certas substâncias químicas. |
| **Orgânicos: argilas organifílicas** | melhor uso quando há produtos químicos e/ou orgânicos associados;<br>produto com densidade, mais baixa que outras técnicas;<br>remover gordura de lã, para adsorver corantes, para estabilizar metais e outros cátions em resíduos radioativos;<br>atenuação da mobilidade de pesticidas e outros orgânicos tóxicos. | atuação em resíduos orgânicos antes da solidificação;<br>custo elevado (2 processos);<br>resíduos não orgânicos. |

(Conclusão)

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

O **Quadro 15.3-3** apresenta a compatibilidade entre categorias específicas de resíduos e as técnicas de solidificação/estabilização disponíveis.

**Quadro 15.3-3 – Compatibilidade entre resíduos e as técnicas de solidificação/estabilização**

| Compostos presentes nos resíduos | Tipos de tratamento de solidificação/estabilização | | | |
|---|---|---|---|---|
| | **Baseado em cimento** | **Baseado na cal** | **Solidificação com termoplásticos** | **Polímeros orgânicos** |
| **Solventes Orgânicos e Óleos** | Impedem a cura e podem escapar na forma de vapor | Impedem a cura e podem escapar na forma de vapor | Orgânicos podem vaporizar-se com o calor | Podem retardar o endurecimento do polímero |
| **Sólidos orgânicos (plásticos, resinas e alcatrão)** | Bom – em geral incrementam a durabilidade | Bom – em geral incrementam a durabilidade | Possível uso como agente ligante | Podem retardar o endurecimento do polímero |
| **Resíduos ácidos** | Ácidos são neutralizados | Compatível | Pode ser neutralizado antes da incorporação | Compatível |
| **Oxidantes** | Compatível | Compatível | Pode causar colapso da matriz, fogo | Pode causar colapso da matriz |
| **Sulfatos** | Pode retardar a cura do cimento | Compatível | Pode desidratar e reidratar causando divisão | Compatível |
| **Halogênios** | Facilmente lixiviado do cimento; pode retardar a cura | Facilmente lixiviado do cimento; pode retardar a cura | Pode desidratar | Compatível |
| **Metais pesados** | Compatível | Compatível | Compatível | pH ácido solubiliza metais hidróxidos |
| **Materiais radioativos** | Compatível | Compatível | Compatível | Compatível |

Fonte: Malone *et al.* (como citado pela EPA, 1986).

### 3.3. Barreiras Físicas

Para impedir o transporte de contaminantes horizontalmente para áreas externas, são implantadas barreiras físicas em subsuperfície, posicionadas perpendiculares ao fluxo subterrâneo.

As barreiras são confeccionadas em geomembranas impermeáveis ou em soluções geotécnicas de contenção de solo, tais como paredes diafragma.

A instalação de geomembranas é realizada por meio de trincheiras, sendo limitadas pela profundidade de escavação. Assim como as membranas de revestimento superficial,

elas podem ser confeccionadas em diversos materiais, devendo ser soldadas, garantindo a impermeabilidade e compatibilidade com as SQIs identificadas.

A técnica é aplicada em zona saturada. Dessa forma, deverá ser previsto o rebaixamento do aquífero para os trabalhos de instalação.

As soluções geotécnicas de contenção de solos também desempenham função de barreira física, devendo ser consideradas em sinergia com os projetos construtivos das edificações.

As paredes diafragma são medidas de contenção de escavações constituídas de paredes de concreto armado, sendo executadas por máquinas de grande porte, tais como *clamshell* ou hidrofresa, instaladas nos limites de uma escavação com solo local adjacente. O objetivo da parede é garantir a estabilidade do maciço perante o desnível provocado pela escavação, constituindo, assim, uma barreira física entre os níveis. A técnica não apresenta limitação em relação à profundidade ou presença de água, visto que é executada completamente de maneira mecânica.

As barreiras físicas citadas neste item geram resíduos em decorrência das escavações e apresentam limitações em relação ao fluxo vertical, desta forma, deverão ser aplicadas observando-se essas premissas. O **Quadro 15.3-4** a seguir sumariza as principais técnicas de barreiras físicas, incluindo as vantagens e desvantagens.

**Quadro 15.3-4 – Principais métodos de barreiras físicas**

| Tecnologia | Vantagens | Desvantagens |
|---|---|---|
| **Geral** | barreira física;<br>controla a migração horizontal de contaminantes;<br>profundidades rasas. | necessidade de empresas e mão-de-obra especializados. |
| **Parede de lama** | tecnologia comprovada;<br>econômica;<br>solução de longo prazo;<br>baixa manutenção;<br>profundidades rasas – inferiores a cinco metros. | atividades e serviços de manutenção. |
| **Parede de argamassa** | solução de longo prazo;<br>baixa manutenção. | mais caro do que paredes de lama;<br>necessidade de empresas e mão de obra especializados;<br>incerteza de corte completo. |
| **Estacas-Pranchas** | compatível com solos soltos pouco compactos;<br>sem necessidade de escavação;<br>baixa manutenção. | profundidades efetivas de 15 metros ou menos;<br>necessidade de empresas e mão de obra especializados;<br>suscetíveis à corrosão. |
| **Membrana Sintéticas** | melhor controle da migração dos gases e vapores oriundos do solo e/ou da água subterrânea. | necessidade de empresas e mão de obra especializados;<br>escavação necessária;<br>instalação complexa;<br>compatibilidade do material sintético à contaminação. |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

### 3.4. Barreira Hidráulica

A medida é baseada na aplicação de um sistema de bombeamento (*pump and treat*) para extração de água contaminada em zona perimetral, para proteção do receptor externo, assegurando que não haja progresso da contaminação além do limite estabelecido pela barreira.

Essa é uma técnica de contenção da evolução da pluma (controle hidráulico), funcionando também como remediação, uma vez que a água ou efluente produzidos devem ser tratados em estações de tratamento de efluentes ou água e corretamente destinados.

O bombeamento é realizado por meio de poços de extração ou drenos horizontais profundos (DHP). Os drenos horizontais podem ser instalados por meio de trincheiras ou perfurações direcionais horizontais.

A técnica depende sensivelmente de controles operacionais, tendo em vista o dinamismo do funcionamento para a garantia das vazões, rebaixamento e zonas de capturas.

O **Quadro 15.3-5** a seguir sumariza as principais técnicas de barreira hidráulicas, incluindo as vantagens e desvantagens:

**Quadro 15.3-5 – Principais informações da barreira hidráulica**

| Tecnologia | Vantagens | Desvantagens |
|---|---|---|
| **Barreira hidráulica: *pump and treat*** | alternativa simples;<br>experiência no mercado;<br>barreira pode ser dinâmica ou adaptável;<br>controla a migração horizontal de contaminantes;<br>profundidades rasas e profundas;<br>possibilidade de automação e controle das vazões bombeadas;<br>vantagens para contaminantes como hidrocarbonetos, compostos orgânicos voláteis e semivoláteis, metais e pesticidas;<br>atuação em ações emergenciais ou acidentes. | necessidade de empresas e mão de obra especializados;<br>custos adicionais para implantação, manutenção e monitoramento;<br>custos adicionais para soluções de tratamento da água e/ou vapores oriundos do sistema;<br>necessidade de destinação de resíduos, destinação de materiais;<br>delimitação ou reserva de espaço para o sistema de tratamento;<br>necessidade de controles operacionais;<br>possibilidade de inversão de fluxo do aquífero;<br>efeito "*rebound*". |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

### 3.5. Barreira Reativa Permeável

A barreira permeável se baseia no tratamento conforme a passagem, de maneira passiva, dos contaminantes pela zona de tratamento implantada.

A técnica consiste na introdução de material reativo no solo, de forma perpendicular à movimentação das águas subterrâneas, objetivando a reação ou interação desse

material com contaminantes presentes na água subterrânea, levando à retenção, imobilização, precipitação ou transformação desses contaminantes em espécies menos prejudiciais ou em uma espécie ambientalmente mais aceitável, por meio dos processos de adsorção, precipitação e degradação.

A zona de tratamento é constituída por trincheiras com material reativo ou por poços instalados em fileiras, perpendiculares ao fluxo subterrâneo, posicionados a montante dos receptores a serem protegidos. Em ambas as abordagens são gerados resíduos durante a remoção do solo para escavação ou perfuração de poços.

Diferentemente das técnicas mencionadas como MRC, essa técnica prevê o tratamento *in situ* da contaminação, entretanto em uma escala menor quando comparado com os centros de massa em áreas fontes de contaminação.

