

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.

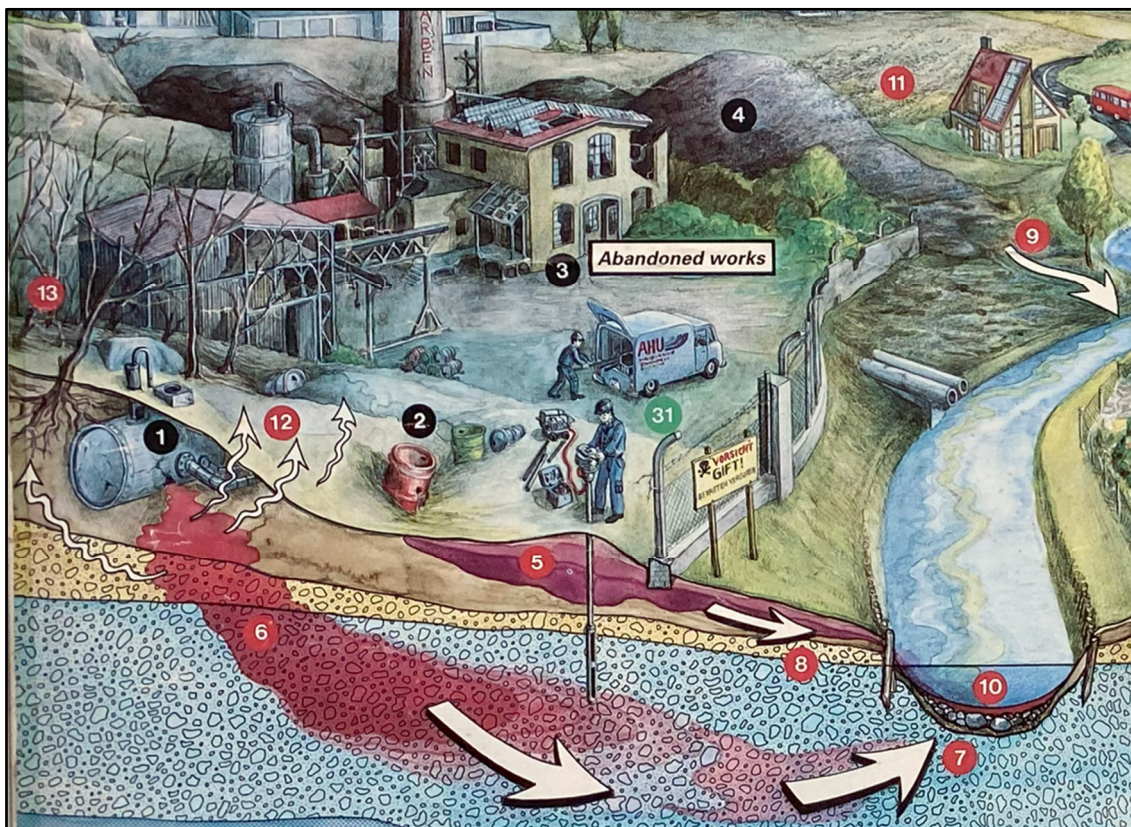
Uma fonte de contaminação difusa ou multipontual é aquela em que a liberação da substância para o compartimento do meio ambiente ocorre em uma área relativamente grande, que abrange várias propriedades, grandes propriedades, ou regiões urbanas ou rurais.

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.

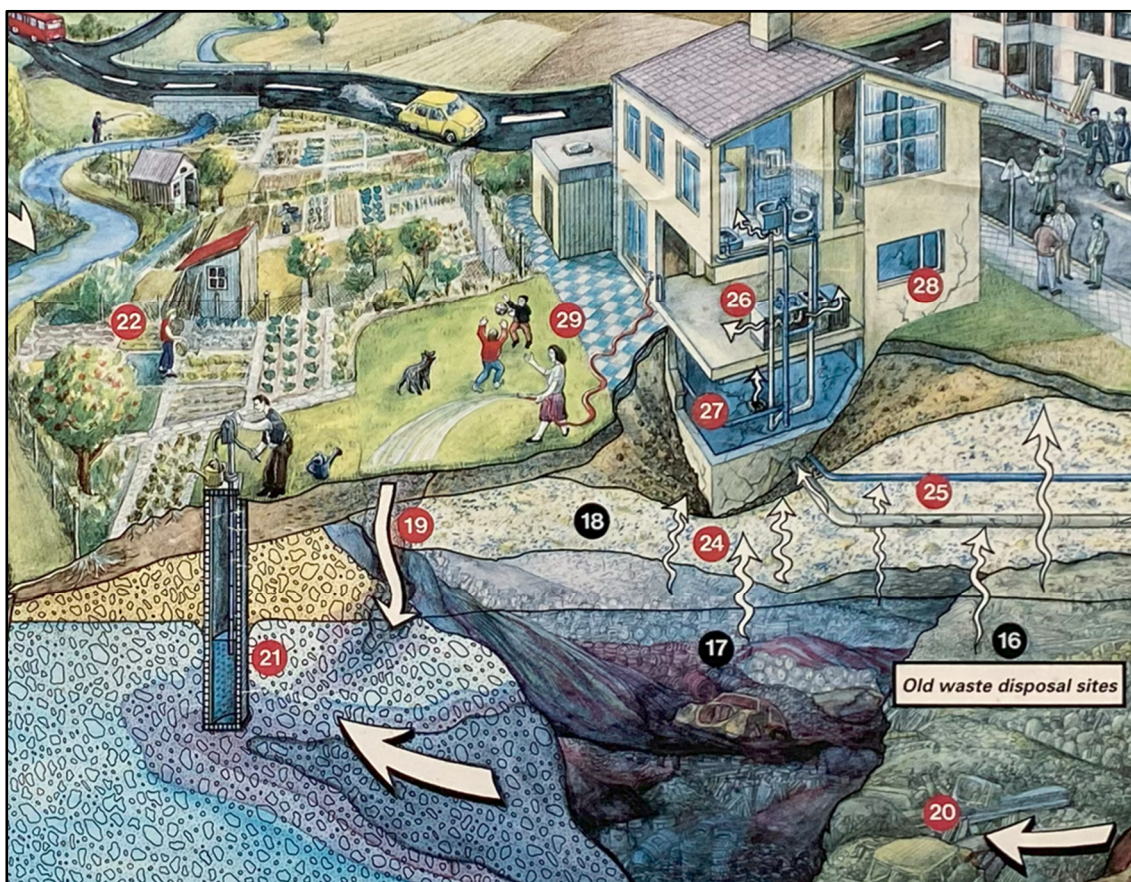
Notas:

