

Seção 15.1: Medidas de Intervenção em Áreas Contaminadas – Introdução

O **Capítulo 15**, “Medidas de Intervenção em Áreas Contaminadas”, apresenta os principais conceitos, bem como a introdução às diferentes metodologias atualmente adotadas para Intervenção em Áreas Contaminadas.

As Medidas de Intervenção em Áreas Contaminadas podem ser subdivididas nos seguintes subgrupos: (i) Medidas de Remediação por Tratamento (MRT); (ii) Medidas de Remediação por Contenção (MRC); (iii) Medidas de Controle de Engenharia (MCE); e (iv) Medidas de Controle Institucional (MCI), as quais podem ser utilizadas individualmente ou associadas entre si, por parte das entidades envolvidas, para que o Termo de Reabilitação para o Uso Declarado seja emitido de modo seguro, evitando o perigo à vida ou à saúde da população e, também, danos aos bens a proteger.

Nesse contexto, as seções do **Capítulo 15** estão divididas da seguinte maneira:

- 15.1 – Introdução
- 15.2 – Medidas de Remediação por Tratamento
- 15.3 – Medidas de Remediação por Contenção
- 15.4 – Medidas de Controle de Engenharia
- 15.5 – Medidas de Controle Institucional

O procedimento de seleção das medidas de intervenção, da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção, pode ser consultado na **Seção 9.2**.

Seção 15.2: Medidas de Remediação por Tratamento

Sumário

1. Conceito	2
2. Investigação para remediação	3
3. Técnicas/tecnologias de remediação por tratamento	6
3.1. Técnicas de remediação <i>in situ</i> :	6
3.1.1. <i>Air sparging</i> (AS) Injeção de ar	6
3.1.2. <i>Multi phase extraction</i> (MPE) Extração multifásica	8
3.1.3. <i>Soil vapor extraction</i> (SVE) Extração de vapores	10
3.1.4. <i>In situ</i> flushing	12
3.1.5. <i>Pump and treat</i> Bombeamento e tratamento	13
3.1.6. Dessorção térmica <i>in situ</i>	14
3.1.7. <i>Steam enhanced extraction</i> (SEE) Injeção de vapores de água	15
3.1.8. <i>Electrical resistance heating</i> (ERH)	16
3.1.9. <i>Thermal conduction heating</i> (TCH)	17
3.1.10. <i>Electrokinetics</i> (EK) Eletrocinese <i>in situ</i>	18
3.1.11. <i>In situ chemical oxidation</i> (ISCO) Oxidação química <i>in situ</i>	20
3.1.12. Nanotecnologia	23
3.1.13. <i>In situ chemical reduction</i> (ISCR) Redução química <i>in situ</i>	25
3.1.14. <i>Permeable reactive barriers</i> (PRB) Barreiras reativas permeáveis	27
3.1.15. Adsorção	30
3.1.16. Biorremediação	32
3.1.17. <i>Monitored natural attenuation</i> (MNA) Atenuação natural monitorada	37
3.1.18. Fitorremediação	39
3.1.19. Natural source zone depletion (NSZD)	40
3.2. Técnicas de remediação <i>ex situ</i>	44
3.2.1. Escavação e remoção	45
3.2.2. Biorremediação/biopilha <i>ex situ</i>	47
3.2.3. Tratamento térmico <i>ex situ</i>	48
3.2.4. Lavagem/extração química <i>ex situ</i>	49
3.2.5. Oxidação/redução de solo <i>ex situ</i>	51
3.2.6. Solidificação/estabilização de solo <i>ex situ</i>	51
4. Planejamento e implementação das medidas de remediação por tratamento	53
4.1. Projeto básico e executivo	53
4.2. Cronograma	55
4.3. Implementação	55
5. Monitoramento da eficiência e eficácia das medidas de remediação por tratamento	56
6. Técnicas conjugadas mais utilizadas	57
6.1. Técnicas <i>in situ</i>	58
6.1.1. Controle de pH (neutralização)	58
6.2. Fraturamento pneumático/hidráulico <i>in situ</i>	59
6.3. Eletrocinese conjugada	60
7. Tecnologias emergentes	60
8. Tratamento dos efluentes gerados (líquidos)	61
8.1. Separação de fases	62
8.2. Filtração para remoção de sólidos	63
8.3. Adsorção	65
8.4. <i>Air stripping</i>	66
8.5. Processos oxidativos avançados para tratamento de efluentes líquidos	66

8.6.	Processos físico-químicos de tratamento de efluentes	68
9.	Tratamento dos efluentes gerados (gases/vapores).....	69
9.1.	Adsorção	70
9.2.	Oxidação catalítica/oxidação térmica	71
9.3.	Filtração/biofiltração	72
10.	Matriz de decisão	73
	Referências	73

1. Conceito

As medidas de remediação por tratamento (MRT) visam, prioritariamente, à redução dos riscos identificados aos bens a proteger para níveis aceitáveis. Tais medidas podem ser divididas em técnicas ou tecnologias “*in situ*” ou “*ex situ*”.

As técnicas “*in situ*” permitem que a remediação aconteça exatamente no local impactado, ao contrário das técnicas “*ex situ*”, que necessitam que o material/meio contaminado seja removido e tratado em entidade de destinação devidamente licenciada para tal finalidade ou no próprio local, em estrutura específica, podendo, no final do processo, ser devolvido ao local (*backfilling*). O item 3 desta seção se divide entre as técnicas “*in situ*” (item 3.1) e “*ex situ*” (item 3.2).

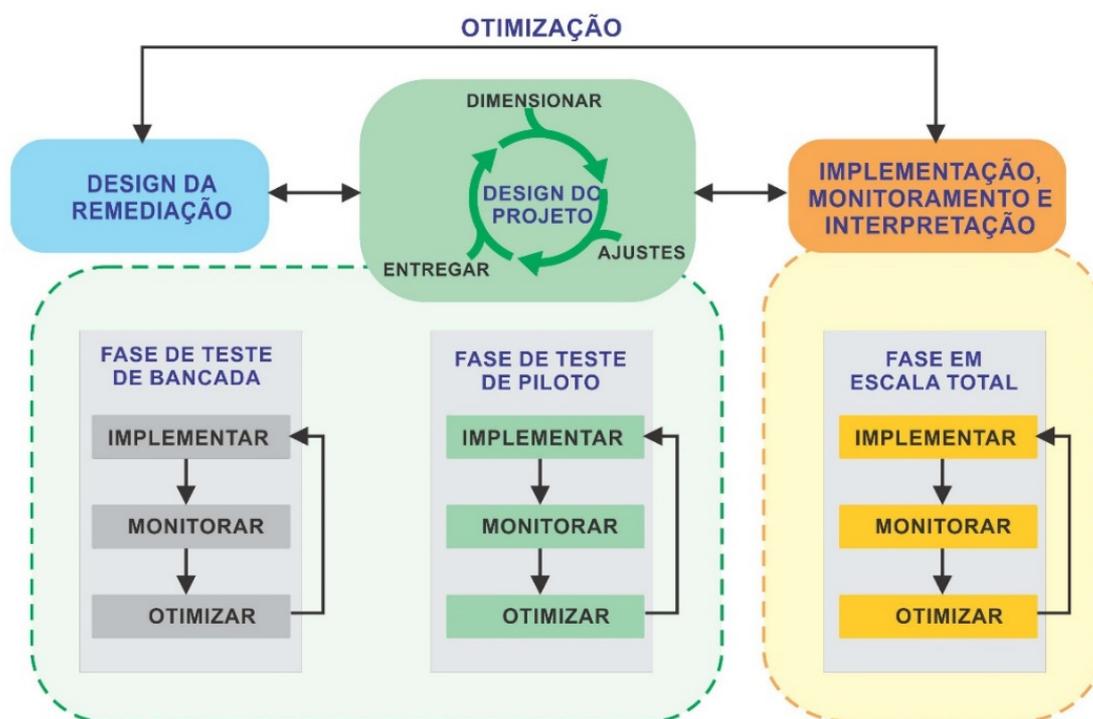
De forma geral, as técnicas de remediação por tratamento, tanto “*in situ*” quanto “*ex situ*”, se baseiam nas propriedades químicas, físicas e biológicas dos contaminantes ou do meio contaminado. Por exemplo, a extração de vapores do solo utiliza-se da volatilidade do contaminante para extraí-lo do solo. Já a lavagem de solo utiliza-se da solubilidade do contaminante para extraí-lo do solo. E os processos biológicos consistem na inserção, no meio a ser tratado, de substâncias que promovam o aumento da comunidade microbiana autóctone, a qual promoverá a quebra de determinados contaminantes (ou aqueles que sejam passíveis de biodegradação). São exemplos de processos físico-químicos: a oxidação e redução química, a eletrocinética, a lavagem de solo ou *soil flushing*, o tratamento termal, a extração de vapores do solo ou *soil vapor extraction* (SVE), a solidificação e estabilização do solo, o *air sparging* e o bombeamento e tratamento ou *pump and treat*, entre outros. São exemplos de processos biológicos a biorremediação, a fitorremediação, a atenuação natural monitorada, o *biosparging*, entre outros.

Todos os processos possuem suas vantagens e desvantagens, as quais, atualmente, podem se traduzir em inviabilidade parcial ou total de aplicação. Entretanto, novas soluções engenhosas são apresentadas frequentemente, para vencer obstáculos ou tais desvantagens na remediação de solos, sedimentos e aquíferos impactados, particularmente quando são compostos de materiais argilosos/siltosos (materiais de menor permeabilidade), mostrando, inclusive, a viabilidade de adoção de mais de uma das técnicas de remediação por tratamento ou contenção para o alcance dos objetivos finais, não desmerecendo, portanto, nenhuma das técnicas existentes.

Para endereçar todos os aspectos ou minimizar ao máximo a possibilidade do uso de uma técnica que não seja tão efetiva, é importante a adoção de testes de microcosmos ou em campo, além da subetapa de Investigação para Remediação, que traz elementos para a condução do projeto de forma assertiva.

Por fim, é importante ter em mente que todo processo é vivo, ou seja, pode sempre ser revisitado à medida que novas informações são obtidas e o modelo conceitual da intervenção é atualizado, permitindo que a otimização do processo de intervenção aconteça, trazendo taxas de recuperação de uma área contaminada maiores e mais bem-sucedidas. A **Figura 15.2-1** apresenta esquematicamente uma visão da otimização da intervenção.

Figura 15.2-1: Etapas do processo de remediação



Fonte: Adaptado de ITRC (2020).

O fluxograma anterior é uma representação esquemática da otimização de um processo de remediação, que visa trazer elementos para o design da remediação, por meio de testes e estudos específicos, e o monitoramento e avaliação da implantação, sempre com o olhar da melhoria contínua do processo, que visa à reabilitação da área no tempo previsto e às correções de rotas caso seja necessário.

O sucesso da remediação está diretamente ligado ao entendimento da área de interesse e das condições hidrogeológicas específicas, por meio de um modelo conceitual conciso, objetivos da remediação estabelecidos e realistas, os quais possam ser mensurados de forma clara e concisa, o uso de uma ou mais técnicas de remediação, tanto em sequência quanto em paralelo, que se beneficiem mútua e sinergicamente, o monitoramento contínuo com vistas ao alcance das metas estabelecidas e a reavaliação da estratégia de remediação continuamente.

2. Investigação para remediação

A Investigação para remediação (subetapa da etapa de Elaboração do Plano de Intervenção – ver **Capítulo 9**), quando necessária, tem como objetivo captar dados essenciais para a escolha e dimensionamento das técnicas de remediação a serem implantadas e trazer como resultados:

- ✓ um modelo conceitual muito bem definido da área de interesse a ser remediada (hidrogeoquímica, geologia e microbiologia locais);
- ✓ a alta resolução da distribuição dos contaminantes e suas fases (adsorvida, dissolvida, livre e vapor) nas camadas litológicas de interesse (detalhamento tridimensional);
- ✓ os parâmetros da remediação (por exemplo: contagem de bactérias específicas da comunidade microbiana local, demanda total de oxidantes naturais, presença e

quantificação de compostos biogeoquímicos, porosidade primária e secundária, conectividade entre fraturas, entre outros);

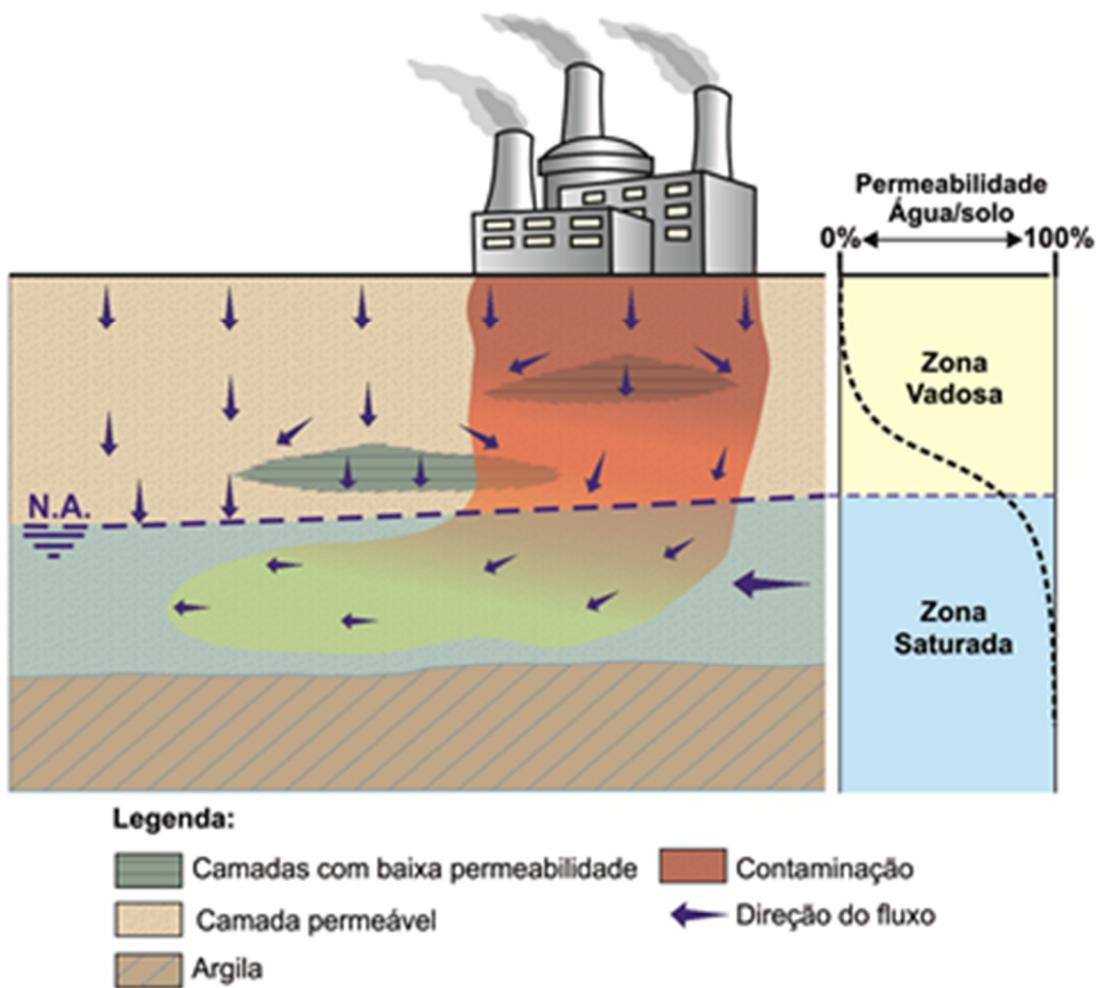
- ✓ estabelecer zonas de menor e maior permeabilidade para a remediação por tratamento/contenção;
- ✓ identificar lentes de materiais finos que atuam como sumidouros dos contaminantes e, ao longo do tempo, podem passar a ser fontes de impacto secundário a médio e longo prazo, dificultando os processos de remediação.

Ou seja, visa detalhar as características da área de interesse, quando não foi alcançado um nível de refinamento suficiente para selecionar e dimensionar as técnicas de remediação nas etapas de Investigação Confirmatória e Investigação Detalhada. Dessa forma, não é uma subetapa mandatória, especialmente para casos em que as investigações realizadas nas etapas anteriores foram suficientes para a escolha das técnicas de remediação e seu dimensionamento.

Múltiplas ferramentas estão atualmente disponíveis para a investigação com vistas à remediação. Os detalhes das mais diversas técnicas são apresentados no **Capítulo 14** deste manual.

A **Figura 15.2-2** apresenta uma seção esquemática de um modelo conceitual para a remediação, indicando locais de maior e menor permeabilidade, que possam se tornar obstáculos para o sucesso da remediação.

Figura 15.2-2: Detalhamento do modelo conceitual para remediação



Fonte: AESAS (2021).

3. Técnicas/tecnologias de remediação por tratamento

3.1. Técnicas de remediação *in situ*:

Muitas técnicas vêm sendo desenvolvidas para o tratamento de fontes de contaminação e plumas de contaminação. Todas com suas vantagens e limitações, sendo o principal objetivo de todas elas a atuação na transferência de massa (ou eliminação/redução de massa de contaminantes), tanto em fonte quanto em plumas de contaminação com concentrações expressivas (acima das metas de remediação locais).

Baseiam-se em propriedades químicas, físicas ou biológicas, tanto dos contaminantes diversos (VOCs halogenados, VOCs não halogenados, SVOCs halogenados, SVOCs não halogenados, combustíveis, inorgânicos, radionuclídeos, explosivos) quanto dos diversos meios a serem tratados (águas subterrâneas e superficiais, solo, sedimentos, rochas fraturadas), bem como dos efluentes e resíduos a serem tratados.

As técnicas de remediação "*in situ*" atuam diretamente no local impactado, sem a necessidade de remoção do meio impactado para o tratamento fora do local. Denotam como principal vantagem frente às técnicas "*ex situ*", não necessitarem de remoção do material/meio a ser tratado quando as concentrações existentes permitirem esse tipo de atuação. Ainda, a acessibilidade a determinadas fontes e plumas de contaminação também se configura como um dos critérios fundamentais para o uso de técnicas "*in situ*", uma vez que consistem em aplicações normalmente não destrutivas e de menor impacto ou distúrbio local.

3.1.1. *Air sparging* (AS) | Injeção de ar

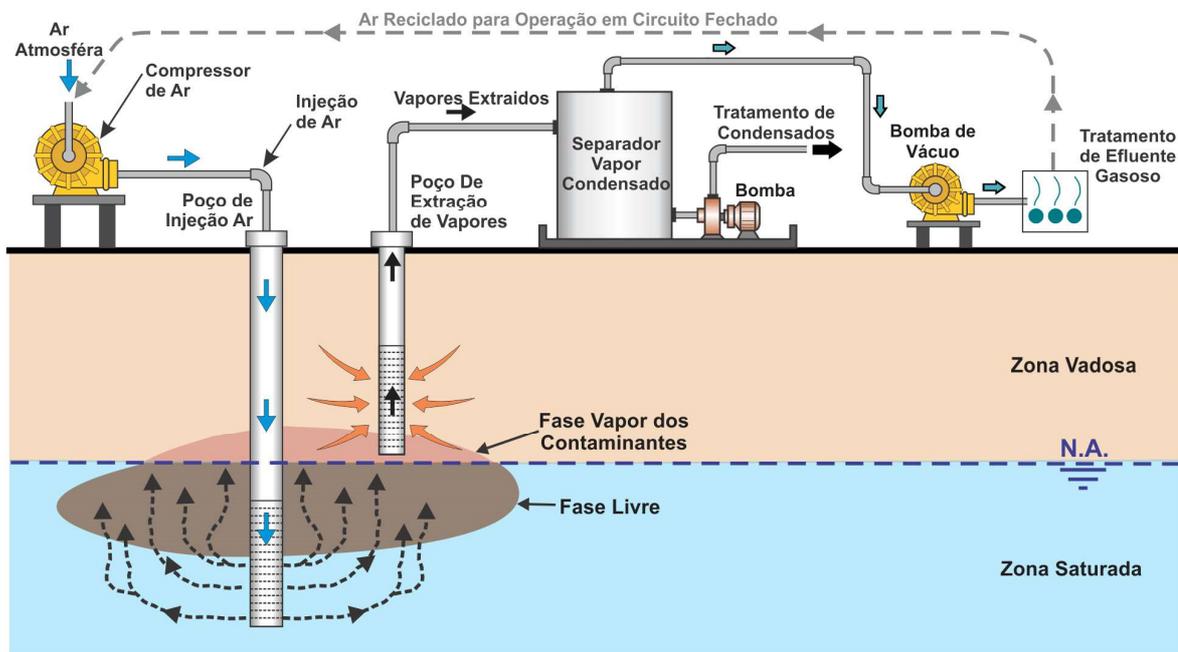
O *air sparging* (Injeção de ar) é uma tecnologia de remediação "*in situ*" que reduz as concentrações de compostos orgânicos voláteis que estão adsorvidos a solos de granulação grossa e dissolvidos em águas subterrâneas. Essa tecnologia, também conhecida como "*air stripper in situ*" ou "volatilização *in situ*", envolve a injeção de ar livre de contaminantes na zona saturada de subsuperfície, permitindo a transferência de compostos orgânicos voláteis em fase dissolvida para a fase de vapor. O ar é então liberado pela zona não saturada. O *air sparging* é frequentemente usado em conjunto com um sistema de Extração de Vapores (SVE), mas também pode ser usado com outras tecnologias de remediação. Quando o *air sparging* é combinado com o SVE, o sistema SVE cria uma pressão negativa na zona não saturada, por meio de uma série de poços de extração, para controlar a migração da pluma de vapor, promovida pela volatilização do *air sparging*.

Quando usado apropriadamente, o *air sparging* é eficaz na redução das concentrações de compostos orgânicos voláteis presentes nos derivados de petróleo. No entanto, o *air sparging* é geralmente mais aplicável aos constituintes mais leves da gasolina (isto é, benzeno, etilbenzeno, tolueno e xileno [BTEX]), porque eles se transferem facilmente da fase dissolvida para a gasosa. Para contaminantes semivoláteis, como diesel e combustíveis de jato, a volatilização causada pelo uso do *air sparging* não é o mecanismo principal de remoção. Em vez disso, o mecanismo de remoção principal é a estimulação da atividade microbiana causada pela introdução de oxigênio dissolvido, o que aumenta a biodegradação, ou seja, o oxigênio adicionado à água subterrânea contaminada como parte do *air sparging* melhora a biodegradação dos compostos orgânicos passíveis de biorremediação aeróbia.

O uso do *air sparging* para remover VOCs tem demonstrado sucesso, mas como acontece com qualquer tecnologia "*in situ*", é essencial o desenvolvimento de um projeto de engenharia, baseado em um teste piloto, seguido da instalação e operação adequadas para atingimento das metas definidas para a remediação do site.

A **Figura 15.2-3** apresenta uma configuração típica de um sistema de *air sparging*, o que inclui um poço de injeção de ar, um compressor ou soprador para fornecer ar, pontos de monitoramento e poços de um sistema de extração de voláteis opcional.

Figura 15.2-3: Esquemático do *air sparging*



Fonte: Adaptado de FRTR.

Vantagens:

- ✓ a aplicação da tecnologia é amplamente reconhecida como uma tecnologia eficaz para a remoção de contaminantes voláteis da água subterrânea;
- ✓ a implementação é relativamente simples, porque utiliza apenas equipamentos e materiais amplamente disponíveis no mercado e de pronta entrega. Os equipamentos são relativamente fáceis de se instalar e causam interferências mínimas nas operações do local;
- ✓ os prazos de remediação são relativamente curtos;
- ✓ se o SVE não for necessário, uma mínima supervisão operacional é necessária, uma vez que o sistema instalado não gera nenhum efluente que requeira tratamento. Se a conjugação com a técnica de SVE for necessária, muito provavelmente será necessário o tratamento dos vapores extraídos antes de sua descarga para a atmosfera.

Limitações:

- ✓ Como o *air sparging* aumenta a taxa de volatilização de contaminantes, é importante estar ciente em relação ao potencial para migração de compostos orgânicos voláteis para a fase vapor, causando impactos para receptores humanos ou ecológicos. Um sistema SVE pode ser usado para reduzir ou eliminar esta

questão, mas a proximidade do local a edifícios ou outras estruturas, aterradas ou não, deve ser levada em consideração.

- ✓ Se o *air sparging* for usado para conter uma pluma de fase dissolvida, a uma alta taxa de injeção de ar em uma configuração de barreira, a injeção de ar na subsuperfície pode produzir uma zona de redução de condutividade hidráulica. Se a operação do sistema de *Air Sparging* não for adequada, o seu uso poderá desviar a pluma da influência da zona de injeção de ar, reduzindo a eficiência do tratamento.

3.1.2. *Multi phase extraction* (MPE) | Extração multifásica

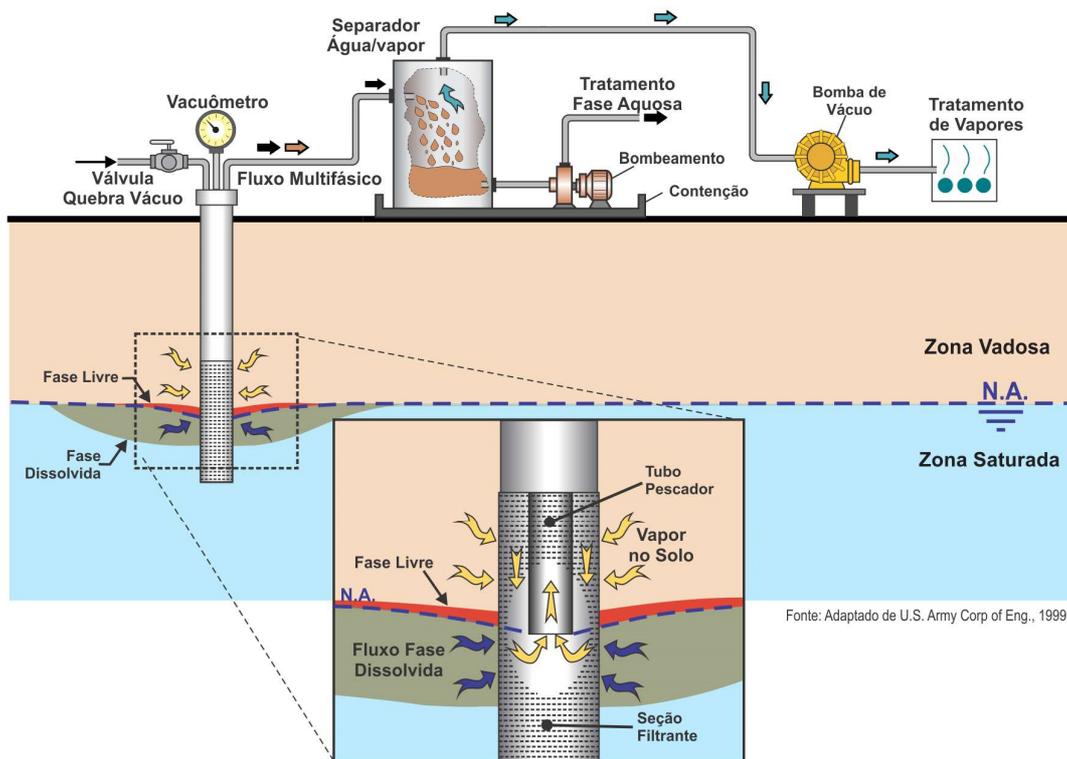
A técnica de extração multifásica (*Multi phase extraction* – MPE) é um processo de extração física para remediação de contaminantes, possibilitando a extração simultânea das fases livre, vapor e dissolvida da zona vadosa, franja capilar e zona saturada de solos e águas subterrâneas. A aplicação da técnica também promove a remoção/liberação da fase adsorvida na matriz do solo, devido ao vácuo e fluxo de ar aplicados na formação, e ainda estimula o processo de biodegradação natural pela oxigenação da água (evento conhecido como *bioslurping*). A redução de massa é realizada empregando vácuo para o arraste dos compostos líquidos e gasosos, atuando em todas as fases de partição do contaminante, principalmente em áreas onde o uso de técnicas mais invasivas para remediação de fontes secundárias não é uma opção, como a escavação.

Trata-se de uma terminologia geral para a definição da técnica, que remove as diferentes fases de contaminantes simultaneamente, passando, após terminologia apresentada pela USEPA (1997), a ter duas subdivisões, que distinguem entre *two phase extraction* (TPE), em que uma tubulação de extração é instalada no interior do poço e coleta as diferentes fases pelo diferencial de pressão resultante de uma bomba/gerador de vácuo conectado a esta linha; e *dual phase extraction* (DPE), na qual existem duas correntes distintas para extração de vapores por vácuo e do bombeamento/recalque das fases líquidas pela utilização de uma bomba dedicada submersa no interior do poço.

O TPE (também chamado de MPE aqui no Brasil) baseia-se na utilização de um sistema de geração de vácuo, por meio do qual são extraídos líquidos e gases na mesma tubulação. Essa metodologia é muito aplicável para extração concomitante de fase livre, dissolvida e vapor em áreas do nível freático, de até cerca de sete metros de profundidade. Uma tubulação de extração (*drop tube*) é posicionada dentro do poço, com a captação posicionada logo abaixo da interface do contaminante e o nível estático do lençol freático. O vácuo produzido no sistema gera pressão negativa no interior do poço de extração, forçando o deslocamento da fase livre, líquida e vapor em direção ao interior do poço. Tanto fase livre quanto líquida e vapor são extraídos pelo tubo de extração (*drop tube*), que deve ser regulado para essa extração durante o processo de monitoramento do sistema.

O poço de extração é vedado com uma conexão especial (cabeça de extração) por onde passa a linha de sucção que leva ao sistema de vácuo. O esquema de funcionamento da técnica é ilustrado na **Figura 15.2-4**.

Figura 15.2-4 – Esquemático do MPE sem bomba dedicada – TPE - Two Phase Extraction



Fonte: Adaptado de USACE (1999).