A técnica pode abarcar configuração contínua ou *funnel-and-gate*. A primeira configuração é mais simples, deve cobrir toda a largura e profundidade da pluma de contaminação, consistindo na introdução de uma BRP em uma vala perpendicular ao fluxo de águas subterrâneas. A segunda configuração é mais complexa, consistindo em impermeabilizar ambos os lados da pluma de contaminação com uso de barreiras físicas ou paredes diafragma, de forma a desviar a água subterrânea para o denominado funil com materiais reativos.

Essa segunda técnica permite uma maior gama de soluções agregadas, como implantação de sistemas de remediação, de bombeamento (barreiras hidráulicas) para captar a água subterrânea contaminada visando seu devido tratamento.

Diversas técnicas podem ser utilizadas para a escavação, como suportada e não suportada, valas contínuas, estacas-prancha, escavadeiras *clamshell* e perfuração de poços, dependendo da profundidade alvo de controle.

As limitações estão relacionadas à escavação e à dimensão das zonas de tratamento a serem implantadas. O **Quadro 15.3-6** a seguir sumariza as principais técnicas de barreira hidráulica incluindo as vantagens e desvantagens:

**Quadro 15.3-6 – Principais informações das barreiras reativas permeáveis**

| Tecnologia | Vantagens | Desvantagens |
|---|---|---|
| **Barreira Reativa Permeável** | pode atuar em diversos tipos de contaminantes;<br>tratamento no local;<br>sistema de tratamento passivo;<br>mais barato que técnicas de pump & treat;<br>profundidade do aquífero (raso) e tipo de material (arenoso);<br>tipo de contaminante (capacidade de ser tratado ou ser reativo);<br>eficiência em compostos clorados;<br>funcionamento por décadas se devidamente suportada por manutenção e readequações;<br>uso da área. | redução da vida útil ao longo do tempo devido à precipitação de colmatação dos poros e redução da porosidade;<br>profundidade do aquífero (profundo) e tipo de material (argiloso);<br>tipo de contaminante (capacidade de não ser tratado ou ser reativo);<br>longo período para atuação e para monitoramento;<br>influência da ocorrência de precipitação intensas (redução de reatividade. |

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

## 4. Planejamento e Implementação das Medidas de Remediação por Contenção

As Medidas de Remediação por Contenção (MRC) podem ser utilizadas quando as tecnologias de remediação para redução de massa se demonstram inviáveis tecnicamente e/ou financeiramente e em conjunto com as Medidas de Controle Institucionais (MCI's). As MRC visam garantir o uso e ocupação seguros de uma área contaminada, por meio da implantação de ações de controle que possam mitigar ou controlar eventuais cenários de riscos humanos, ambientais, ecológicos e aos bens a proteger.

Todavia, as MRC são de médio e longo prazo, e necessitam de um bom planejamento para uma boa eficiência e eficácia. O ITRC (2016) indica que as MRCs possuem um ciclo de vida. As principais atividades de um ciclo de vida (CV) de Medidas de Remediação por Contenção (MRC) são resumidas no **Fluxograma 15.3-1**, apresentado a seguir:

**Fluxograma 15.3-1 – As cinco etapas de um ciclo de vida de Medidas de Remediação por Contenção (MRC)**

Fonte: Adaptado de ITRC (2016).

**a) Planejamento:** são as atividades que antecedem a implementação das MRCs e consistem na determinação dos objetivos e das metas a serem alcançadas, na identificação e seleção da melhor técnica a ser adotada face ao modelo conceitual de contaminação e tipos de contaminantes, em uma avaliação financeira das medidas a longo prazo a serem implantadas e outros critérios ou questões que podem afetar a eficácia da implantação de uma medida a longo prazo.

**b) Implementação:** essa etapa é um conjunto de atividades que colocam em prática as MRCs, incluindo a elaboração, a negociação entre as partes envolvidas, a execução das medidas e a gestão dos documentos que serão gerados durante o processo. A definição das responsabilidades e dos recursos financeiros necessários para a implementação das medidas é um passo fundamental no desenvolvimento de medidas eficazes e duráveis.

**c) Monitoramento e Avaliação de Desempenho:** são as ações e procedimentos definidos para monitorar e avaliar a integridade das MRCs pré-estabelecidas, incluindo os requisitos e metas estabelecidas na etapa de Planejamento.

**d) Cumprimento/Execução:** são ações que abrangem desde comunicações informais que buscam o cumprimento voluntário até ações mais formais e legais.

**e) Modificação/Rescisão:** medidas legais ou administrativas tomadas para alterar ou remover uma MRC em razão de alteração nas características do local, ou porque as metas de remediação ou outras condições das MRC foram cumpridas. A modificação também pode ser necessária quando as ações de Monitoramento indicam que as MRCs não estão alcançando seus objetivos. Para que a gestão de longo prazo seja eficaz, uma MRC deve incluir mecanismos que permitam a sua modificação ou o seu encerramento. Esse processo deve envolver uma avaliação minuciosa que permita o

máximo do uso benéfico do local sem que acarrete riscos à saúde humana, ambiental ou de bens a proteger.

## Referências

FRTR. **Technology Screening Matrix – Landfill and Soil Capping**. United States: FRTR, Disponível em: https://frtr.gov/matrix/Landfill-and-Soil-Capping/. Acesso em: julho 2025.

ITRC. **Remediation Management of Complex Sites. Washington, D.C.**, 2016. 148 p. Disponível em: https://itrcweb.org/GuidanceDocuments/RMCS-1.pdf. Acesso em: maio de 2025.

KELLER FONDATIONS SPÉCIALES. **Wet soil mixing**. Disponível em: https://www.kellerasean.com/expertise/techniques/wet-soil-mixing-0?utm_source=chatgpt.com. Acesso em: maio de 2025.

MALONE, P.; CULLINANE, M.; JONES, L. **Handbook for Stabilization/Solidification of Hazardous Wastes**. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, 1986. (EPA/540/2-86/001).

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Retificação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no DOE, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/170437. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Engineering controls on brownfields information guide**: how they work with institutional controls; the most common types used; and an introduction to costs. Washington, DC: EPA, 2010. 5 p. Engineering Controls Fact Sheet. (EPA-560-F-10-005). Disponível em: https://archive.epa.gov/brownfields/tools/web/pdf/ec_information_guide.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 15.4: Medidas de Controle de Engenharia

**Sumário**

1. Introdução.....1
2. Plano de Intervenção com MCE .....1
3. Implantação, execução, acompanhamento e encerramento das MCE.....1

## 1. Introdução

As Medidas de Controle de Engenharia (MCE) envolvem a utilização das partes constituintes das obras civis – pisos, paredes, fundações e drenos – como um dispositivo para evitar a exposição do bem a proteger à contaminação presente.

Em conjunto com as Medidas de Remediação e Medidas de Controle Institucional, as MCE podem fazer parte das medidas de intervenção propostas em um Plano de Intervenção.

Alguns exemplos de MCE foram descritos na **Seção 9.2**, podendo-se citar as edificações em pilotis, garagem em sobressolo, colchões drenantes abaixo de espaços confinados, caixas de passagem ventiladas e construção de piso sobre solo contaminado.

## 2. Plano de Intervenção com MCE

Quando previstas no Plano de Intervenção, é importante definir em um projeto básico as características construtivas das MCE, por exemplo, a extensão, a espessura e a durabilidade do piso da própria edificação, que será utilizado para eliminar a exposição do bem a proteger à contaminação.

A aplicabilidade das MCE pode ser analisada em termos de vida útil da medida proposta, com relação ao tempo de permanência e possibilidade de movimentação das SQI em direção ao receptor/bem a proteger. Não é aplicável, por exemplo, considerar a construção de um piso comum para impedir a migração de vapores acumulados no ar do solo para ambientes fechados, pois com o tempo rachaduras e caminhos preferenciais podem surgir, possibilitando a intrusão de vapores.

## 3. Implantação, execução, acompanhamento e encerramento das MCE

A implantação de uma MCE ocorre na etapa de execução do Plano de Intervenção, sendo comprovada por meio de inspeções na área e registro fotográfico. Por definição, a implantação dessas medidas ocorre durante a construção das obras civis previstas no projeto futuro proposto para a área.

Quando prontas, as medidas de controle de engenharia também demandam acompanhamento nos pontos de conformidade e, principalmente, comprovação de execução de acordo com o projeto apresentado e aprovado no Plano de Intervenção.

Nos casos das áreas que foram reabilitadas sob a condição de se implantar medidas de controle de engenharia, o responsável legal não tem condições de encerrar o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), prosseguindo para a etapa de Acompanhamento da Medida de Controle de Engenharia ou da Medida de Controle Institucional.

Para viabilizar esse acompanhamento, é necessária a definição de Concentrações Máximas Aceitáveis (CMA) das MCE, indicando as situações em que se mostra indispensável a sua manutenção.

No Termo de Reabilitação para o Uso Declarado são relacionadas as características da medida de controle de engenharia ou da medida de controle institucional, caso essas tenham sido implantadas.