- 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

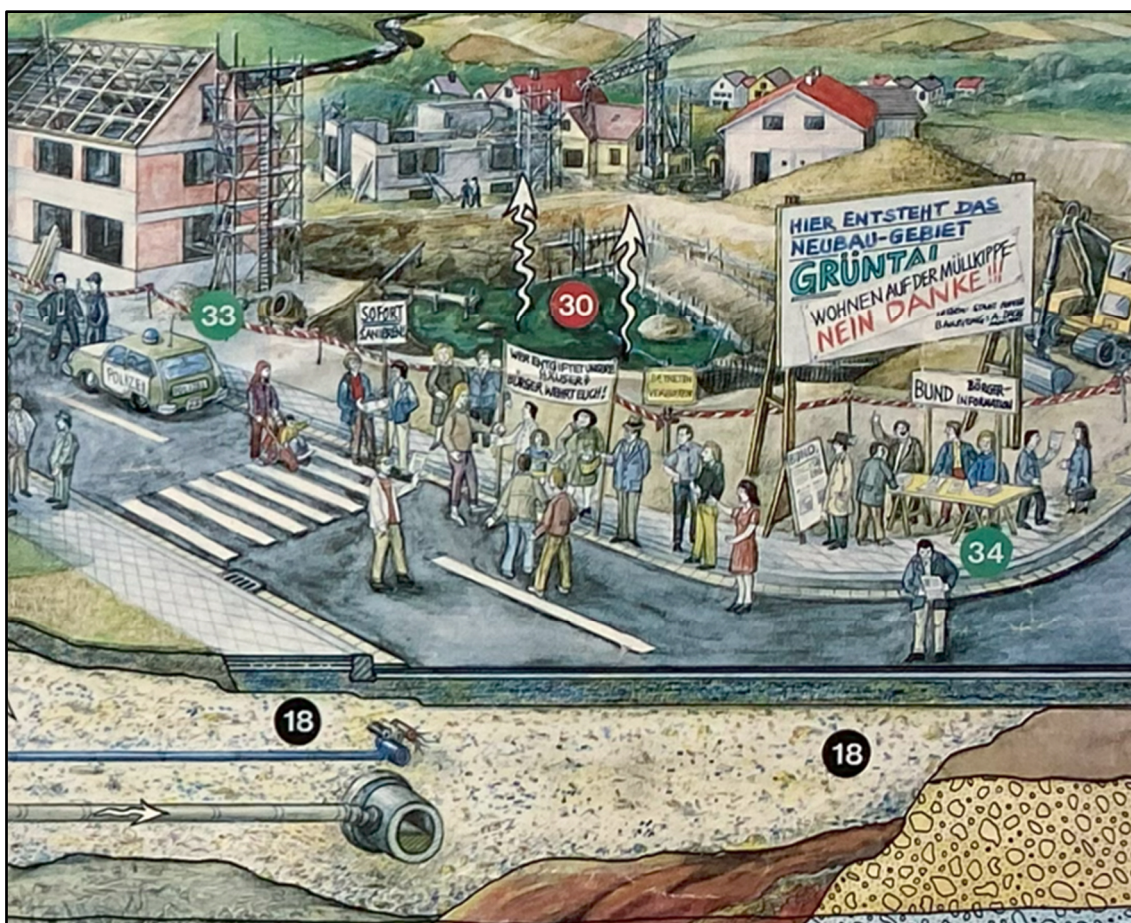
17 resíduos industriais

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, conseqüentemente, 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)

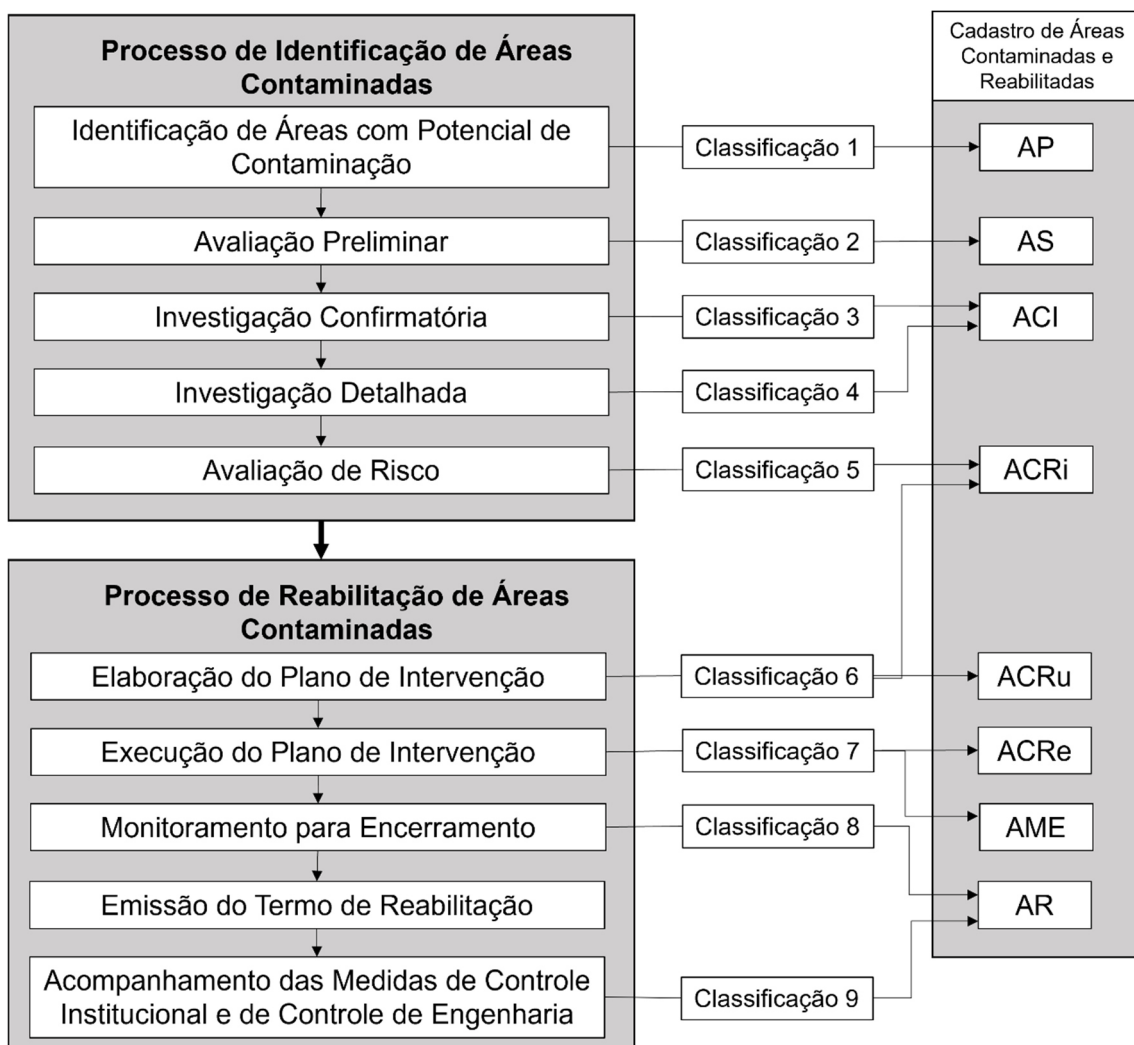
O Cadastro de Áreas Contaminadas e Reabilitadas é utilizado para dar publicidade às ações de Gerenciamento de Áreas Contaminadas na região de interesse.

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.

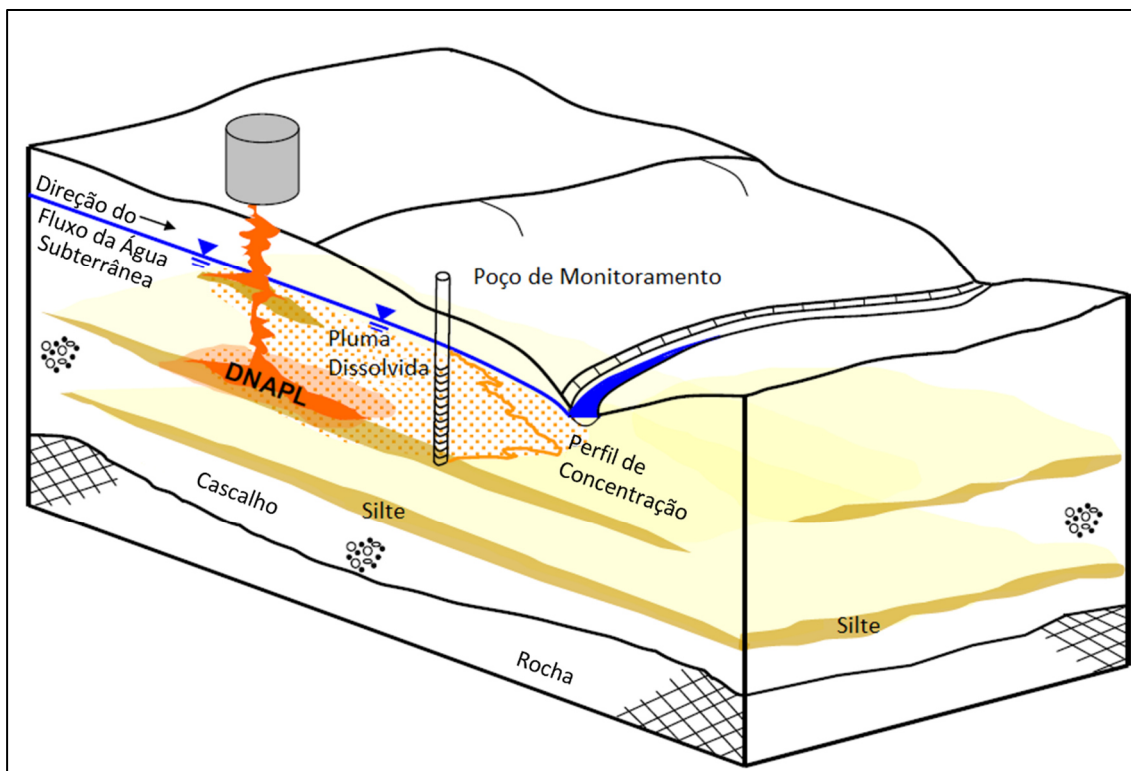
Em outro exemplo, o MCA 4, elaborado na etapa de Avaliação de Risco, busca representar, de forma geral, os riscos aos bens a proteger identificados e caracterizados.