Limitações:

Os sistemas MPE devem utilizar uma bomba de vácuo que seja capaz de operar na vazão de trabalho com vácuo mínimo de 15" de Hg. Esse valor para o vácuo de trabalho é recomendação do U.S. Army Corps of Engineers (1999), que salienta que, quando se opera abaixo desse valor, apesar do recalque dos líquidos, toda energia resultante do diferencial de pressão (vácuo aplicado) é perdida na elevação da coluna d'água até o nível da superfície, e em processos associados à mudança de estado da água e contaminantes (entalpia), sem que o vácuo seja aplicado no solo.

Outro fator importante é que essa técnica tem eficiência limitada na sua aplicabilidade em áreas com níveis d'água superiores a aproximadamente sete metros de profundidade, pois a energia necessária para a elevação da coluna d'água nessas profundidades começa a se equivaler à energia resultante do diferencial de pressão máximo (vácuo máximo) operacional que se consegue atingir nos equipamentos de MPE.

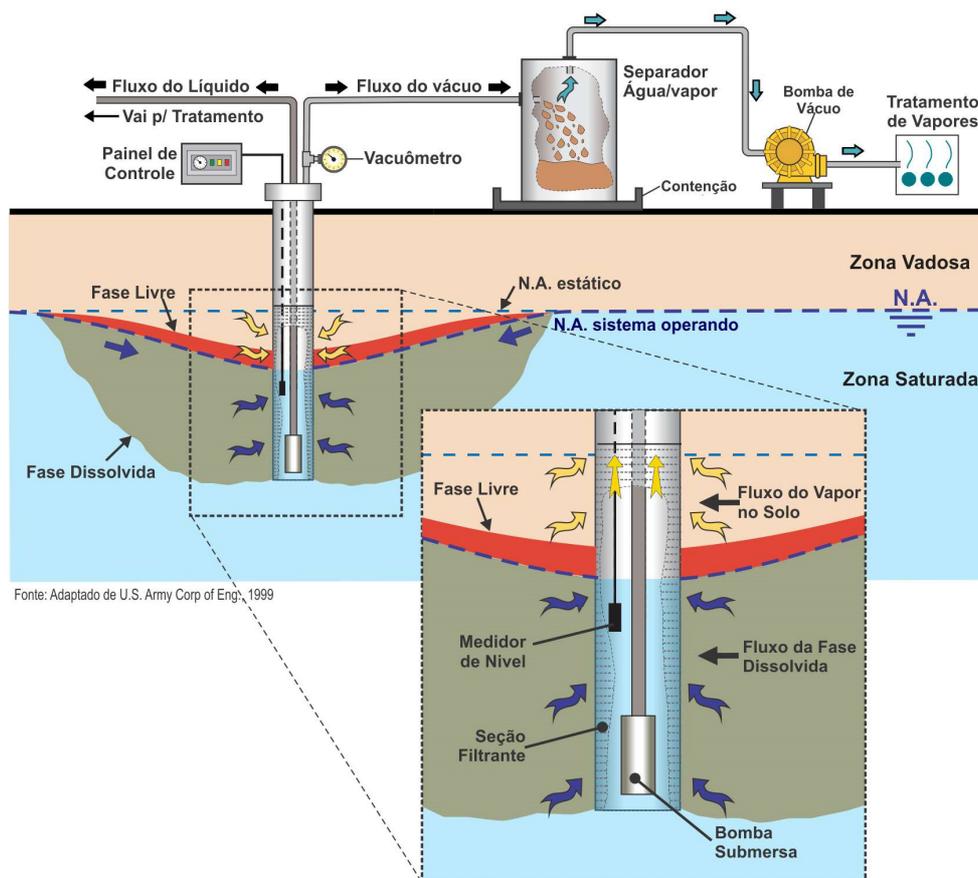
Já na configuração DPE, técnica que utiliza a extração das fases líquidas (livre e dissolvida) e gasosas por correntes de fluxo independentes, de forma a obter máxima eficiência na aplicação de vácuo para extração dos vapores e para incremento do gradiente de diferencial de potencial, pois o recalque das fases líquidas é realizado por uma bomba dedicada submersa, não sendo consumida energia relativa ao diferencial de pressão (vácuo) para a elevação da coluna d'água.

As bombas dedicadas são instaladas em cada um dos poços de extração. O poço então é fechado com uma conexão especial por onde passam as linhas de ar comprimido da bomba e do líquido bombeado, e há uma terceira conexão ligada a uma linha de sucção

que leva ao sistema de vácuo. Dessa forma, o bombeamento das fases líquidas, a extração de vapores e a aplicação de vácuo nos poços são feitos independentemente.

A técnica de DPE promove a extração de contaminantes em fase vapor, por meio da aplicação de vácuo na porção superior (zona não saturada), e a extração do produto livre (se houver) e de contaminantes pelo bombeamento da fase dissolvida, utilizando uma bomba submersa dedicada. A **Figura 15.2-5** apresenta uma seção esquemática do DPE.

Figura 15.2-5 – Esquemático do DPE – Dual Phase Extraction



Fonte: Adaptado de USACE (1999).

É importante destacar que todos os fluidos bombeados pelo sistema são trazidos para a superfície para tratamento adequado e previamente validado em teste de bancada/piloto, antes do descarte, devendo ser comprovada a eficiência do processo de tratamento dos contaminantes extraídos da subsuperfície, bem como a destinação adequada dos resíduos gerados na operação do sistema de remediação (tais como carvão ativado granular saturado, elementos filtrantes saturados etc.), em conformidade com os requisitos legais para destinação.

3.1.3. Soil vapor extraction (SVE) | Extração de vapores

A técnica *soil vapor extraction* (SVE) consiste na extração de ar sob pressão negativa, na zona não saturada, visando a diminuição da concentração dos contaminantes do solo não saturado e auxiliando na volatilização daqueles que se encontram nas águas subterrâneas. O fluxo de ar é induzido na subsuperfície aplicando um gradiente de

pressão vertical ou horizontal, por meio de poços ou trincheiras horizontais, com auxílio de equipamento que promova esse gradiente. O fluxo de ar induzido gera um gradiente de pressão, formando uma região de influência, promovendo assim a evaporação de líquidos, volatilização de contaminantes em água e a dessorção dos contaminantes da superfície dos poros do solo.

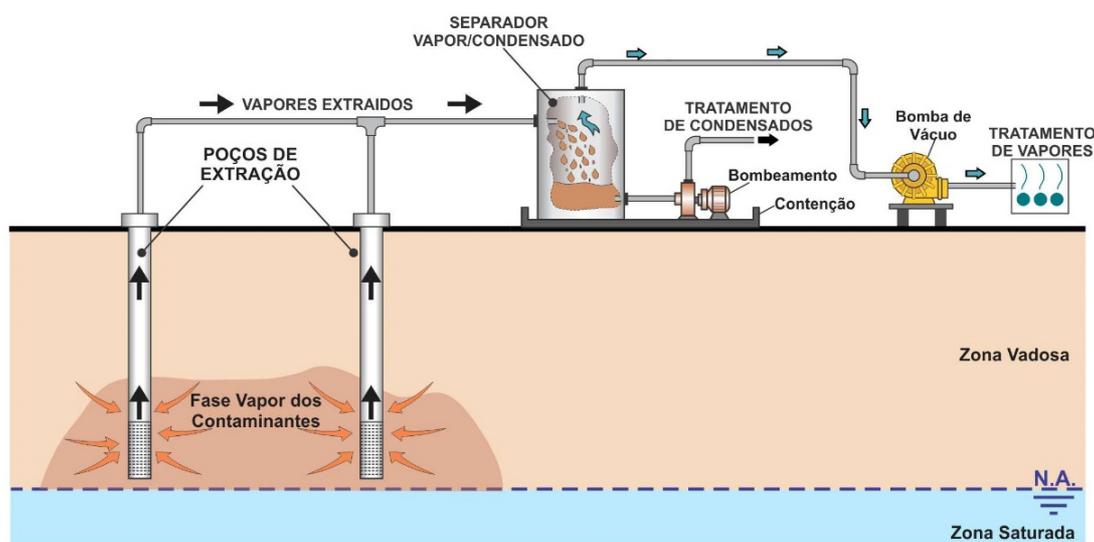
Contudo, a redução das concentrações de compostos orgânicos voláteis (VOCs) e compostos orgânicos semi-voláteis (SVOCs) por SVE pode ser controlada por vários processos. Os mecanismos de transporte e extração que promovem a redução das concentrações incluem advecção, volatilização, dessorção, biodegradação e difusão, sendo que o SVE é dependente de propriedades contaminantes, como volatilidade, e propriedades do solo, como permeabilidade ao ar e estratigrafia.

Conforme o ar é puxado através do solo, contaminantes que se volatilizam na fase de vapor são transportados junto com o movimento volumoso do ar através de regiões mais permeáveis em um processo conhecido como advecção. O avanço através por regiões de baixa permeabilidade é relativamente lento. No entanto, onde ocorram gradientes de concentração e onde encontramos poros sem comunicação sendo varridos pelo fluxo de ar, os contaminantes se moverão por difusão em direção ao ar que flui. Geralmente, o processo por difusão é muito mais lento que o processo por advecção e limitará a taxa de transferência de massa de contaminantes de zonas menos permeáveis.

O vapor removido do subsolo é direcionado para a superfície através de um tubo coletor e encaminhado para a unidade de tratamento de vapores. Por esse motivo, o SVE também é muito utilizado para minimizar os riscos associados à saúde humana por inalação de vapores em ambientes, uma vez que os compostos são captados e impedidos de chegar à superfície.

Um esquema típico do sistema SVE é fornecido na **Figura 15.2-6**. O sistema consiste em um ou mais poços de extração, um separador de ar e água e um soprador ou bomba de vácuo. Também pode incluir um ou mais poços de injeção, um cap impermeável na superfície do solo e sistemas de tratamento para o fluxo de ar. Também pode haver a necessidade de tratamento externo do condensado formado pelo fluxo de ar extraído.

Figura 15.2-6: Esquemático do SVE



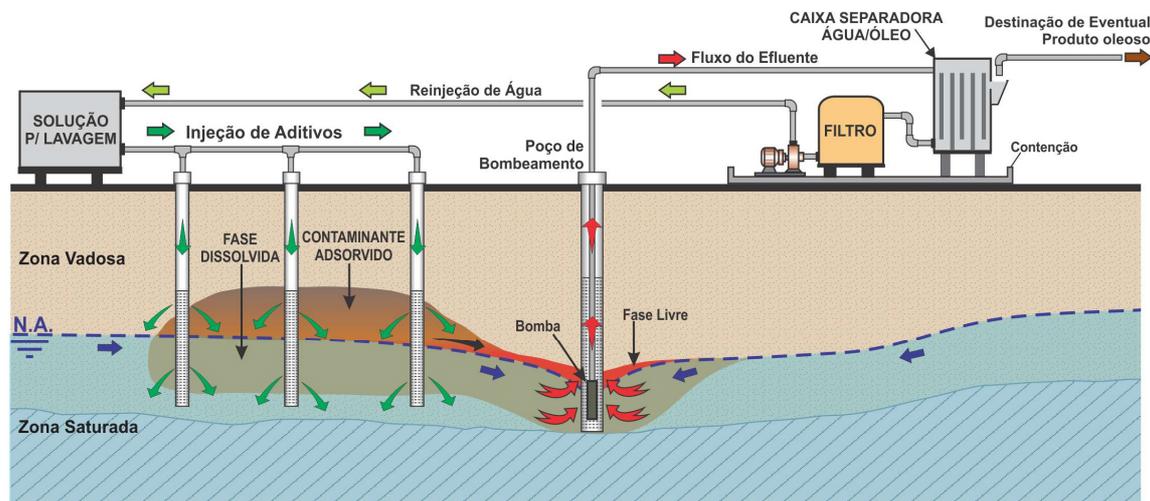
Fonte: AESAS.

3.1.4. *In situ* flushing

O *in situ* flushing é a injeção ou infiltração de uma solução aquosa em uma zona de solo ou de água subterrânea contaminada, seguida do bombeamento, a jusante, da água com a solução de “flushing”, para posterior tratamento e descarte/reinjeção. Soluções de *flushing* incluem surfactantes, cossolventes, ácidos, bases, oxidantes ou outro facilitador que proporcione a “lavagem” do solo. A introdução da solução de *flushing* deve acontecer na zona vadosa, na zona saturada ou em ambas. Dessa forma, o *in situ* flushing difere da técnica denominada *soil washing*, termo geralmente usado para a lavagem *ex situ* de solos contaminados. A característica do *in situ* flushing é o controle hidráulico que, mediante solução aquosa, permite que seja remediado o solo da zona vadosa, elevando intencionalmente o nível d’água em consequência da injeção da solução de *flushing* e criando o contato da solução também com o solo não saturado.

Alguns autores tratam do *in situ* flushing e *soil washing* como sinônimos, enquanto outros denominam o *soil washing* para a injeção apenas a montante, para aumentar o gradiente hidráulico entre a injeção e o bombeamento, mas sem a peculiaridade de tratamento da zona vadosa por elevação do nível d’água. As soluções de *flushing* têm o intuito de aumentar a mobilidade e/ou solubilidade dos contaminantes e, conseqüentemente, melhorar o processo de lavagem do solo, além de aumentar mecanicamente o gradiente hidráulico quando comparado a um bombeamento simples. Aplicações não tão convencionais incluem alagamento de áreas, processos químicos e processos térmicos. A **Figura 15.2-7** apresenta uma seção esquemática de *in situ* flushing:

Figura 15.2-7 – Esquemático de *In Situ* Flushing



Fonte: AESAS.

A técnica pode ser aplicada para contaminantes orgânicos e inorgânicos e é basicamente governada pela permeabilidade dos solos e características dos contaminantes. As vantagens apresentadas pela técnica compreendem:

- ✓ Remediação de zona vadosa, *in situ*, por vezes evitando escavações, manipulações e destinação de material (solo) contaminado;
- ✓ Aprimoramento do *pump and treat* convencional;
- ✓ Abrange uma enorme gama de contaminantes;

- ✓ Quase sempre pode ser conjugada com outras técnicas.

A contenção da dispersão da solução de *flushing* com a água contaminada é sempre um fator crítico a ser considerado, e algumas características podem tornar a aplicabilidade limitada, como:

- ✓ solos de granulometria extremamente fina (siltes ou argilas), pois são menos responsivos à lavagem;
- ✓ solos com alto nível de formação de caminhos preferenciais, dificultando a saturação da zona de remediação pela solução;
- ✓ presença de fraturas;
- ✓ potencial risco de dispersão dos contaminantes por falhas no projeto;
- ✓ imprecisão e incertezas quanto às previsões de duração do processo de remediação;
- ✓ presença de obstruções/interferências subterrâneas;
- ✓ soluções de *flushing* podem aderir ao solo, criar biofilmes e reduzir a capacidade/velocidade de “lavagem”.

3.1.5. *Pump and treat* | Bombeamento e tratamento

Trata-se de uma das primeiras técnicas aplicadas para remediação de aquíferos contaminados. O sistema de tratamento e bombeamento (*pump and treat*) opera bombeando a água subterrânea para a superfície, removendo com a água os contaminantes em fase dissolvida e/ou livre e, em seguida, tratando e descartando ou reinjetando a água tratada em trincheiras ou poços de injeção. Depois que a água subterrânea é bombeada para a superfície, os contaminantes poderão ser removidos, atingindo níveis aceitáveis.

O *pump and treat* pode ser utilizado para contenção, a fim de impedir a propagação da pluma do contaminante, e para remediação, para remover o contaminante dissolvido ou em fase livre na água. Em bombas e sistemas concebidos para a contenção, a taxa de extração é geralmente estabelecida como a taxa mínima suficiente para impedir o alargamento da zona contaminada. Em um sistema concebido para remediação, a taxa de bombeamento é geralmente estabelecida com um valor muito maior do que o exigido na contenção. O *pump and treat* é largamente utilizado para remediação de contaminantes em fase dissolvida ou fase livre na água subterrânea.

Aplicabilidade:

Aplicável em quase todo tipo de geologia, porém com eficiência relacionada à permeabilidade do meio, sendo a eficácia prejudicada em solos mais adsorventes ou orgânicos. Os solos mais minerais permitem maior remoção dos contaminantes dissolvidos juntamente à água bombeada.

Também é comumente aplicado em uma abordagem específica, como técnica inicial em sites com grande espessura de fase livre, minimizando, nas fases iniciais prévias, a geração de efluentes (posicionando a captação do bombeamento apenas para remoção de produto) e a geração de resíduos com tratamento de vapores, que poderiam ser em maior quantidade quando se utiliza uma extração multifásica. O *pump and treat* é aplicado, então, até que as espessuras sejam reduzidas ou até que a massa de contaminantes, especialmente nos *hot spots* (zonas quentes), chegue a níveis passíveis de aplicação de técnicas de polimento.

O teste piloto é exigido, juntamente com estudo de modelagem matemática de fluxo e transporte, a fim de validar as zonas de captura previstas para os poços de bombeamento a serem implantados.

Limitações:

- ✓ Baixa permeabilidade, pois vazões de bombeamento muito reduzidas incorrem em baixas taxas de remoção de massa.
- ✓ Capacidade do solo de adsorver contaminantes, fazendo com que a água e a fase dissolvida sejam removidas de início, porém, deixando moléculas adsorvidas na matriz do solo. Essa condição faz com que, por vezes, após a remoção teórica de todo – ou quase todo – o volume de água contaminada de uma área impactada, o bombeamento seja alimentado pela recarga dessa região com água do entorno, e a liberação dos contaminantes adsorvidos seja bastante lenta, pois se dá por difusão no meio poroso (pelo gradiente de concentração em direção à água limpa), um processo extremamente lento. Esse efeito é o principal responsável pelos chamados “efeitos rebote”, quando, após um período de bombeamento, até que a água extraída tenha concentrações extremamente baixas, e permaneça por um novo período parado, esta liberação possa enfim ocorrer de forma a ocasionar concentrações significativas na água subterrânea novamente.
- ✓ Limitações de formação: aquíferos com características estratificadas – intercalando, por exemplo, finas camadas de diferentes permeabilidades – são extremamente difíceis de se remediar por bombeamento, uma vez que a contribuição para o bombeamento pode vir quase que exclusivamente de camadas mais condutivas (zonas de transporte facilitado), havendo pouca contribuição de camadas menos condutivas onde os contaminantes também estão presentes (zonas de armazenamento). Além disso, devido às pequenas espessuras das camadas, não é possível instalar uma estrutura (poços ou trincheiras) que atue apenas nas camadas de interesse.

Assim como as demais técnicas que promovem o arraste dos contaminantes da subsuperfície para a superfície, se faz necessário o tratamento prévio do efluente antes de qualquer manobra, seja reinjeção ou descarte.

3.1.6. Dessorção térmica *in situ*

A remediação por dessorção térmica compreende o conjunto de tecnologias que utilizam o aumento da temperatura na zona contaminada para promover a dessorção dos contaminantes, bem como sua mudança de estado para gás, permitindo a extração por um sistema de captura do estado gasoso e/ou líquido. É subdividida em algumas técnicas (descritas a seguir), a depender da tecnologia utilizada para aquecimento do solo/água subterrânea, podendo ser empregada em áreas-fonte e em plumas de fase dissolvida.

A dessorção térmica é uma tecnologia de tratamento para solos, lamas ou sedimentos contaminados com resíduos tóxicos, baseando-se no aquecimento direto do solo (tratamento físico-térmico), sendo utilizada para separar contaminantes com baixo ponto de ebulição (vaporização) e/ou aumentar sua mobilidade no solo e aquífero. Dentre esses contaminantes, estão os orgânicos, tais como PCBs, PAHs (hidrocarbonetos poliaromáticos), dioxinas, pesticidas, produtos derivados do petróleo, cianetos e metais pesados, tais como o mercúrio. A função dessa tecnologia é aquecer o solo contaminado por determinado período, até uma temperatura suficiente para volatilizar a água e os contaminantes, para posterior tratamento dos gases (USEPA, 2001).

O tratamento por meio de dessorção térmica é um processo diferente do tratamento por incineração. Nesse método, utiliza-se o aquecimento para separar fisicamente o contaminante do solo, sendo o ar contaminado extraído do maciço e tratado *a posteriori*. As vantagens da dessorção térmica em relação ao método tradicional de incineração abrangem três fatores importantes: custo, reutilização do solo e gasto energético. A técnica de dessorção térmica pode ser aplicada tanto no local contaminado (*in situ*) quanto no solo contaminado extraído (dessorção térmica *ex situ*). Esta última, podendo ainda ser realizada *on site*, por meio da montagem de células de tratamento no local.

Os processos e mecanismos envolvidos na remediação por dessorção térmica vão além da vaporização e extração dos contaminantes em fase livre (LNAPL/DNAPL), dissolvida e adsorvida, pois o aumento da temperatura também promove:

- ✓ aceleração das reações de oxidação, hidrólise e pirólise da matéria orgânica e dos contaminantes;
- ✓ aumento da solubilidade dos contaminantes, também melhorando sua dispersão e mobilidade;
- ✓ redução na viscosidade de contaminantes líquidos, aumentando sua mobilidade;
- ✓ em temperaturas mais baixas, porém em áreas aquecidas em relação à temperatura ambiente, os processos de biodegradação dos contaminantes também podem ser acelerados e se tornar uma importante ferramenta na fase de aquecimento ou pós-tratamento térmico.

A transferência e propagação do calor através do meio podem ser realizadas por diversos mecanismos, a depender do tipo de técnica de aquecimento utilizada. Esses mecanismos são:

- ✓ Condução Térmica através do meio, pelo contato direto com fontes de calor – habilidade dos materiais do solo em conduzir calor;
- ✓ Convecção/advecção – a transferência de calor promovida pela movimentação da água, induzida por gradientes de temperatura ao longo do meio e por difusão;
- ✓ Aquecimento por condutividade elétrica – resultado da dissipação/perda de energia causada pela resistência do solo à passagem de corrente elétrica (específica da técnica ERH, a ser mais bem definida adiante).

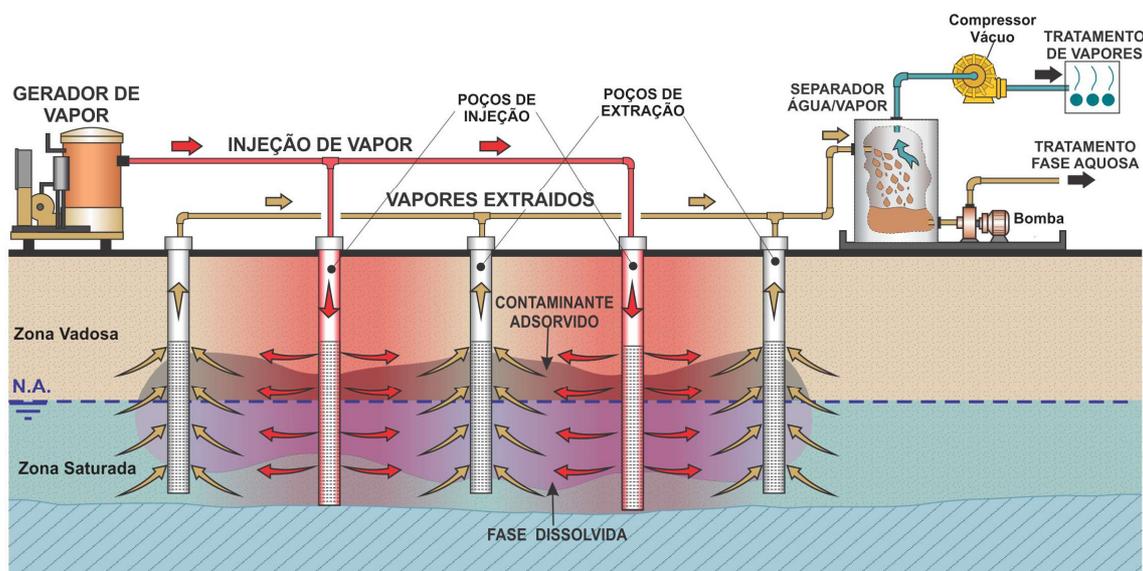
Conforme descrito anteriormente, a remediação *in situ* por dessorção térmica é subdividida em algumas técnicas, a depender da tecnologia utilizada para aquecimento do solo/água subterrânea, sendo as principais listadas a seguir.

3.1.7. Steam enhanced extraction (SEE) | Injeção de vapores de água

A SEE é uma técnica de dessorção térmica *in situ* dos contaminantes, associada à extração líquida e gasosa dos contaminantes, na qual a energia para o aquecimento do meio é introduzida por meio da injeção de vapor. O aquecimento se dá por condução através da injeção de vapor de água. Trata-se de uma das formas mais rápidas de transferência de calor, quando viável. A aplicação é extremamente dependente das propriedades do meio. O aquecimento uniforme e efetivo da zona de atuação exige um nível de permeabilidade do meio, geralmente com condutividades hidráulicas iguais ou superiores a 10 cm/s a 4 cm/s e meio homogêneo, tornando difícil a aplicação em solos estratificados em camadas distintas, meios fraturados. Porém, a técnica pode ser utilizada em complementação ou associada a outro método de aquecimento, sendo

importante para aquecer uma determinada camada mais condutiva ou ainda utilizando as zonas passíveis de aquecimento com vapor de água para aproveitamento de capacidades já instaladas ou disponíveis de geração de vapor de água, de forma a otimizar os custos do projeto. A **Figura 15.2-8** apresenta uma seção esquemática de SEE.

Figura 15.2-8: Perfil esquemático de injeção de vapor d'água para aquecimento associada à extração e tratamento dos vapores gerados

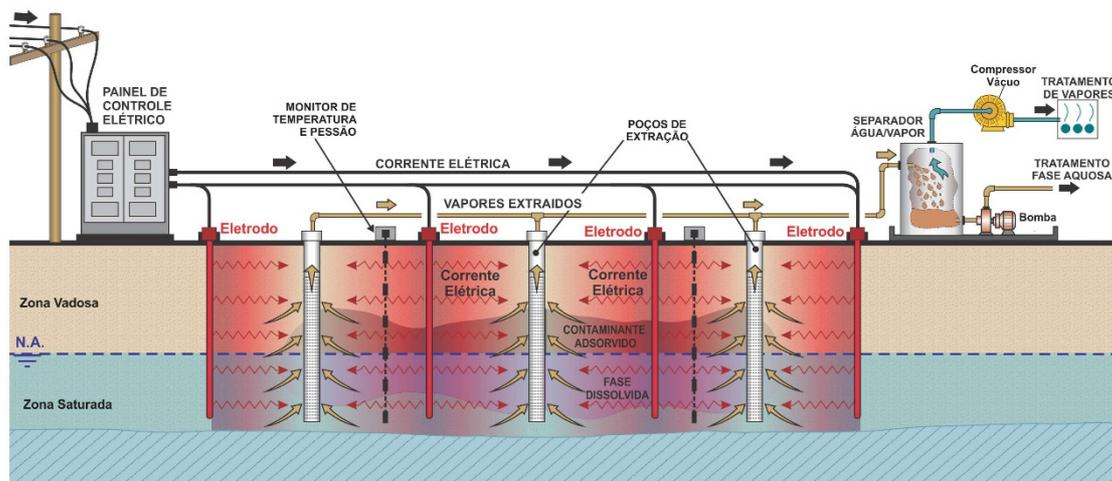


Fonte: AESAS.

3.1.8. *Electrical resistance heating (ERH)*

Trata-se da técnica na qual o aquecimento é promovido pela passagem de corrente elétrica entre eletrodos instalados no solo, utilizando o próprio solo como condutor de corrente, cuja resposta, por ser um mau condutor (alta resistividade elétrica e baixa condutividade elétrica), é dissipar a energia elétrica aplicada na forma de calor, promovendo um aquecimento mais uniforme do volume a ser remediado. Essa técnica pode ser aplicada na grande maioria dos solos conhecidos para atingir temperaturas de até 100 °C (que corresponde ao ponto de ebulição da água subterrânea, fator limitante da técnica), podendo atingir temperaturas maiores em zonas saturadas mais profundas ou temperaturas menores em zona vadosa. A **Figura 15.2-9** mostra um perfil esquemático.

Figura 15.2-9 – Perfil esquemático de ERH

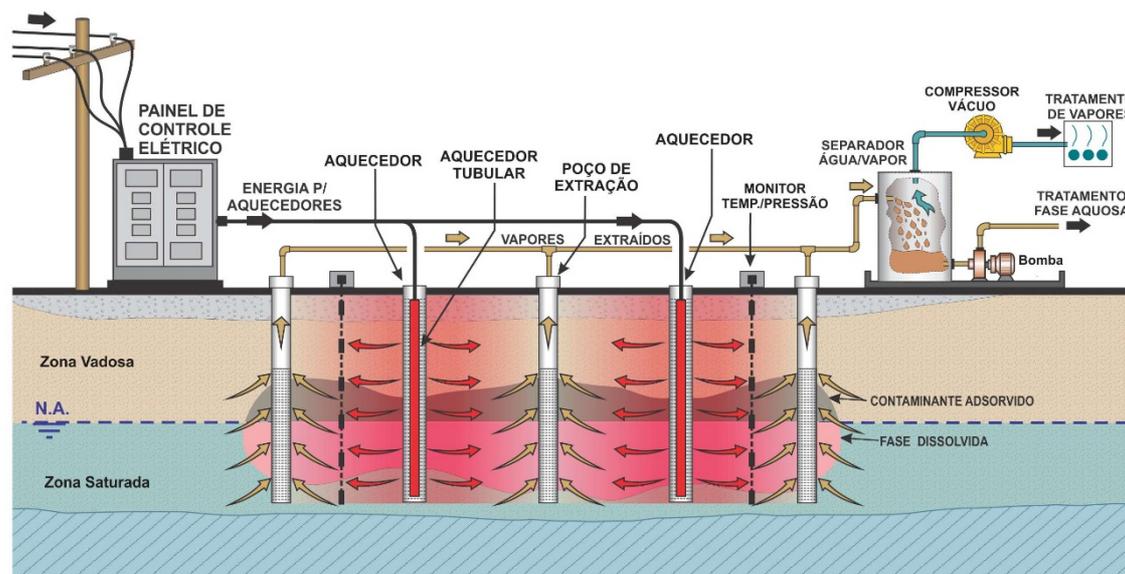


Fonte: AESAS.