Quando alterações significativas no projeto da MCE, ou o seu encerramento, forem aprovados pelo Órgão Ambiental Gerenciador, pode ser solicitada a atualização do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado, para que esse documento passe a refletir a nova situação identificada.

A avaliação da eficácia das medidas de controle de engenharia ou da medida de controle institucional implantada pode ser realizada por meio das seguintes ações:

- ✓ realizar campanhas de monitoramento no compartimento do meio ambiente contaminado ou no bem a proteger, em seus pontos de conformidade (item 3 da **Seção 13.2**);
- ✓ realizar inspeções para verificar a manutenção e eficácia das medidas (Item 2 da **Seção 13.2**).

Durante a etapa de Acompanhamento da Medida de Controle de Engenharia ou da Medida de Controle Institucional, o responsável legal pela área classificada como AR, precisa manter essas medidas, enquanto houver necessidade, caso contrário, devem encerrá-las ao final do período proposto para sua execução. A partir do momento em que for possível tomar essa decisão, não havendo outros tipos de medidas de intervenção a serem mantidas, o Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas do GAC se dá por encerrado.

# Seção 15.5: Medidas de Controle Institucional

## 1. Introdução

Nesta seção são descritas as Medidas de Controle Institucional (MCI), que, por definição, são medidas legais ou administrativas que objetivam controlar a exposição dos bens a proteger às Substâncias Químicas de Interesse (SQIs), eliminando-se os riscos decorrentes por meio da imposição de restrições de uso – incluindo, entre outras, a restrição ao uso do solo, ao uso de água subterrânea, ao uso de água superficial, ao consumo de alimentos, à exploração de recursos ambientais e ao uso de edificações e utilidades.

As MCIs muitas vezes são implantadas em conjunto com outros tipos de medida de intervenção. No entanto, em determinados casos, podem ser a única medida de intervenção adotada para controle dos riscos e danos em uma área contaminada.

## 2. Tipos de Medidas de Controle Institucional

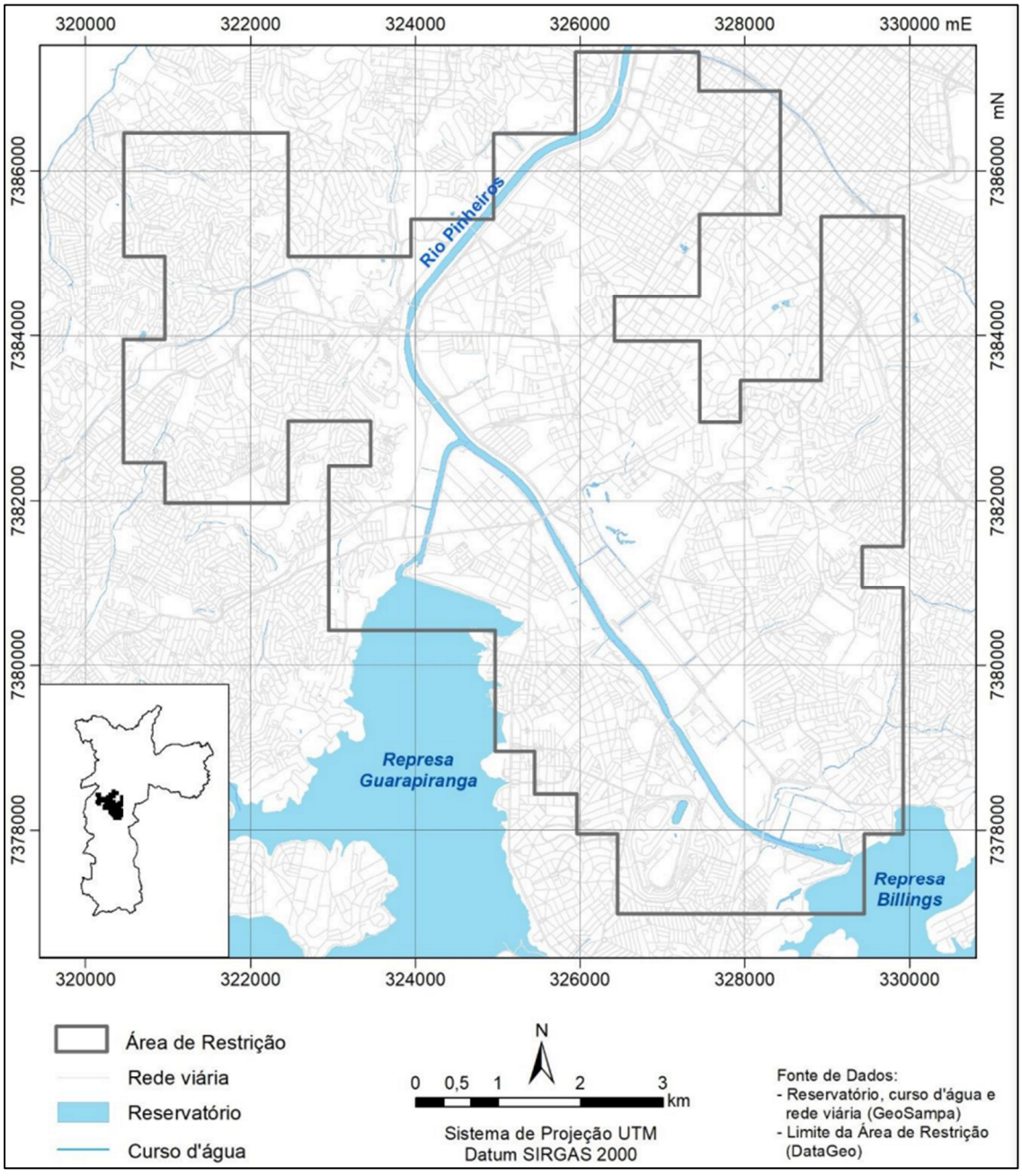
De acordo com o documento do *Interstate Technology & Regulatory Council* (ITRC, 2016) intitulado *Long-term Management Using Institutional* Controls, as MCIs podem ser divididas em diferentes tipos, sendo alguns listados a seguir:

- ✓ Medidas Governamentais

Uma MCI do tipo Medida Governamental consiste em uma restrição imposta a uma área ou região pelo poder público, utilizando-se das suas competências e poderes administrativos, devido uma contaminação regional ou de grandes dimensões que atinge diversas propriedades ou um bairro.

No estado de São Paulo, pode-se citar como exemplo de MCI do tipo Medida Governamental a restrição imposta por meio do Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, formalizada por meio da Deliberação nº 139, de 15 de dezembro de 2021, que rerratifica a Área de Restrição e Controle para a captação e uso das águas subterrâneas no município de São Paulo, na região de Jurubatuba (Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, 2021) (**Figura 15.5-1**).