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 SQLs 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 SQLs 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 SQLs ocorre durante a Avaliação de Risco, em que são mantidas como SQLs 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 SQLs 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 SQL.

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 für 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 nº 8.468, de 8 de setembro de 1976**. Aprova o Regulamento da Lei nº 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.

SÃO 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 nº 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

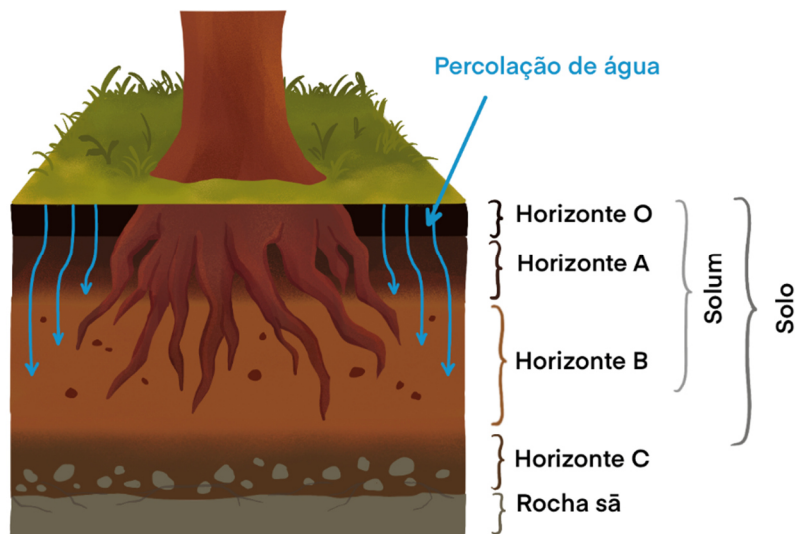
1. O meio subterrâneo	1
1.1. Propriedades físicas do solo/sedimentos	2
1.1.1. Textura	2
1.1.2. Estrutura	3
1.1.3. Permeabilidade e condutividade hidráulica	3
1.1.4. Porosidade	4
1.1.5. Densidade do solo e densidade das partículas	5
1.2. Propriedades químicas e mineralógicas dos solos/sedimentos	6
1.2.1. 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

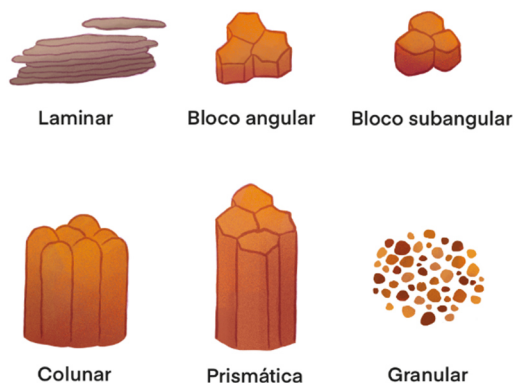
entre partículas de diferentes tamanhos. No Brasil, uma convenção para classificar o tamanho de partículas amplamente aceita foi sugerida pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1979) (<https://www.embrapa.br/solos/sibcs/propriedades-do-solo>), sendo areia grossa (0,2 - 2 mm), areia 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

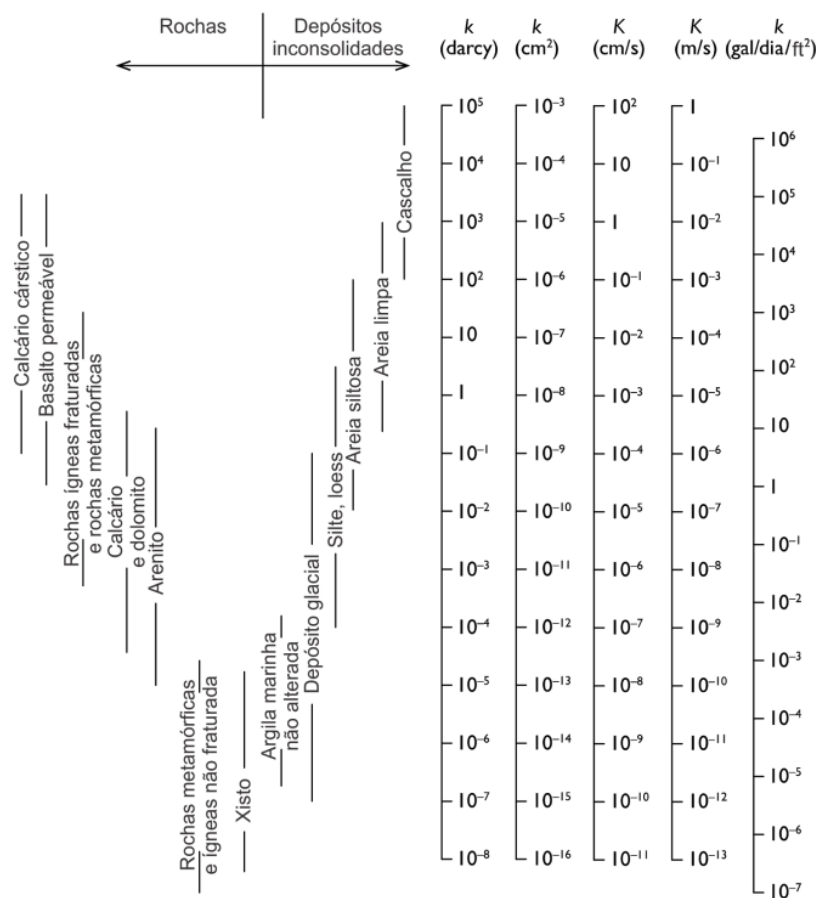
Condutividade hidráulica e permeabilidade são formas de expressar a facilidade de percolação de um fluido no meio. A condutividade hidráulica (K) é definida como a constante de proporcionalidade entre o fluxo de água subterrânea e o gradiente hidráulico do meio segundo a Lei de Darcy, a ser detalhada 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**.