3.1.9. Thermal conduction heating (TCH)

Nessa técnica de dessorção térmica *in situ*, o aquecimento é promovido por condução térmica. São instalados aquecedores no solo, que podem atingir aproximadamente 800 °C, gerando uma fonte de calor, que se propaga por condução térmica até todo o volume remediado atingir a temperatura-alvo da remediação. Em zonas do solo sem a presença de água, essa técnica pode promover o aquecimento acima de 100 °C. Diferentes fontes de energia podem ser utilizadas para abastecer os aquecedores, tais como: energia elétrica, se o aquecedor utilizar resistência elétrica, ou gás natural se os aquecedores utilizarem queimadores. A **Figura 15.2-10** mostra um perfil esquemático.

Figura 15.2-10: Perfil esquemático de TCH



Fonte: AESAS.

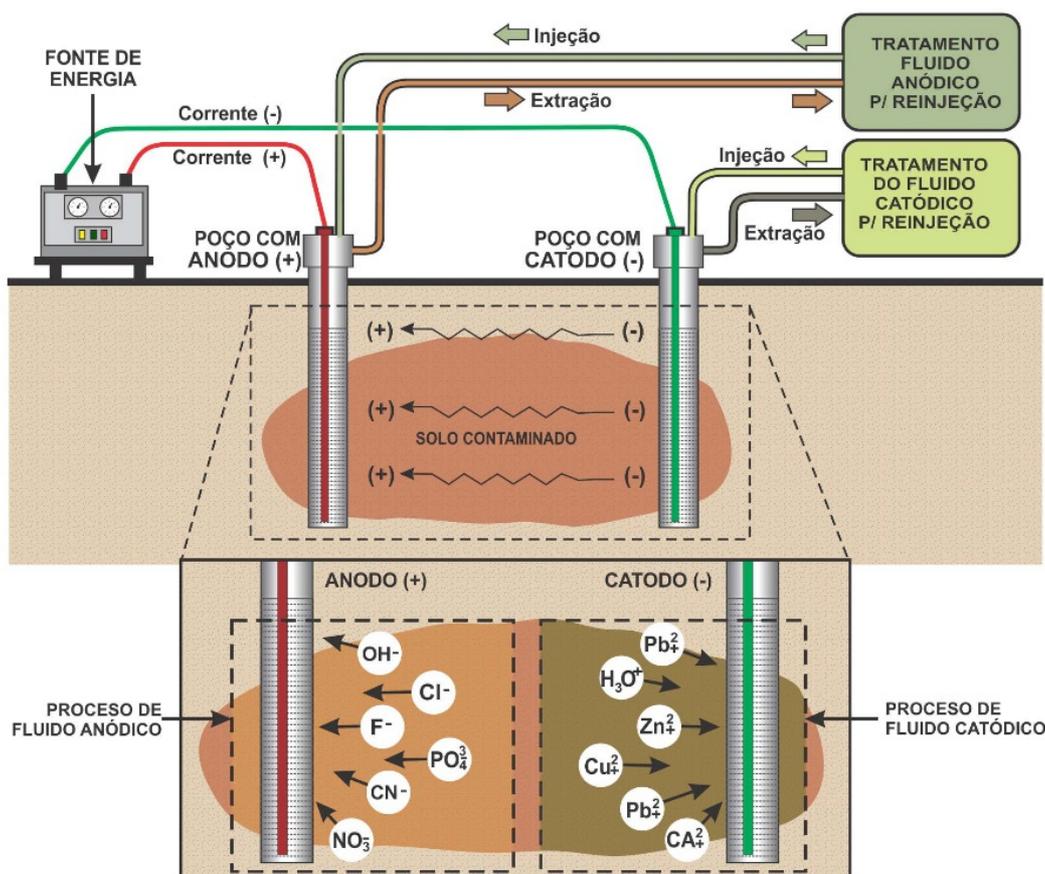
3.1.10. *Electrokinetics* (EK) | Eletrocinese *in situ*

A eletrocinese, remediação eletrocinética ou eletrorremediação, consiste na instalação de eletrodos (de material cerâmico ou outros materiais inertes, sendo um o cátodo e outro o ânodo) na área de interesse de remediação, e na aplicação de uma diferença de potencial elétrico de baixa intensidade, atravessando do ânodo (eletrodo com carga positiva) para o cátodo (eletrodo com carga negativa). Com o resultado do gradiente elétrico, ocorrem diferentes reações físico-químicas e o transporte de espécies, que podem resultar na remediação ou contribuir para a remediação da área. Tal aplicação derivou da necessidade de desidratar e estabilizar argilas, e da necessidade de remoção de metais do solo.

Grande parte dos trabalhos publicados aponta seu uso como técnica auxiliar, promovendo o transporte de espécies químicas empregadas na remediação e/ou como técnica para mobilizar o contaminante do meio poroso (Wu, 2011). Nesse contexto, o transporte e a mobilização acontecem devido à ocorrência de três processos: a eletromigração, a eletro-osmose e a eletroforese (Acar *et al.*, 1995). A eletromigração é o mecanismo primário de migração dos contaminantes ou solutos iônicos, resultando no transporte e mobilização de espécies carregadas por meio da atração exercida por um eletrodo de carga oposta. A eletro-osmose é o movimento da água dos poros na direção do cátodo, quando a carga da superfície do solo é negativa e possui cátions adsorvidos, mas pode ocorrer no sentido contrário (direção do ânodo) caso ocorram mais ânions adsorvidos. A eletroforese é o transporte de partículas eletricamente carregadas sob a ação de um campo elétrico.

Como técnica auxiliar, encontram-se trabalhos publicados dessa técnica associada às técnicas de biorremediação, barreiras reativas, oxidação/redução química, lavagem de solo (*soil washing*), fitorremediação, remediação térmica e estabilização química (Reddy; Cameselle, 2009). Ao contrário das demais técnicas consagradas que enfrentam barreiras na aplicação em materiais menos permeáveis, a eletrocinese se mostra bastante promissora em locais de baixa permeabilidade (solos finos e compactos). A **Figura 15.2-11** apresenta o perfil esquemático de um sistema EK básico.

Figura 15.2-81 – Perfil esquemático de EK



Fonte: AESAS.

Além dos processos descritos anteriormente, Rajeshwar e Ibanez (1997) apontam outros processos que podem degradar os contaminantes sem o uso de outros produtos mediadores: a eletroflotação, eletro-oxidação e eletrorredução. A eletroflotação é a geração de microbolhas de oxigênio e de hidrogênio, resultantes da eletrólise da água, que podem auxiliar na degradação dos contaminantes orgânicos. A eletro-oxidação e a eletrorredução podem ocorrer diretamente quando o contaminante entra em contato com o eletrodo ânodo ou o cátodo, respectivamente, provocando a troca direta de elétrons entre o contaminante e a superfície do eletrodo, ou indiretamente, através de espécies eletroativas oxidantes ou redutoras, formadas pelo contato com os eletrodos.

A literatura indica sua aplicação na zona não saturada e na zona saturada para a remediação de compostos inorgânicos, como metais, ânions e radionuclídeos, e compostos orgânicos, tais como PAHs, etenos e etanos clorados, clorofenóis, clorobenzenos, pesticidas e herbicidas organoclorados, compostos nitroaromáticos e compostos explosivos, como TNT, DNT e RDX (Reddy; Cameselle, 2009). Para a aplicação da técnica, ensaios de tratabilidade e teste piloto são fundamentais, bem como o teste de voltametria cíclica.

Desvantagens:

- ✓ baixa condutividade elétrica do meio;
- ✓ baixa umidade da zona não saturada, nos casos de aplicação da técnica nessa região;

- ✓ interferências subterrâneas;
- ✓ possíveis reações paralelas não desejadas;
- ✓ tempo de remediação no caso de uso da técnica sem combinação com outras metodologias.

3.1.11. *In situ chemical oxidation* (ISCO) | Oxidação química *in situ*

A remediação através da oxidação química *in situ* (*in situ chemical oxidation* – ISCO) é uma tecnologia empregada para decompor, reduzir ou eliminar a toxicidade dos contaminantes presentes na água subterrânea e/ou em solos contaminados. Essa técnica de remediação tem sido aplicada a uma ampla gama de contaminantes voláteis e semivoláteis perigosos, incluindo a remediação de *hot-spots* com presença de DNAPL, e de fase dissolvida que emanam dessas zonas.

A ISCO normalmente envolve reações de redução/oxidação (reações redox) que convertem quimicamente compostos perigosos em compostos não perigosos ou menos tóxicos e mais estáveis, menos móveis ou inertes. As reações redox envolvem a transferência de elétrons de um composto para outro. Especificamente, um reagente é oxidado (perde elétrons) e outro é reduzido (ganha elétrons). Os agentes oxidantes mais utilizados para o tratamento de contaminantes perigosos no solo e nas águas subterrâneas são o peróxido de hidrogênio, o permanganato de potássio, o permanganato de sódio, o persulfato de sódio e o ozônio. Cada oxidante tem suas próprias características e são mais aplicados para o tratamento de áreas-fonte e *hot spots*, em água subterrânea, zona vadosa e solo saturado.

Condições e parâmetros específicos do local da remediação, em conjunto com características específicas do oxidante, devem ser cuidadosamente consideradas para determinar se a ISCO é uma tecnologia viável para implantação, em relação a outras tecnologias candidatas, e para determinar qual oxidante é o mais apropriado.

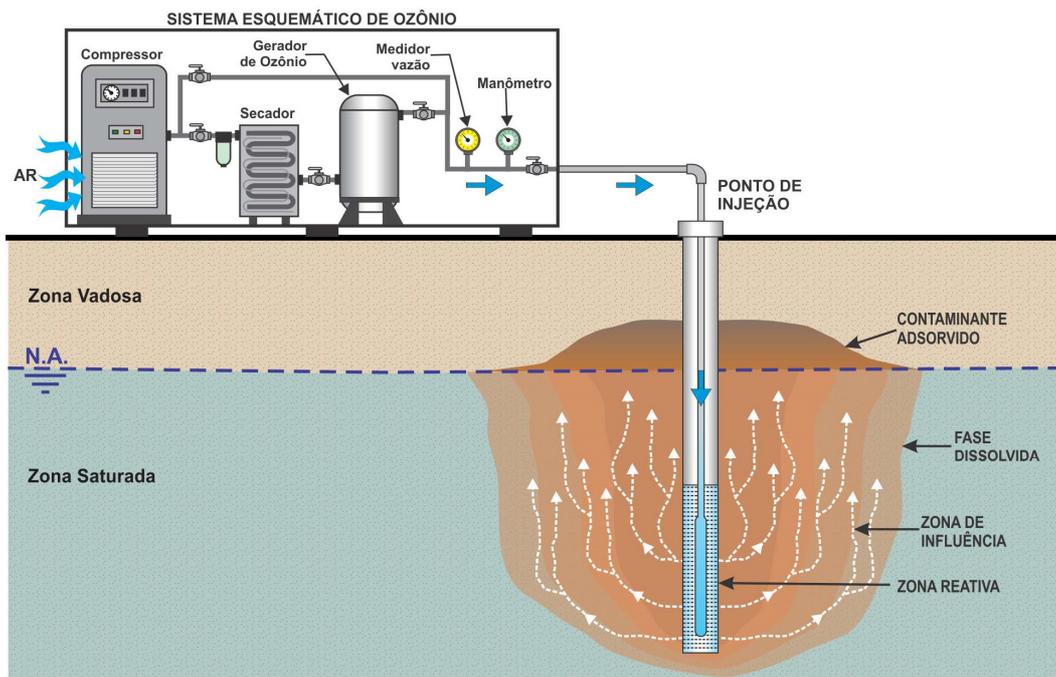
A taxa e a extensão da degradação do composto-alvo pela remediação ISCO são ditadas pelas propriedades da própria substância química e sua suscetibilidade à degradação por oxidação, bem como pelas condições da matriz, como pH, temperatura, concentração do oxidante e concentração de outras substâncias que consomem oxidantes, tais como matéria orgânica natural e minerais redutores, como carbonato, e outros removedores de radicais livres. Dada a taxa de reação relativamente indiscriminada e rápida dos oxidantes com substâncias reduzidas, o método de entrega e distribuição em volume é de suma importância. Os sistemas de entrega dos oxidantes frequentemente empregam poços de injeção verticais ou horizontais, pontos de injeção com avanço forçado para mover rapidamente o oxidante para o subsolo (*direct push*) e mistura em solo (*soil mixing*).

O tipo e a forma física do oxidante indicam os requisitos gerais de manuseio e injeção de materiais. A persistência do oxidante no subsolo é importante, uma vez que afeta o tempo de contato para o transporte advectivo e difusivo e, em última instância, a entrega de oxidante para zonas-alvo no subsolo.

A oxidação usando peróxido de hidrogênio líquido (H_2O_2) na presença de ferro ferroso nativo ou suplementar (Fe^{+2}), produz a reação de Fenton, que gera radicais hidroxila livres ($OH\cdot$). Esses oxidantes fortes e não específicos podem degradar rapidamente uma variedade de compostos orgânicos. A oxidação pela reação de Fenton é mais eficaz sob pH muito ácido (por exemplo, pH 2 a 4) e se torna ineficaz sob condições alcalinas (moderada a forte). As reações são extremamente rápidas e seguem uma cinética de segunda ordem.

O gás ozônio pode oxidar os contaminantes diretamente ou pela formação de radicais hidroxila. Como o peróxido, as reações de ozônio são mais eficazes em sistemas com pH ácido. A reação de oxidação prossegue com uma cinética extremamente rápida e de primeira ordem. Devido à alta reatividade e instabilidade do ozônio, o O_3 é produzido no local, e requer pontos de entrega bem espaçados (por exemplo, poços de ar). A decomposição *in situ* do ozônio pode levar a uma oxigenação e bioestimulação benéficas. A **Figura 15.2-12** apresenta uma seção esquemática de um poço de injeção de ozônio.

Figura 15.2-92: Perfil esquemático de injeção de ozônio



Fonte: AESAS.

A estequiometria de reação do permanganato (normalmente fornecido como $KMnO_4$ líquido ou sólido, mas também disponível em sais de Na, Ca ou Mg) em sistemas naturais é complexa. Devido aos seus múltiplos estados de valência e formas minerais, o Mn pode participar de numerosas reações. As reações prosseguem a uma velocidade um pouco mais lenta do que as duas reações anteriores, de acordo com a cinética de segunda ordem. Dependendo do pH, a reação pode incluir destruição por transferência direta de elétrons ou reações avançadas de oxidação-permanganato de radicais livres, eficazes em uma faixa de pH de 3,5 a 12.

O persulfato é o oxidante mais utilizado atualmente nas aplicações ISCO. Os sais de persulfato dissociam-se em soluções aquosas para formar o ânion persulfato ($S_2O_8^{2-}$). O $S_2O_8^{2-}$ é um oxidante forte e pode degradar muitos contaminantes ambientais, ou pode ser ativado com vários reagentes para formar o radical sulfato ($\cdot SO_4^-$), um oxidante mais poderoso. A catálise de $S_2O_8^{2-}$ a SO_4^- pode ser realizada em temperaturas elevadas (35 °C a 40 °C), com ferro ferroso (Fe(II)), por foto-ativação (UV), com base (isto é, pH elevado) ou com H_2O_2 (Liang et al., 2004a, e referências aqui contidas). A oxidação conduzida por persulfato por SO_4^- tem um maior potencial de oxidação (2,6 V) do que $S_2O_8^{2-}$ (2,1 V) e pode degradar uma gama mais ampla de contaminantes ambientais em taxas mais rápidas. A formação de SO_4^- pode iniciar a formação de OH e uma série de reações em cadeia de propagação e terminação de radicais, nas quais

os compostos orgânicos podem ser transformados (Huang et al., 2002, e referências nele contidas).

A solubilidade do persulfato de potássio vem sendo estudada e aplicada em alguns casos específicos, devido à sua baixa solubilidade. Já o persulfato de amônio resultará em um resíduo de amônia, um produto de reação indesejável. Portanto, o persulfato de sódio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$) é a forma mais comum e viável usada na ISCO. O persulfato é mais estável na subsuperfície em comparação com H_2O_2 e O_3 (Sra et al., 2010) e pode persistir na subsuperfície por semanas, sugerindo que a demanda de persulfato por oxidante natural (NOD ou SOD) é baixa. O ânion persulfato ($\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$) não está significativamente envolvido nas reações de sorção. Essas características tornam o persulfato um oxidante atraente porque persiste na subsuperfície, pode ser injetado em altas concentrações, pode ser transportado em meios porosos e sofrerá transporte difusivo e direcionado por densidade em materiais de baixa permeabilidade.

Para a aplicação de todas as técnicas citadas, é necessário realizar um ensaio de bancada visando calcular as concentrações dos agentes oxidantes, necessários para oxidar os compostos presentes no solo ou na água subterrânea, e um ensaio piloto para o dimensionamento do sistema.

Após as injeções de oxidantes, um monitoramento da área por meio de coletas periódicas de amostras de solo e água subterrânea, é necessário para avaliar a eficiência da técnica.

Vantagens:

- ✓ aplicável a uma ampla gama de contaminantes;
- ✓ os contaminantes são degradados *in situ*;
- ✓ o tratamento *in situ* pode reduzir os custos atrelados a outras tecnologias, tais como bomba, tubulações etc.;
- ✓ transferência de massa é aumentada (aumento da dessorção e dissolução da NAPL);
- ✓ o calor das reações pode aumentar a transferência de massa, taxas de reação e atividade microbiana;
- ✓ potencialmente, pode aumentar a atividade microbiana pós-oxidação e atenuação natural;
- ✓ custo competitivo com outras tecnologias candidatas;
- ✓ tratamento relativamente rápido.

Desvantagens:

- ✓ problemas de entrega de oxidante, quando injetado, devido ao transporte reativo e heterogeneidades do aquífero;
- ✓ a demanda natural de oxidação pode ser alta em alguns solos/aquíferos;
- ✓ dependendo do oxidante, pode haver uma breve persistência de alguns deles, devido às rápidas taxas de reação no subsolo;
- ✓ questões de saúde e segurança relativas ao manuseio de oxidantes fortes;

- ✓ potencial de mobilização de contaminantes;
- ✓ potencial de redução da permeabilidade;
- ✓ dependendo do oxidante, há limitações para aplicação em grandes quantidades;
- ✓ misturas de contaminantes podem requerer a combinação de técnicas.

3.1.12. Nanotecnologia

Uma das mais recentes e promissoras aplicações da nanotecnologia está no uso de nanopartículas para remediação de águas subterrâneas. A nanotecnologia é definida como o estudo de materiais em nanoescala, ou seja, materiais cujo tamanho varia entre 1 e 100 nanômetros (nm), o que equivale a um bilionésimo de metro, e que possuem propriedades físicas, químicas e biológicas únicas, diferentes das encontradas no mesmo material em larga escala.

Pesquisas indicam que uma série de nanopartículas têm um potencial muito grande no tratamento efetivo *in situ* de uma série de contaminantes como compostos organoclorados, pesticidas, PCBs, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e íons metálicos, e que os mecanismos de tratamento variam, incorporando aspectos da oxidação química, redução, sorção, catálise, além de outros processos. O uso das nanopartículas, para fins de remediação, em geral, está baseado nas seguintes premissas:

- ✓ alta área superficial específica (SSA) em comparação com o mesmo material, em sua forma estendida – o que representa o aumento da quantidade de sítios ativos disponíveis para as reações com os contaminantes (aumento da reatividade do material);
- ✓ tamanho diminuto – o que facilita seu transporte pela subsuperfície, permitindo que naveguem por canais e poros estreitos do aquífero, que outros agentes remediadores não conseguiriam alcançar;
- ✓ são passíveis de tratamento de superfície – o que possibilita otimizar suas características específicas e direcioná-las para tratamentos específicos.

A **Tabela 15.2-1** apresenta uma visão geral das principais nanopartículas utilizadas para remediação *in situ* de solos e águas subterrâneas.

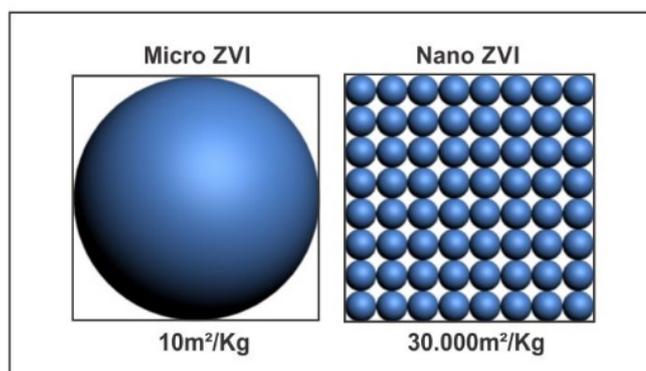
Tabela 15.2-1 – Principais nanopartículas utilizadas para remediação de solo e água in situ

Tipo de nanopartícula	Contaminante
Ferro zero valente (ZVI)	Metanos clorados, trihalometanos, benzenos clorados, etenos clorados, pesticidas, hidrocarbonetos policlorados, tinturas orgânicas, metais pesados, compostos orgânicos clorados, bifenilas policloradas, ânions inorgânicos
Bimetálicas (Ni/Fe e Pd/Au)	Tricloroeteno, bifenilas policloradas, diclorofenol, triclorobenzeno, etenos clorados, compostos orgânicos bromados
Bimetálicas (Pd/Fe) (BNP)	Bifenilas policloradas, etenos clorados, metanos clorados
Nanotubos de carbono (carbon <i>nanotubes</i> – CNT) funcionalizadas por polímeros e ferro	Metais pesados, benzeno, tolueno, dimetilbenzeno, p-nitrofenol
Nanotubos de carbono <i>multi-walled</i>	Metais pesados, clorofenóis, herbicidas, microcistinas, trihalometanos
Nanotubos de carbono simples	Benzeno, tolueno, xilenos, etilbenzeno, metais pesados, trihalometanos
Self-assembled monolayer on mesoporous supports (SAMMS)	Metais pesados, actínídeos, lantanídeos, radionuclídeos
Fibras de carbono ativado	Benzeno, tolueno, xilenos, etilbenzeno, metais pesados
Dióxido de titânio	Metais pesados, tinturas azo, fenol, poluentes aromáticos, tolueno
Zeólitas nanocristalinas	Tolueno e dióxido de nitrogênio.

Fonte: Ram, Andreescu e Ding (2011).

Para melhor demonstrar essa relação inversamente proporcional entre área superficial específica e o diâmetro da partícula, a **Figura 15.2-13** compara a área superficial disponível para reações entre uma micropartícula e de uma nanopartícula de ferro. No exemplo, entre uma micropartícula e uma nanopartícula de ferro zero valente, a SSA aumenta de 10 m²/kg para 30.000 m²/kg (REMILLARD et al., 2010):

Figura 15.2-103: Comparação entre a SSA de micro e nano partículas ZVI



Fonte: Keane (2009).

Como toda técnica *in situ*, requer testes de bancada e ensaio piloto, antes da aplicação para fins de escala total. A injeção de nanopartículas no aquífero pode ser realizada sob gravidade ou em condições pressurizadas, e tem demonstrado ser efetiva na remediação de compostos organoclorados, como o TCE, tanto em área fonte quanto em fase dissolvida. As nanopartículas podem ser injetadas na subsuperfície via: poços de injeção, *direct push* ou injeção direta, *pressure-pulse* (pressão pulsada), *liquid*

atomization injection, *pneumatic fracturing* (fraturamento pneumático) e *hydraulic fracturing* (fraturamento hidráulico).

O uso de poços para injeção consiste em utilizar aqueles já existentes na área de interesse, ou construir poços específicos para essa finalidade, podendo envolver a recirculação das nanopartículas, utilizando-se os próprios poços de injeção e de extração. O método *direct-push*, bastante difundido na área de remediação, consiste em perfurar o solo com hastes de percussão até o nível aquífero requerido e injetar as nanopartículas diretamente no aquífero, sob pressão, de baixo para cima ou de cima para baixo. Já as demais tecnologias – *pressure-pulse*, *pneumatic fracturing* e *hydraulic fracturing* – são ainda incipientes e pouco utilizadas no Brasil, sendo destinadas a casos em que o meio é de baixa permeabilidade, nos quais tenta-se, com uma injeção em alta pressão, criar fraturas no meio pelas quais são injetadas as soluções contendo material remediador. Vale destacar que a heterogeneidade da subsuperfície desempenha um papel fundamental na distribuição, e eficiência na remediação. Sendo assim, a seleção do método de injeção mais apropriado dependerá exclusivamente das propriedades físicas e geoquímicas da área de interesse.

Em termos de limitações, é importante ressaltar que, quando liberadas dentro de ambientes aquáticos, o comportamento das nanopartículas é dependente das propriedades específicas da partícula e das condições hidrodinâmicas e hidrogeoquímicas. Tais fatores determinam se as nanopartículas irão agregar-se a outras existentes no meio, se serão depositadas sobre as várias superfícies ambientais ou mesmo quais transformações podem ocorrer na subsuperfície. Talvez a transformação mais importante dos nanomateriais em subsuperfície, que ainda carece de estudos mais aprofundados, é a conexão de macromoléculas biológicas à superfície das nanopartículas, criando uma estrutura denominada *protein corona*, facilitando a entrada em células ou gerando respostas biológicas por meio de interações entre as moléculas e os receptores celulares. Bactérias e células vivas têm habilidade de absorver nanopartículas, devido ao fato de serem biodisponíveis e bioacumulativas, além do conseqüente potencial em acumular-se na cadeia alimentar, algo que também foi pouco quantificado.

Os estudos conduzidos para avaliação dos efeitos ecotoxicológicos das nanopartículas e suas variantes e formas oxidadas, até o momento, apresentam resultados diversos e ainda pouco aplicáveis aos vários ambientes nos quais são introduzidas, sendo a grande questão a ser respondida no momento quais os principais ambientes a serem testados, em termos de toxicidade, para avaliação da biodisponibilidade e bioacumulação das nanopartículas.

3.1.13. *In situ* chemical reduction (ISCR) | Redução química *in situ*

A redução química *in situ* envolve a inserção de um redutor químico na subsuperfície, especificamente em águas subterrâneas, com a finalidade de degradar compostos orgânicos potencialmente tóxicos em compostos não tóxicos ou menos tóxicos (como no caso dos organoclorados), e coprecipitar compostos inorgânicos (por exemplo, metais como Cr (VI), por adsorção ou precipitação, e degradação oxianions metálicos, como nitrato).

O redutor mais comumente usado é o ferro zero valente (ZVI), seguido do ferro ferroso, ditionito de sódio, sais de sulfeto (polissulfeto de cálcio – CaS_x) e sulfeto de hidrogênio. Ainda, existem casos em que são aplicadas combinações de dois redutores químicos em conjunto, o que muitas vezes pode melhorar a eficiência da remediação. Duas combinações bastante comuns são o uso de ferro ferroso com ditionita de sódio e ZVI com bioestimulação.

Acredita-se que a redução *in situ* tenha um alto potencial para atender a uma variedade de objetivos de remediação quando usada em locais apropriados. A química das

reações de degradação de contaminantes das quais essa tecnologia depende está bem documentada e estabelecida (baseia-se na química clássica da corrosão do ferro) e essa tecnologia tem mostrado alto potencial para alcançar o abatimento de massa em área fonte, redução da concentração em fase dissolvida, redução do fluxo de massa, e redução do potencial de migração da fonte. Tal técnica não se aplica a solos não saturados para tratamento, sendo que, para a confirmação da aplicabilidade da técnica, se tornam necessários testes de bancada e piloto, para validação de sua efetividade em escala total.

Tratamento de Compostos Orgânicos

Os compostos orgânicos comumente tratados por meio da redução química são os alcanos e alcenos clorados (PCE e sua família de degradação), mas também existem casos bem-sucedidos e documentados acerca do tratamento de bifenilas policloradas (PCBs), clorofórmio e compostos radionuclídeos, com o emprego de micropartículas de ferro zero valente (mZVI). Especificamente no caso dos compostos clorados, a reação que ocorre com a inserção do ZVI no meio é denominada de decloração redutiva.

A decloração é uma importante reação dos organoclorados em meio biótico, promovida pelos microrganismos autóctones do meio, e o ZVI reproduz esse processo de forma abiótica, ou seja, reagindo da mesma forma que os microrganismos reagiriam com os contaminantes, numa escala acelerada. O estágio de conhecimento atual mostra que a decloração pode ocorrer por duas vias: a β eliminação e a hidrogenólise, que, por sua vez, explicam a formação de eteno e etano como produtos principais e subprodutos como intermediários clorados (formados via hidrogenólise) e acetileno (formado via β -eliminação). O ZVI atua melhor sob condições anaeróbicas, especialmente no caso das reações de β -eliminação. Níveis de oxigênio dissolvido (OD) baixos, entre 0 mg/L e 1 mg/L, e valores negativos de potencial de óxido-redução (*oxidation reduction potencial* – ORP), ≤ -400 mV, são as condições ideais para facilitar a degradação dos compostos mãe (PCE e TCE).

Formas combinadas, como o ferro emulsificado *zero-valent* (EZVI) pode ser usado para aumentar a destruição do solvente clorado DNAPL nas zonas de origem, criando um contato íntimo entre o DNAPL e o ZVI. O EZVI é composto de surfactante de grau alimentício, óleo vegetal biodegradável, água e partículas de ZVI (ferro em escala nanométrica ou micro). O EZVI forma partículas de emulsão que contêm o ZVI em água rodeado por uma membrana de óleo/líquido. A membrana externa de óleo tem propriedades hidrofóbicas semelhantes às do DNAPL; portanto, a emulsão é miscível com o DNAPL. O óleo emulsificado não é o único substrato que pode ser misturado ou injetado com ZVI para obter uma zona reativa biológica e química. Vários produtos comerciais fornecem um substrato de carbono junto ao ZVI.

Embora as fórmulas sejam diferentes, esses produtos são projetados para aproveitar as vantagens das reações de redução abiótica e biótica sinérgica criadas pela combinação. Além dos produtos combinados, o ZVI pode ser misturado ou injetado separadamente com substratos comuns (lactato, melão, álcool) apropriados ao contaminante e ao ambiente hidrogeológico.