**Figura 15.5-1 – Área de restrição na região de Jurubatuba, município de São Paulo**

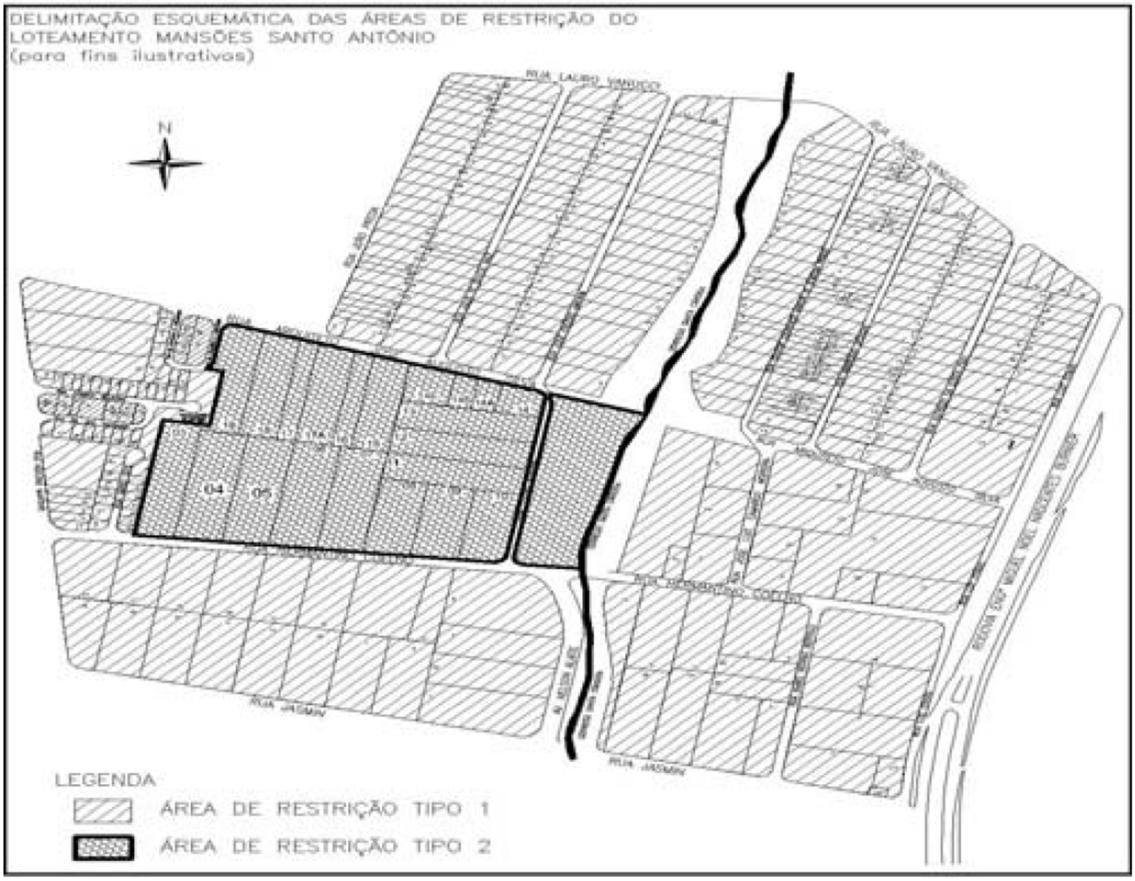



Fonte: Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (2021).

Outro exemplo desse tipo de MCI foi estabelecida no município de Campinas, por meio do Decreto Municipal nº 18.669, de 13 de março de 2015 (Campinas, 2015), que impôs restrições para a área denominada Loteamento Mansões Santo Antônio, em razão da contaminação do solo e água subterrânea (Campinas, 2015).

**A Figura 15.5-2** ilustra as restrições impostas ao bairro por meio do Decreto Municipal.

**Figura 15.5-2 – MCI do tipo Medida Governamental adotada no bairro Mansões Santo Antônio, no município de Campinas**




Fonte: Prefeitura Municipal de Campinas (Campinas, 2015).

✓ Medidas Proprietárias

As MCIs do tipo Medidas Proprietárias são aquelas adotadas no Procedimento de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), e, geralmente, aplicam uma restrição a uma determinada parcela de uma propriedade privada, ou imóvel, podendo também extrapolar seus limites.

É o tipo de MCI mais comum e adotada no GAC, sendo estabelecida formalmente entre responsável legal e o Órgão Ambiental Gerenciador e registrada nos processos administrativos e no Termo de Reabilitação para o Uso Declarado, caso tenha sido parte da estratégia de intervenção para se reabilitar uma Área Contaminada.

Uma característica importante desse tipo de restrição é que pode ser registrada na matrícula do imóvel e, portanto, sua existência e manutenção independem do proprietário da área, sendo repassada aos futuros compradores no caso de venda.

✓ Medidas de Permissão

As MCIs do tipo Medidas de Permissão são restrições adotadas por um período específico, ou para que seja viável a realização de uma determinada atividade na Área Contaminada. São permissões emitidas pelo Órgão Ambiental Gerenciador, formalizadas por meio de um ato administrativo.

Um exemplo desse tipo de MCI é a exigência de utilização de EPIs por trabalhadores de obras em áreas contaminadas, para evitar o contato dérmico com contaminantes em solo ou água subterrânea.

## 3. Tipos de restrições e métodos para estabelecimento

Em função da existência de diversos caminhos de exposição pelos quais os contaminantes podem entrar em contato com os bens a proteger, existem vários tipos de MCI possíveis de serem aplicadas. A seguir, são destacados os principais tipos aplicados na prática:

- restrição de uso das águas subterrâneas;
- restrição de uso do solo;
- restrição de uso de edificações ou utilidades;
- restrição para trabalhadores de obras.

Os métodos para se estabelecer uma MCI se baseiam no princípio de que essas medidas atuem junto ao receptou ou bem a proteger, nos locais onde ocorre ou pode ocorrer uma exposição a contaminantes presentes na área contaminada.

Geralmente, a concentração máxima aceitável (CMA) da MCI de restrição de uso das águas subterrâneas são os padrões de potabilidade, definidos pelo Ministério da Saúde. Para as MCIs de restrição de uso do solo, restrição de uso de edificações e restrição para trabalhadores de obras, as CMAs são aquelas definidas na etapa de Avaliação de Risco, para essas vias de exposição.

Entretanto, no caso de restrição de uso das águas subterrâneas, dependendo do uso (dessedentação de animais, irrigação ou recreação) dessas águas, podem ser utilizadas outras CMAS, como os valores da Resolução CONAMA nº 396/2008 (Brasil, 2008) ou valores produzidos por entidades nacionais ou internacionais reconhecidas, desde que sejam aplicáveis ao caso (padrões legais aplicáveis – PLA).

Para as MCIs de restrição de uso do solo, restrição de uso de edificações e restrição para trabalhadores de obras, dependendo do nível de investigação da área, podem ser utilizados alternativamente como CMAs os Valores Orientadores da CETESB (Valores de Prevenção ou de Intervenção), ou da Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009) (Valores de Prevenção ou de Investigação), ou outros valores produzidos por entidades nacionais ou internacionais reconhecidas, desde que também sejam aplicáveis ao caso (padrões legais aplicáveis – PLA).

### 3.1. Restrição de Uso das Águas Subterrâneas

O estabelecimento do volume de restrição de uso das águas subterrâneas visa eliminar as vias de exposição por ingestão e contato dérmico com a água subterrânea contaminada.

O volume de restrição de uso das águas subterrâneas pode ser estabelecido desde a etapa de Investigação Confirmatória, caso já exista, nessa etapa, a necessidade de gerenciar os riscos de exposição à água subterrânea contaminada, podendo esse volume ser ajustado conforme são realizadas as demais etapas do GAC.

O volume de restrição estabelecido na etapa de Investigação Confirmatória pode considerar, de forma conservadora, a posição dos poços de monitoramento, poços de abastecimento de água, nascentes e drenos de rebaixamento de edifícios onde foram identificadas concentrações nas águas subterrâneas maiores que as CMAs, além do posicionamento de fontes de contaminação primárias ativas. Os limites do volume de restrição de uso das águas subterrâneas podem ser inferidos a montante e jusante desses pontos, em função da posição das áreas de recarga ou descarga locais.

Após as etapas de Investigação Detalhada, Avaliação de Risco e Elaboração do Plano de Intervenção, o volume de restrição de uso das águas subterrâneas é aperfeiçoado com base nos resultados da caracterização das fontes de contaminação primárias, secundárias e das plumas de contaminação, e na posição dos bens a proteger, inclusive com utilização de modelagem matemática para prever o avanço das SQIs no tempo e no espaço.

O volume de restrição do uso das águas subterrâneas definido após as etapas de Execução do Plano de Intervenção e de Monitoramento para Encerramento, será aquele registrado no Termo de Reabilitação para o Uso Declarado. Esse volume de restrição poderá ser revisto novamente, ou mesmo eliminado, durante a etapa final de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, caso as concentrações tenham se reduzidos para valores abaixo das CMAs por atenuação natural.

Qualquer revisão do volume de restrição feito durante a etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, tem de ser atualizada no termo de reabilitação.

### 3.2. Restrição de Uso do Solo

O estabelecimento do volume de restrição de uso do solo visa eliminar as vias de exposição por ingestão e contato dérmico com o solo contaminado (solo, sedimento, rochas ou materiais antrópicos contaminados).

Considerando a mesma lógica adotada para a restrição de uso da água subterrânea, o volume de restrição de uso do solo pode ser estabelecido já na etapa de Investigação Confirmatória, podendo ser ajustado conforme são obtidas informações durante a execução das etapas do GAC.

O volume de restrição de uso do solo é determinado a partir da posição dos pontos de amostragem cujos resultados indicaram concentrações no solo superiores às CMAs, além da posição das fontes de contaminação primárias ativas.

É provável que o volume de restrição de uso do solo seja aperfeiçoado após as etapas de Execução do Plano de Intervenção e de Monitoramento para Encerramento e, se mantida a necessidade da restrição, será registrada no Termo de Reabilitação para o Uso Declarado.

Após a emissão do termo de reabilitação, a restrição de uso do solo poderá, ainda, ser aperfeiçoada, ou mesmo removida, caso os resultados da etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, demonstrem melhora no quadro ambiental da área.

Qualquer revisão do volume de restrição feito durante a etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, também precisa ser atualizada no termo de reabilitação.

### 3.3. Restrição do Uso de Edificações ou Utilidades

O estabelecimento de restrições em edificações ou utilidades visa eliminar as vias de exposição de inalação de vapores das SQIs voláteis, de ingestão e contato dérmico com partes contaminadas da edificação (paredes ou pisos) ou situações de perigo, como a presença de inflamabilidade.