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

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 **Figura 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, aquícluído 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



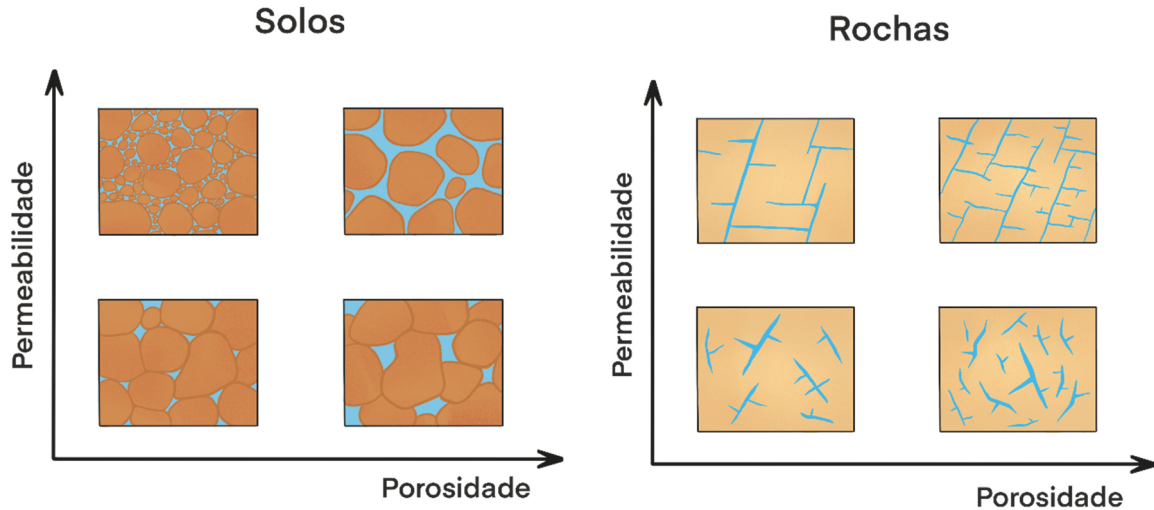
Fonte: Freeze e Cherry (1979).

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 °C (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 composição. 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 (ρ_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 O₂ e CO₂). A soma da concentração dos íons principais (Na⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, Cl⁻, HCO₃⁻, SO₄²⁻) 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 CO₂, 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, CaCO₃), 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.

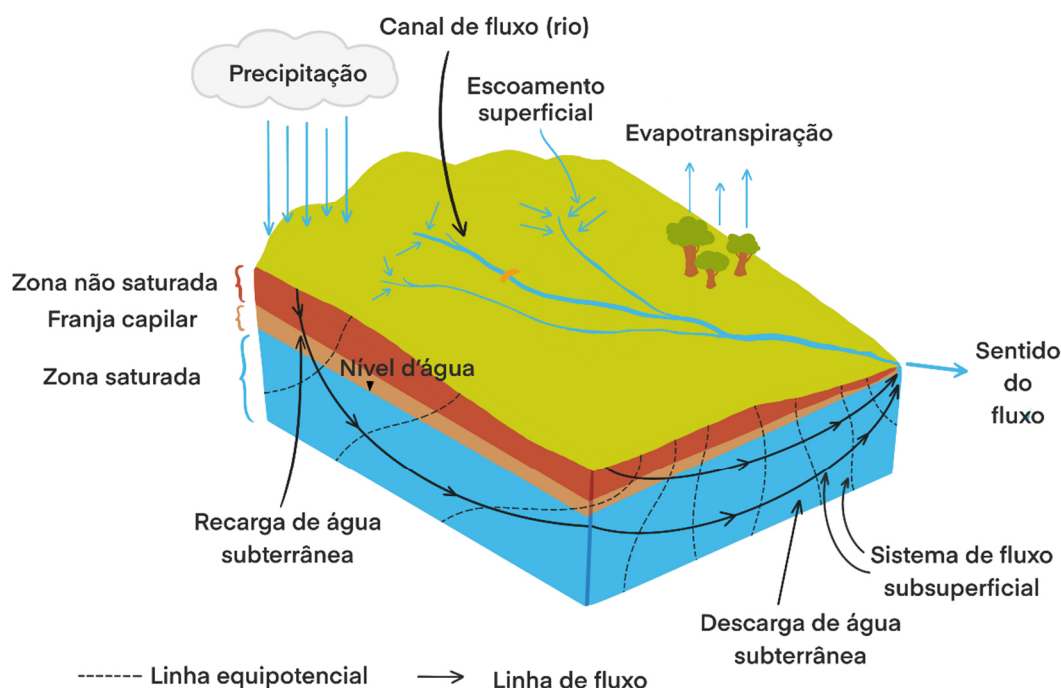
2. Distribuição e fluxo de água em subsuperfície

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.

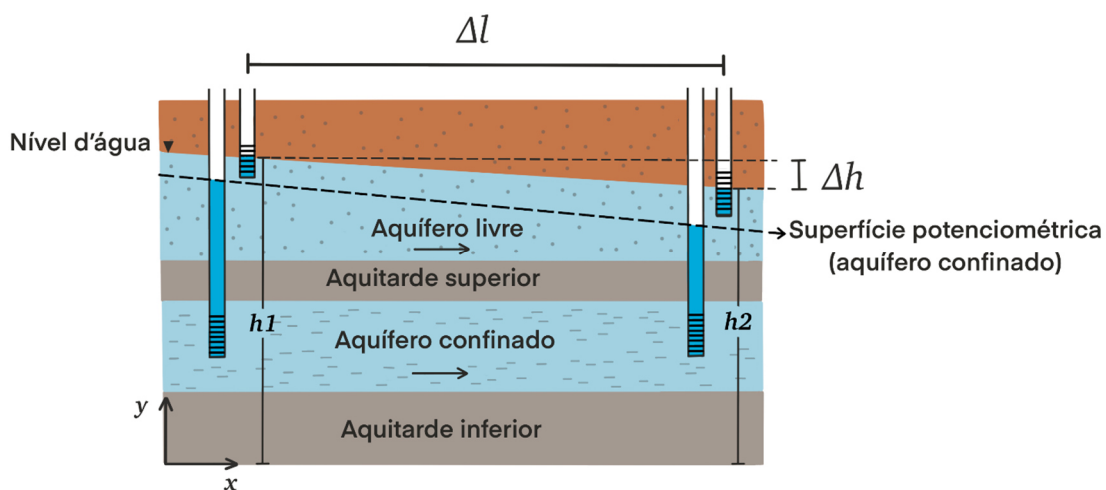
Além dos aquitardes, que permitem a acumulação de água com o transporte lento, uma camada geológica de baixa permeabilidade pode ser classificada como **aquífugo**, quando constitui um material totalmente impermeável à água, incapaz de armazenar ou transmitir água bloqueando seu fluxo; ou ainda um **aquicludo**, 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 aquícludes 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 $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$, 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.

$$q = \frac{Q}{A} = -K \frac{dh}{dl} = -K \frac{dh}{dl} = -K \cdot i \quad (4)$$

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**.

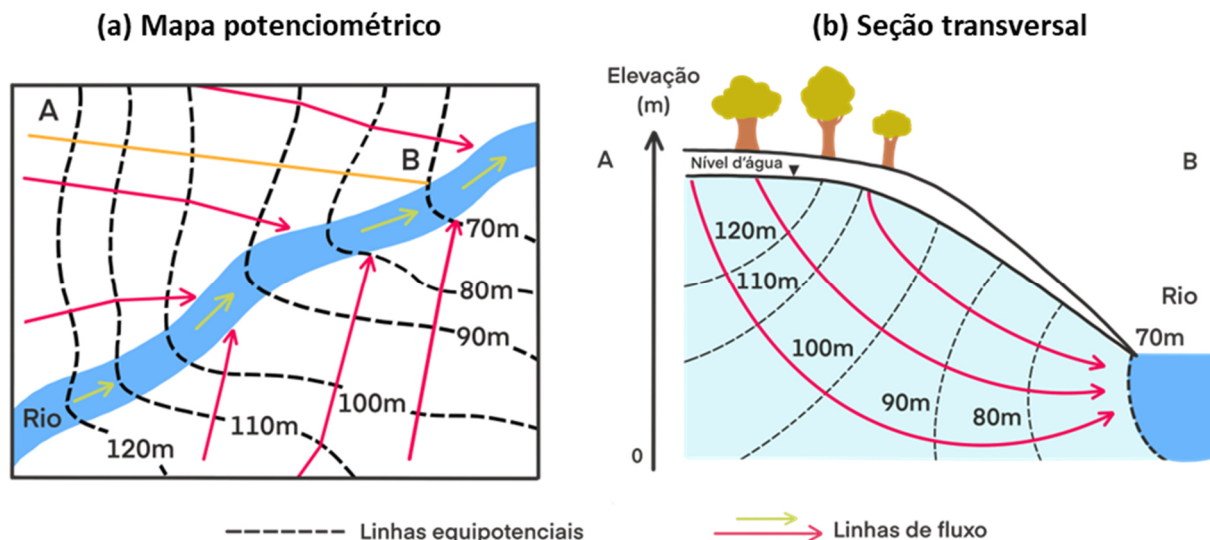
$$v = \frac{q}{n_e} \quad (5)$$

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 1.4-8**.