Tratamento de Compostos Inorgânicos

A redução *in situ* de metais e metaloides é realizada por um mecanismo de estabilização, que manipula a geoquímica da área-alvo subsuperficial para provocar a precipitação direta, coprecipitação ou adsorção e precipitação indiretas (por exemplo, adsorção a hidróxidos de ferro) dos produtos químicos alvo. Embora a contaminação por metal dissolvido possa ser tratada por esses mecanismos de estabilização, é importante determinar se a espécie de metal estabilizada continuará nesse estado quando as condições do subsolo retornarem a uma condição natural. A **Tabela 15.2-2** apresenta uma lista de elementos e seus precipitados potenciais sob várias condições geoquímicas.

Tabela 15.2-2 – Elementos e precipitados potenciais *in situ*

Elemento	Estados de oxidação primários no meio ambiente	Potenciais precipitados <i>in situ</i> ¹
Antimônio	+3, +5	Sulfeto
Arsênio	+3, +5	Normalmente requer coprecipitação ²
Bário	+2	Sulfato
Boro	+3	Normalmente requer coprecipitação ²
Cádmio	+2	Carbonato, fosfato, sulfeto
Cromo	+3, +6	Hidróxido
Cobre	+1, +2	Hidróxido, fosfato, sulfeto
Ferro	+2, +3	Hidróxido, carbonato, sulfeto
Chumbo	+2	Carbonato, fosfato, sulfeto
Manganês	+2, +3, +4	Óxido, carbonato, sulfeto
Mercurio	0, +1, +2	Sulfeto
Molibdênio	+4, +5, +6	Sulfeto
Níquel	+2	Hidróxido, sulfeto
Selênio	-2, 0, +4, +6	Elemental, ferro, se misturados
Tálio	+1, +3	Hidróxido, carbonato, sulfeto
Urânio	+4, +6	Óxido, fosfato
Vanádio	+3, +4, +5	Normalmente requer coprecipitação ²
Zinco	+2	Hidróxido, carbonato, sulfeto

Fonte: Horst *et. al.* (2010)

¹ Reflete precipitados facilmente formados relevantes para a remediação *in situ*, mas nem todas as fases sólidas possíveis.

² Coprecipitação é entendida como a transferência de elétrons por meio de um precipitado de substâncias normalmente solúveis nas condições empregadas.

Expandiu-se a abordagem das barreiras reativas permeáveis, por meio do desenvolvimento de processos de remediação *in situ*, que envolvem a injeção de quantidades específicas de agente remediador diretamente nas zonas contaminantes, ocorrendo a entrega do produto em meio saturado via *direct push* (injeção direta), *pressure-pulse* (pressão pulsada), *liquid atomization injection*, *pneumatic fracturing* (fraturamento pneumático) e *hydraulic fracturing* (fraturamento hidráulico), além das próprias barreiras reativas.

No caso do ZVI, ele pode reagir com água (ou H⁺), para produzir H₂, o que caracteriza uma reação de competição com a reação de decloração, fortemente controlada pela disponibilidade de íons H⁺ no meio. Desse modo, pode-se observar que os elétrons provenientes da oxidação do ferro zero valente podem ser usados tanto para a reação de decloração de TCE quanto para produzir gás hidrogênio, sendo que a massa de TCE de clorado pela massa de Fe⁰ dependerá das taxas relativas de cada uma das semirreações que ocorrem no meio e da acessibilidade do Fe⁰ ao contaminante, o que pode ser dificultado pelas heterogeneidades do meio.

3.1.14. *Permeable reactive barriers* (PRB) | Barreiras reativas permeáveis

Uma barreira reativa permeável (PRB) é um dispositivo subterrâneo, inserido de forma destrutiva (escavando-se o solo até o alcance do nível d'água) ou não (por meio de poços ou pontos de injeção), composto por materiais reativos, por meio do qual uma pluma de fase dissolvida deve se mover conforme flui, normalmente sob gradiente natural, permitindo o contato do contaminante com o material reativo e propiciando a reação entre eles de forma passiva. Esse método *in situ* para remediar contaminantes de fase dissolvida em águas subterrâneas combina uma zona de tratamento químico ou biológico passivo com o gerenciamento de fluxo da água subterrânea. Uma vasta gama de contaminantes (inorgânicos ou orgânicos) pode ser tratada de forma passiva nessas condições. A **Tabela 15.2-3** apresenta um breve descritivo de compostos já tratados e material reativo empregado nas barreiras:

Tabela 15.2-3 – Contaminantes x material reativo de preenchimento

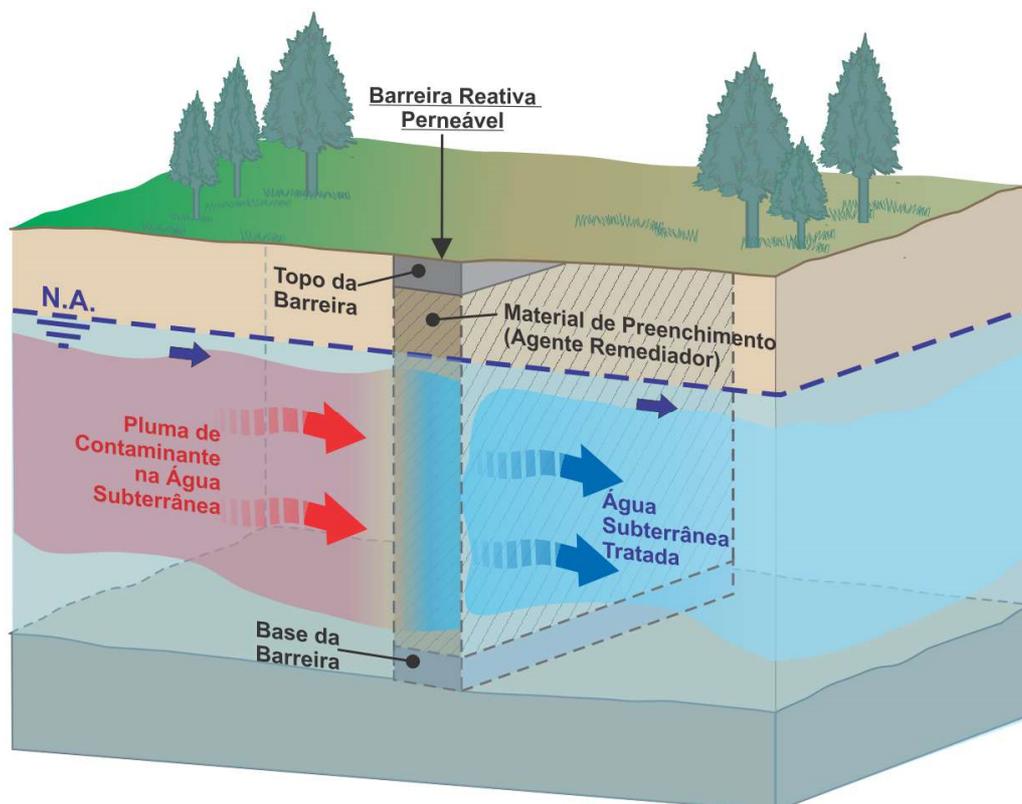
Contaminante	ZVI	Biobarriers	Apatita	Zeólitas	Escória	Combinações ZVI-carbono	Argila organofílica
Etenos clorados, etanos	F	F			L	F	
Metanos clorados, propanos						F	
Pesticidas clorados						P	
Freons						L	
Nitrobenzeno	P						
Benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos		F					
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos							L
Energética	P	F				P	
Perclorato		F	F	L		L	
Creosote							F
Metais catiônicos (por exemplo, Cu, Ni, Zn)	L	F	F		L	F	
Arsênio	F			L	F	F	
Cromo (VI)	F			L	L	F	
Urânio	F	P	F			F	
Estrôncio-90			F	F			
Selênio	L					L	
Fosfato					F		
Nitrato		F	F			F	
Amônio				L			
Sulfato		F				L	
Éter metil terciário butílico		F					

Fonte: ITRC (2011).

F = Aplicação em escala real, L = Aplicação em laboratório, P = Aplicação em escala piloto

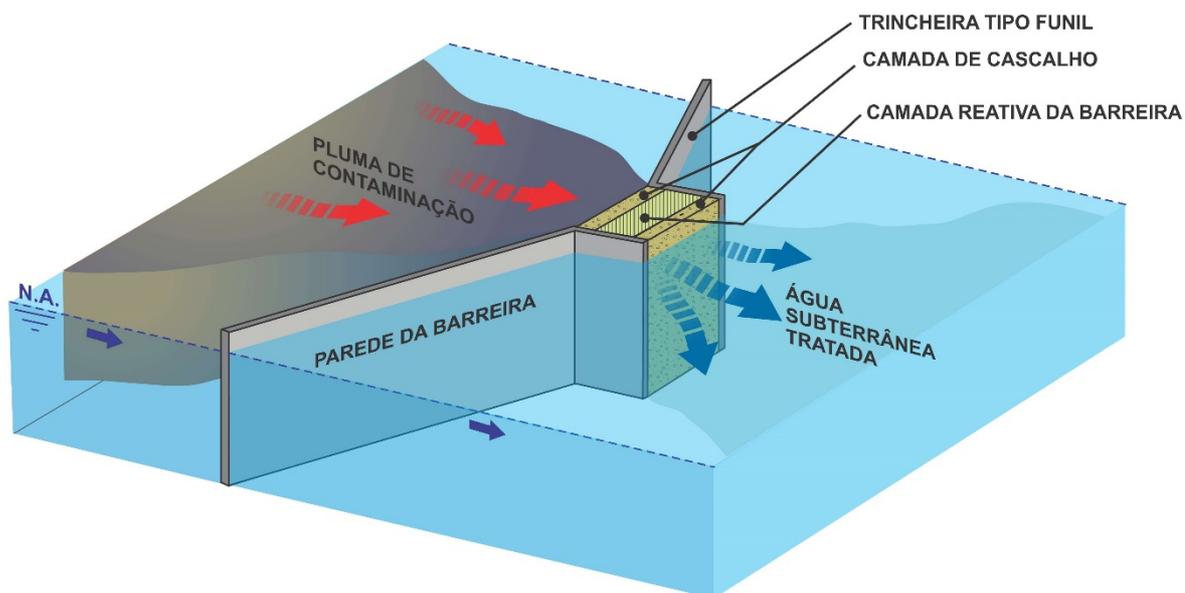
Os PRBs podem ser instalados como unidades permanentes ou semipermanentes. A configuração de PRB mais comumente usada é a de uma vala contínua (**Figura 15.2-14**) preenchida pelo material de tratamento. A trincheira é perpendicular e cruza a pluma de água, permitindo que o líquido flua por ela. Outra configuração frequentemente usada é o *funnel and gate* (funil e comporta), em que paredes de baixa permeabilidade (o funil) direcionam a pluma de água subterrânea em direção a uma zona de tratamento permeável (a comporta), como pode ser observado na **Figura 15.2-15**. Técnicas de injeção ou fraturamento também têm sido usadas para construir PRBs de subsuperfície. Essas técnicas usam poços de injeção permanentes ou temporários para colocar materiais reativos, como ZVI, óleos comestíveis ou fórmulas comerciais que se beneficiem tanto do poder reativo do ZVI quanto dos substratos orgânicos, propiciando meios químicos e biológicos de redução (**Figura 15.2-16**) no subsolo. Os pontos de injeção são espaçados para fornecer raios de influência sobrepostos entre eles, formando uma zona de tratamento independente (**Figura 15.2-14**).

Figura 15.2-114 – Vista de elevação do PRB estilo trincheira (esquerda); Vista plana da PRB de estilo de trincheira (direita)



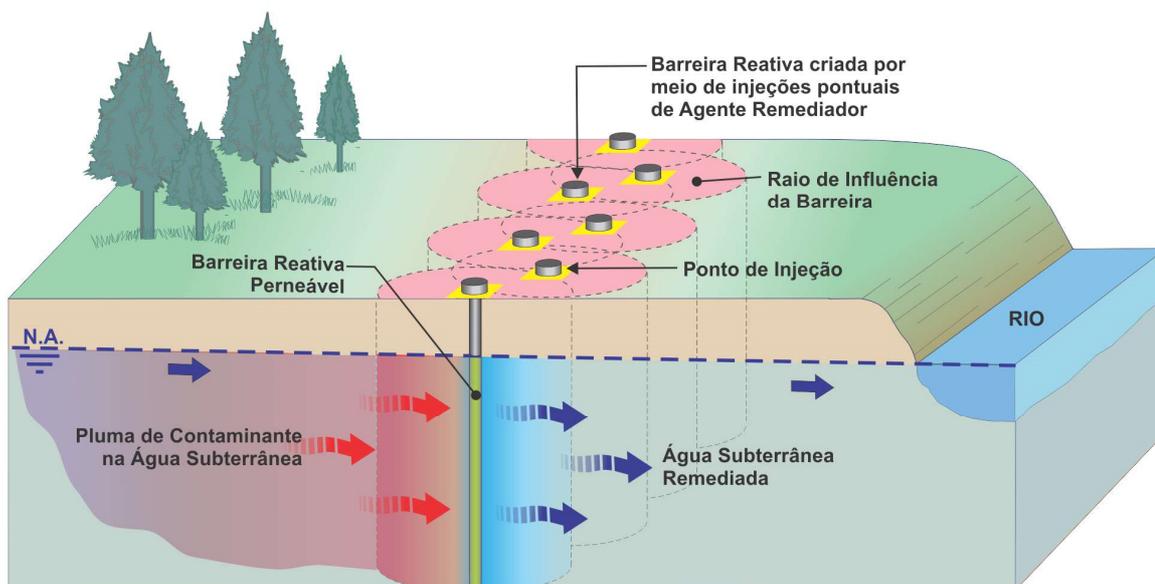
Fonte: AESAS.

Figura 15.2-125 – Vista de elevação do PRB estilo *funnel and gate* (funil)



Fonte: AESAS.

Figura 15.2-136 – Pontos de injeção em formação de barreira



Fonte: AESAS.

A principal vantagem desse sistema é que nenhum bombeamento ou tratamento acima do solo é necessário. A barreira atua passivamente após sua instalação. As PRBs, no entanto, não incidem sobre a fonte de contaminação (solos ou sedimentos contendo compostos tóxicos residuais ou de fase livre) e dependem inteiramente da dessorção ou dissolução dos contaminantes nas águas subterrâneas e posterior migração até a PRB para tratamento, visando impedir a migração da pluma de fase dissolvida em direção a receptores sensíveis, como corpos d'água, ou o avanço em direção à área externa de um terreno impactado. Além disso, a colocação do PRB pode exigir a abertura de valas e atividades de construção intensivas, o que pode resultar em perturbações significativas para o ecossistema. O uso de um PRB passivo requer uma caracterização hidrológica atipicamente abrangente, para que o projeto possa ser baseado em uma compreensão completa da heterogeneidade do subsolo, em vez de valores médios para parâmetros hidráulicos. Dado o nível de investigação necessário, os custos do projeto provavelmente aumentarão, e o trabalho de campo do pré-projeto pode demonstrar que um PRB passivo não é adequado para um determinado local.

3.1.15. Adsorção

A adsorção *in situ* é um processo que consiste na retenção temporária ou permanente de contaminantes orgânicos e metais, nas fases gasosa ou dissolvida, na superfície de um material adsorvente. Os adsorventes podem ser materiais como carvão ativado, alumínio ativado, zeólitas ou polímeros. No caso de contaminantes dissolvidos, paredes permeáveis são colocadas dentro de trincheiras ou sondagens, ou uma combinação de carvão ativado e aditivos (químicos e/ou biológicos) é injetada no solo.

Os compostos orgânicos são frequentemente hidrofóbicos e pouco solúveis em água, portanto, eles tendem a particionar no adsorvente, que, ao atingir sua capacidade de saturação, deve ser substituído. O adsorvente saturado pode então ser recuperado, processado ou regenerado e reutilizado no sistema.

A combinação de carvão ativado e aditivos químicos e/ou biológicos é uma tecnologia emergente aplicada a contaminantes presentes no solo e nas águas subterrâneas. A mistura de carvão ativado e aditivos é injetada sob alta pressão na zona de baixa permeabilidade (mistura de misturas de carvão ativado granular ou em pó) ou sob baixa

pressão na zona permeável (mistura contendo carvão ativado coloidal). O carvão ativado é responsável pela adsorção de contaminantes, enquanto o uso de aditivos é baseado na degradação dos contaminantes adsorvidos. Dependendo dos contaminantes presentes, o carvão ativado pode ser de várias porosidades, e os aditivos utilizados em combinação podem se constituir em ferro zero valente, nutrientes, receptores de elétrons, peróxido de cálcio etc. A retenção de contaminantes na matriz do carvão ativado permite um período mais longo de residência para os contaminantes sujeitos à degradação pelo uso de aditivos combinados. Essa tecnologia é usada principalmente para o tratamento de hidrocarbonetos de petróleo, bem como para solventes clorados.

A combinação de adsorção e degradação reduz o potencial para rebote de contaminantes, frequentemente encontrado com o tratamento convencional por tecnologias tradicionais, como, por exemplo, bombear e tratar (*pump and treat*) ou oxidação química *in situ* (ISCO). Para sua aplicação, as seguintes etapas devem ser consideradas:

- ✓ mobilização: acesso ao local;
- ✓ possibilidades para execução de sondagens ou abertura de valas;
- ✓ instalação de uma parede de materiais adsorventes, no caso de contaminação em fase dissolvida;
- ✓ instalação de leitos de materiais adsorventes no caso de contaminação em fase gasosa;
- ✓ substituição de materiais adsorventes.

Fatores adicionais a serem considerados ao implementar a tecnologia são:

- ✓ tipo de contaminante;
- ✓ escolha do material adsorvente;
- ✓ tamanho e número de leitos de materiais adsorventes;
- ✓ aditivos químicos e/ou biológicos a serem utilizados combinados ao carvão ativado;
- ✓ porosidade do carvão ativado;
- ✓ o método de regeneração ou descarte do adsorvente utilizado, se aplicável;
- ✓ o período em que o adsorvente poderá ser usado antes da regeneração e/ou descarte.

A adsorção *in situ* através de uma parede permeável pode ser utilizada por muitos anos sem necessidade de adequação em consequência do processo de remediação. No entanto, a operação e manutenção adequadas da tecnologia devem ser garantidas, pois a precipitação e a incrustação podem levar à diminuição da eficiência da tecnologia.

Por se tratar de uma tecnologia emergente, ainda não existem muitos dados a respeito da eficácia do tratamento a longo prazo, assim como ainda faltam estudos a respeito da possibilidade de desprendimento dos contaminantes adsorvidos no longo prazo, caso o material adsorvente seja deixado no local após o tratamento.

Limitações:

- ✓ manutenção do adsorvente: necessidade de regeneração ou remoção periódica dos materiais;
- ✓ grandes áreas não são adequadas para tratamento de efluentes gasosos por essa tecnologia;
- ✓ não é eficiente para compostos inorgânicos não metálicos.

3.1.16. Biorremediação

A biorremediação é uma tecnologia que utiliza microrganismos para degradar contaminantes no solo e em águas subterrâneas por meio de mecanismos naturais de biodegradação, chamados de biorremediação intrínseca, ou com intervenções mediante de adição de suplementos capazes de aumentar a biodegradação natural, como, por exemplo, a adição de micróbios, nutrientes, doadores de elétrons ou aceptores de elétrons, processo chamado de biorremediação aprimorada (USEPA, 2001). A biorremediação intrínseca também é chamada de atenuação natural (MNA), e será discutida no item a seguir. Este capítulo se dedica a apresentar as tecnologias e processos envolvidos na biorremediação aprimorada.

A base fundamental da técnica é o uso de microrganismos que utilizam contaminantes como fonte de energia. Mais precisamente, a biorremediação envolve a produção de energia em uma reação redox no interior das células microbianas, e essas reações incluem desde a respiração das células até outras funções biológicas essenciais para sua sobrevivência e reprodução (ICSS, 2006).

A fim de promover a degradação dos contaminantes de forma eficiente, tanto em solo quanto em águas subterrâneas, pode-se aplicar técnicas de bioaugmentação e/ou bioestimulação no meio. A bioaugmentação deve ser aplicada quando as bactérias indispensáveis para degradar os contaminantes da área não ocorrem naturalmente ou estão presentes em populações insuficientes para a completa degradação dos contaminantes alvo. Nesse processo, é realizada a introdução de cepas de micróbios especialmente selecionadas ou geneticamente modificadas em um local contaminado. A bioestimulação deve ser aplicada onde as bactérias necessárias para degradar os contaminantes estão presentes, porém as condições naturais não favorecem seu crescimento. Assim, pode-se incrementar o meio com elementos como ar, substratos orgânicos ou outros doadores/aceptores de elétrons e nutrientes (EPA, 2006a). Atualmente, essa variante não é passível de aplicação no Brasil, devido à legislação vigente.

Em geral, diversas bactérias estão envolvidas no metabolismo de certas classes de compostos químicos, como hidrocarbonetos alifáticos, hidrocarbonetos aromáticos, hidrocarbonetos alifáticos clorados ou compostos de anel heterocíclico. A presença ou ausência de oxigênio determina, geralmente, a via de biodegradação e o número e os tipos de bactérias envolvidas. A terminologia geral empregada para descrever a biodegradação inclui mecanismos aeróbicos ou anaeróbicos, geralmente aplicados segundo a natureza da transformação que ocorre na presença ou ausência de oxigênio. Como muitos organismos são facultativos e as águas subterrâneas podem conter diversos tipos de aceptores de elétrons, além do oxigênio (por exemplo, nitrato, ferro, sulfato), as descrições desses processos em torno de reações microbianas oxidativas *versus* reações microbianas redutoras são mais apropriadas (Suthersan *et al.*, 2017).

A oxidação microbiana ocorre quando um microrganismo usa o composto químico como um doador de elétrons (substrato de crescimento primário). Em outras palavras, os microrganismos transferem elétrons do contaminante para os aceptores de elétrons. A oxidação microbiana pode ocorrer em condições aeróbicas (oxigênio comoceptor de

elétrons) e anaeróbicas (desnitrificantes, ferro-redutoras, sulfato-redutoras e metanogênicas) (Suthersan; Payne, 2005).

A redução microbiana ocorre quando o composto químico é usado como um aceptor de elétrons (substrato de crescimento primário). O maior interesse nas transformações de redução microbiana envolve a decloração de compostos orgânicos alifáticos e aromáticos. O termo dehalorespiração foi criado para descrever a decloração redutiva causada por microrganismos que utilizam compostos clorados como aceptores de elétrons. Durante a dehalorespiração, o hidrocarboneto clorado é usado diretamente como um aceptor de elétrons e o hidrogênio dissolvido, proveniente de processos de fermentação de substratos orgânicos inseridos no meio, é usado diretamente como um doador de elétrons (Suthersan; Payne, 2005). Alguns exemplos de substratos orgânicos utilizados para promover esse tipo de reação biológica no meio incluem: melão de cana, lactato de sódio, óleo vegetal emulsificado, entre outros.

Para a seleção da melhor abordagem de biorremediação, é necessário desenvolver estudos aprofundados e um modelo conceitual robusto. Além disso, os tipos de contaminantes presentes e as condições hidrogeoquímicas locais são cruciais para a aplicação da técnica. A **Tabela 15.2-4** apresenta os contaminantes comumente encontrados, sua degradabilidade microbiana e as condições preferenciais de ocorrência.

Tabela 15.2-4 – Degradabilidade microbiana e condições preferenciais

(continua)

Contaminantes	Degradabilidade Microbiana		Condição preferencial
	Alto	Baixo	
Hidrocarbonetos de óleo mineral			
Hidrocarbonetos de óleo mineral de cadeia curta	x		Aeróbio
Hidrocarbonetos de óleo mineral de cadeia longa/ramificada		x	Aeróbio
Cicloalcanos		x	Aeróbio
Hidrocarbonetos monoaromáticos			
(Mono) hidrocarbonetos aromáticos	x		Aeróbio
Fenóis	x		Aeróbio
Cresóis		x	Aeróbio
Catecóis	x		Aeróbio
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos			
PAHs de 2 a 3 anéis (por exemplo, naftaleno)	x		Aeróbio
PAHs de 4 a 6 membros (por exemplo, benzo (a) pireno)		x	Aeróbio
Hidrocarbonetos alifáticos clorados			
Tetracloroetano, tricloroetano	x		Anaeróbio
Tricloroetano	x		Anaeróbio
Dicloroetano, dicloroetano, cloreto de vinila	x		Anaeróbio/aeróbio
Hidrocarbonetos aromáticos clorados			
Clorofenóis (superclorados)		x	Anaeróbio
Clorofenóis (pouco clorados)	x		Anaeróbio/aeróbio
Clorobenzenos (superclorados)		x	Anaeróbio
Clorobenzenos (pouco clorados)	x		Anaeróbio/aeróbio
Cloronaftaleno	x		Anaeróbio/aeróbio
Bifenilos policlorados (PCBs) (superclorados)		x	Anaeróbio
Bifenilos policlorados (pouco clorados)	x		Anaeróbio/aeróbio
Compostos nitroaromáticos			
Mono e dinitroaromática	x		Anaeróbio/aeróbio
Trinitrotolueno (TNT)	x		Anaeróbio/aeróbio
Trinitrofenol (ácido pícrico)		x	Anaeróbio/aeróbio
Compostos nitroalifáticos			
Trinitrato de glicerol	x		Aeróbio

Contaminantes	Degradabilidade Microbiana		Condição preferencial
	Alto	Baixo	
Pesticidas			
g-hexaclorociclohexano	x		Anaeróbio/aeróbio
b-hexaclorociclohexano		x	Anaeróbio/aeróbio
Atrazínes	x		Aeróbio
Dioxinas			
PCDD/F (vários)		x	Anaeróbio
Compostos inorgânicos			
Cianetos livres		x	Aeróbio
Amônia	x		Anaeróbio/aeróbio
Nitrato	x		Anaeróbio
Sulfato	x		Anaeróbio

(conclusão)

Fonte: Adaptado de ICSS (2006).

Com as condições do meio estudadas, bem como as características dos contaminantes, é necessário definir o tipo de tecnologia aplicável na área, visando o atendimento dos objetivos propostos. Não há regras estabelecidas para seleção das técnicas, e o profissional competente deve avaliar as melhores alternativas diante de cada cenário.

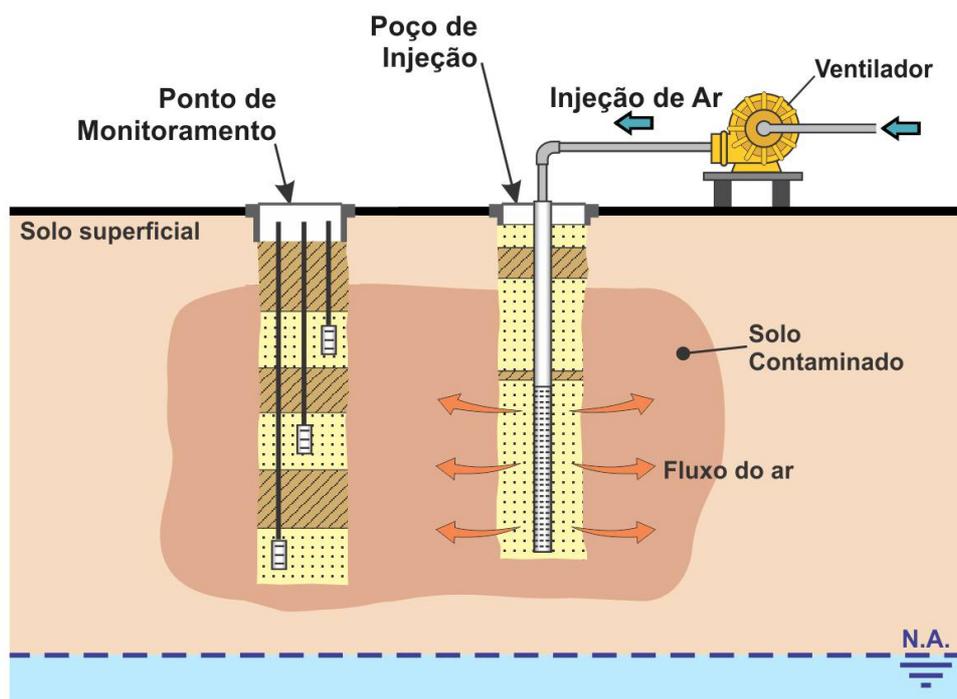
A seguir, é apresentado um resumo das principais tecnologias de biorremediação *in situ* de acordo com a matriz, por meio de técnicas de bioestimulação.

Solo

Bioventing: essa tecnologia consiste na estimulação da biodegradação de compostos de interesse na zona vadosa por mecanismos de oxidação microbiana por meio da indução de fluxo de ar e do aumento na disponibilidade de oxigênio. O fluxo de ar na zona vadosa é induzido por injeção e/ou extração de ar em baixas taxas de vazão, porém suficientes para promover a biodegradação dos compostos de interesse em taxas superiores à sua volatilização. O oxigênio introduzido ao meio estimula os microrganismos autóctones a degradar os contaminantes em compostos não tóxicos, como dióxido de carbono, água e biomassa. Durante sua operação, as concentrações de oxigênio na zona vadosa devem ser monitoradas periodicamente para garantir que o sistema esteja fornecendo oxigênio suficiente para atender a demanda do meio.

O *bioventing* pode reduzir custos de tratamento de vapor (*ex situ*) e promover a remediação de compostos orgânicos semivoláteis que não podem ser removidos apenas por volatilização direta. A **Figura 15.2-17** ilustra o funcionamento da tecnologia *bioventing*.

Figura 15.2-147 – Esquema de *bioventing*



Fonte: Adaptado de https://portal.navfac.navy.mil/portal/page/portal/NAVFAC/NAVFAC_WW_PP/NAVFAC_NFESC_PP/ENVIRONMENTAL/ERB/BIOVENT/.

Fonte: Adaptado de NAVFAC (2002)

Limitações:

Fatores que podem limitar a aplicabilidade e eficácia da tecnologia *bioventing* incluem: solos de baixa permeabilidade como solos predominantemente argilosos, zona vadosa de pequena espessura para distribuição do oxigênio, áreas com muitas interferências subterrâneas que podem funcionar como caminhos preferenciais na distribuição do oxigênio, e solos com baixo teor de umidade.