As mesmas premissas para o estabelecimento e aperfeiçoamento de restrições para os meios água subterrânea e solo, podem ser consideradas para o uso das edificações ou utilidades. Para o cenário de intrusão de vapores, são utilizados os resultados de amostragem de ar ambiente ou de ar abaixo do piso para comparação com as CMAs.

Já para as edificações, analisa-se o próprio material construtivo raspado das paredes, pisos e cobertura.

Para esse tipo de MCI, é pouco provável que a área receba o Termo de Reabilitação para o Uso Declarado com restrições de uso de edificações por conta de pisos e paredes contaminados, ou ar ambiente contaminado. Sendo assim, são restrições impostas emergencialmente, durante a execução do procedimento do GAC e que, não são mais necessárias quando da emissão do termo de reabilitação, devido à execução das medidas de intervenção – como medidas de remediação –, ter sido eficaz em eliminar o risco presente.

### 3.4. Restrição para Trabalhadores de Obras

O estabelecimento de restrição de uso para trabalhadores de obras visa eliminar as vias de exposição de ingestão e contato dérmico com o solo contaminado (solo, sedimento, rochas ou materiais antrópicos contaminados) e com águas subterrâneas contaminadas, além de inalação de vapores e situações de perigo.

Assim como a restrição de uso de edificações e utilidades, é pouco comum que esse tipo de restrição gere uma MCI a ser mantida após a reabilitação da área e registrada no Termo de Reabilitação para o Uso Declarado. Na maioria das situações, são MCI temporárias, estabelecidas durante o período de obras necessárias para a reutilização de uma área contaminada, por exemplo.

## Referências

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ (São Paulo). **Deliberação CBH-AT nº 139, de 15 de dezembro de 2021**. Rerratifica a Área de Restrição e Controle para a captação e uso das águas subterrâneas no município de São Paulo, na região de Jurubatuba e dá outras providências. São Paulo: CBH-AT, 2021. 8 p. Disponível em: https://comiteat.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/12/Deliberac%CC%A7a%CC%83o-CBH-AT-n%C2%BA-139-de-15.12.2021-Rerratifica-a-a%CC%81rea-de-restric%CC%A7a%CC%83o-e-controle-para-a-captac%CC%A7a%CC%83o-e-uso-das-a%CC%81guas-subterra%CC%82neas-no-munici%CC%81pio-d.pdf. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil: seção 1: Atos do Poder Executivo, Brasília, DF, v. 145, n. 66, p. 66-69, 7 abr. 2008. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=545 Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil: seção 1: Poder executivo, Brasília, DF, v. 146, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Long-term contaminant management using institutional controls**. Washington, DC: IRTC, 2016. Disponível em: https://institutionalcontrols.itrcweb.org/. Acesso em: maio 2025.

CAMPINAS. Prefeitura Municipal. Decreto nº 18.669, de 13 de março de 2015. Dispõe sobre diretrizes, procedimentos e restrições para à área denominada loteamento Mansões Santo Antônio, em razão da contaminação do solo e água subterrânea, e dá providências correlatas. **Diário Oficial:** Prefeitura Municipal de Campinas, Campinas, SP, ano 45, n. 11.074, p. 1, 16 mar. 2015. Disponível em: https://portal-api.campinas.sp.gov.br/sites/default/files/publicacoes-dom/dom/815114133.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 16.1: Instrumentos do Gerenciamento de Áreas Contaminadas – Introdução

**Sumário**

1. Introdução ..... 1
2. Cadastro de Áreas Contaminadas e disponibilização das informações ..... 2
3. Declaração de Informação Voluntária ..... 2
4. Licenciamento e fiscalização ..... 2
5. Plano de Desativação do Empreendimento ..... 3
6. Plano Diretor e Legislação de Uso e Ocupação do Solo ..... 3
7. Plano de Intervenção ..... 3
8. Incentivos fiscais, tributários e creditícios ..... 3
9. Garantias bancárias ..... 4
10. Seguro ambiental ..... 4
11. Auditorias ambientais ..... 4
12. Critérios de qualidade para solo e águas subterrâneas ..... 4
13. Compensação ambiental ..... 4
14. Fundos financeiros ..... 5
15. Educação ambiental ..... 5

## 1. Introdução

Na Lei do Estado de São Paulo nº 13.577/2009 e Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2009, 2013), em seu artigo 4º, foram estabelecidos os instrumentos para a implantação do Sistema de Proteção da Qualidade do Solo e para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), descritos a seguir:

I – Cadastro de Áreas Contaminadas;
II – disponibilização de informações;
III – declaração de informação voluntária;
IV – licenciamento e fiscalização;
V – Plano de Desativação do Empreendimento;
VI – Plano Diretor e legislação de uso e ocupação do solo;
VII – Plano de Remediação (ou Plano de Intervenção, conforme Decreto 59.263/2013);
VIII – incentivos fiscais, tributários e creditícios;
IX – garantias bancárias;
X – seguro ambiental;
XI – auditorias ambientais;
XII – critérios de qualidade para solo e águas subterrâneas;
XIII – compensação ambiental;
XIV – fundos financeiros;
XV – educação ambiental.

Neste *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas* são descritos os procedimentos utilizados no estado de São Paulo para a implementação desses instrumentos.

Informações adicionais sobre as bases legais para o GAC podem ser consultadas no **Capítulo 2**.

## 2. Cadastro de Áreas Contaminadas e disponibilização das informações

O Cadastro de Áreas Contaminadas é o principal instrumento para o registro e disponibilização das informações geradas durante as etapas do GAC. O funcionamento do Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas é descrito detalhadamente no **Capítulo 3**.

Esse instrumento é fundamental não só para a divulgação das informações, mas também para o seu compartilhamento com outros órgãos e entidades interessados em utilizá-las no âmbito das suas atribuições.

O Órgão Ambiental Gerenciador pode utilizar o Cadastro de Áreas Contaminadas como um instrumento de avaliação ampla do GAC em todo o seu território de atuação, por meio da atualização, consolidação e interpretação periódica das informações cadastradas.

A partir dessa avaliação, é possível identificar a necessidade de priorizar certas Atividades Potencialmente Geradoras de Áreas Contaminadas para iniciarem o GAC ou propor ações de revitalização em regiões que se mostram prioritárias.

## 3. Declaração de Informação Voluntária

Por meio da Declaração de Informação Voluntária, o responsável legal é incentivado a informar ao Órgão Ambiental Gerenciador sobre a ocorrência de indícios de contaminação, contaminação dos compartimentos do meio ambiente, riscos inaceitáveis ou danos aos bens a proteger gerado em atividade potencialmente geradora de área contaminada.

Quando feita uma Declaração de Informação Voluntária, fruto, por exemplo, da realização da Avaliação Preliminar e Investigação Confirmatória independente de notificação da CETESB, este fato pode ser tratado como uma circunstância atenuante, pois demonstra uma atitude no sentido de solucionar questões atinentes à contaminação da área.

## 4. Licenciamento e fiscalização

O instrumento de licenciamento ambiental contribui para que determinadas áreas iniciem o procedimento de GAC, pois, conforme o artigo 97 do Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013), o licenciamento de empreendimentos em áreas que anteriormente abrigaram atividades com potencial de contaminação, ou suspeitas de estarem contaminadas, deverá ser precedido de estudo de passivo ambiental (avaliação preliminar e, se necessário, investigação confirmatória), submetido previamente ao órgão ambiental competente.

Outra importante função desse instrumento é contribuir para que o responsável legal, nos casos de ampliação da atividade, seja demandado a dar prosseguimento na realização das etapas do GAC. Isso porque, conforme o artigo 98 do Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013), a obtenção de Licença de Instalação para ampliação de atividades implantadas em áreas classificadas como Área Suspeita de Contaminação (AS), Área Contaminada sob Investigação (ACI) ou Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRi), estará condicionada ao equacionamento das pendências ambientais ou à aprovação do Plano de Intervenção.

Os procedimentos de licenciamento e fiscalização também possuem caráter preventivo, tendo a função de evitar o surgimento de Áreas Contaminadas (AC).

A fiscalização feita pelo Órgão Ambiental Gerenciador para emitir, acompanhar e renovar uma licença ambiental de atividades instaladas em áreas contaminadas, incorpora o acompanhamento da realização das etapas do GAC, sendo importante para atestar o adequado cumprimento do procedimento de gerenciamento. Quando ações de fiscalização ocorrem em áreas classificadas como AP, elas podem vir a indicar a necessidade de iniciar o procedimento de GAC, se forem identificados, durante a inspeção, indícios de contaminação.

### 5. Plano de Desativação do Empreendimento

O Plano de Desativação do Empreendimento é uma diretriz que visa evitar riscos, danos e impactos ambientais durante a fase de desativação, pois tem o intuito de indicar as ações para destinar adequadamente os resíduos, máquinas e equipamentos, assim como os materiais de demolição eventualmente gerados durante a desativação.