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:

$$\bar{v} = \frac{-K}{n_f} \frac{dh}{dl} \quad (6)$$

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: ρ_w é a densidade da água, g é a aceleração da gravidade, μ 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.

LEMONS, 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/Journal_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:

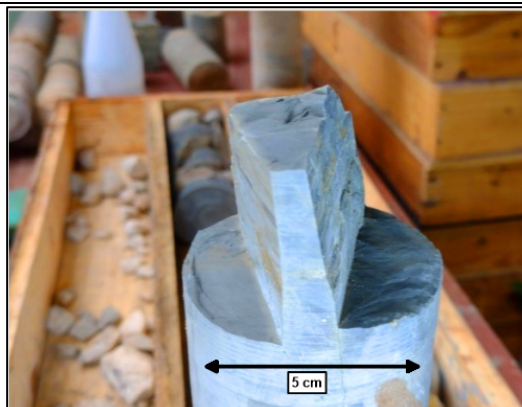
<https://repositorio.unesp.br/server/api/core/bitstreams/e426908c-a7b9-410c-bb5a-fbd1f24c7af0/content>. Acesso em: maio 2025.

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.

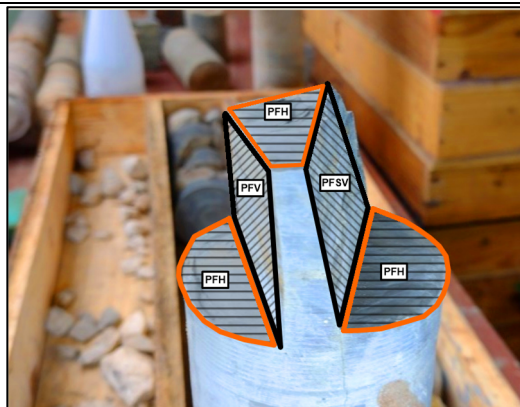
Anexo A – Exemplos de fraturas em testemunhos de rochas

Foto 1a: padrão de fraturamento em testemunho de sondagem de argilito do Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.



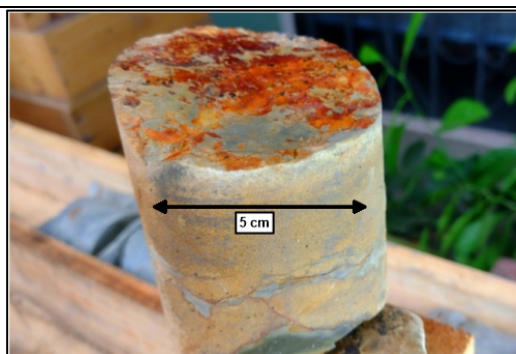
Fonte: Pedro Dib (2023).

Foto 1b: PFH (plano de fratura horizontal); PFV (plano de fratura vertical); PFSV (plano de fratura sub-vertical).



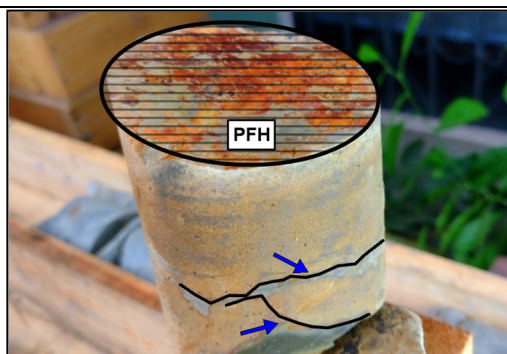
Fonte: Pedro Dib (2023).

Foto 2a: padrão de fraturamento em testemunho de sondagem com intercalações de arenitos e argilito do Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.



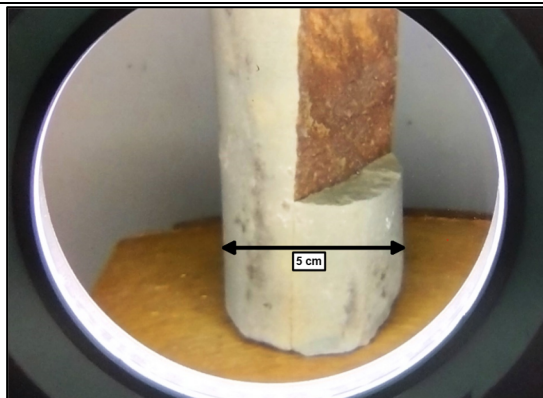
Fonte: Pedro Dib (2023).

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).



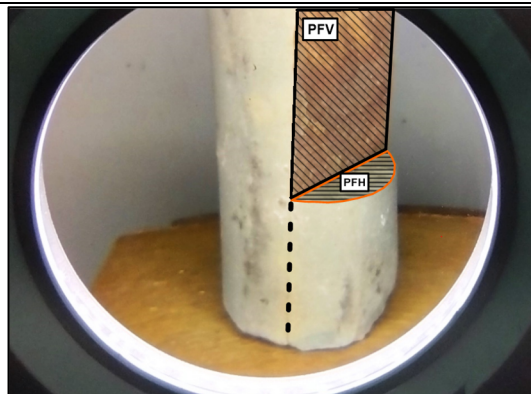
Fonte: Pedro Dib (2023).

Foto 3a: testemunho de sondagem com arenito fino do Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.



Fonte: Pedro Dib (2023).

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.



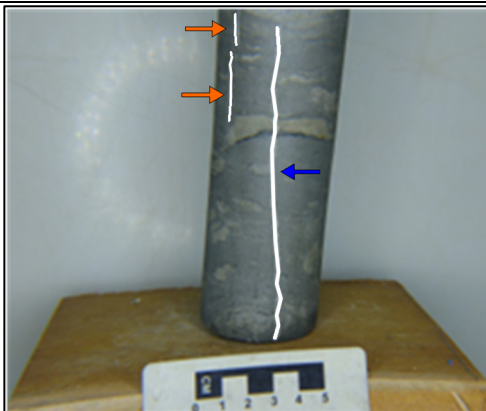
Fonte: Pedro Dib (2023).

Foto 4a: testemunho de sondagem mostrando argilito com clastos irregulares de arenito fino. Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.



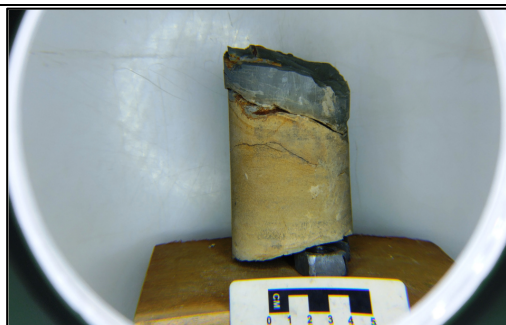
Fonte: Pedro Dib (2023).

Foto 4b: fraturas verticais descontínuas (setas laranjas) e contínua (seta azul) preenchidas por calcita.



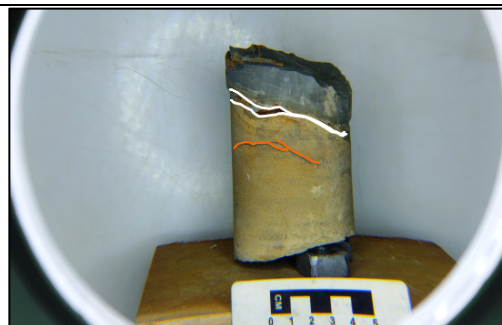
Fonte: Pedro Dib (2023).

Foto 5a: testemunho de sondagem mostrando fratura no contato entre argilito (cinza) e arenito fino (bege). Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.