Água subterrânea

Biosparging: consiste na estimulação da biodegradação de compostos de interesse por mecanismos de oxidação microbiana por meio da injeção de ar ou oxigênio na zona saturada do solo. A eficácia da técnica depende de dois fatores principais: a permeabilidade do solo e a biodegradabilidade do contaminante.

O *biosparging* pode ser aplicado para reduzir as concentrações de compostos dissolvidos na água subterrânea, adsorvidos ao solo na zona saturada e na franja capilar. Para compostos orgânicos voláteis, o *biosparging* pode ser combinado com outras tecnologias de remediação como SVE ou *bioventing*.

A introdução de substâncias liberadoras de oxigênio pode intensificar a biodegradação aeróbica dos contaminantes na zona saturada. Substâncias comumente utilizadas para esse fim incluem, por exemplo, o peróxido de hidrogênio e o ozônio. A tecnologia com o uso dessas substâncias pode ser aplicada no tratamento de áreas fontes e ao longo de toda extensão da pluma.

A técnica de biorremediação anaeróbica *in situ* mais comumente utilizada é a de cloração redutiva estimulada (*enhanced reductive dechlorination* – ERD), que consiste na adição de substratos orgânicos (doadores de elétrons) na zona saturada do solo para garantir condições altamente redutoras e fornecer o hidrogênio necessário para de cloração de

compostos presentes em fase dissolvida na água subterrânea, ou, por vezes, presentes em fase livre ou residual.

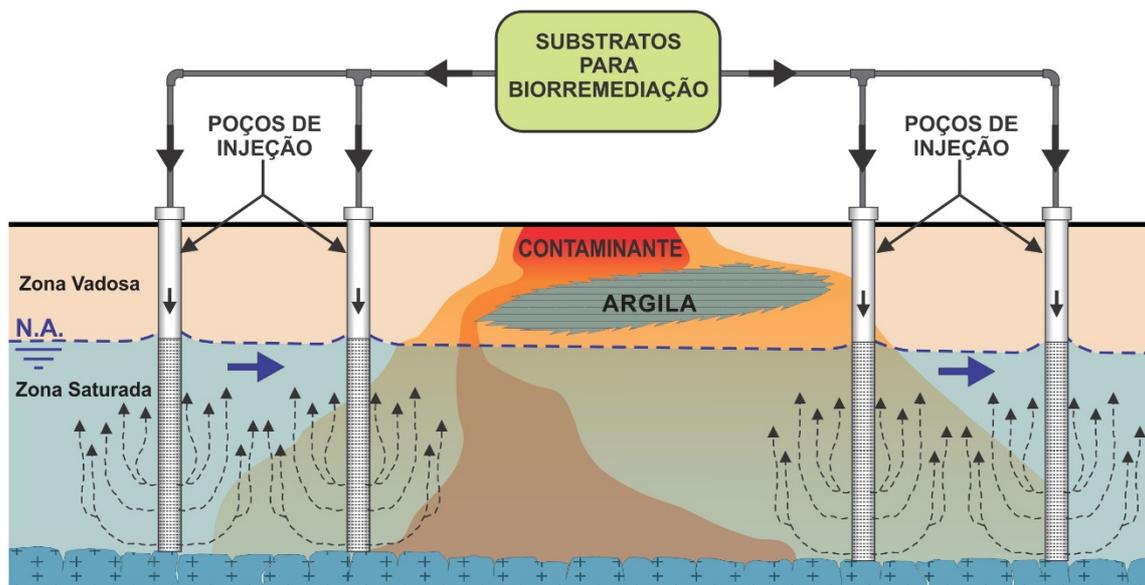
A criação de um ambiente fortemente redutor é muitas vezes aplicável com o objetivo de transformar alguns metais pesados em formas menos tóxicas e/ou menos solúveis. Diferentes tipos de substratos orgânicos podem ser utilizados para estimular a biodegradação anaeróbica dos contaminantes de interesse. No entanto, o substrato selecionado deve ser apropriado de acordo com a biogeoquímica e a hidrologia local. Alguns tipos de substratos mais comumente utilizados para promover um ambiente redutor incluem: substratos solúveis (lactato e melaço), substratos de liberação lenta (óleo vegetal puro e óleo vegetal emulsificado [EVO]) e substratos sólidos (cobertura vegetal morta).

Outra metodologia de biorremediação, aplicável na ausência de oxigênio, mas, nesse caso, visando a oxidação dos compostos químicos de interesse, é a *anaerobic biological oxidation* (ABOx). A ABOx consiste na oxidação biológica anaeróbia, que metaboliza compostos orgânicos, por exemplo, hidrocarbonetos de petróleo, utilizando aceptores de elétron que não o oxigênio, como o sulfato.

Alguns métodos de aplicação de substratos orgânicos para tratamento de contaminantes presentes na zona saturada incluem: injeção direta (*direct push* ou poços de injeção permanentes), recirculação e barreiras reativas permeáveis.

A **Figura 15.2-18** ilustra o funcionamento típico das tecnologias de injeção direta de substratos na água subterrânea por meio de poços de injeção permanentes, podendo essa injeção ser tanto de ar, oxigênio e/ou nutrientes (biorremediação aeróbia), quanto de fontes de carbono ou compostos de liberação de hidrogênio, que servem como doadores de elétron, ou ainda comoceptor de elétron que não o oxigênio (biorremediação anaeróbia).

Figura 15.2-158 – Esquema de injeção direta na zona saturada para a técnica de biorremediação (aeróbia ou anaeróbia)



Fonte: AESAS.

As principais limitações da aplicação da biorremediação *in situ* na zona saturada estão associadas à dificuldade de manipulação e controle das condições biogeoquímicas do

meio subterrâneo (por exemplo, a manutenção do ambiente redutor ou oxidante desejado, o controle do pH e da microbiota local). Outros fatores, como a profundidade da contaminação e do nível d'água local, e solos com baixa permeabilidade, também podem limitar a aplicação da técnica. Além disso, a taxa de injeção e a distribuição do substrato na zona saturada devem ser muito bem controladas de forma a não comprometer a eficiência e a eficácia da técnica.

3.1.17. Monitored natural attenuation (MNA) | Atenuação natural monitorada

A atenuação natural consiste na combinação de processos naturais biológicos, químicos e físicos que agem sem intervenção humana, reduzindo a massa, toxicidade, mobilidade, volume e concentração dos contaminantes, por meio de mecanismos de transporte como diluição, dispersão, sorção, volatilização, e transformações bióticas e abióticas (Alvarez; Illman, 2006).

De acordo com a USEPA (1998) e com Wiedemeier *et al.* (1999), a atenuação natural pode ocorrer por meio dos seguintes processos:

- ✓ Biodegradação: ocorre quando microrganismos nativos do meio subterrâneo usam contaminantes como alimento e fonte de energia e os transformam em substâncias como gás carbônico, água e íons.
- ✓ Diluição: esse processo reduz as concentrações de contaminantes à medida que as águas subterrâneas contaminadas se movem e se misturam com água subterrânea sem a presença de contaminantes.
- ✓ Sorção: a sorção faz com que os contaminantes fiquem aderidos às partículas do solo. Embora não destrua os contaminantes, os impede de se moverem mais profundamente no subsolo ou de deixarem o local com fluxo de água subterrânea.
- ✓ Volatilização: faz com que alguns contaminantes, como gasolina e solventes industriais, passem do estado líquido para o estado gasoso no solo. Se esses gases migrarem para o ar na superfície do solo, o ar os diluirá e a luz do sol poderá destruí-los.
- ✓ Reações químicas: reações com substâncias naturais subterrâneas ou entre contaminantes podem converter essas substâncias em formas menos prejudiciais.

Entre as aplicações mais comuns da Atenuação natural monitorada (ANM) ou *monitored natural attenuation* (MNA), está a remediação de hidrocarbonetos de petróleo e solventes clorados. Entretanto, novas aplicações vêm sendo desenvolvidas, como a remediação de inorgânicos e contaminantes emergentes.

A avaliação da ANM pode ser feita por meio de três linhas de evidência, conforme definidas pela USEPA (1998):

- ✓ Linha de Evidência 1: dados históricos da qualidade da água subterrânea e/ou do solo que demonstrem uma tendência clara e significativa de diminuição da massa e/ou da concentração do contaminante ao longo do tempo em pontos apropriados de monitoramento ou amostragem. No caso de contaminantes em fase dissolvida, o decréscimo das concentrações pode não ser somente o resultado da migração da pluma, mas sim da soma dos processos de degradação supracitados. Essa linha de evidência pode ser avaliada por uma análise visual das plumas dos contaminantes e subprodutos em fase dissolvida em diferentes campanhas de monitoramento, de

análises estatísticas, como Mann-Kendall, de cálculo de constantes de decaimento e de cálculo de fluxo de massa, por exemplo.

- ✓ Linha de Evidência 2: dados hidrogeológicos e geoquímicos podem ser utilizados para demonstrar indiretamente os tipos de processos de atenuação natural ativos no site e definir a taxa com a qual tais processos reduzirão as concentrações dos contaminantes aos níveis requeridos. Por exemplo, esses dados podem ser utilizados para quantificar as taxas de degradação relacionadas aos processos de sorção, diluição ou volatilização, ou para demonstrar e quantificar as taxas dos processos de degradação biológica que estejam ocorrendo no site. Essa linha de evidência pode ser avaliada mediante análise visual dos mapas de isoconcentração de parâmetros físico-químicos do meio, de aceptores e doadores de elétrons; cálculo de constantes de decaimento e de cálculo de capacidade de assimilação do meio, por exemplo.
- ✓ Linha de Evidência 3: dados de campo ou estudos de microcosmo que podem demonstrar a ocorrência de um processo particular de atenuação natural no site e a sua habilidade em degradar as substâncias químicas de interesse (SQIs). Esses ensaios são geralmente realizados quando se necessita avaliar um tipo de reação específico, portanto essa linha de evidência é raramente avaliada.

De acordo com Newell *et al.* (2016), são requisitos para a biodegradação dos contaminantes:

- ✓ existência de microrganismos com o potencial catabólico necessário;
- ✓ presença desses microrganismos no site contaminado;
- ✓ as substâncias devem estar acessíveis aos microrganismos;
- ✓ o ambiente deve ser propício ao crescimento dos tipos desejáveis de microrganismos e funcionamento de suas enzimas, com presença de fonte de carbono, nutrientes e aceptores e doadores de elétrons disponíveis;
- ✓ temperatura, umidade e pH adequados;
- ✓ ausência de substâncias tóxicas aos microrganismos;
- ✓ ausência de substâncias facilmente degradáveis, que podem inibir a degradação dos contaminantes.

De acordo com McGuire *et al.* (2016), com técnicas ativas de remediação normalmente se obtém uma redução de 0,4 a 2 ordens de magnitude nas concentrações dos contaminantes originais. Algum contaminante residual quase sempre é deixado para trás devido à difusão reversa e outros processos. Portanto, a ANM pode ser uma etapa de polimento importante após a utilização de processos de remediação ativa.

Para que a ANM seja bem-sucedida, as fontes de contaminantes devem ser removidas, e a técnica é geralmente utilizada após a remoção da maior parte da massa dos contaminantes por meio de uma ou mais técnicas de remediação ativa. O tempo de remediação previsto para a ANM deve ser razoável em comparação com outros métodos de remediação mais ativos. A ANM requer menos equipamentos e mão de obra do que a maioria dos métodos, o que diminui os custos de remediação, porém o custo de muitos anos de monitoramento pode ser um fator decisivo na tomada de

decisão. Antes de selecionar a ANM como uma solução de remediação viável, é necessário desenvolver um modelo conceitual robusto para determinar se há condições suficientes no meio para degradar os compostos presentes, dentro do prazo esperado.

3.1.18. Fitorremediação

As plantas são capazes de realizar processos de descontaminação, denominados fitorremediação. Nessa tecnologia, os objetivos do tratamento são voltados para a remoção e destruição de contaminantes, controle e contenção, ou ambos. Plantas específicas possuem a capacidade de extrair e concentrar contaminantes do meio subterrâneo, sendo uma alternativa sustentável de remediação.

Tecnologias de fitorremediação podem ser aplicadas em solos e águas contaminadas com substâncias orgânicas e inorgânicas, como hidrocarbonetos de petróleo e metais pesados. Os principais mecanismos das plantas responsáveis pela capacidade das fitotecnologias destruírem, removerem, transferirem, estabilizarem ou conterem os contaminantes são: fitoextração, fitodegradação, fitovolatilização, rizodegradação, fitoestabilização e fitohidráulica (ITRC, 2009).

- ✓ Fitoextração: envolve a absorção de contaminantes pelas raízes das plantas, com posterior acúmulo do contaminante no tecido vegetal.
- ✓ Fitodegradação: ocorre a absorção de contaminantes num primeiro momento, entretanto o que diferencia da fitoextração é que os processos metabólicos dentro da planta degradam os contaminantes. Nesse processo também pode ocorrer a decomposição de contaminantes no solo por enzimas e outros compostos produzidos por tecidos vegetais diferentes das raízes.
- ✓ Fitovolatilização: é a tecnologia na qual ocorre a absorção de um contaminante nos tecidos vegetais da planta e, posteriormente, a transpiração para a atmosfera; ou a transformação ou fitodegradação do contaminante com posterior transpiração dos subprodutos para a atmosfera.
- ✓ Rizodegradação: nesse mecanismo estão envolvidos processos de degradação dos contaminantes no local chamado de rizosfera. A rizosfera é a zona de influência das plantas no solo. Nesse caso, as raízes das plantas auxiliam na atividade microbiana, responsável pela degradação dos contaminantes.
- ✓ Fitoestabilização: nesta, os contaminantes são imobilizados nas raízes das plantas.

A seleção apropriada das plantas para as determinadas condições da área e objetivos de tratamento é mandatório para o sucesso da fitorremediação. Na seleção das plantas, é desejável que tais indivíduos reúnam o maior número de características responsáveis pelo sucesso da remediação. Em geral, uma única espécie não é capaz de reunir todas as características desejáveis, assim, pode-se aplicar diversas espécies num mesmo local desde que respeitado o tempo de atuação de cada uma delas. As principais peculiaridades que as plantas a serem selecionadas devem apresentar são:

- ✓ capacidade de absorção, concentração e/ou metabolização e tolerância ao contaminante;
- ✓ capacidade de retenção do contaminante nas raízes;
- ✓ boas taxas de crescimento e produção de biomassa;

- ✓ resistência a pragas e doenças;
- ✓ fácil controle ou erradicação;
- ✓ sistema radicular profundo e denso;
- ✓ capacidade transpiratória elevada;
- ✓ pouca ou nenhuma dificuldade de colheita.

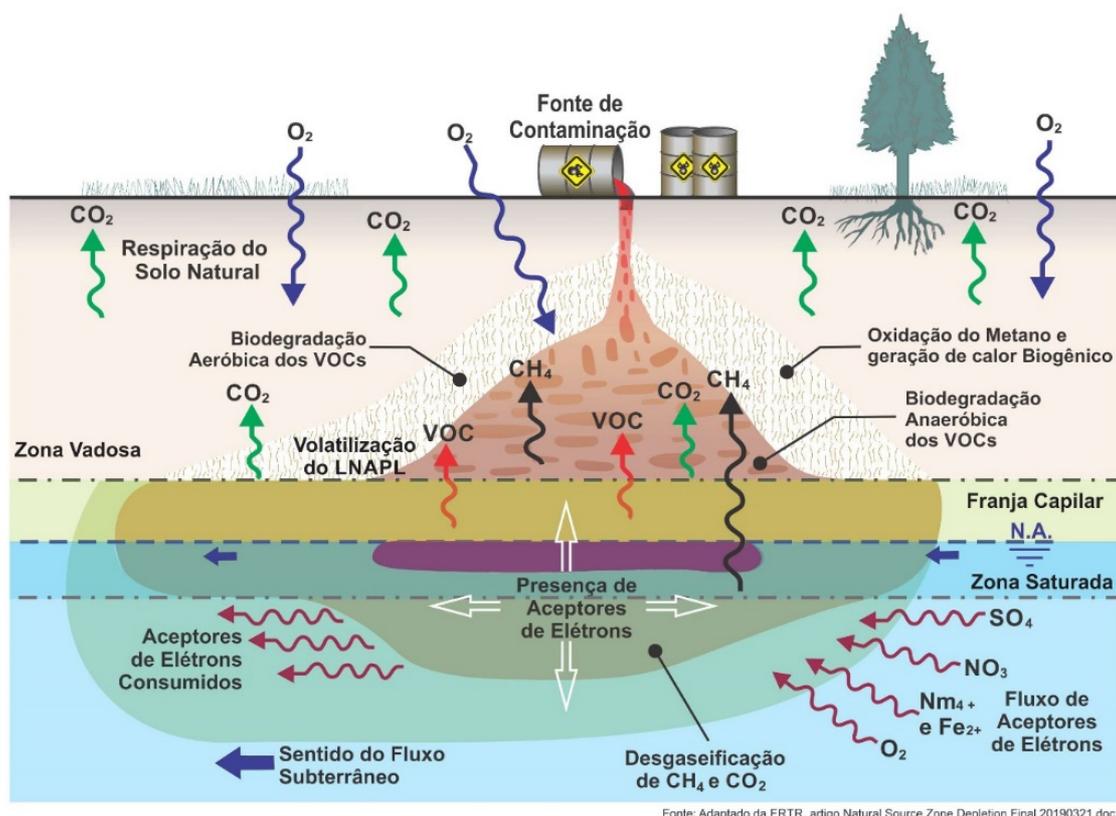
Como limitações da fitorremediação têm-se, principalmente:

- ✓ desafios de controlar o ambiente biológico e dificuldade de seleção de plantas que reúnam as características necessárias;
- ✓ o fluxo da massa de contaminante é, muitas vezes, maior do que a capacidade das plantas em absorver ou reagir com as substâncias de interesse;
- ✓ o contaminante deve, essencialmente, estar limitado à zona de alcance radicular das plantas;
- ✓ as plantas podem apresentar baixa capacidade de adaptação de acordo com a faixa de contaminação;
- ✓ o tempo de remediação pode ser excessivamente longo se comparado com outras técnicas;
- ✓ possibilidade de a planta se apresentar como um problema ambiental por se tratar de espécies, em geral, exóticas.

3.1.19. Natural source zone depletion (NSZD)

O esgotamento natural da área fonte ou *natural source zone depletion* (NSZD) refere-se a processos de ocorrência natural que facilitam a atenuação da fase líquida não aquosa leve (LNAPL). Os processos NSZD ocorrem em vários graus em todos os locais onde os produtos de petróleo em fase livre foram liberados para a subsuperfície. Como tecnologia de remediação, a NSZD se concentra no monitoramento e avaliação desses processos, com o objetivo de determinar suas contribuições para a atenuação natural do LNAPL e o impacto no tempo para atingir os objetivos de ação corretiva. A **Figura 15.2-19** apresenta uma seção esquemática:

Figura 15.2-19: Seção esquemática de NSZD



Fonte: Adaptado da FRTR (2022)

A NSZD consiste em vários processos naturais de degradação *in situ*, que, ao longo do tempo, reduzem a massa em fase livre de LNAPL, tanto em zona vadosa quanto em solo saturado. Semelhante ao MNA, entretanto na própria fonte de impacto, pode ser considerada também como uma etapa final do processo de remediação (após a remoção de porções da área fonte ou após alguma técnica *in situ* que já tenha chegado no seu limite, uma vez que estes, com o tempo, atingem uma condição assintótica, especialmente os processos físicos de arraste de contaminantes), desde que seja possível gerenciar o risco associado ao processo. Tal técnica se aplica especialmente aos derivados de petróleo.

Os mecanismos primários de NSZD incluem:

- ✓ dissolução;
- ✓ volatilização (mecanismo dominante para o caso dos LNAPL);
- ✓ biodegradação (aeróbica e anaeróbica).

Uma avaliação da NSZD é realizada especialmente para se avaliar a taxa de atenuação do LNAPL e é usada como linha de evidência para determinar abordagens de gerenciamento adequado de um local fonte impactado (subsidiar escolhas de técnicas, avaliação de tempo de remediação), podendo ser respondidas as seguintes questões:

- ✓ Por quanto tempo o LNAPL persistirá se não for tratado?
- ✓ O tratamento ativo ajudará a atingir os objetivos em tempo razoável?

- ✓ Existem partes de um local onde o tratamento pode custar em aumento efetivo das taxas de depleção?

Somente com um modelo conceitual muito bem embasado é possível dar o passo para um estudo do tipo NSZD, especialmente casos em que se observa que o LNAPL não tem mobilidade suficiente no meio para avançar grandes distâncias e que as fases de partição do contaminante em meio poroso estão definidas e quantificadas, para um efetivo controle. Os constituintes de LNAPL se dissolvem de forma muito lenta e são transportados para baixo das áreas fonte, diferentemente de um espalhamento robusto, sendo os fenômenos de biodegradação importantes nessa descida, para formação de metano (CH₄) e água (H₂O), usando uma variedade de aceptores de elétrons para esse propósito. Ainda, muitos softwares atualmente encontram-se disponíveis para auxiliar na compreensão desses efeitos, tais como o *bioscreen* (USEPA, 1996) e o NAS (Mendez *et. al.*, 2005). Em campo, podem ser conduzidos os seguintes estudos para validar linhas de evidência da NSZD:

- ✓ método do gradiente de concentração;
- ✓ câmaras fechadas dinâmicas;
- ✓ armadilhas de fluxo passivo;
- ✓ método do gradiente térmico.

Todas as linhas de evidência em conjunto devem responder às seguintes questões:

- ✓ O LNAPL restante e a fase dissolvida não são mais um risco para a saúde humana e o meio ambiente?
- ✓ A atenuação natural está ocorrendo no local?
- ✓ A extensão das plumas (LNAPL e fase dissolvida) encontra-se estável ou decrescente?
- ✓ Locais onde existiu uma remoção física de LNAPL atualmente se mostram em nível assintótico de recuperação de LNAPL em qualquer variação sazonal?
- ✓ Não existe rentabilidade na recuperação do LNAPL ou ocorre baixa mobilidade/recuperabilidade?
- ✓ O acesso ao corpo de LNAPL é um problema (remanesce sob uma estrutura que não pode ser alcançada, ou está preso na rocha fraturada)?

A **Tabela 15.2-5** apresenta o tipo de dado e o seu respectivo uso para suportar as linhas de evidência:

Tabela 15.2-5 – Linhas de evidência para NSZD

(Continua)

Dados necessários	Uso
Água Subterrânea	
Condutividade hidráulica, gradiente e configuração da zona de origem.	Estimar o fluxo de água na zona de origem.

Dados necessários	Uso
Água Subterrânea	
Reagente aceptor de elétrons dissolvido (O₂, NO³⁻, SO₄²⁻) e produtos (Fe²⁺, Mn²⁺, CH₄) acima e abaixo do gradiente da zona de origem.	Mudanças nos valores entre poços com gradiente acima e abaixo são usadas para estimar a taxa de remoção em massa de hidrocarbonetos e para proporcionar evidências de biodegradação.
Concentração de hidrocarbonetos dissolvidos acima e abaixo do gradiente da zona de origem.	Determinar a taxa de remoção em massa de hidrocarbonetos na zona de origem pela dissolução não contada na biodegradação.
Volume de água subterrânea e dados relacionados a hidrocarbonetos dissolvidos e aceptores de elétrons.	Estimar a taxa de remoção pela biodegradação baseada na extrapolação do balanço de massa a partir das mudanças na massa dos hidrocarbonetos e transporte de aceptores de elétrons através da zona LNAPL durante um dado período. Esse processo é utilizado em modelos de atenuação natural como <i>bioscreen</i> e NAS.
Zona vadosa (um método é suficiente)	
Gás no solo para hidrocarbonetos, respiração e gases biogênicos (O₂, CO₂, CH₄). Coeficiente de difusão efetivo (pode ser estimado utilizando umidade do solo e porosidade total; ou medido em campo.	Remoção de O ₂ e geração de CO ₂ e CH ₄ são usados para estimar NSZD. Também permite obter evidências da biodegradação. Hidrocarbonetos e gases biogênicos demonstram a volatilização e transporte de vapor.
Medições de fluxo de superfície de CO₂ (câmara, armadilha de CO₂ ou métodos térmicos).	Taxa de remoção estimada pela biodegradação. Permite uma estimativa da taxa de remoção na zona vadosa independente das características do gás no solo e do coeficiente de difusão efetiva.
Se o sistema de extração de vapores do solo (SVE) ou o sistema de bioventação estão operando, os testes <i>in situ</i> de respiração normalmente executam um sistema desligado e as medidas de O₂ e CO₂ são tomadas em constantes intervalos durante o tempo em múltiplas sondas de gás na zona vadosa.	Remoção de O ₂ e geração de CO ₂ com o tempo podem estimar a taxa de biodegradação nos diferentes locais e profundidades de monitoramento através da zona de tratamento. Testes de respiração <i>in situ</i> podem estimar a taxa de biodegradação para sistemas bioventados e ocasionalmente para sistemas SVE envolvendo hidrocarbonetos.

(Conclusão)

Fonte: FRTR (2021).

Os custos de implantação são relativamente baixos nos casos em que o CSM está bem documentado, no entanto, dependendo do tempo necessário para a validação (caso seja um longo prazo), esses custos podem aumentar. De forma geral, deve-se considerar que essa é uma ação de longo prazo, como a MNA. De forma limitada, embora se observe muitos casos em que essa técnica está sendo aplicada, especialmente fora do Brasil, ainda existem poucos dados sobre o tempo necessário para estimar a NSZD ou para estimar o volume de LNAPL que não represente um risco para a saúde humana ou meio ambiente.

3.2. Técnicas de remediação *ex situ*

Os métodos de remediação *ex situ* envolvem a escavação do solo afetado em sua localização original, seguido de tratamento no local ou fora do local, bem como a extração de águas subterrâneas contaminadas e posterior tratamento na superfície.

A principal vantagem do tratamento *ex situ* é que, geralmente, ele requer menor tempo do que o tratamento *in situ*, e há mais certeza sobre a uniformidade do processo, devido à possibilidade de homogeneizar, peneirar e misturar continuamente o solo. O tratamento *ex situ*, entretanto, requer escavação de solos, uso de maquinário da indústria civil, necessidade de licenças e condições de manuseio/exposição do material. Os tratamentos se baseiam em físico/químico e biológico, que utilizam as propriedades físicas dos contaminantes ou do meio contaminado para destruir (ou seja, converter quimicamente), separar ou imobilizar a contaminação.

O tratamento físico-químico é normalmente econômico e pode ser concluído em curtos intervalos de tempo (em comparação com o tratamento biológico, que requer o acompanhamento do crescimento da comunidade microbiana no meio para que as degradações dos contaminantes ocorram). Os equipamentos comumente utilizados são de fácil aquisição, e não requerem alto consumo de energia.

As tecnologias de tratamento físico-químico *ex situ* disponíveis incluem extração química, redução/oxidação química, tratamentos térmicos, lavagem do solo e solidificação/estabilização. Adiante, são descritos tanto o processo de escavação e remoção, que permite a manipulação do solo ou sedimento impactado, quanto as técnicas utilizadas para o tratamento desse solo.

Normalmente, o material contaminado é peneirado, processado por um britador e misturado com reagentes, cada um com seu tempo de reação. A mistura solo e reagentes pode ser aquecida em um reator, caso isso seja uma opção para incrementar o processo.

Técnicas de separação têm como objetivo concentrar os sólidos contaminados por meio de processos físico-químicos. Esses processos procuram separar os contaminantes do meio (ou seja, o solo, a areia ou outro material onde se encontram). Os processos de separação são usados para remover contaminantes concentrados nos solos, com o objetivo de separar frações relativamente não contaminadas, que podem então ser consideradas solo tratado. A separação *ex situ* pode ser realizada por muitos processos, como, por exemplo, separação por gravidade, separação magnética e separação física.

As limitações e vantagens dos métodos de tratamento *ex situ* de solo, podem ser mais bem compreendidas com a leitura dos capítulos específicos das técnicas supracitadas. A seguir são citadas as limitações intrínsecas associadas a alguns dos tratamentos *ex situ* de solo discutidos nesse capítulo:

- ✓ alguns tipos de solo e teores de umidade terão um impacto negativo no desempenho do processo;
- ✓ vestígios de solvente podem permanecer nos sólidos tratados e a toxicidade do solvente é uma consideração importante;

- ✓ os custos podem ser relativamente altos, de forma que a tecnologia pode ser mais econômica em escalas menores de trabalho;
- ✓ altos teores de argila podem reduzir a eficiência da extração e exigir tempos mais longos para alcançar os resultados desejados;
- ✓ oxidação incompleta ou formação de contaminantes intermediários podem ocorrer dependendo dos contaminantes e agentes oxidantes utilizados;
- ✓ a tecnologia de redução geralmente não é viável para grandes volumes de resíduos;
- ✓ medidas especiais podem ser necessárias para mitigar problemas de odor, resultantes dos processos de tratamento de solo *ex situ*;
- ✓ os processos de separação por gravidade dependem de uma diferença nas densidades de fase sólida e líquida. A gravidade específica das partículas afetará a taxa de decantação e a eficiência do processo;
- ✓ misturas complexas de resíduos (por exemplo, metais com orgânicos) dificultam a formulação do fluido de lavagem;
- ✓ podem ser necessárias etapas de tratamento adicionais para tratar os solventes de lavagem remanescentes nos resíduos tratados;
- ✓ as condições ambientais podem afetar a imobilização dos contaminantes a longo prazo;
- ✓ alguns processos resultam em um aumento significativo do volume de solo;
- ✓ certos resíduos são incompatíveis com diferentes processos, sendo geralmente necessários estudos de tratabilidade.

3.2.1. Escavação e remoção

A escavação é uma técnica de intervenção aplicada em áreas fonte de contaminação e consiste em promover a remoção de massa sólida com o auxílio de maquinário especializado (escavadeiras, retroescavadeiras, trados helicoidais do tipo estaca raiz para grandes profundidades etc.), para a posterior destinação final dos resíduos. Trata-se da única tecnologia viável para a área que remove por completo a fonte de contaminação.