Além disso, o plano de desativação prevê uma avaliação da situação ambiental da área em termos de contaminação, cujo objetivo é identificar eventuais passivos ambientais que possam ter sido deixados durante o período de desenvolvimento da atividade, caso esta seja potencialmente geradora de áreas contaminadas. Se, nessa ação, for identificada uma Área Contaminada, as etapas do GAC têm continuidade, sendo a atividade dada como encerrada no Órgão Ambiental Gerenciador somente após a emissão do Termo de Reabilitação.

### 6. Plano Diretor e Legislação de Uso e Ocupação do Solo

O Plano Diretor municipal e a Legislação de Uso e Ocupação do Solo municipal, estadual ou federal são instrumentos fundamentais para a implementação do GAC, na definição do “Uso Declarado” durante a elaboração do plano de intervenção.

Devido o município ser o ente federativo competente para aprovar a demolição e construção de novas edificações, e emissão de “habite-se”, sua atuação é fundamental para que a reutilização de áreas contaminadas seja feita de maneira planejada, sem riscos aos trabalhadores de obras e futuros ocupantes.

Por isso, é necessário que os municípios tenham, em suas bases de dados, relacionadas aos lotes administrativos dos imóveis, as informações do Cadastro de Áreas Contaminadas estadual ou, se houver, municipal. Constando a informação no lote administrativo dos imóveis de que se trata de área classificada como Área com Potencial de Contaminação (AP) ou uma Área Contaminada, a aprovação de demolições, novos usos e edificações, dependerá da realização das etapas do GAC.

### 7. Plano de Intervenção

O Plano de Intervenção (conforme o Decreto Estadual 59.263/2013) (São Paulo, 2013) ou o Plano de Remediação (conforme a Lei Estadual 13.577/2009) (São Paulo, 2009) é um dos instrumentos centrais do GAC, utilizado para planejar as intervenções a serem adotadas na área contaminada para redução ou eliminação dos riscos ou minimização dos danos aos bens a proteger, viabilizando, assim, o “Uso Declarado”.

### 8. Incentivos fiscais, tributários e creditícios

Os incentivos fiscais, tributários e creditícios podem ser utilizados como incentivos para reutilização das áreas contaminadas, assim como para a revitalização de regiões degradadas, conforme exemplo dos Programas “*Brownfields*” desenvolvidos nos Estados Unidos da América.

## 9. Garantias bancárias

As garantias bancárias são mecanismos que visam assegurar a implementação do plano de intervenção para Áreas Contaminadas com Risco Confirmado (ACRi) aprovado pela CETESB, com base nos artigos 45 e 46 do Decreto Estadual 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

A concepção desse mecanismo busca garantir que não faltem recursos financeiros para executar um Plano de Intervenção aprovado pelo Órgão Ambiental Gerenciador, seja pela má gestão dos recursos financeiros inicialmente disponíveis, devido ao subdimensionamento das medidas de intervenção, ou outra situação.

## 10. Seguro ambiental

O seguro ambiental é uma das medidas que visam garantir a implementação do plano de intervenção para Áreas Contaminadas com Risco Confirmado (ACRi) aprovado pela CETESB, com base nos artigos 45 e 46 do Decreto Estadual 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

A concepção dessa medida busca disponibilizar uma fonte alternativa de recursos financeiros para a execução de um Plano de Intervenção aprovado pelo Órgão Ambiental Gerenciador, devido a uma situação inesperada que cause aumento nos custos, inerente ao risco de insucesso na execução do Plano de Intervenção.

## 11. Auditorias ambientais

O Órgão Ambiental Gerenciador pode realizar auditoria ambiental em parte dos casos de GAC ou do Procedimento de Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas, para verificar a adequação das ações realizadas pelo responsável legal e pelo responsável técnico, além de testar os próprios procedimentos.

## 12. Critérios de qualidade para solo e águas subterrâneas

Os critérios de qualidade utilizados no GAC ou no Procedimento de Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas são os Valores Orientadores, descritos na **Seção 16.2**.

Atualmente, no GAC, além dos critérios de qualidade para o Solo e Águas Subterrâneas, é uma tendência a definição de critérios de qualidade para ar do solo e ar ambiente das edificações e espaços confinados.

## 13. Compensação ambiental

A compensação ambiental é um instrumento financeiro que busca arrecadar recursos ao Fundo Estadual de Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas (FEPRAC), conforme os artigos 68 e 69 do Decreto 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

Seu recolhimento ao FEPRAC precisa ser feito no licenciamento ambiental de empreendimento cuja atividade seja potencialmente passível de gerar área contaminada, conforme Resolução SMA nº 10/2017 (São Paulo, 2017).

As diretrizes de cobrança e definições de valores da compensação ambiental cabem à CETESB, conforme §§ 2º, 3º e 4º do artigo 69 do Decreto Estadual nº 59.263/2013 (São Paulo, 2013).

## 14. Fundos financeiros

Informações sobre o FEPRAC podem ser consultadas na **Seção 16.3**.

## 15. Educação ambiental

Informações sobre o instrumento Educação Ambiental podem ser consultadas na **Seção 16.4**.

### Referências

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 119, n. 127, p. 1-3, 9 jul. 2009. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/156934. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Retificação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no DOE, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/170437. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 10, de 8 de fevereiro de 2017*. Dispõe sobre a definição das atividades potencialmente geradoras de áreas contaminadas.* **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 127, n. 28, p. 43, 10 fev. 2017. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/legislacao/sites/262/2022/07/2017resolucao_sma_010_2017-1.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 16.2: Valores Orientadores

Os Valores Orientadores, como o próprio nome indica, são utilizados para orientar certas tomadas de decisão durante a aplicação do Procedimento de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC) e do Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas.

Os Valores Orientadores foram definidos inicialmente no estado de São Paulo pela CETESB, em 2001. O resultado desse trabalho e a metodologia adotada podem ser consultados no Relatório de Estabelecimento dos Valores Orientadores (CETESB, 2001).

Tendo em vista que, ao longo do tempo, novas substâncias químicas de interesse são identificadas, denominadas de contaminantes emergentes, e os valores toxicológicos e de exposição são constantemente atualizados devido à evolução das pesquisas científicas, os valores orientadores sofrem atualizações constantes, publicadas pela CETESB por meio de Decisão de Diretoria.

A Decisão de Diretoria da CETESB com a lista de valores orientadores atualizada pode ser consultada no site da CETESB. No momento da publicação da 3ª edição do *Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas*, os valores orientadores vigentes no estado de São Paulo estão listados na Decisão de Diretoria nº 125/2021/E (CETESB, 2021).

A metodologia utilizada pela CETESB para o estabelecimento dos Valores Orientadores no estado de São Paulo foi também utilizada para a definição dos valores orientadores da Resolução CONAMA nº 420/2009, a nível federal (Brasil, 2009).

Existem os seguintes tipos de Valores Orientadores:

- ✓ Valores de Referência de Qualidade (VRQ);
- ✓ Valores de Prevenção (VP);
- ✓ Valores de Intervenção – VI (CETESB) ou Valores de Investigação – VI (CONAMA).

Os Valores de Referência de Qualidade orientam a execução dos procedimentos de prevenção da contaminação do solo, sendo utilizados como parâmetro de solo que apresenta qualidade natural.

Os Valores de Prevenção orientam a execução dos procedimentos de prevenção da contaminação do solo, sendo utilizados como parâmetro de solo que apresenta alteração na qualidade natural, abaixo do qual estão disponíveis todas as funções do solo.

Os Valores de Intervenção são definidos como a concentração de determinada substância no solo e na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais diretos e indiretos à saúde humana, considerando um cenário de exposição genérico. Para a água subterrânea, o estado de São Paulo utiliza, como Valor de Intervenção, os padrões de potabilidade da água, pois o cenário genérico considera a ingestão de água para consumo humano.

Conforme a **Seção 1.13**, a interpretação dos resultados obtidos durante a execução do Monitoramento Preventivo tem como base, no estado de São Paulo, os Valores de Referência de Qualidade, os Valores de Prevenção e os Valores de Intervenção estabelecidos pela CETESB. Para os estados que não os tenham definido, são utilizados os Valores Orientadores da Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009).

Ultrapassados os Valores de Prevenção durante o desenvolvimento de Atividade Potencialmente Geradora de Área Contaminada, ou outras atividades que realizem o tratamento ou a utilização de resíduos, efluentes ou produtos no solo, será necessário que o responsável legal revise as práticas em vigor e adote as medidas para manter as concentrações abaixo dos Valores de Intervenção.