Fonte: Pedro Dib (2023).

Foto 5b: Fraturas subverticais abertas (em branco) e fechadas (em laranja).



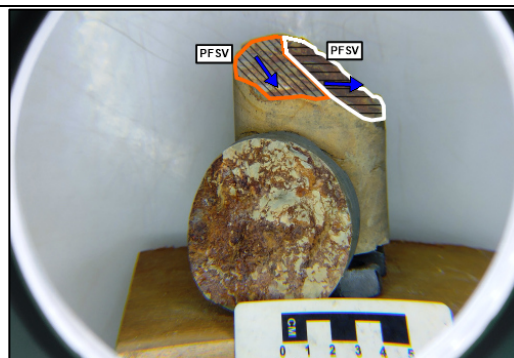
Fonte: Pedro Dib (2023).

Foto 6a: Fratura subvertical aberta com oxidação mostrando indícios de percolação de água subterrânea.



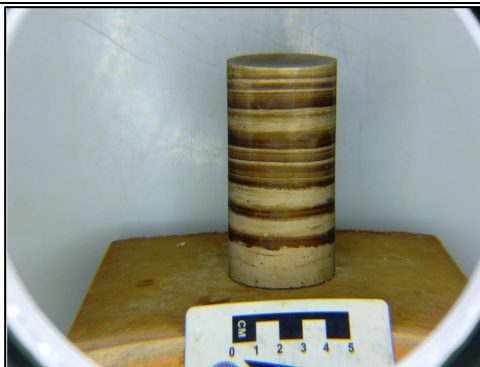
Fonte: Pedro Dib (2023).

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.



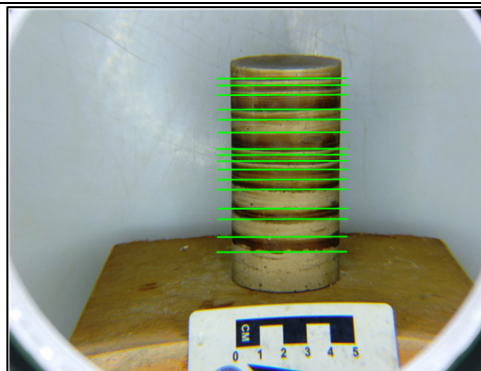
Fonte: Pedro Dib (2023).

Foto 7a: testemunho de sondagem mostrando arenito com camadas francamente horizontais. Grupo Itararé, Bacia do Paraná, era glacial neopaleozóica.



Fonte: Pedro Dib (2023).

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).

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 tetracloreto, 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.

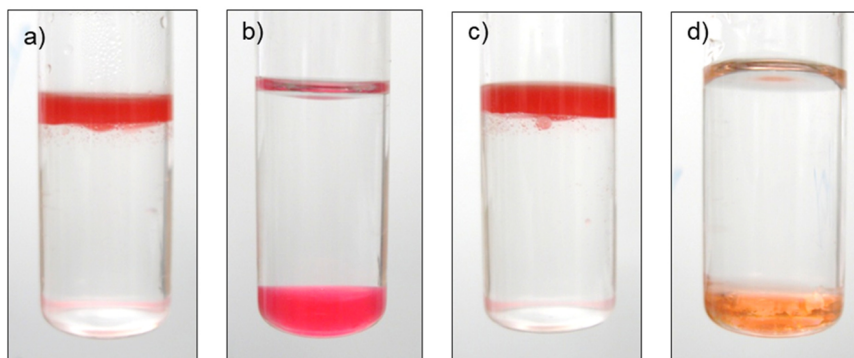
Se o volume de produto vazado for maior, o LNAPL continua avançando em direção à zona saturada. À medida que o LNAPL atinge maiores profundidades, aumenta a saturação de água e a mobilidade do LNAPL diminui devido ao compartilhamento do espaço dos poros entre os dois fluidos (diminuição da permeabilidade 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:

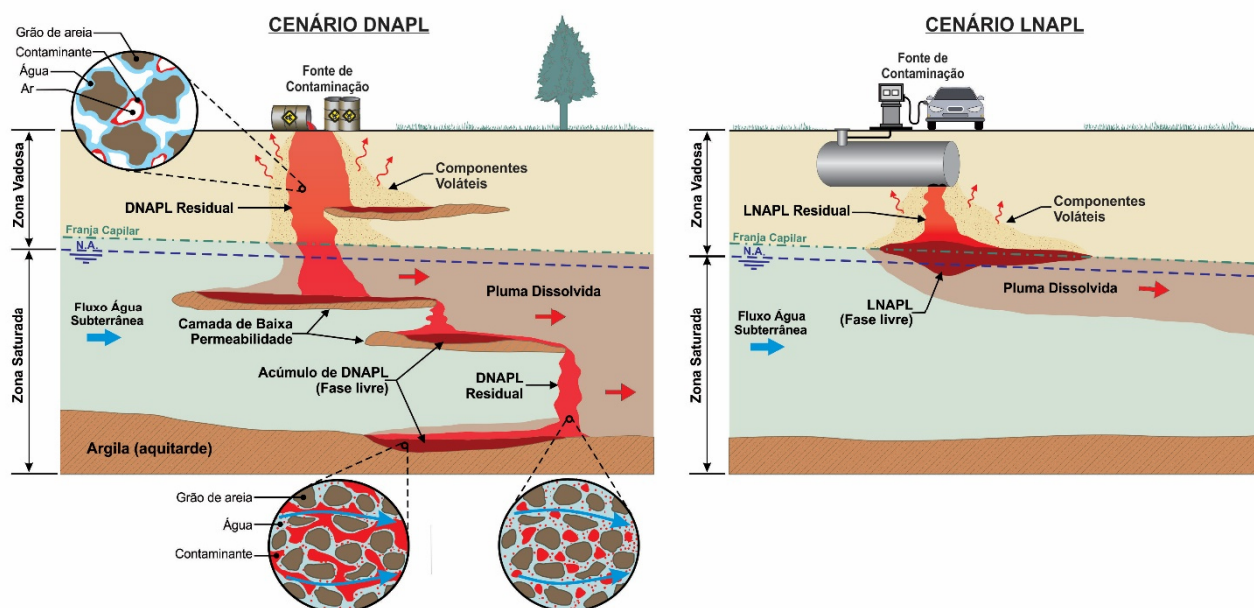
a) gasolina ($0,75 \text{ g cm}^{-3}$);

b) tricloroeteno (TCE) ($1,46 \text{ g cm}^{-3}$);

c) Gasolina + TCE - proporção 2:1 ($\approx 0,9 \text{ g cm}^{-3}$);

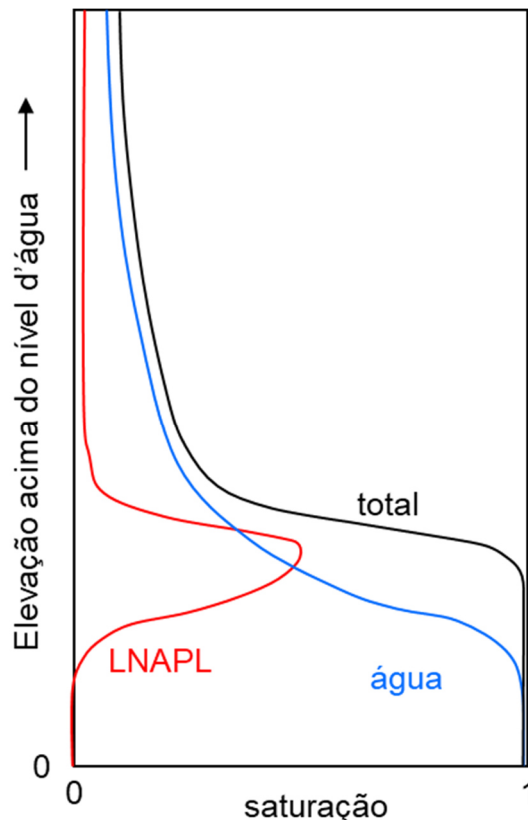
d) Gasolina + TCE - proporção 1:2 ($\approx 1,2 \text{ g cm}^{-3}$).