Os fatores que devem ser considerados para a aplicação da técnica são: diminuição do tempo de exposição aos contaminantes, custos, acessibilidade, se a escavação de toda a massa de material impactado irá ocasionar a redução dos riscos associados às concentrações, e a melhoria da qualidade do ar e das águas subterrâneas (UKEA, 2003).

Essa técnica tem sido amplamente usada em todo o mundo para a remoção de contaminantes comuns presentes no solo, tais como: pesticidas; herbicidas; hidrocarbonetos totais de petróleo (TPH); hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH); compostos orgânicos voláteis (VOC); bifenilas policloradas (PCB); e dioxinas e furanos.

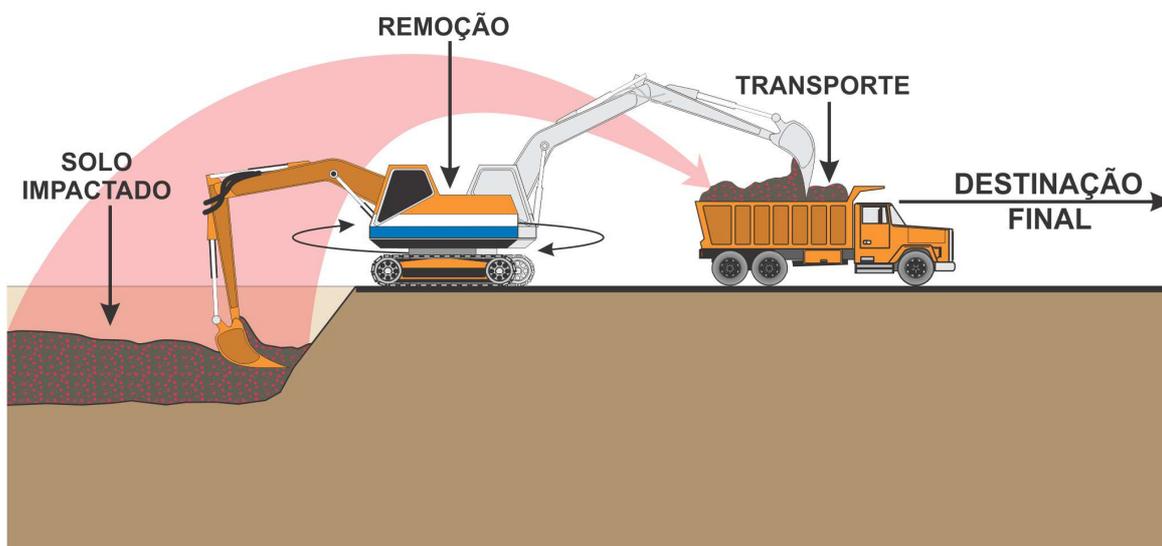
O solo contaminado (ou lodo ou sedimento), após ser escavado, pode ser descontaminado no próprio *site* (via tratamentos *ex situ*), ou encaminhado para

tratamento e/ou disposição final em aterro licenciado para esse propósito. No caso em que o solo é tratado no próprio *site* e, posteriormente, retornado para a cava de remoção, o processo é denominado *backfilling*. Após a escavação/remoção, se não for efetuado o *backfilling*, deve ser utilizado solo limpo, proveniente de jazida devidamente licenciada para este fim, para o preenchimento da cava (USEPA, 2001), ou mesmo outros materiais inertes e isentos de contaminação, como pó de brita. Para o acompanhamento da efetividade do processo, adotam-se critérios de parada das expansões lateral e vertical, tais como alcance de metas pré-estabelecidas ou nível d'água.

Dentro do processo de escavação e remoção, é importante destacar outro processo físico que permite a remoção física de sedimentos impactados provenientes de lagos, rios e mares, que é a dragagem. A dragagem ambiental é o processo em que os sedimentos contaminados submersos são removidos, tratados e/ou colocados em um novo local. A dragagem ambiental é realizada para reduzir o risco que os sedimentos contaminados representam para a saúde humana e o meio ambiente. As dragas são comumente classificadas como mecânicas, hidráulicas ou pneumáticas. Arranjos híbridos, que usam dispositivos mecânicos para remover o sedimento e misturá-lo com água, criando uma pasta, bombeada para um local de desidratação, também são comumente empregados, com a finalidade de separar o material impactado a ser tratado, que pode passar por *backfilling* também.

Após o preenchimento da área de escavação, o local está apto para a recomposição do piso e/ou cobertura local, prevenindo a erosão da área e seu preparo para outro uso. A **Figura 15.2-20** apresenta uma seção esquemática de escavação e remoção de solo.

Figura 15.2-160 – Esquema de escavação e remoção de solo



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

As vantagens em adotar o processo de escavação/remoção são:

- ✓ técnica convencional e bastante difundida no mercado;
- ✓ elimina a fonte primária de contaminação;
- ✓ diminuição da migração de vapores para a atmosfera em curto prazo;
- ✓ diminuição dos riscos associados às concentrações em solo em curto prazo;

- ✓ alternativa frente à impossibilidade de adoção de outra tecnologia;
- ✓ não há impedimentos para o seu uso em função dos contaminantes e suas concentrações;
- ✓ não requer testes de bancada ou ensaios piloto para a aplicação.

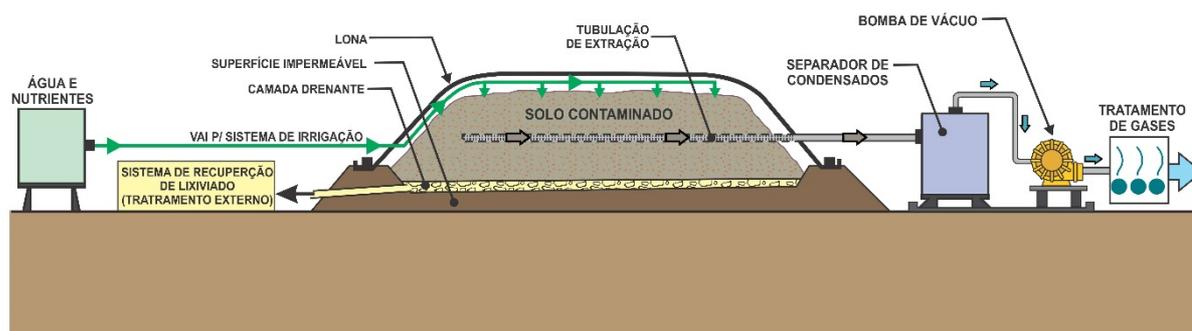
As desvantagens são:

- ✓ não aplicável para solos saturados ou necessidade de sistemas de rebaixamento do lençol freático para aprofundamento das escavações em solo saturado;
- ✓ necessidade de contenção geotécnica em casos de solos pouco resistentes, em profundidades superiores a 1,50 m, ou nas proximidades de edificações;
- ✓ necessidade de maior controle das emissões atmosféricas e, conseqüentemente, de implantação de sistema de controle/abatimento.

3.2.2. Biorremediação/biopilha *ex situ*

Uma biopilha é uma tecnologia de tratamento *ex situ*, semelhante à biorremediação *in situ*, bastante consolidada mundialmente, que aproveita os processos biológicos promovidos pela atividade microbiana (autóctone ou não) para converter contaminantes em subprodutos de baixa toxicidade. O solo ou sedimento escavado é colocado em pilhas sobre uma base impermeável ou um dispositivo equipado com aeração, para otimizar e controlar a taxa de biodegradação, semelhante a processos de compostagem. Esses dispositivos normalmente são construídos com uma cobertura e drenagem adequadas para controlar a exposição à precipitação, e com sondas para monitorar a temperatura, o conteúdo de umidade e as concentrações de contaminantes. O equipamento opcional pode incluir um sistema de adição de umidade e nutrientes, sistema de coleta de lixiviado e tratamento de gases com base nas propriedades específicas do local e requisitos regulamentares de acordo com a legislação vigente. A **Figura 15.2-21** apresenta uma seção esquemática de um dispositivo de biopilha:

Figura 15.2-171 – Seção esquemática de biopilha



Fonte: AESAS.

Análises do solo devem ser realizadas para o entendimento acerca das necessidades dos nutrientes necessários para a estimulação do crescimento da comunidade microbiana autóctone, que irá promover a degradação dos contaminantes (os utilizará na sua respiração e os degradará em compostos menos tóxicos). É importante lembrar que ainda não é possível utilizar microrganismos alóctones para este tipo de tratamento, por questões de legislação brasileira.

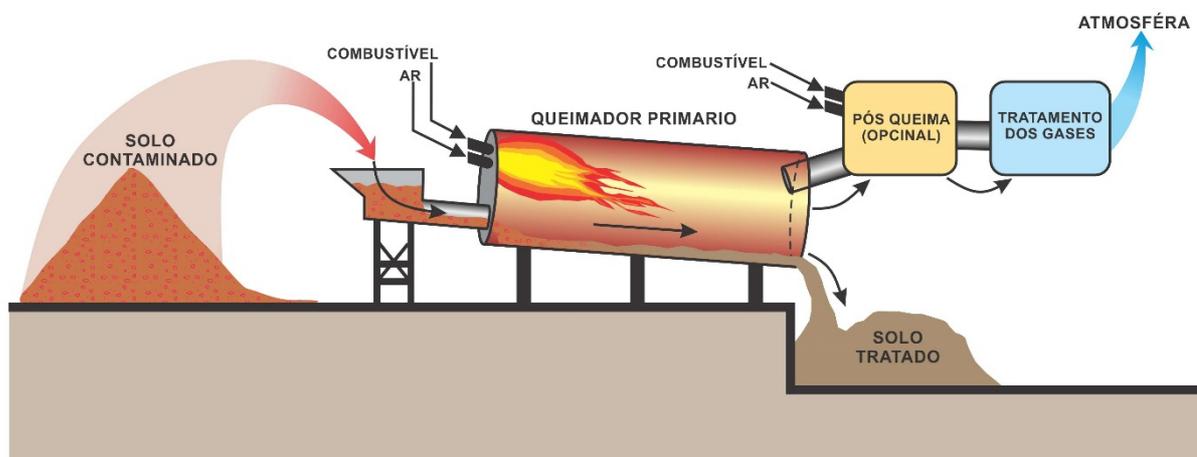
As biopilhas são usadas para tratar compostos orgânicos biodegradáveis aerobicamente, como compostos orgânicos voláteis não halogenados (VOCs) e compostos orgânicos semivoláteis (SVOCs). As biopilhas são usadas com frequência para tratar solos contaminados com hidrocarbonetos de petróleo. Os produtos de petróleo mais leves tendem a evaporar da pilha devido à aeração, mas os hidrocarbonetos de petróleo médios e pesados são degradados aerobicamente. Menos frequentemente, baixos níveis de resíduos explosivos, como trinitrotolueno (TNT) ou Explosivo de Demolição Real (RDX), também podem ser tratados. Biopilhas não são eficazes na remediação de contaminantes inorgânicos e radionuclídeos. Podem ser utilizadas em projetos de escala total, como parte das ações de remediação, e para tratamentos de áreas fonte de impacto, necessitando de estudos prévios para sua validação, antes da implementação em campo.

Deve-se considerar que as possíveis emissões gasosas do processo devem ser tratadas antes do descarte em atmosfera, assim como possíveis efluentes e águas pluviais.

3.2.3. Tratamento térmico *ex situ*

O tratamento térmico *ex situ*, incluindo dessorção térmica e incineração, depende do calor para remover contaminantes de meios contaminados, como solo e sedimentos. A dessorção térmica é um processo físico projetado para remover contaminantes em temperaturas relativamente baixas, variando de 90 °C a 560 °C, da matriz sólida. O meio contaminado é aquecido para volatilizar a água e os contaminantes orgânicos, sendo posteriormente tratado em um sistema de tratamento de gás. A incineração opera em temperaturas muito mais altas, variando de 870 °C a 1.200 °C. Os sistemas de incineração são projetados para volatilizar e queimar (na presença de oxigênio) halogenados e outros compostos orgânicos recalcitrantes no solo e em sedimentos difíceis de remover em temperaturas mais baixas, e não são indicados para inorgânicos e ainda carecem de estudos para compostos emergentes. A **Figura 15.2-22** apresenta uma seção esquemática de um tratamento térmico *ex situ* típico:

Figura 15.2-182 – Seção esquemática de dessorção térmica *ex situ*



Fonte: AESAS.

A dessorção térmica e incineração *ex situ* dependem da geração de calor para remover os contaminantes por meio de volatilização ou oxidação. O solo ou sedimento é escavado e transportado para a instalação de tratamento, que pode ser um sistema de tratamento móvel operado no local ou pode estar fora do local em uma instalação

comercial estacionária de descarte, licenciada para esse propósito. Esses métodos de tratamento térmico *ex situ* são semelhantes aos métodos de tratamento térmico *in situ* em que uma temperatura-alvo de projeto deve ser alcançada e mantida por um período específico (tempo de residência). No entanto, o tratamento *ex situ* oferece várias vantagens em comparação ao tratamento *in situ*, incluindo menor duração do processo e mistura eficiente, o que resulta em uma remoção mais uniforme dos compostos.

As principais desvantagens incluem: o tempo e o custo necessários para escavar e armazenar/manusear o solo antes do tratamento; maior espaço para armazenar o material até que o processo seja realizado; o custo adicional para o transporte do material até uma instalação de tratamento fora do local; e as exigências de documentação específica.

Os sistemas de dessorção térmica e incineração são semelhantes em design, geralmente consistindo em um funil, uma tela para remover detritos e grandes rochas, transportadores de alimentação, a câmara de combustão e um sistema de tratamento de vapor. Ambos podem ser projetados e construídos para alimentação contínua ou alimentação em lote. A principal diferença é que os sistemas de dessorção térmica operam a uma temperatura de projeto mais baixa, que é suficientemente alta para atingir a volatilização adequada dos contaminantes, enquanto os sistemas de incineração devem atingir uma temperatura maior, necessária para oxidar ou decompor quimicamente os contaminantes. Em ambos, o calor é gerado a partir da combustão do combustível, geralmente gás natural ou propano, ou da entrada elétrica em um queimador. Os sistemas podem ser projetados para contato direto do meio contaminado com a chama ou contato indireto, no qual o meio contaminado é girado lentamente em um forno aquecido para separar os compostos do meio (solo, sedimento, cascalho). O material residual – solo descontaminado ou parcialmente descontaminado pode ser disposto em aterros, de diferentes classes.

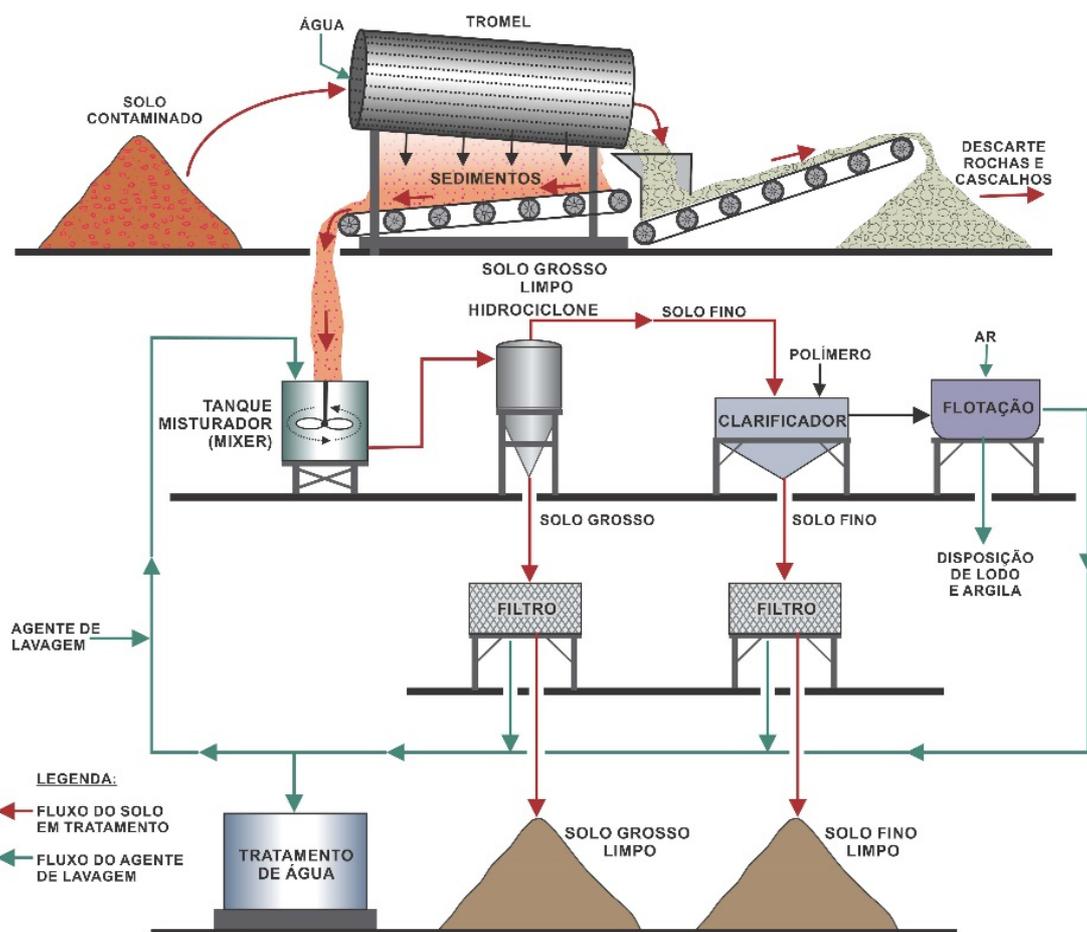
Os sistemas de dessorção térmica e incineração geralmente requerem tratamento do gás residual para remover contaminantes, partículas e/ou outros subprodutos. Os requisitos específicos são ditados pelo tipo de processo de tratamento térmico usado, os tipos de contaminantes presentes, a eficiência de destruição (no caso de incineração), os tipos de subprodutos que são formados e a localização da entidade (ou seja, rural *versus* urbano). As emissões de gases da dessorção térmica normalmente consistem em VOCs ou compostos orgânicos semivoláteis (SVOCs) que devem ser tratados. O tratamento de vapores gerados por incineração pode ser mais complexo do que vapores gerados por dessorção térmica devido à presença de gases ácidos, como ácido clorídrico (HCl) e outros subprodutos gasosos gerados pela combustão, como dióxido de nitrogênio e óxidos de nitrogênio (referidos coletivamente como NOx), e óxidos de enxofre (referidos como SOx).

3.2.4. Lavagem/extração química *ex situ*

A lavagem do solo ou sedimentos é um processo *ex situ* que reduz o volume de material contaminado que deve ser posteriormente tratado ou descartado. Os sistemas de lavagem de solo operam com base no princípio de que a maioria dos contaminantes, especialmente os orgânicos, se liga à fração mais fina do solo, composta de argilas, sedimentos e matéria orgânica fina, em oposição à fração maior de areia e cascalho. Assim, os sistemas de lavagem utilizam uma solução, que geralmente consiste em água, surfactante e/ou agente de lixiviação, para extrair e concentrar COCs, bem como auxiliar na separação de tamanho físico das partículas mais finas do material a granel de partícula maior, concentrando e, assim, reduzindo o material contaminado, que deve ser descartado ou tratado posteriormente. A lavagem do solo pode ser usada como uma tecnologia autônoma ou como a primeira etapa de um tratamento casado, ou uma combinação entre técnicas, para reduzir a massa de material que requer tratamento por outra tecnologia, geralmente mais cara, como a incineração.

O processo pode remover os contaminantes dos solos de duas maneiras: (i) dissolvendo-os ou suspendendo-os na solução de lavagem (que pode ocorrer por meio da manipulação química do pH por um período determinado); e (ii) ao concentrá-los em um volume menor de solo através da separação granulométrica, separação por gravidade e esfoliação por atrito (semelhante às técnicas usadas em operações de areia e cascalho), sendo considerada uma técnica de transferência de massa do contaminante, de um meio para o outro (do solo/sedimento para a água, que posteriormente deve ser tratada antes do descarte). A **Figura 15.2-23** apresenta uma seção esquemática do procedimento.

Figura 15.2-193: Seção esquemática de lavagem de solos



Fonte: Adaptado de FRTR.

O processo é aplicável para praticamente todos os contaminantes conhecidos atualmente, exceto para os emergentes que ainda se encontram em fase de caracterização e entendimento acerca dos potenciais riscos. Como todas as técnicas, necessita de estudos preliminares para validação da efetividade.

Semelhante ao *modus operandi* da lavagem do solo, pode ser efetuada a extração química, a qual também não destrói os resíduos, mas se constitui de um meio de separar contaminantes perigosos dos solos, lodos e sedimentos, reduzindo o volume dos resíduos perigosos que devem ser tratados. A tecnologia utiliza um produto químico de extração e difere da lavagem do solo, que geralmente utiliza água ou água com aditivos que melhoram a lavagem. As unidades que operam esse tipo de técnica utilizam diferentes produtos químicos, equipamentos e modos de operação. Tanto na lavagem

quanto na extração química, ao final do processo, o solo precisa ser desumidificado, dependendo da entidade de destinação que irá recebê-lo, ou mesmo para o *backfilling*.

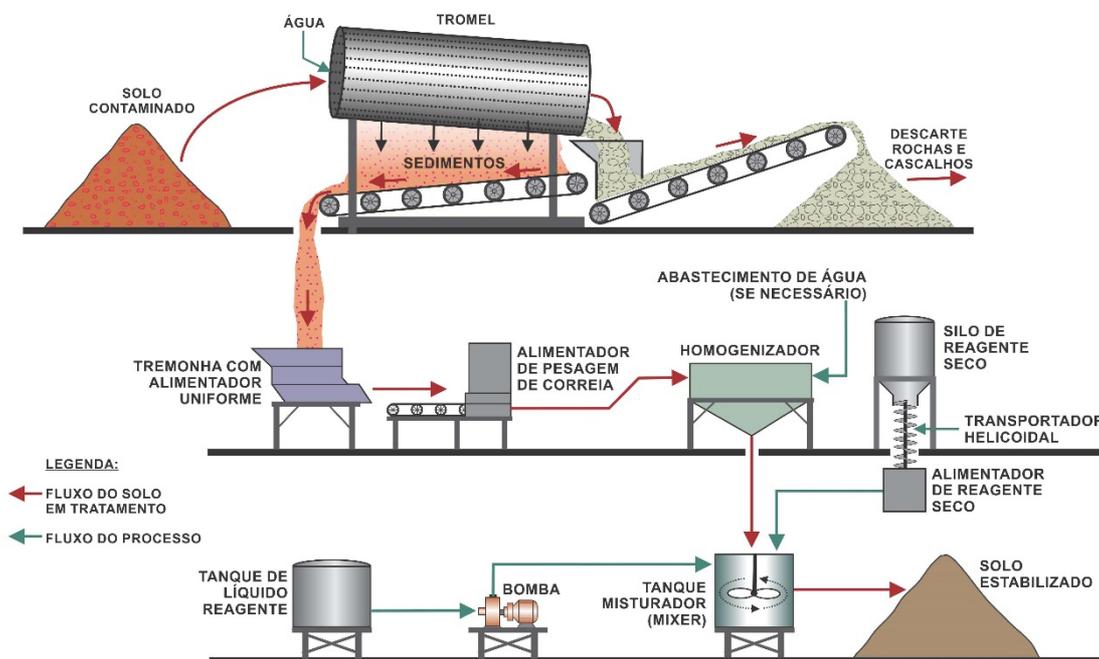
3.2.5. Oxidação/redução de solo *ex situ*

Como já citado para outras técnicas, a redução/oxidação química normalmente envolve reações de redução/oxidação (reações redox) que convertem quimicamente compostos perigosos em compostos não perigosos ou menos tóxicos e mais estáveis, menos móveis ou inertes. As reações redox envolvem a transferência de elétrons de um composto para outro. Especificamente, um reagente é oxidado (perde elétrons) e outro é reduzido (ganha elétrons). Os principais grupos de contaminantes tratados por essa técnica incluem compostos inorgânicos. A tecnologia pode ser utilizada, mas pode ser menos eficaz contra VOCs e SVOCs não halogenados, hidrocarbonetos combustíveis e pesticidas. Entretanto, em vez do uso *in situ* no próprio solo impactado, o processo é aplicado em solo já escavado, tanto no site, com vistas ao *backfilling*, quanto em entidades de destinação, devidamente licenciadas para esta finalidade.

3.2.6. Solidificação/estabilização de solo *ex situ*

Os processos de campo da solidificação/estabilização *ex situ* envolvem escavação e preparação dos sólidos, triagem para remover materiais muito grandes em diâmetro para serem tratados de forma eficaz (geralmente 2 polegadas de diâmetro ou mais), misturando os agentes de ligação e água com sólidos (normalmente em um moinho), quando apropriado, e estocando sólidos tratados para testes antes do envio para fora do local, ou colocação de volta na escavação. A **Figura 15.2-24** apresenta uma seção esquemática desse processo.

Figura 15.2-204: Seção esquemática de soil mixing *ex situ*



Fonte: Adaptado de FRTR.

O processamento *ex situ* da solidificação/estabilização pode ser realizado em tambores, em uma planta fixa ou em uma planta móvel. Uma consideração significativa na aplicação da tecnologia *ex situ* é o “fator de dilatação” no volume sólido criado pelo agente de ligação. Esse fator depende da quantidade de reagentes que devem ser

adicionados e pode se aproximar de 50% em alguns casos. Devido ao fator de expansão, é possível que o material tratado não caiba na escavação da qual foi retirado sem alterar o grau natural.

4. Planejamento e implementação das medidas de remediação por tratamento

Dentro do Plano de Intervenção a ser elaborado para o gerenciamento ambiental de determinada área, em caso de adoção de medidas de remediação (por tratamento ou contenção), deve ser apresentado o projeto básico da remediação, juntamente com o planejamento previsto para a execução e o acompanhamento dessa etapa, consistindo das atividades e cronograma previstos, bem como todas as premissas consideradas para a elaboração do documento técnico.

Após essa etapa, é igualmente importante a elaboração do projeto executivo, que detalhará como as ações em campo serão realizadas. Findada a etapa de implantação da remediação, deve ser apresentado o projeto *as built*, que visa trazer à tona o que foi efetivamente implantado e as justificativas acerca da necessidade de eventuais ajustes do projeto executivo.

A seguir, são descritos os elementos mínimos necessários que devem constar em um projeto básico e executivo, no cronograma e na etapa de implementação.

4.1. Projeto básico e executivo

Um projeto é a somatória de elementos conceituais, técnicos, executivos e operacionais, e envolve, na sua elaboração, uma equipe multidisciplinar (engenheiros, geólogos, técnicos etc.) que conceberá, de forma ordenada, as etapas necessárias para a implantação de determinada necessidade.

Previamente à etapa de projeto básico e executivo, existe a etapa de projeto conceitual, que se traduz na fase inicial do processo, quando é estabelecido o entendimento acerca da questão e validação da ação de remediação, que será seguida para o tratamento/contenção da contaminação, o que é feito na etapa final do diagnóstico, desenvolvimento do modelo conceitual de intervenção e premissas do plano de intervenção.

Já o projeto básico se constitui das etapas, elementos e serviços básicos necessários para iniciar o processo, que nortearão os agentes envolvidos, os cálculos de custos e cronograma executivo geral, sendo um esboço do que será feito na etapa executiva. O ideal é que no Plano de Intervenção seja apresentado o projeto básico previsto para a remediação da área de interesse.

O projeto executivo se traduz em todo o detalhamento do projeto básico, contendo os elementos que serão executados em campo, para o alcance do objetivo da ação de remediação, e pode ser apresentado concomitante ou separadamente ao Plano de Intervenção.

O projeto executivo de remediação, consiste em elementos mínimos acerca da remediação proposta, tais como:

- ✓ descrição da(s) técnica(s) de remediação selecionada(s), com base no modelo conceitual de intervenção estabelecido;
- ✓ resultados dos ensaios de bancada e piloto, caso tenham sido executados, com vistas ao dimensionamento da escala total, devendo ser justificado o motivo caso não tenham sido executados;
- ✓ indicação das áreas, seções e volumes de atuação, por meio de memorial de cálculo e figuras ilustrativas, com escala adequada;
- ✓ figuras com elementos de fluxograma simples do funcionamento previsto para o sistema de remediação;

- ✓ formas de tratamento dos efluentes – caso seja prevista a geração, e estimativa de geração de resíduos a serem destinados;
- ✓ descritivo dos procedimentos operacionais;
- ✓ identificação dos parâmetros de eficiência e eficácia previstos para o monitoramento do desempenho pós-implementação das ações;
- ✓ contingência prevista em caso de situações de risco que possam vir a ocorrer durante a implantação e monitoramento de uma ação de remediação;
- ✓ previsão de relatórios ou boletins técnicos periódicos contendo a avaliação da *performance* do caso;
- ✓ cronograma de implantação e monitoramento.

Algumas das técnicas de remediação por tratamento ou contenção podem ser avaliadas previamente em escala laboratorial, em processo denominado de teste de bancada, quando se ensaia uma situação em microcosmos da área que irá passar pelo processo de intervenção e reagentes químicos empregados na remediação, com objetivo de avaliar a *performance* do produto frente à contaminação existente e dimensionar eventuais necessidades de ajustes nas condições físico-químicas da área para a aplicação em escala piloto ou total.

Tais ensaios não são obrigatórios, porém podem ser necessários para a validação de ajustes nos reagentes químicos a serem empregados, e a não adoção dessa etapa deve ser devidamente esclarecida ao órgão ambiental.

Ainda, tais ensaios podem ser conduzidos em etapa prévia ao plano de intervenção, já com vistas à seleção da técnica que será aplicada no caso.

Seguidos dos ensaios de bancada, se apresentam os ensaios piloto, que são uma prévia de um projeto em escala total, sendo ensaiada a técnica na própria área impactada, em pequena escala, de modo que se obtenha parâmetros para a elaboração do projeto em escala total.

Além dos ensaios de bancada e piloto, também podem ser conduzidos outros ensaios, tais como o uso de traçadores, que podem ser importantes para verificação da conectividade hidráulica, caminhos preferenciais, quando existem dúvidas acerca desses parâmetros, os quais podem afetar diretamente o raio de influência de determinada técnica, e também ensaios de transmissividade/recuperabilidade, que visam quantificar a real taxa de recuperação de LNAPL de determinada área, o que pode impactar diretamente no tempo de operação de um sistema físico e na quantidade de LNAPL passível de extração.