Caso sejam detectadas concentrações acima dos Valores de Intervenção durante a realização do Monitoramento Preventivo, a área será classificada como Área Contaminada sob Investigação (ACI), ficando sujeita ao cumprimento das ações de GAC previstas no **Capítulo 7** e no **Capítulo 8**, ou seja, a realização de Investigação Detalhada e Avaliação de Risco.

Durante o procedimento de GAC, os Valores de Intervenção podem ser uma referência de qualidade em diversos momentos, no entanto, são mais utilizados na etapa de Investigação Confirmatória, para classificar uma determinada área como ACI, indicando a necessidade de continuidade das etapas do procedimento de GAC.

## Referências

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

CETESB. **Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo**. Elaboração técnica Claudio Luiz Dias *et al*. São Paulo: CETESB, 2001. 232 p. (Série Relatórios Ambientais). Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2020/12/2001-Relato%CC%81rio-de-Estabelecimento-de-Valores-Orientadores-para-Solos-e-A%CC%81guas-Subterra%CC%82neas-no-Estado-de-Sa%CC%83o-Paulo.pdf. Acesso em: maio 2025.

CETESB. Decisão de Diretoria nº 125/2021/E, de 09 de dezembro de 2021. Dispõe sobre a aprovação da atualização da lista de valores orientadores para solo e água subterrânea. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 131, n. 240, p. 60, 17 dez. 2021. Republicação do DOE, p. 93-94, 14/12/2021**.** Disponível em: https://www.imprensaoficial.com.br/Certificacao/Certificador.aspx?caderno=Executivo%20I&link=/2021/executivo%20secao%20i/dezembro/17/pag_0060_466172f81e03b271f23725bfd3975278.pdf. Acesso em: maio 2025.

# Seção 16.3: Fundo Estadual para Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas – FEPRAC

O Fundo Estadual para Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas (FEPRAC), criado pela Lei Estadual nº 13.577, de 8 de julho de 2009 (São Paulo, 2009), vincula-se à Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística, Gabinete do Secretário, destinando-se à proteção do solo e das águas subterrâneas contra alterações prejudiciais às suas funções, bem como à identificação e reabilitação de áreas contaminadas no estado de São Paulo.

Sua regulamentação se deu por meio do Decreto Estadual nº 59.263, de 5 de junho de 2013 (São Paulo, 2013), trazendo detalhes sobre a estrutura e funcionamento do FEPRAC, conforme disposto no Capítulo V – Dos Instrumentos Econômicos.

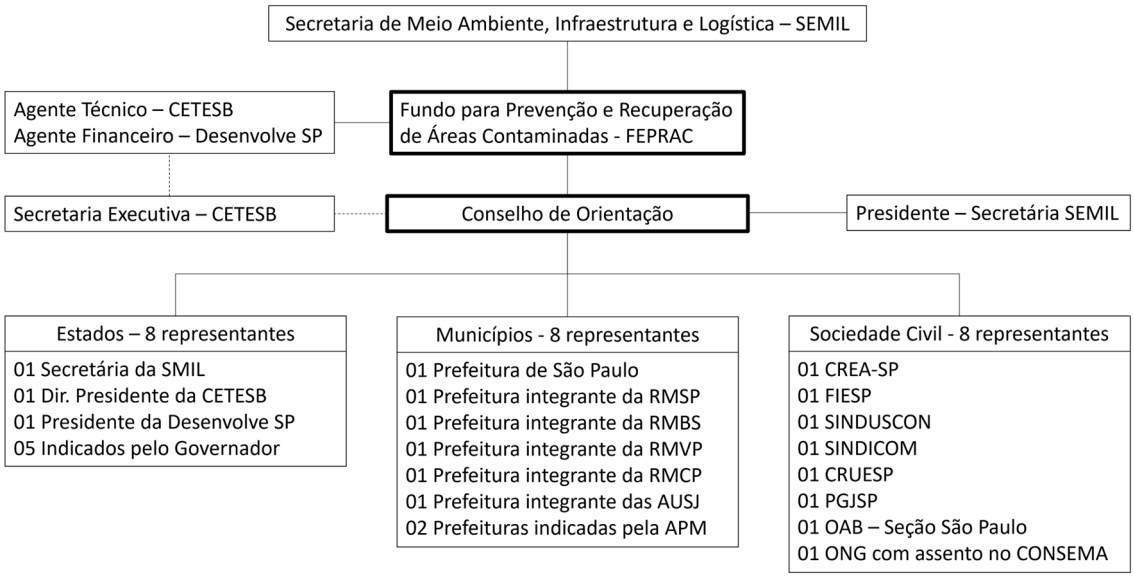
A estrutura do FEPRAC compreende um Conselho de Orientação com 24 membros, presidido pelo Secretário de Infraestrutura e Meio Ambiente, uma Secretaria Executiva e agente técnico, com funções exercidas pela CETESB e um agente financeiro, com funções exercidas pela Desenvolve SP.

As obrigações da CETESB como agente técnico e da Desenvolve SP como Agente Financeiro foram formalizadas por meio de um Contrato de Prestação de Serviços de Administração e Gestão dos Recursos do Fundo Estadual para Prevenção e Remediação de Áreas Contaminadas, assinado em 20 de dezembro de 2022.

A operacionalização do fundo se tornou possível com a aprovação do seu Regimento Interno, em 25 de agosto de 2020, durante a segunda reunião do Conselho de Orientação. Esse documento é essencial para o funcionamento formal do FEPRAC, pois trata, em nível operacional, da organização, composição, competências, atribuições e detalhes sobre as reuniões do Conselho de Orientação.

A **Figura 16.3-1** ilustra a estrutura geral do FEPRAC.

**Figura 16.3-1 – Estrutura Geral do FEPRAC**




Fonte: Elaboração própria (CETESB, 2017)

Em linhas gerais, o funcionamento do FEPRAC se dá com a elaboração de um Plano de Aplicação de Recursos pela Secretaria Executiva, tendo como base o montante de recursos do fundo disponível em caixa e as demandas de financiamento encaminhadas pelos tomadores interessados.

Este Plano de Aplicação é submetido ao conselho de orientação, e se aprovado, permite a análise dos projetos nele previstos pelos agentes técnico e financeiro, ou seja, a CETESB e a Desenvolve SP.

Aprovados os projetos e o modelos de financiamento, estes são executados e também acompanhados pelos agentes técnicos e financeiros, que podem liberar os recursos em parcelas, conforme ocorrer a execução das etapas do projeto e a entrega de relatórios parciais.

Informações adicionais sobre o Conselho de Orientação, frequência de reuniões, atribuições da Secretaria Executiva, agentes técnico e financeiro podem ser consultadas no Regimento Interno do FEPRAC e na página do FEPRAC no site da CETESB.

## Referências

SÃO PAULO (Estado). Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas. **Diário Oficial [do] Estado de São Paulo**: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 119, n. 127, p. 1-3, 9 jul. 2009. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/156934. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto nº 59.263, de 5 de junho de 2013**. Regulamenta a Lei nº 13.577, de 8 de julho de 2009, que dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá providências correlatas. São Paulo: Governo do Estado, 2013. Retificação posterior. Publicado originalmente no Diário Oficial [do] Estado de São Paulo: seção 1: Poder Executivo, São Paulo, v. 123, n. 104, p. 3-6, 6 jun. 2013. Retificado no DOE, v. 123, n. 139, p. 11, 27 jul. 2013. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/norma/170437. Acesso em: maio 2025.

# Seção 16.4: Educação Ambiental

**Sumário**

1. Apresentação ..... 1
2. O contexto de um programa e sua relação com a educação ambiental e a comunicação social ..... 1
3. O conteúdo (roteiro mínimo) de um Programa de Educação Ambiental e Comunicação Social ..... 2
4. A educação ambiental como estratégia para o gerenciamento de áreas contaminadas ..... 3
Referências ..... 4

## 1. Apresentação

O gerenciamento eficaz de áreas contaminadas demanda estratégias multidisciplinares, nas quais a educação ambiental e a comunicação social desempenham um papel fundamental. Conforme destacado por Rosa *et al.* (2015), a implementação de um programa dedicado a essas áreas é crucial para traduzir o complexo universo técnico da gestão ambiental em linguagem acessível às comunidades locais.

Ao contextualizar as estratégias de gerenciamento, esses programas devem considerar as percepções e as necessidades específicas dos indivíduos e grupos que vivem nas proximidades de áreas contaminadas. A Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009), por exemplo, enfatiza a importância de garantir a informação e a participação da população nas decisões relacionadas a essas áreas.