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 Durnivant 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 [$L^2 T^{-1}$]; α_x : dispersividade na direção x [L]; $\bar{v}_x$: velocidade média da água subterrânea na direção x [$L T^{-1}$].

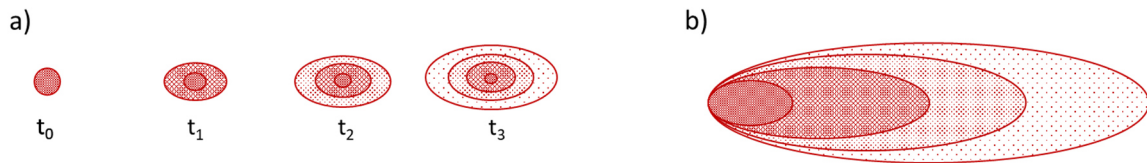
Como a dispersão hidrodinâmica é a somatória dos processos de difusão molecular e dispersão mecânica, define-se o coeficiente de dispersão hidrodinâmica como a soma do coeficiente de difusão molecular efetivo e do coeficiente de dispersão mecânica (**Equação 3**). Os processos de advecção e dispersão 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 espalham 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 [-]; ρ_b : densidade aparente do meio [$M L^{-3}$]; K_d : coeficiente de partição [$L^3 M^{-1}$]; θ : 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 λ) e transferência de massa entre fases (sorção). Assim, o transporte unidirecional de solutos pode ser expresso pela **Equação 6** abaixo:

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

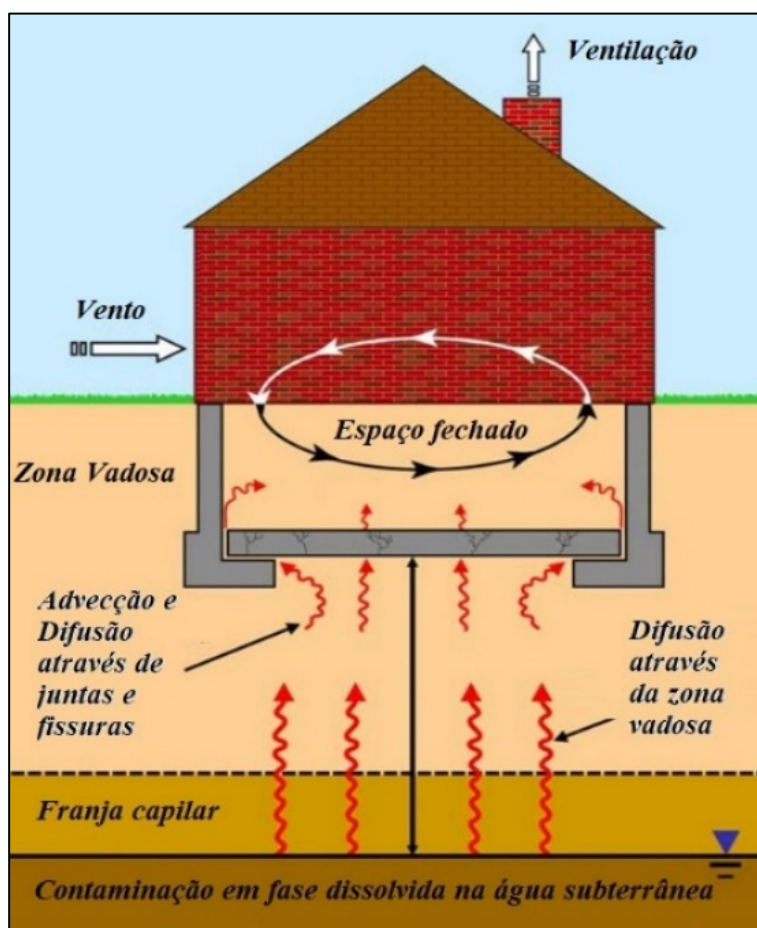
4 Transporte da fase vapor

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 m³ 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-butilico, álcool terciário-butilico, 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.

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

Onde: D^{eff} representa a difusão efetiva [$L^2 T^{-1}$]; θ_a , o conteúdo volumétrico de ar disponível no meio poroso [-]; τ , 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 [-]; θ_{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 [-]; θ_{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.

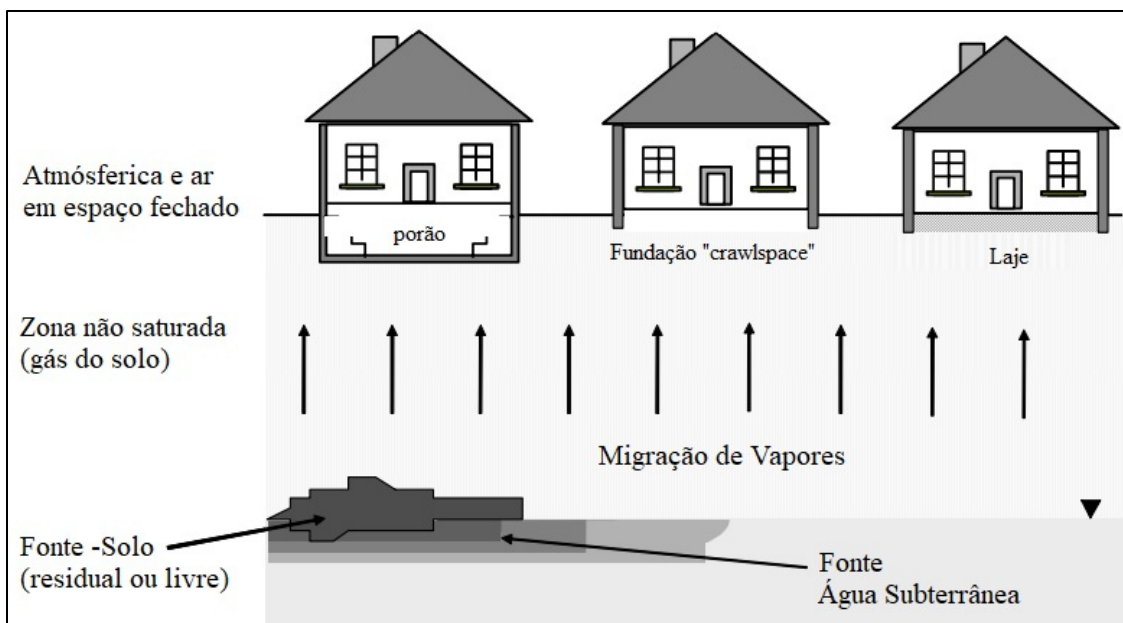
Mistura – Os vapores intrudidos podem ser misturados e diluídos com o ar dentro da edificação, a depender da taxa de ventilação. Esses valores podem ser ainda facilitados pelo grau de ventilação do prédio, com o uso de ar-condicionado e aquecedores, por exemplo.

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 (*crawl/space*), 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 (SQL) 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 SQL 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):

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

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. ρ_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).

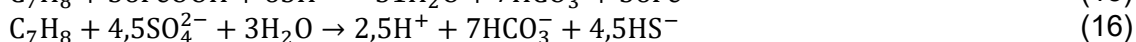
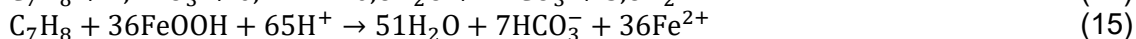
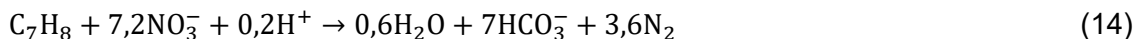
Alguns exemplos de reações importantes são descritos na sequência.

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**):



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.



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 simbiose 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 anaeróbicas (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.