Quando se detecta uma heterogeneidade muito acentuada em determinadas áreas a serem recuperadas, é importante que esses aspectos diferenciados sejam avaliados, a fim de determinar com maior precisão o alcance que a(s) técnica(s) de remediação terão no caso, e quais situações as medidas de controle deverão suportar, para minimizar os riscos potenciais. Nesse sentido, uma investigação para remediação (item 2 desta seção), que subsidie os parâmetros necessários para precisar melhor a aplicação de determinada técnica, pode ser mandatária.

É importante destacar também a previsão, no projeto executivo, de elementos de saúde e segurança, para que todas as atividades sejam executadas com o mais alto grau de seguridade para todos os envolvidos, respeitando e minimizando os impactos sobre os envolvidos e à biodiversidade local.

Tendo sido concluída a implantação do projeto executivo de remediação, é necessária a preparação de um relatório técnico contendo os elementos implantados em campo, nos moldes de um *as built*, que contenha as justificativas técnicas em caso de mudanças em determinados elementos previstos no projeto executivo.

Nessa etapa, também é importante validar parâmetros de avaliação de eficiência e eficácia, especialmente aqueles que possam ser prejudicados em função de alterações de projeto ou da necessidade de adoção de outros parâmetros que também permitam essa avaliação, desde que justificados tecnicamente.

A avaliação da eficiência e eficácia deve ser contínua, permitindo que manobras de ajuste sejam efetuadas em prol do objetivo primordial da remediação. Deve-se considerar que o ciclo de vida do projeto é vivo, permitindo que ações corretivas sejam tomadas caso não sejam observadas evoluções positivas dos cenários previstos durante a etapa de remediação.

5. Monitoramento da eficiência e eficácia das medidas de remediação por tratamento

Para que seja possível uma avaliação da adequada operação ou desenvolvimento de determinada metodologia, bem como comprovar o atingimento dos objetivos finais da remediação, deve ser implementado um programa de monitoramento de eficiência e eficácia adequado.

Os parâmetros a serem monitorados, a localização dos poços de monitoramento e observação, e a frequência de monitoramento dependem da tecnologia selecionada, bem como das condições específicas do local. Por isso, não existe uma fórmula geral aplicável para todos os casos. O monitoramento é um processo dinâmico de observação e interpretação, embasado em parâmetros de controle, com objetivo principal de avaliar a qualidade da matriz de interesse, as tendências migratórias da contaminação, a eficiência do processo de remediação e subsidiar tomadas de decisão. Portanto, é necessário obter dados suficientes para determinar as condições de atuação da metodologia empregada, o padrão de comportamento, a tendência ao longo do tempo, e suportar ações de otimização do processo.

É importante que o programa de monitoramento inclua o estabelecimento robusto de uma linha de base – ou seja, das condições anteriores ao início do processo de intervenção –, bem como a coleta de dados durante as ações de remediação e após a finalização da fase de remediação ativa.

Usualmente, o programa de monitoramento da remediação divide-se em duas principais categorias: monitoramento de processo e monitoramento de *performance* ou conformidade.

O primeiro é realizado na fase ativa da remediação e tem como objetivo garantir a operação da medida de intervenção conforme o esperado e projetado. Normalmente, são monitorados diversos parâmetros com uma frequência significativa, que dependem da tecnologia implementada. Os dados produzidos devem ser interpretados adequadamente para dar suporte às ações de otimização do processo, que são fundamentais para garantir a alta *performance* contínua da remediação.

A segunda, refere-se ao monitoramento de eficácia da remediação, no qual são monitorados os elementos motivadores da remediação na área, como, por exemplo, o comportamento evolutivo das concentrações de contaminantes no solo, água subterrânea e vapores do solo; alcance horizontal e vertical da pluma; evolução do comportamento da fase livre, entre outros. Nesse caso, deve-se estabelecer frequências

de monitoramento numa rede espacialmente adequada, capaz de fornecer dados de conformidade com as métricas estabelecidas previamente.

As métricas a serem incluídas no programa de monitoramento devem ser desenvolvidas de forma crítica. Em geral, uma métrica isolada não é capaz de fornecer uma visão abrangente do processo, por isso, é comum aplicar diversas métricas que, juntas, geram dados confiáveis e suficientes para medir o desempenho da remediação, ou pontos de atenção. Em qualquer tecnologia, cada métrica tem suas limitações, dessa forma, estabelecer mais de uma pode ajudar a obter uma visão mais clara e real do processo.

6. Técnicas conjugadas mais utilizadas

A conjugação de técnicas de remediação é uma abordagem inteligente para otimizar o processo de remediação em um site contaminado, buscando melhorar a eficiência e acelerar o atingimento das metas propostas, com um custo inferior ao da aplicação de uma única tecnologia. Metodologias de remediação biológica, química e física podem ser combinadas aproveitando os pontos fortes de cada tecnologia.

Um caso típico de técnicas conjugadas é a aplicação de tecnologias mais agressivas de tratamento para áreas fonte caracterizadas com alta concentração em água subterrânea, massa significativa sorvida no solo e a potencial presença de fase livre; e tecnologias menos agressivas nas áreas onde os contaminantes encontram-se dissolvidos e mais dispersos. Por exemplo: aplicação de remediação termal, ISS, escavação, ISCO em áreas fonte; e biorremediação, MNA, sistemas de contenção nas plumas com menores concentrações. A conjugação das tecnologias pode ser aplicada também em uma mesma área, ou seja, aplicação de tecnologia mais agressiva para rápido abatimento de massa, seguida de transição para uma tecnologia menos agressiva para continuar o tratamento e atingir concentrações mais baixas dos contaminantes.

Outros exemplos comuns de tecnologias conjugadas, aplicadas concomitantemente, são:

✓ *Air sparging* e SVE

A técnica *air sparging* é apropriada para a remediação de compostos voláteis. A volatilização dos contaminantes é feita por meio da injeção de ar, isento de contaminação, abaixo do nível d'água. O ar injetado volatiliza contaminantes dissolvidos em água subterrânea ou adsorvidos no solo abaixo do nível d'água.

A técnica *air sparging* utiliza a injeção de ar na zona saturada do aquífero, com pressão e volume controlados, e o principal objetivo de promover a volatilização dos compostos de interesse. Essa técnica é comumente utilizada em conjunto com a extração de vapores do solo (SVE), auxiliando na remoção de contaminantes em fase vapor e controlando a migração de vapores contaminados.

✓ Termal de baixa temperatura com processos biológicos/químicos

A utilização de processos térmicos vem se difundindo nos últimos anos como uma alternativa eficiente para remediação de sítio contaminados, tendo como aplicação principal o atingimento de temperatura suficiente para volatilizar os compostos presentes. No entanto, o aumento da temperatura provoca outros efeitos na natureza física dos compostos e nos processos que ocorrem naturalmente, que podem ser benéficos às técnicas de remediação, não necessitando, nesse caso, do atingimento de altas temperaturas (normalmente igual ou maior a 100 °C).

Com o aumento da temperatura, aumentam as taxas de biodegradação dos compostos orgânicos, mas isso ocorre até certo ponto, porque à determinada temperatura as

proteínas são desnaturadas. A maior parte das reações biológicas tem temperatura ótima, entre 30 °C e 40 °C. O aumento da temperatura também provoca o aumento das reações abióticas de hidrólise, sendo este processo mais intenso para alguns grupos de compostos, como os etanos clorados.

A temperatura também exerce influência nos parâmetros de viscosidade e dissolução dos compostos, tendo um potencial para combinação com técnicas de remoção física de massa de contaminante.

Por último, o aumento da temperatura pode ser utilizado como um ativador para alguns tipos de oxidantes, tendo, portanto, um potencial para combinação com técnicas de oxidação química *in situ*.

Dessa forma, como normalmente a limitação de técnicas termais de alta temperatura é o custo envolvido em sua aplicação, métodos que visam o aquecimento até temperaturas moderadas (30 °C a 70 °C) podem ser avaliados, buscando acelerar os processos naturais de degradação ou permitir sua combinação com outras tecnologias de remediação.

✓ Escavação de solo e ISCO/ISCR no fundo de cava

Outra conjugação de técnica amplamente utilizada é a escavação para remoção de solo impactado, com o posterior tratamento/destinação *ex situ*, seguido da aplicação de agentes oxidantes ou redutores no fundo de cava para a continuidade do tratamento da massa de contaminante remanescente em água subterrânea.

A vantagem dessa metodologia é que o próprio maquinário utilizado no processo de escavação auxilia na distribuição e mistura dos reagentes utilizados, para garantir o contato destes com os contaminantes.

6.1. Técnicas *in situ*

6.1.1. Controle de pH (neutralização)

A técnica de controle de pH *in situ* é utilizada para neutralizar solos e águas subterrâneas com pH extremamente ácido ou básico, podendo ser empregada tanto de forma autônoma quanto casada com outra técnica de remediação, como a redução química, ou até mesmo para evitar a incrustação de equipamentos e estruturas de bombeamento de águas impactadas. Alguns agentes podem ser empregados nessa técnica, como o gás carbônico (CO₂ *sparging*), ácidos, bases ou tampões, os quais podem ser aplicados tanto por meio de poços de injeção, quanto via *direct push*, sendo promovido o ajuste do pH a condições de neutralidade (pH 6-7 UpH) no meio a ser corrigido.

Normalmente, o ajuste do pH local ou neutralização pode ser necessário em função de: derrames ácidos ou básicos prévios na área a ser remediada, alterações de pH promovidas pela própria natureza dos contaminantes inseridos ali, condições naturais do meio desfavoráveis para alguma remediação *in situ* ou, ainda, em função da aplicação de algum agente remediador que propicie mudanças nesse parâmetro físico-químico. Frequentemente, agentes tampões (amortecedores de mudanças bruscas de pH no meio) são necessários para manter o pH neutro durante uma remediação que necessite dessa condição. Alguns aquíferos os possuem naturalmente, tais como os que contêm CO, carbonato de cálcio; outros, no entanto, não possuem essa condição de forma pronunciada e necessitam de adição de um agente corretor. O ideal é que esse ajuste seja feito para priorizar os benefícios de uma remediação e minimizar os potenciais efeitos nocivos sobre as comunidades microbianas autóctones locais, que também atuam nos processos de remediação.

A escolha do agente regulador deve se basear, além do pH local, nas condições de fluxo locais, que podem propiciar um maior ou menor contato do agente com o meio. Já a

aplicação pode ser realizada com uso do agente em forma líquida ou numa suspensão coloidal, por meio de poços ou pontos de injeção, sendo os cálculos da quantidade de agente regulador de pH baseados em ensaios de titulação (que também servem para a seleção do agente regulador) com amostras do meio a ser tratado. A reaplicação pode ser necessária para manter o pH nas condições ideais da remediação e a frequência de aplicação pode ser diferente daquela do produto remediador principal. Do contrário, a superdosagem pode causar efeito nocivo e diferente do desejado, tais como dissolução de metais que ocorrem naturalmente no meio.

É importante avaliar se o agente regulador escolhido tem alguma restrição de compra junto à Polícia, como no caso do hidróxido de sódio, que requer a obtenção de uma licença específica para aquisição, em função da necessidade de controle dessa substância.

6.2. Fraturamento pneumático/hidráulico *in situ*

A técnica de fraturamento foi desenvolvida pela indústria de petróleo e poços para captação de água, onde o método foi empregado como solução viável para melhora significativa da recuperação destes fluidos a serem extraídos. Assim como outras alternativas desenvolvidas por estas indústrias-chave, solução passou a ser replicada com grande sucesso para a remediação de áreas contaminadas, tanto para a recuperação física de contaminantes como para a aplicação de remediadores em solos de baixa permeabilidade.

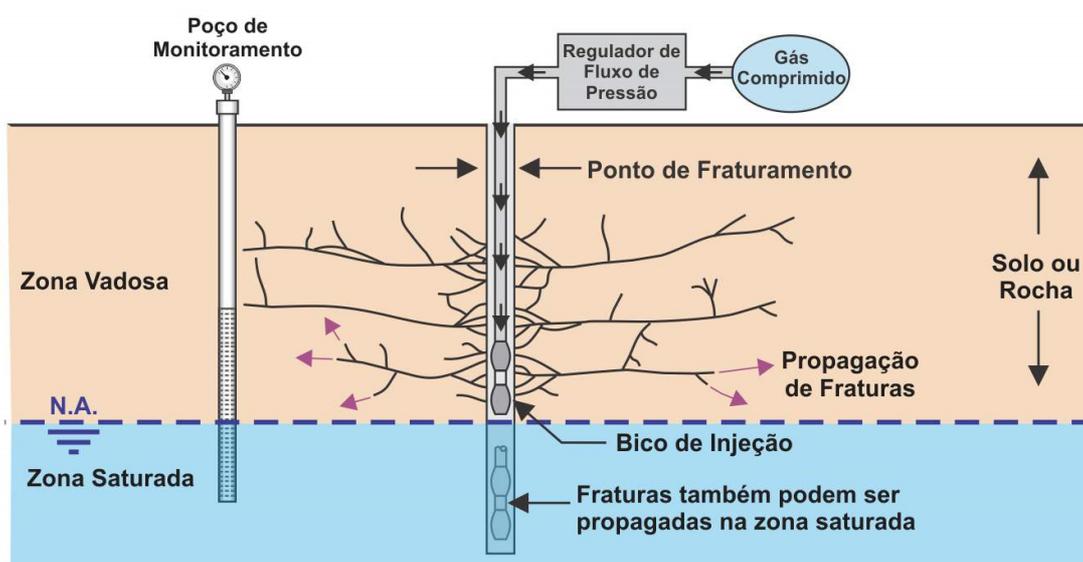
O fraturamento para fins de remediação pode ser dividido em três categorias: pneumático, hidráulico e explosivo. No entanto, podemos citar os dois primeiros como os mais difundidos e consolidados, com utilização mais segura:

Fraturamento pneumático – onde são empregados pulsos controlados de ar ou gás em alta pressão, de maneira a criar fraturas em subsuperfície;

Fraturamento hidráulico – emprega fluido líquido bombeado em alta pressão com o objetivo de abrir fraturas na formação.

A **Figura 15.2-26** apresenta uma seção esquemática de fraturamento.

Figura 15.2-216: Seção esquemática de um fraturamento pneumático



Fonte: Adaptado de https://www.geosierraenv.com/assets/files/publications/frac_e_2002.pdf

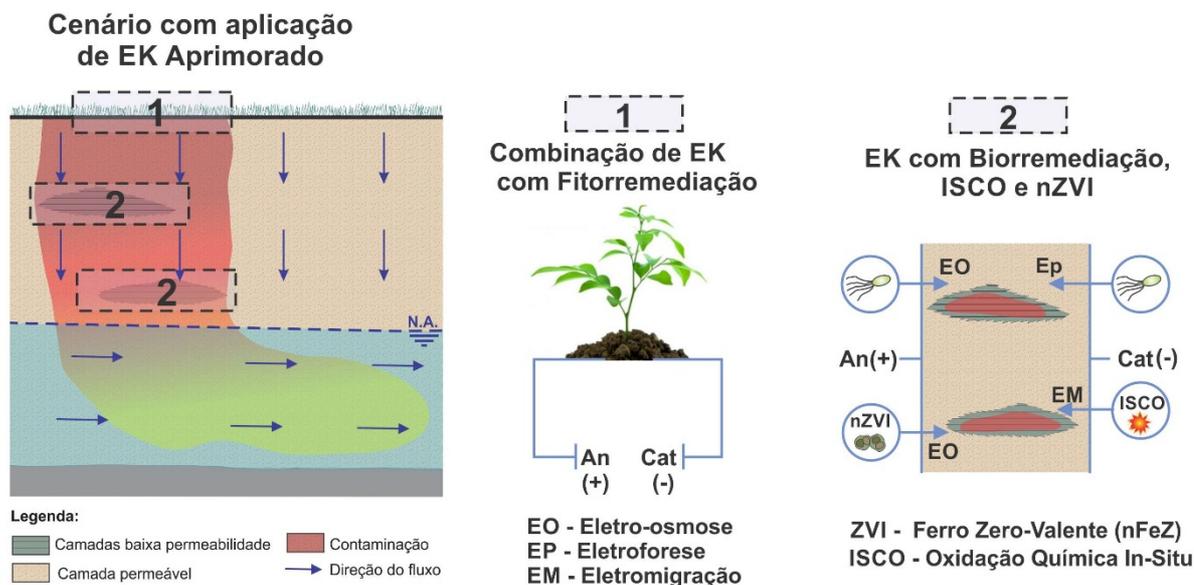
Fonte: Adaptado de GeoSierra

O fraturamento é empregado necessariamente em conjunto com outras tecnologias de remediação, tais como extração de vapores, bombeamento ou injeção de agente remediador, sempre com o objetivo de aumentar a condutividade hidráulica e/ou pneumática da formação geológica a ser tratada. O aumento na permeabilidade da formação tem como resultado direto o aumento no raio de influência (ROI), tanto na extração quanto na injeção, e, conseqüentemente, redução no número de poços. Outro benefício relacionado ao fraturamento está na redução da heterogeneidade presente na maioria das formações geológicas, tornando os gradientes de pressão mais uniformes e mais controlados durante o processo de remediação.

6.3. Eletrocinese conjugada

A eletrocinese, por sua capacidade intrínseca de melhorar a permeabilidade de camadas litológicas menos condutivas, vem sendo utilizada de forma conjugada a demais técnicas *in situ* conhecidas, tais como ISCO, ISCR e biorremediação, de forma a auxiliar a entrega do agente remediador nesses locais de menor permeabilidade e potencial de adsorção dos contaminantes, o que normalmente se configura como uma fonte secundária potencial de impacto e *back diffusion* ao longo dos anos. A **Figura 15.2-27** apresenta um diagrama esquemático da eletrocinese (EK), seus potenciais locais de aplicação, bem como suas possíveis associações com demais técnicas.

Figura 15.2-227: Perfil esquemático de EK



Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

7. Tecnologias emergentes

O desenvolvimento de tecnologias emergentes acompanha a evolução do mercado de gerenciamento de áreas contaminadas, evolução tecnológica e necessidade da sociedade como um todo. Nesse contexto, as principais tendências consideram; (1) os avanços necessários nas metodologias de remediação para tratamento dos contaminantes que passam a ser compostos de interesse, os chamados contaminantes emergentes; (2) aplicação de digitalização e *Big Data* em processos de remediação; e

(3) sustentabilidade aplicada aos processos de remediação, conhecido como *green remediation*.

O desenvolvimento de tecnologias capazes de remediar contaminantes emergentes depende do conhecimento teórico e prático sobre esses compostos, suas propriedades físicas, químicas, interação com o meio físico e potencial de afetar a saúde humana. Devido ao caráter, por definição, emergente desses contaminantes, as tecnologias de remediação voltadas a eles não estão, todavia, amplamente estudadas e disponíveis. Por exemplo, para os compostos denominados *Per- and Polyfluoroalkyl Substances* (PFAS), alguns processos já têm sido aplicados em escalas de campo, como: sonolisis, ozofracionamento, ISS, utilização de carvão ativado e troca iônica para adsorção, entre outros.

Com o crescimento exponencial da quantidade de dados disponíveis, e a emergência e a força das tecnologias de coleta de dados em tempo real, atualmente é possível realizar análises e tomar decisões com base em um enorme grupo de dados que, antigamente, não era possível. Além disso, há uma tendência para o avanço no uso de equipamentos de sensoriamento, utilizados para a coleta contínua de dados de performance de sistemas de remediação, parâmetros hidráulicos nos poços de monitoramento, concentrações de contaminantes etc., que permitem ações rápidas e efetivas nos processos de otimização dos sistemas de remediação.

A remediação sustentável se apresenta com um enfoque inovador, no qual é considerado não somente o sucesso do tratamento, mas também os impactos das atividades de remediação em todas as fases do processo. A remediação sustentável deve contemplar uma gama de aspectos a serem avaliados, sempre buscando o melhor emprego de produtos, processos, tecnologias e procedimentos, que possam cumprir com os objetivos de mitigar ou cessar os riscos aos receptores relacionados a uma contaminação. Ao mesmo tempo, as decisões tomadas devem ser equilibradas com os objetivos da comunidade, os impactos econômicos e os efeitos ambientais. Nesse contexto, uma metodologia que vem ganhando bastante espaço no mercado de GAC, visa o aquecimento do solo a moderadas temperaturas com o objetivo principal de acelerar processos de degradação natural, utilizando somente energia solar.

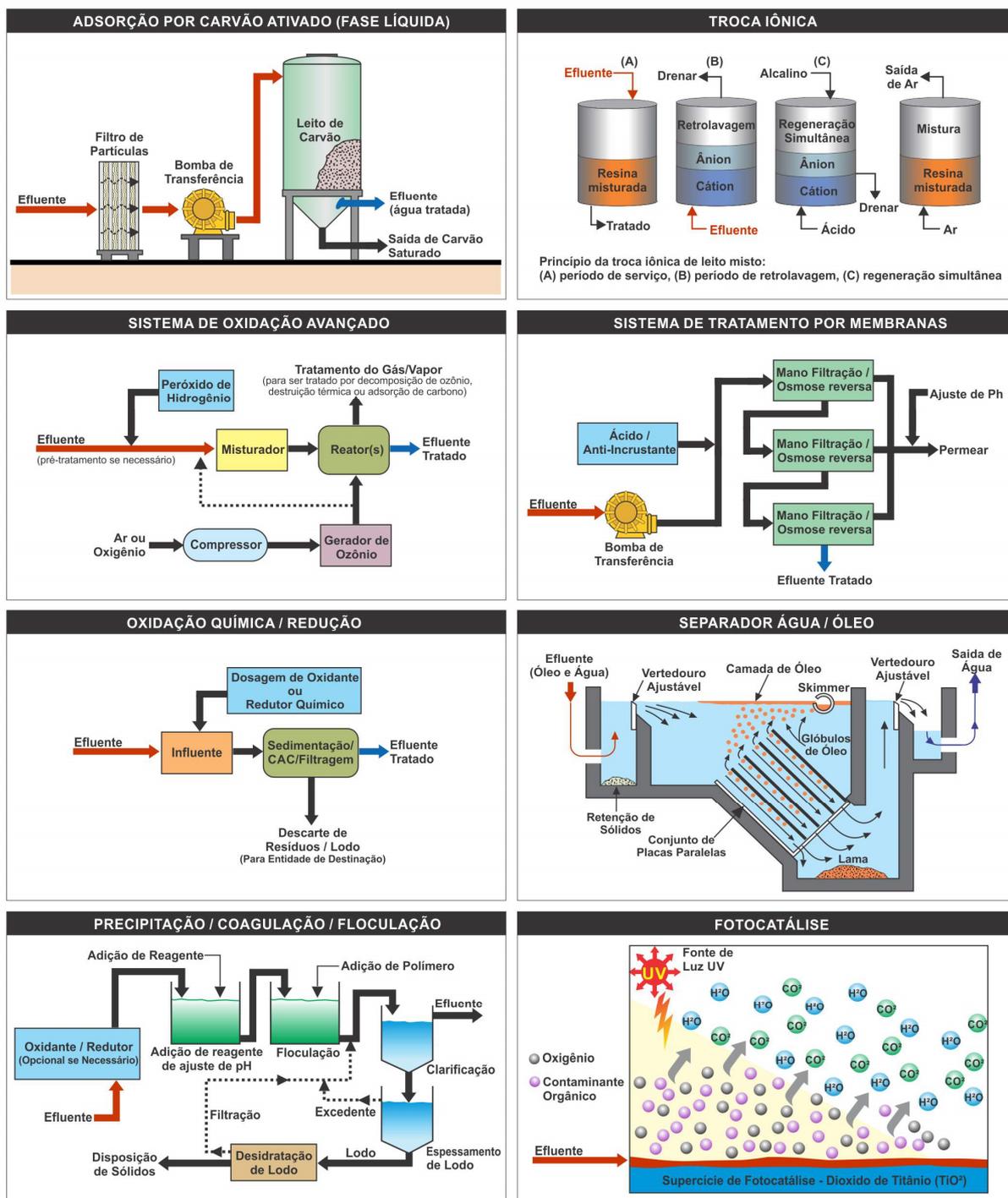
8. Tratamento dos efluentes gerados (líquidos)

Diversas técnicas/tecnologias para remediação por tratamento e para contenção podem gerar um fluxo de líquidos contaminados, que consiste na própria fase dissolvida, adsorvida ou livre, removida do nível aquífero, que passa pelo processo de remediação, e são passíveis de tratamento *ex situ* antes do descarte em rede pública, corpos d'água, ou mesmo reutilização ou reinjeção no aquífero, desde que atendam os requisitos legais locais.

Os tratamentos *ex situ* podem ser desenvolvidos em única etapa ou como parte de uma cadeia de tratamentos, e são baseados em processos físicos, químicos ou biológicos, dependendo da complexidade da SQI a ser tratada e requisitos legais a serem alcançados. São comumente empregadas tecnologias tais como: adsorção, troca iônica, sistemas oxidativos avançados, tratamento por membranas, sistemas de oxidação ou redução química, separação óleo e água, sistemas físicos (precipitação, coagulação e filtração) e fotocatalise. Todo e qualquer sistema de tratamento deve ser dimensionado de modo que trate as SQIs locais, considerando atender a vazão diária e os requisitos legais de descarte pós-tratamento, devendo ser apresentados os memoriais de cálculo necessários para a validação do dimensionamento do tratamento.

A **Figura 15.2-28** apresenta seções esquemáticas de tais técnicas que serão descritas na sequência.

Figura 15.2-238 – Seções esquemáticas de tecnologias de tratamento de fase líquida



Fonte: Adaptado de FRTR.

8.1. Separação de fases

Para o tratamento dos efluentes líquidos gerados, podem ser utilizados tratamentos físicos, caracterizados por métodos de separação de fases, tais como: sedimentação, decantação, filtração, centrifugação ou flotação dos resíduos. Esses métodos consistem na transferência dos resíduos para uma nova fase.

Muitos dos processos utilizados em estações de tratamento de efluentes envolvem a adição de agentes coagulantes e floculantes, como polímeros e sais de ferro e de alumínio.

Os métodos baseados no princípio de coagulação são os mais comumente utilizados, devido à sua ampla escala de atuação e geralmente menores custos operacionais. São aplicados para a remoção de sólidos em suspensão e podem ser divididos em duas classes, quanto ao tipo de lodo gerado: coagulação com sedimentação e coagulação com flotação.

A coagulação seguida de sedimentação consiste na remoção dos sólidos presentes no efluente por meio da separação das fases sólida e líquida, sendo a fase sólida (impureza do efluente) sedimentada na parte inferior da estação de tratamento de efluente, enquanto a fase líquida (efluente tratado) é removida da estação pela parte superior, e então descarregada no meio ambiente.

Na coagulação seguida de flotação, ocorre uma inversão na separação das fases, ou seja, as impurezas (fase sólida flotada) são removidas da estação pela parte superior e o efluente tratado é removido pela parte inferior. A seleção do método é realizada em função das características do efluente. Fatores operacionais como tempo de retenção, natureza do efluente, temperatura e tamanho de partículas devem ser considerados.

No processo de flotação por ar dissolvido, ocorre a suspensão do material particulado e/ou coagulado. O resíduo é carregado por microbolhas, que são injetadas no fundo de um reator. Ao chegar à superfície do reator, a suspensão (resíduo flotado) pode ser removida por processos físicos convencionais (raspagem, sucção etc.).

8.2. Filtração para remoção de sólidos

Os efluentes líquidos gerados nos Sistemas de Remediação podem conter partículas sólidas e, para tanto, deverão ser previstas etapas de filtração antes do descarte.

A filtração é um tipo de tratamento físico de separação de fases e consiste na remoção de partículas sólidas de um fluido, passando ele por um meio de filtragem, no qual os sólidos são retidos. As filtrações industriais variam de simples processos a separações altamente complexas. O fluido pode ser um líquido ou um gás; e a corrente de maior vazão no processo pode ser o fluido, os sólidos, ou ambos. Na filtração industrial, o teor de sólidos da corrente de entrada pode variar de traços a porcentagens altas. Frequentemente, a corrente de entrada sofre algum tipo de pré-tratamento para aumentar a taxa de filtração, por exemplo: aquecimento, recristalização ou clarificação. Devido à enorme variedade de materiais a serem filtrados e às condições de processo amplamente diferentes, muitos tipos de filtros foram desenvolvidos, alguns dos quais são listados adiante.

O fluido passa através de um meio filtrante em virtude de um diferencial de pressão. Os filtros também são classificados, portanto, em dois tipos: aqueles que operam com pressão acima da atmosférica no lado a montante do meio filtrante, e os que operam com pressão atmosférica no lado a montante e vácuo no lado a jusante. As pressões acima da atmosférica podem ser desenvolvidas pela força da gravidade, atuando sobre uma coluna de líquido, por uma bomba ou soprador, ou pela força centrífuga. Em um filtro de gravidade, o meio filtrante não pode ser mais fino do que uma tela grossa ou um leito de partículas grosseiras como areia.

A maioria dos filtros industriais são filtros de pressão, filtros a vácuo ou separadores centrífugos. Eles também são contínuos ou descontínuos, dependendo da descarga de sólidos filtrados, se é constante ou intermitente. Durante grande parte do ciclo de operação de um filtro descontínuo, o fluxo de fluido através do dispositivo é contínuo, mas deve ser interrompido periodicamente para permitir a descarga dos sólidos acumulados. Em um filtro contínuo, a descarga de sólidos e fluidos é ininterrupta

enquanto o equipamento estiver em operação. Os filtros são divididos em três grupos principais: *cake filters*, filtros de clarificação e filtros de fluxo cruzado.