A divulgação social, preconizada por Kisil (2020), é um passo essencial para construir a confiança e a colaboração entre os gestores ambientais e as comunidades. É imprescindível que a população seja informada de forma clara e transparente sobre os riscos associados à contaminação, as medidas de remediação em curso e os resultados obtidos. A interação com as comunidades locais, além de ser um imperativo legal, contribui para:

- ✓ Diminuir o desconhecimento: Ao fornecer informações precisas e atualizadas, os programas de educação ambiental podem desmistificar conceitos e reduzir a ansiedade da população.
- ✓ Fortalecer o senso de pertencimento: Ao envolver as comunidades nos processos de tomada de decisão, é possível promover a sensação de que elas são parte da solução.

  Construir relações de confiança: A comunicação transparente e a participação ativa da comunidade são elementos-chave para estabelecer relações de confiança entre os gestores ambientais e a população.

## 2. O contexto de um programa e sua relação com a educação ambiental e a comunicação social

Um programa, segundo Minayo (1994), é uma iniciativa institucional composta por um conjunto de projetos interligados, com objetivos claros, metas mensuráveis e um planejamento estratégico que inclui diretrizes, estratégias e indicadores de desempenho. Essa estrutura permite acompanhar o progresso e avaliar a eficácia das ações implementadas.

A implementação de um programa, como aponta Kisil (2020), envolve a construção de redes de colaboração entre diferentes atores sociais, como organizações, indivíduos e

instituições públicas ou privadas. Essas parcerias são fundamentais para mobilizar recursos diversos, compartilhar conhecimentos e experiências, e garantir a sustentabilidade das iniciativas.

As parcerias, segundo Rosa et al. (2015), são relações de cooperação que se estabelecem entre as partes interessadas em um programa, com o objetivo comum de alcançar resultados específicos. Essa união de esforços permite otimizar recursos, ampliar o alcance das ações e fortalecer a legitimidade das iniciativas.

A Política Nacional de Educação Ambiental (PNEA), instituída em 1999 (BRASIL, 1999), estabelece princípios fundamentais que norteiam a educação ambiental no Brasil. Esses princípios visam promover uma compreensão integrada e holística do meio ambiente, fomentando a participação ativa da sociedade na construção de um futuro mais sustentável. Para isso, ela se baseia em princípios fundamentais e objetivos claros. Resumindo, a educação ambiental é um processo contínuo que visa formar cidadãos conscientes, críticos e participativos, promovendo a compreensão da complexidade do meio ambiente e a importância da interação entre os seres humanos e a natureza.

O gerenciamento eficaz de áreas contaminadas exige um planejamento cuidadoso e a implementação de estratégias de comunicação e participação social. Segundo Rosa et al. (2015), um programa ambiental completo deve incluir um diagnóstico detalhado da comunidade local, identificando seus principais atributos socioeconômicos, lideranças e meios de comunicação.

Esse diagnóstico é fundamental para a elaboração de um plano de comunicação eficaz, que, conforme São Paulo (2013), deve garantir canais de comunicação permanentes e acessíveis à população. A divulgação de informações claras e atualizadas sobre o processo de gerenciamento da área contaminada é essencial para promover a transparência e a confiança.

A participação pública, por sua vez, é um pilar fundamental para o sucesso de qualquer iniciativa ambiental. O acesso à informação e à justiça são direitos fundamentais que garantem a possibilidade de participação efetiva da comunidade nas decisões que a afetam. Conforme Kisil (2020), a publicidade, a informação adequada e os procedimentos transparentes são elementos-chave para a construção de um processo decisório mais democrático e inclusivo.

A comunicação social, nesse contexto, desempenha um papel crucial ao estabelecer um canal de diálogo contínuo entre os gestores ambientais e a comunidade local. Ao fornecer informações claras e objetivas sobre os riscos, as medidas de remediação e os resultados alcançados, a comunicação social contribui para a construção de uma relação de confiança e colaboração.

É importante destacar que o programa de comunicação social está intimamente ligado ao programa de educação ambiental. Ambos os programas visam promover a conscientização ambiental, o empoderamento da comunidade e a participação ativa na gestão dos recursos naturais.

## 3. O conteúdo (roteiro mínimo) de um Programa de Educação Ambiental e Comunicação Social

Um programa de educação ambiental e comunicação social eficaz exige planejamento cuidadoso e a definição de critérios claros para garantir seu sucesso. Segundo Minayo (1994) e São Paulo (2005, 2013), os seguintes elementos são essenciais:

### 3.1. Diagnóstico e Justificativa:

Cenário do problema: Compreender a realidade local, identificando o público-alvo, os desafios socioambientais e as necessidades da comunidade.

Justificativa: Justificar a necessidade do programa, evidenciando os benefícios esperados para a qualidade de vida da população e o meio ambiente.

### 3.2. Objetivos e Metas:

Objetivos: Definir objetivos claros e mensuráveis, tanto gerais quanto específicos, que guiem as ações do programa.

Metas: Estabelecer metas quantitativas e qualitativas para cada objetivo, acompanhadas de prazos e indicadores de desempenho.

### 3.3. Público-alvo:

Caracterização: Identificar as características do público-alvo, considerando aspectos como idade, gênero, nível de escolaridade e interesses.

Adaptação: Elaborar materiais e atividades adequadas às características do público-alvo, utilizando linguagens e metodologias apropriadas.

### 3.4. Metodologia:

Referencial teórico: Fundamentar o programa em teorias e conceitos da educação ambiental e da comunicação social.

Métodos e técnicas: Utilizar uma variedade de métodos e técnicas participativas, como dinâmicas de grupo, debates, oficinas e estudos de meio, para promover a aprendizagem e o engajamento da comunidade.

### 3.5. Avaliação:

Processual: Realizar uma avaliação contínua do programa, monitorando o cumprimento das metas e ajustando as ações conforme necessário.

Indicadores: Utilizar indicadores quantitativos e qualitativos para medir o impacto do programa e verificar se os objetivos foram alcançados.

Relatórios: Elaborar relatórios técnicos e fotográficos para documentar as atividades e os resultados do programa.

### 3.6. Comunicação Social:

Canais de comunicação: Utilizar diversos canais de comunicação para alcançar o público-alvo, como materiais impressos, plataformas digitais e eventos comunitários.

Estratégias de divulgação: Elaborar estratégias de divulgação eficazes para garantir a visibilidade do programa e a participação da comunidade.

## 4. A educação ambiental como estratégia para o gerenciamento de áreas contaminadas

A educação ambiental é fundamental para a comunicação de risco, pois promove a transformação social, fomentando a participação da comunidade e a construção de soluções coletivas para problemas ambientais, como o Gerenciamento de Áreas Contaminadas. Ao criar novos valores e promover o diálogo, a educação ambiental facilita a compreensão e a aceitação das medidas de mitigação de riscos, fortalecendo a confiança da comunidade nas instituições e nos processos de decisão (Rosa *et al.*, 2015; Kisil, 2020).

A gestão de áreas contaminadas deve compreender as desigualdades socioambientais. Comunidades vulneráveis, frequentemente as mais expostas aos riscos, exigem ações que promovam a justiça ambiental. A educação ambiental, nesse contexto, é

fundamental para empoderar essas comunidades, fomentando a participação ativa na tomada de decisões e a construção de soluções coletivas para os problemas ambientais. Ao promover a conscientização sobre os riscos e os impactos da contaminação, a educação ambiental contribui para a redução das desigualdades e para a construção de um futuro mais justo e sustentável.

## Referências

BRASIL. **Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999**. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. Brasília, DF: Presidência da República, 1999. Publicado originalmente no DOU, 28 abr. 1999. Alterações posteriores. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9795.htm. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009.** Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

KISIL, R. **Projetos sociais em pauta**: um roteiro de construção coletiva. São Paulo: Ed. Senac São Paulo, 2020.

MINAYO, M. C. **O desafio do conhecimento**: pesquisa qualitativa em saúde. 3. ed. São Paulo: HUCITEC/ABRASCO, 1994.

ROSA, T. S. *et al.* A educação ambiental como estratégia para a redução de riscos socioambientais. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 211-230, jul.-set. 2015. Disponível em: https://www.scielo.br/j/asoc/a/KQWGSxZPbn8qSfvb9r6NzsR/?format=pdf&lang=pt. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Planejamento Ambiental Estratégico e Educação Ambiental. **Manual para elaboração, administração e avaliação de projetos socioambientais**. São Paulo: SMA/CPLEA, 2005. 32 p. Disponível em: http://www.ecoar.org.br/web/files/files/manual_para_elaboracao_administracao_e_avaliacao_de_projetos_socioambientais.pdf. Acesso em: maio 2025.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Educação Ambiental. **Roteiro para elaboração de projetos de educação ambiental**. Texto Caroline Vivian Gruber; Denise Scabin Pereira; Rachel Marmo Azzari Domenichelli. São Paulo: SMA/CEA, 2013. 42 p. Disponível em: https://smastr16.blob.core.windows.net/cea/2014/01/roteiro-proj-ea.pdf. Acesso em: maio 2025.