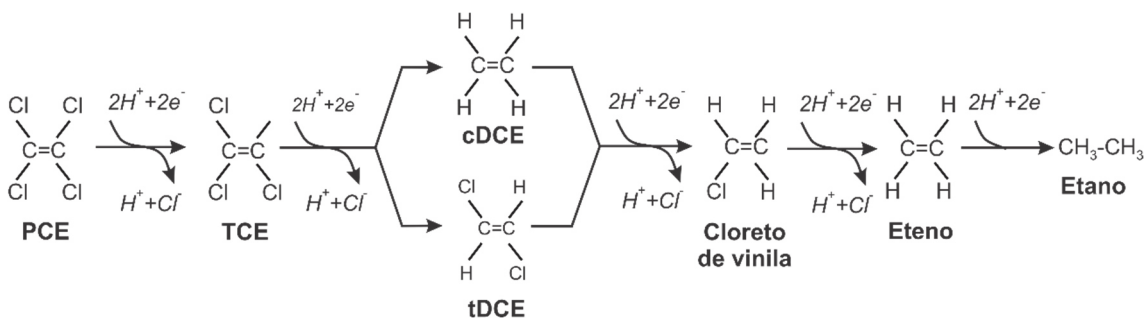
Reação de hidrogenólise

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.



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=NE_RL. 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 accidental 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.

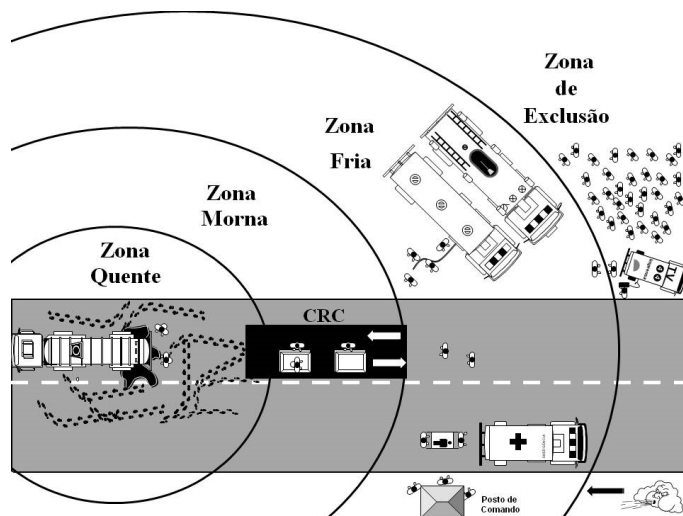
2.1.2. Organização da resposta

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 carreguem 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 emanção 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 ponteiros, 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 emissão 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 intrinsecamente 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 atuam 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

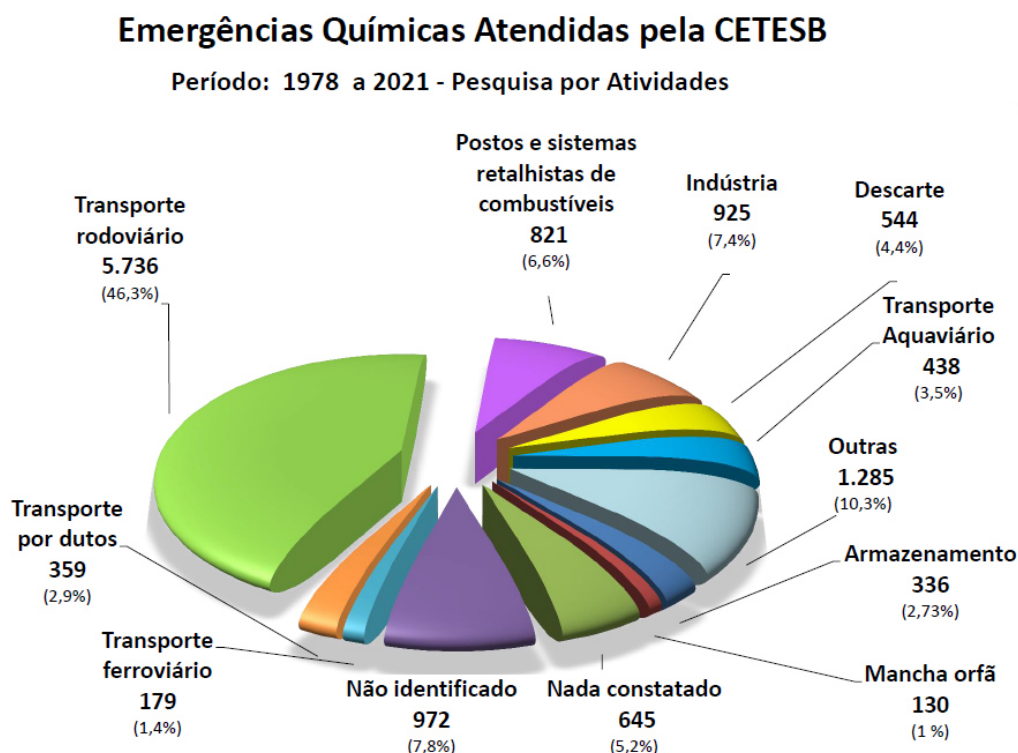
modal rodoviário responde por 93% de toda a movimentação de carga transportada (São Paulo, 2022).

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.



Total = 12.370 registros

Fonte: CETESB (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).

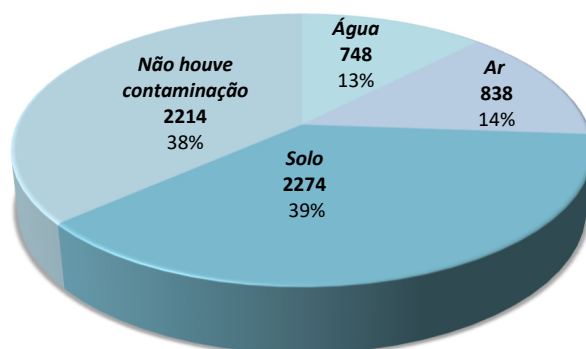
Os acidentes no transporte rodoviário, ferroviário e por dutos, em regra, envolvem a perda repentina de contenção do produto transportado, com o consequente vazamento de grandes volumes e possibilidades de lixiviação do produto vazado, sem falar na contaminação imediata dos recursos hídricos.

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, grãos agrícolas, entre outros (ANTT, 2021).

Os dados estatísticos da CETESB envolvendo o modal ferroviário de transportes demonstram 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 gnaiss, 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

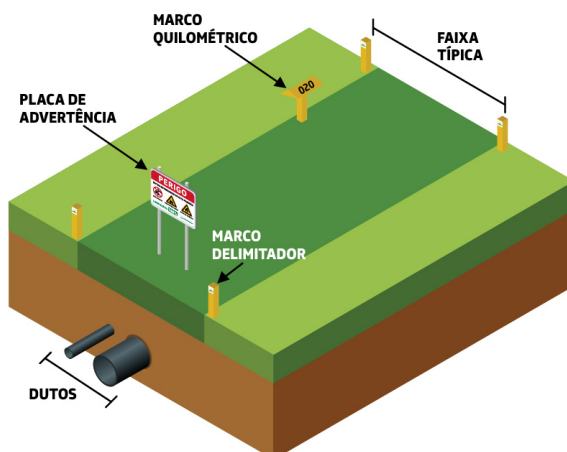
Dutos são tubulações especialmente desenvolvidas e construídas para a movimentação e o transporte de minérios (minerodutos), petróleo e seus derivados (oleodutos) e gás natural (gasodutos). Quando um duto é utilizado para transporte de diversos tipos de produtos ele é denominado poliduto.

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 bastante 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

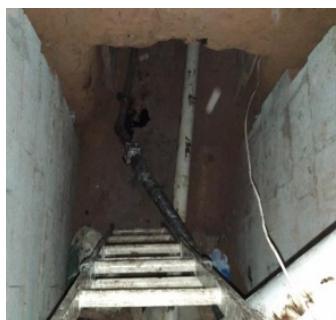


Figura 1.6-13 – Túnel escavado de 20 m



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 trânsito 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 Maioli “Urbanização de faixa de dutos: diretrizes para o bairro

Direção, Fundação/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.