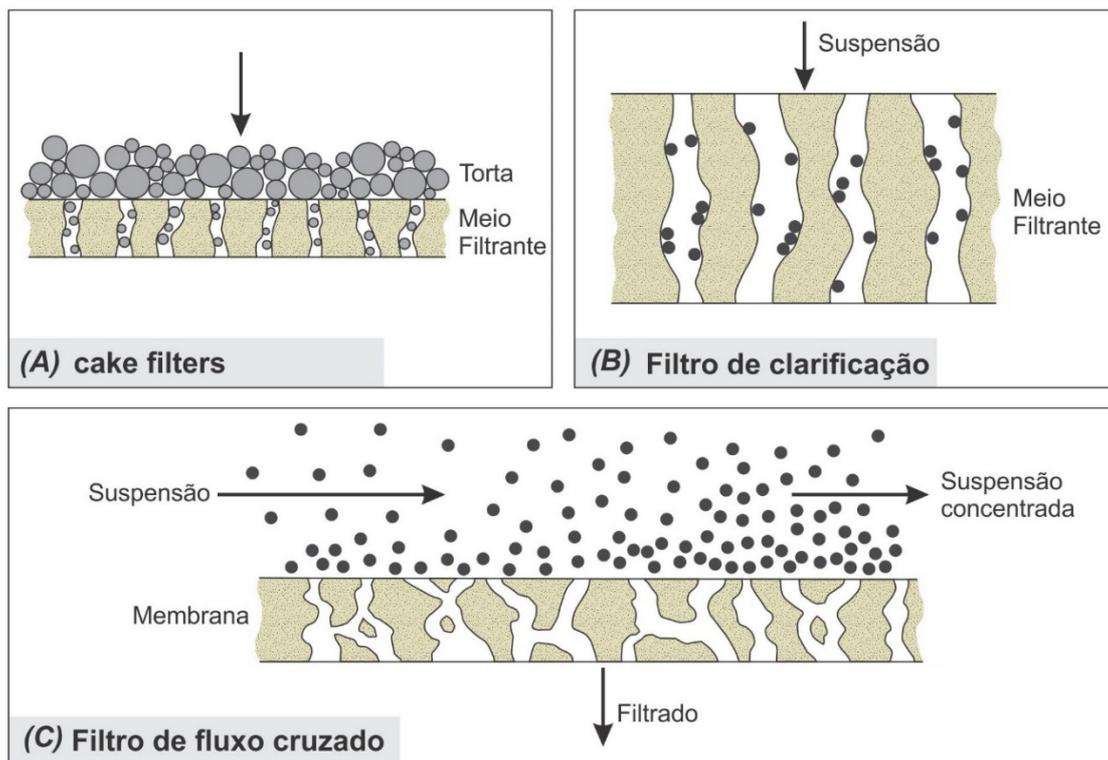
Os *cake filters* separam quantidades relativamente grandes de sólidos, conforme ilustrado na **Figura 15.2-29 (a)**. Como exemplo principal desse tipo de filtro temos os filtros-prensa. Frequentemente, eles incluem disposições para a lavagem da torta e para a remoção de parte do líquido dos sólidos antes da descarga.

Filtros de clarificação removem pequenas quantidades de sólidos para produzir um líquido claro, muito utilizado na indústria de bebidas. Um exemplo de filtro de clarificação são os filtros cartucho. As partículas sólidas são aprisionadas dentro do meio filtrante, conforme mostrado na **Figura 15.2-29 (b)**, ou em suas superfícies externas. Os filtros de clarificação diferem das telas porque os poros do meio filtrante são muito maiores em diâmetro do que as partículas a serem removidas.

Em um filtro de fluxo cruzado, a suspensão de alimentação flui sob pressão em uma velocidade bastante alta através do meio filtrante (**Figura 15.2-29 c**). São exemplos de filtro de fluxo cruzado a ultrafiltração, a filtração por membrana e a osmose reversa. Uma fina camada de sólidos pode se formar na superfície do meio, mas a alta velocidade do líquido impede que a camada se acumule. O meio filtrante é uma membrana de cerâmica, metal ou polímero com poros pequenos o suficiente para excluir a maioria das partículas suspensas. Parte do líquido passa pelo meio como filtrado claro, deixando para trás uma suspensão mais concentrada. A ultrafiltração é um tipo de filtro de fluxo cruzado em que uma unidade de fluxo cruzado contendo uma membrana com aberturas extremamente pequenas é usada para a separação e concentração de partículas coloidais e moléculas grandes.

No caso de tratamento de efluentes, é muito usual a técnica que consiste na passagem da água através de um meio filtrante granular (usualmente areia), por meio do qual ocorre a remoção das partículas (filtro de clarificação). A seleção de alternativas é, essencialmente, função da qualidade do efluente e, a cada alternativa, corresponderá uma granulometria adequada para o meio filtrante. A limpeza dos filtros é, em geral, realizada por retrolavagem com água tratada.

Figura 15.2-249: Filtração para remoção de sólidos



Fonte: Adaptado da Edição Unit Operations Of Chemical Engineering, Fifth Edition, Warren L. McCabe, Julian C. Smith, Peter Harriott, Mcgraw-hill, Inc

Fonte: McCABE *et al.* (1993).

8.3. Adsorção

A adsorção consiste em um processo puramente físico em que os solutos dissolvidos em meio aquoso/líquido (contaminantes) se concentram na superfície de um material adsorvente, reduzindo sua concentração na fase líquida. Os mecanismos de adsorção podem ser descritos como físicos (regidos por fracas ligações entre a SQA e a superfície externa do material adsorvente), químicos (regidos por fortes ligações entre os compostos e a superfície do adsorvente) e eletroestáticos (regidos por troca de íons em superfície de contato). Os materiais adsorventes, naturais ou sintéticos, são posicionados (paralelamente ou em série) dentro de colunas ou tanques/vasos de pressão – de forma a preenchê-los –, pelos quais a fase líquida é bombeada ou pulsada, entrando em contato com esses materiais, durante determinado tempo de residência, o que posa como a questão mais importante do processo de adsorção, sendo os mais utilizados:

- ✓ **Carvão Ativado:** é o tipo mais comum de material empregado, principalmente pela facilidade de obtenção e custo, podendo ser natural ou artificial, utilizado na forma granular, em pó ou peletizado. Esse material, ao ser processado, cria uma grande área superficial que atrai e adsorve moléculas dos contaminantes, especialmente de compostos orgânicos diversos (hidrocarbonetos, SVOCs, explosivos, álcoois, VOCs e pesticidas), determinados metais e partículas inorgânicas. Uma vez esgotada a capacidade de adsorção do carvão ativado granular (CAG), ele deve ser trocado por material virgem e o material usado deve ser destinado adequadamente, após a devida caracterização desse resíduo, sendo possível também a sua regeneração.

- ✓ Zeólitas: grupo de minerais de estrutura porosa, podendo ser naturais ou artificiais. São utilizadas especialmente para a remoção de inorgânicos. Possuem capacidade de regeneração e devem ser destinadas adequadamente após a saturação por contaminantes, dentro de um processo de caracterização do resíduo.
- ✓ Resinas Sintéticas: são polímeros, subdivididos em resina catiônica e aniônica, e possuem capacidade seletiva de adsorção em maior grau que o CAG. A catiônica remove especialmente os íons positivos (como cálcio e magnésio), já a aniônica trata ânions fortes e fracos (como cloretos, nitratos, bicarbonatos). São normalmente regeneradas utilizando-se ácidos, bases ou solventes orgânicos, em locais específicos e devidamente licenciados para esta atividade, sendo especialmente empregadas para compostos termodinamicamente instáveis como os explosivos.

Outros compostos que podem ser empregados como materiais adsorventes, são a alumina ativada e as esponjas de celulose impregnadas de polímeros. O tipo de contaminante a ser tratado e sua concentração irá determinar qual será o melhor material adsorvente para o processo.

Especificamente o CAG, que é o mais empregado, tem eficiência limitada para os halogenados voláteis e pesticidas, sendo sua efetividade impactada por alguns fatores, como a alta concentração de sólidos suspensos (> 50 mg/L) e a presença de óleos e graxas (> 10 mg/L), o que pode ocasionar oclusão do carvão. Nesses casos, torna-se necessário um pré-tratamento para remoção total ou parcial desses compostos antes da passagem pela coluna de CAG para conseqüente aumento de sua efetividade. O tamanho do poro, o tipo e a qualidade do CAG também influenciam no processo, assim como a temperatura do fluido em tratamento, necessitando do apoio de um vendedor especializado para a seleção do melhor CAG para o tratamento da SQI, por meio das isotermas.

8.4. Air stripping

Air stripping é um processo de tratamento de fase líquida no qual ocorre a transferência de VOCs de uma matriz líquida para a fase gasosa, e então é realizado o tratamento dos compostos em fase gasosa. Por meio da tecnologia *air stripping* é possível atingir alta eficiência de tratamento de fase dissolvida, se dimensionado adequadamente.

Essa técnica é comumente usada como parte do tratamento de água extraída de bombeamento de água subterrânea e funciona da seguinte forma: o *air stripper* utiliza um tanque de aeração e um soprador para forçar o ar atmosférico a se movimentar no sentido contrário e através da água contaminada, forçando assim o particionamento dos compostos voláteis da fase dissolvida para a fase vapor. O fluxo de água é promovido pelo topo do equipamento e o ar é movimentado de forma ascendente, portanto, o vapor contaminado é capturado na superfície do equipamento e a água é coletada na base. Um sistema de tratamento de vapores é então conjugado ao *air stripper*, o qual normalmente é composto por vasos de carvão ativado.

É importante que sejam realizadas coletas de amostras de água na saída do *air stripper*, bem como amostras de vapores na saída do equipamento conjugado, para confirmar atendimento aos critérios de tratamento pré-estabelecidos.

8.5. Processos oxidativos avançados para tratamento de efluentes líquidos

Segundo (Pignatello; Oliveros; Mackay, 2006, p. 2), os processos oxidativos avançados (POAs): “Caracterizam-se por transformar, parcial ou totalmente, os poluentes em espécies mais simples como dióxido de carbono, água, ânions inorgânicos ou substâncias menos tóxicas e de fácil degradação por tecnologias comuns”.

Inúmeros oxidantes químicos são frequentemente usados no tratamento de águas (como agentes de desinfecção e remoção de odor) e efluentes. Os mais comuns são:

- ✓ peróxido de hidrogênio;
- ✓ ozônio;
- ✓ cloro;
- ✓ dióxido de cloro;
- ✓ permanganato.

Há também outros sistemas de oxidação que incluem processos físicos, tais como:

- ✓ destruição eletroquímica;
- ✓ destruição fotoquímica – UV e UV-TiO₂;
- ✓ oxidação com ar úmido;
- ✓ oxidação supercrítica com água.

O poder oxidante comparativo (dado em termos do potencial padrão) de alguns compostos mais comumente usados é mostrado na **Tabela 15.2-6**.

Tabela 15.2-6 – Potencial padrão dos oxidantes mais comumente utilizados

Oxidante	Condições do Meio	EH(V)
Cl ₂	Ácido	1,36
HOCl	Ácido	1,49
	Básico	0,89
ClO ₂	Ácido	1,95
	Básico	1,16
O ₃	Ácido	2,07
	Básico	1,25
H ₂ O ₂	Ácido	1,72
KMnO ₄	Ácido	1,7
	Básico	0,59

Fonte: Sawyer *et. al.* (2003).

Outra propriedade que sempre é requerida na prática quando se pretende usar um oxidante é a estequiometria oxidante/redutor, ou seja, ao número de moles de oxigênio disponível por unidade de peso (razão mássica) ou por mol (razão molar) do composto.

Quando um composto é colocado em contato com um oxidante, uma grande variedade de subprodutos ou intermediários podem ser produzidos, dependendo do tipo de oxidante escolhido. Outro ponto importante a ser considerado é que tanto para efluentes como para solos, é muito raro que o contaminante de interesse seja o único composto orgânico presente na matriz ambiental. Quando isso ocorre, precisamos avaliar qual a preferência do oxidante perante os demais compostos que não aquele que estamos desejando destruir. Para tal, os ensaios de tratabilidade em escala de bancada são de extrema importância para se obter a chamada demanda endógena do oxidante (DEO).

Nos últimos anos, os processos oxidativos avançados (POA) têm merecido destaque devido à sua alta eficiência na degradação de inúmeros compostos orgânicos e custo operacional reduzido. Esses processos têm se mostrado uma boa alternativa no

tratamento de águas superficiais, subterrâneas, bem como águas residuárias e solos contaminados.

São chamados POA, os processos de oxidação que provocam a formação de radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$), espécies altamente instáveis e oxidantes, em quantidade suficiente para mineralizar a matéria orgânica à dióxido de carbono (CO_2), água e íons inorgânicos. Esses radicais podem ser formados por vários processos, que podem ser classificados em sistemas homogêneos ou heterogêneos, conforme a ausência ou a presença de catalisadores na forma sólida (por exemplo, o dióxido de titânio), além de poderem estar sob radiação UV.

O diferencial desses processos é que o contaminante não é apenas trocado de fase ou acumulado em uma matriz sólida, mas sim destruído, reduzido a CO_2 , água e ânions orgânicos, compostos relativamente fáceis de tratar e, em geral, têm menor toxicidade.

Sendo assim, destruir o poluente, muitas vezes de alta toxicidade, geralmente é mais interessante do que trocá-lo de fase/meio, gerando resíduos passíveis de destinação final, ou seja, são processos mais limpos e não seletivos.

Os POAs podem ser classificados em processos químicos de ação direta do oxidante e seus subprodutos (POAs Químicos); processos fotoquímicos, nos quais a reação se dá em um meio sob a incidência de radiação; e os POAs sonoquímicos, baseados na utilização de radiação ultrassônica a fim de criar um ambiente oxidativo – com destaque para a sonólise, um processo que abrange a formação, crescimento e o colapso implosivo de bolhas em um líquido.

Os radicais hidroxila podem ser gerados por meio de reações envolvendo oxidantes fortes, como ozônio ou peróxido de hidrogênio, semicondutores como o dióxido de titânio e óxido de zinco, além de radiação ultravioleta. Os sistemas típicos de processos oxidativos avançados mais comumente utilizados são mostrados na **Tabela 15.2-7**.

Tabela 15.2-7 – Processos oxidativos avançados mais comumente utilizados

Sistemas Homogêneos	$\text{O}_3 + \text{UV}^1$
	$\text{H}_2\text{O}_2 + \text{UV}$
	Feixes de elétrons
	Ultrassom (sonólise)
	$\text{H}_2\text{O}_2 + \text{US}^2$
	UV + US
	$\text{H}_2\text{O}_2 + \text{O}_3$
	$\text{O}_3 + \text{OH}^-$
	$\text{H}_2\text{O}_2 + \text{Fe}^{+2}$ (FENTON)
Sistemas Heterogêneos	$\text{TiO}_2 + \text{O}_3 + \text{UV}$
	$\text{TiO}_2 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{UV}$
	Eletro-Fenton

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

¹ Aplicação de radiação Ultra Violeta.

² Aplicação de Ultrassom.

8.6. Processos físico-químicos de tratamento de efluentes

O conhecimento das características do efluente permite uma correta avaliação de sua tratabilidade, ou seja, a escolha do processo de tratamento mais adequado e viável, do ponto de vista técnico-econômico. Conforme mencionado no item 9.2, em alguns casos poderá ser necessário que o efluente sofra algum tipo de pré-tratamento por meio de processos físico-químicos, para aumentar a taxa de filtração, como, por exemplo: aquecimento, recristalização ou clarificação.

Os processos que antecedem a filtração são conhecidos como processos de clarificação, e permitem o tratamento de vazões mais elevadas. Sendo assim, a filtração pode ser direta, mas também pode ser precedida de coagulação, com ou sem floculação, ou filtração precedida de tratamento completo: coagulação, floculação e decantação. A opção será baseada na qualidade do efluente.

As operações que podem ocorrer durante o processo de clarificação são: mistura rápida e coagulação, floculação, e sedimentação para posterior filtração. Denomina-se tratamento convencional ou completo quando o tratamento conta com a sequência dessas quatro unidades (coagulação, floculação, decantação/sedimentação e filtração).

A etapa de mistura rápida e coagulação consiste na adição de coagulantes visando desestabilizar as partículas e, posteriormente, formar flocos. A mistura rápida refere-se ao processo físico de homogeneização do coagulante na água e a coagulação aos processos químicos resultantes da adição do coagulante.

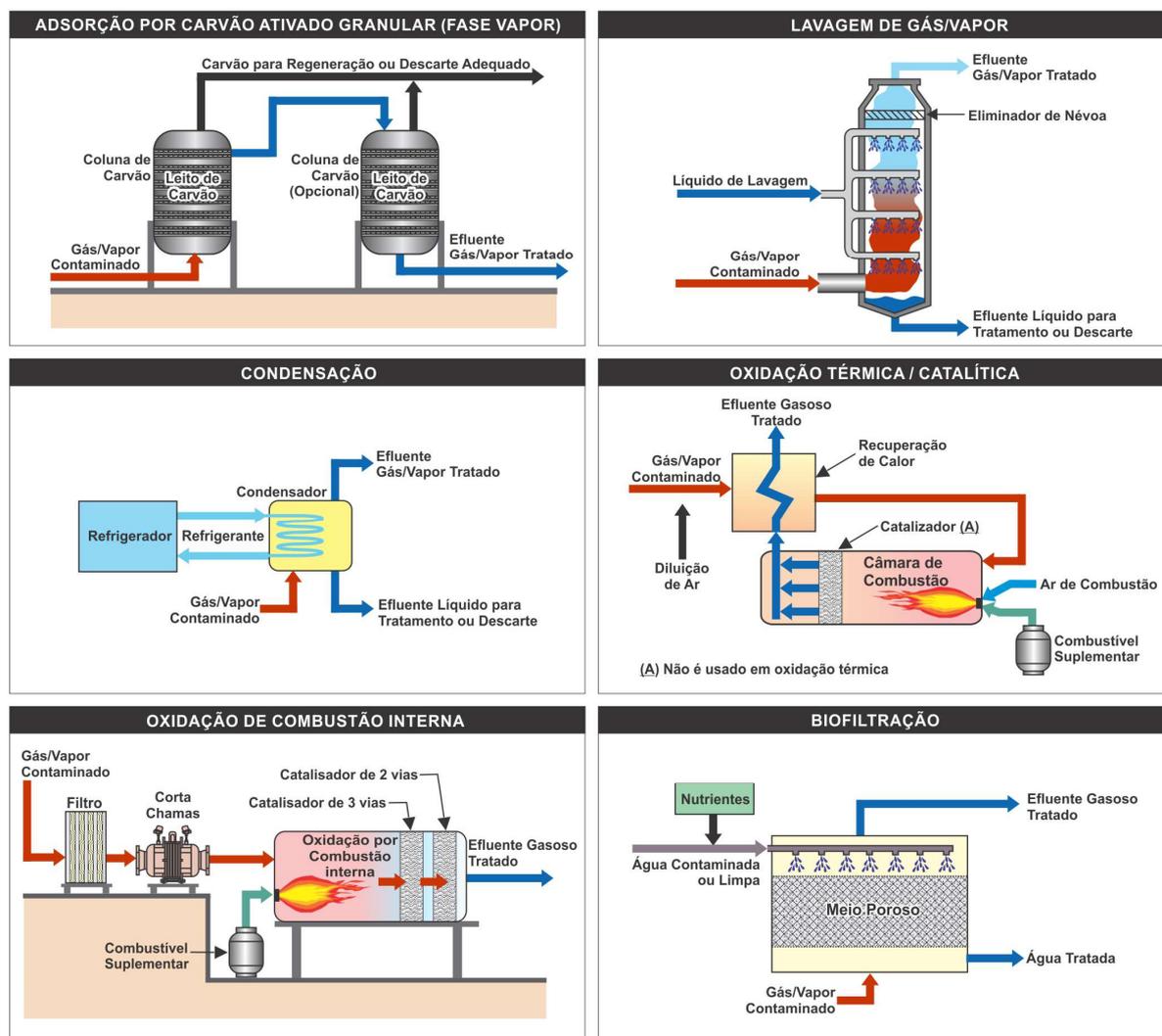
A etapa de floculação consiste na formação de flocos, mediante a introdução de energia na massa líquida, capaz de propiciar o contato das partículas desestabilizadas na coagulação, sua aglutinação e, portanto, ganho em tamanho e densidade. A energia introduzida deve ser suave para evitar a quebra dos flocos gradualmente formados. Os floculadores podem ser hidráulicos (dotados de dispositivos que promovam uma agitação suave na massa d'água – câmaras, orifícios de passagem etc.) ou mecanizados. Pode-se também adicionar agentes floculantes ao efluente, promovendo uma melhor formação de flocos.

Por último, temos a etapa de decantação, na qual ocorre a separação dos flocos pela ação da gravidade. Os sólidos presentes na água são depositados no fundo dos decantadores, de onde o lodo acumulado deve ser removido periodicamente em operações de limpeza dos decantadores.

9. Tratamento dos efluentes gerados (gases/vapores)

Uma série de técnicas/tecnologias *in situ* e *ex situ* para remediação por tratamento e para contenção pode gerar um fluxo de vapor/gases que são passíveis de tratamento *ex situ* antes do descarte em atmosfera, de forma a atender os requisitos legais locais. Os tratamentos *ex situ* podem ser desenvolvidos em etapa única ou como parte de uma cadeia de tratamentos, baseados em processos físicos, químicos ou biológicos, dependendo da complexidade da SQI a ser tratada e dos requisitos legais a serem alcançados. São comumente empregadas tecnologias como: adsorção, *air stripping*, condensação, oxidação catalítica/termal, combustão e biofiltração. A **Figura 15.2-30** apresenta seções esquemáticas de tais técnicas que serão descritas na sequência.

Figura 15.2-30: Seções esquemáticas de tecnologias de tratamento de fase vapor/gasosa



Fonte: Adaptado de FRTR.

9.1. Adsorção

A adsorção em meio gasoso ou fase vapor pode ocorrer de duas formas: física ou química. A física reside em aderir por meio de ligações fracas da SQI com a superfície externa do meio poroso (material adsorvente) e pode ser revertida (no processo denominado de dessorção). Já a química reside em uma forte ligação da SQI com o material adsorvente. Normalmente, os processos mais utilizados para adsorção são os físicos. Os contaminantes que podem ser tratados por este processo são: VOCs não halogenados, halogenados, SVOCs, hidrocarbonetos de petróleo/combustíveis (exceto LNAPLs), metilmercúrio e chumbo orgânico, sendo parcialmente eficientes para inorgânicos e radionuclídeos.

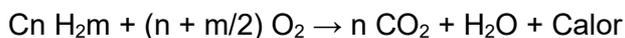
O material adsorvente (meio poroso) mais utilizado para esse processo é o CAG, por sua facilidade de aquisição, baixo custo frente outras tecnologias, dependendo do tempo que se prevê de operação para um sistema. O tratamento consiste em fazer o efluente gasoso passar por um ou mais vasos de pressão preenchidos com CAG, o qual remove o contaminante fisicamente, por meio de sua superfície, que entra em contato com a SQI. Os vasos de pressão podem ser dispostos de forma paralela ou em série, de forma que, na saída desse processo, o efluente gasoso esteja em concentração permitida pela

legislação vigente ou em consonância com os níveis de risco aceitáveis. O CAG utilizado pode estar na forma em pó, granular ou peletizada, para o preenchimento.

O CAG usado pode ser regenerado, tanto no local, como em entidades devidamente licenciadas para esse propósito, ou mesmo enviado para entidades de destinação final, sempre seguindo os critérios necessários para essa operação. Uma desvantagem que deve ser avaliada é a alta concentração das SQIs a serem tratadas, devido à rapidez na saturação do CAG e constante necessidade de regeneração ou trocas e destinações. Altas concentrações podem ser tratadas pelo CAG, porém tempos de residência maiores serão requisitados, impactando no tamanho dos vasos de pressão a serem utilizados. Outros fatores que afetam a performance do CAG são a temperatura de entrada da corrente gasosa e a umidade, sendo necessário, nesse caso, também prever um trocador de calor e um separador de líquido/vapor antes da entrada no sistema de vasos de pressão de CAG.

9.2. Oxidação catalítica/oxidação térmica

A oxidação, por definição, converte um hidrocarboneto, na presença de oxigênio e calor, em dióxido de carbono e vapor de água. Uma equação geral mostrando essa relação é apresentada na equação a seguir:



As variáveis n e m da equação são usadas para definir o número de átomos de carbono e de hidrogênio. O número de átomos de oxigênio convertidos em n moléculas de dióxido de carbono e m moléculas de vapor de água e calor que é liberado no reator exotérmico.

As regras de operação dos processos de oxidação de vapores orgânicos são chamadas de os três "Ts" de combustão:

- ✓ tempo;
- ✓ turbulência;
- ✓ temperatura.

O tempo, como usado em oxidadores térmicos, refere-se ao tempo de retenção ou residência, que é o tempo que um composto orgânico está à temperatura de oxidação apropriada. Normalmente, se for necessária uma eficiência de destruição de 95%, um tempo de residência de meio segundo é adequado, ou seja, o composto orgânico, se for levado a uma temperatura de cerca de 1400 °F e mantido a essa temperatura por um tempo de retenção de meio segundo. Tanto o tempo de retenção quanto a turbulência devem ser alcançados, sendo turbulência um termo que implica em um nível adequado de mistura. Se a turbulência ocorrer e os 1400 °F por meio segundo forem alcançados, com níveis de oxigênio adequados, então 95% dos compostos orgânicos serão destruídos. Em alguns casos, particularmente na indústria química, o oxigênio deve ser adicionado a um fluxo de processo. Para cada orgânico, é necessária uma temperatura específica e um tempo de retenção específico para atingir o nível de destruição desejado.

Existem basicamente seis tecnologias fundamentais para oxidação de vapores orgânicos que atingem a oxidação de orgânicos de formas diferentes. Estas tecnologias são:

- ✓ Oxidação catalítica recuperativa;
- ✓ Oxidação térmica recuperativa;
- ✓ Oxidação térmica regenerativa (RTO);

- ✓ Oxidação catalítica regenerativa (RCO);
- ✓ Queimadores térmicos e de vapor com chama direta: *flares*/queimador;
- ✓ Filtros cerâmicos.

Concentradores rotativos podem ser usados em conjunto com essas tecnologias para diminuir os requisitos de volume/vazão e reduzir os custos operacionais.

Para se determinar a tecnologia mais apropriada para tratamento e controle da emissão de orgânicos, é necessário caracterizar o fluxo de ar. O primeiro passo na caracterização é estabelecer quais orgânicos e outros contaminantes devem ser destruídos ou controlados. O dimensionamento do equipamento necessário também depende, em parte, da carga orgânica ou da concentração.

Com base nos requisitos de remoção, metas de eficiência e parâmetros de processo, pode-se identificar uma tecnologia de oxidação preferida. Em geral, baixos fluxos e baixas concentrações são melhor processados (e com maior eficiência, tanto na destruição quanto energética) por um oxidador catalítico recuperativo. Quando a concentração do fluxo está entre 15% e 20% LEL então tanto um oxidador catalítico quanto um oxidador térmico recuperativo são os melhores métodos. Para fluxos de processo entre 20% e 25% LEL, apenas a oxidação térmica recuperativa é a solução preferida.

Os sistemas RTO/RCO e concentrador rotativo são tipicamente mais caros, mas a economia de custos operacionais em altas taxas de fluxo com baixas concentrações torna essas tecnologias atraentes nesses casos. Posteriormente, o custo do equipamento e o operacional, bem como o custo da instalação, estão relacionados com o dimensionamento. Como o equipamento de oxidação requer combustível e eletricidade, os custos operacionais também dependerão das horas de operação diária, por semana e por ano. Além disso, os custos dependerão da quantidade de produtos orgânicos que precisam ser processados. Uma consideração crítica é se a carga orgânica é estável ou se tem picos ou oscilações.

A vazão do processo que deve ser tratada deve ser determinada. Como a maioria das empresas não precisou comprar equipamentos de controle de poluição no passado, sua abordagem para eliminar a poluição tem sido “quanto mais exaustão, melhor”. Isto é particularmente verdadeiro nas indústrias de baixa margem. As indústrias mais sofisticadas, como a indústria química, por exemplo, têm se preocupado com o ar exaurido de suas instalações com volume de exaustão por uma questão de controle de processo. As indústrias que não se atentam a isso não estão suficientemente conscientes de que, ao comprar equipamentos de controle de poluição, o custo vai depender de dois elementos:

- ✓ o volume de ar que deve ser processado;
- ✓ as libras por hora de produtos orgânicos que devem ser processados.

A redução do fluxo do processo deve ser direcionada e feita de tal forma que não tenha impacto sobre a operação do processo ou da planta.

9.3. Filtração/biofiltração

A biofiltração é uma tecnologia simples e de baixo custo se comparada a outras tecnologias de controle desses compostos orgânicos voláteis. Consiste na passagem do fluxo de vapor a ser tratado por um biofiltro, que se constitui de um leito filtrante poroso na sua porção inferior e um filme fino de água na parte superior. Esse filme se torna um biofilme à medida que os microrganismos crescem ali e auxiliam no processo de degradação dos contaminantes, pois estes são mineralizados por meio do

metabolismo microbiano, até que se tornem dióxido de carbono e água, além de sais minerais, como enxofre, nitrogênio e cloreto.

O leito filtrante deve ser caracterizado por propriedades físicas e mecânicas, como estrutura, fração de vazios, área específica e resistência ao fluxo gasoso. Os materiais porosos de preenchimento que podem ser usados são: turfa, GAC, vermiculita, areia, materiais de engenharia, terra diatomácea etc.

Seu uso é limitado aos contaminantes que podem ser tratados dessa forma e à manutenção de condições favoráveis para que o biofilme se mantenha ou para que os microrganismos se proliferem. Os principais contaminantes passíveis de tratamento são aqueles compostos biodegradáveis aerobicamente, como os BTEX, álcoois, aldeídos e cetonas. Também têm sido utilizados para controlar compostos causadores de odores, como o sulfeto de hidrogênio.

10. Matriz de decisão

A matriz de decisão é uma ferramenta de apoio preparada apenas com vistas a facilitar a visualização das técnicas existentes para os principais meios a serem tratados (solo, sedimento, água subterrânea e superficial), tanto de forma *in situ*, quanto *ex situ*, para tratamento e contenção, porém não se restringindo somente ao que está apresentado na tabela, devido à constante evolução das técnicas de remediação existentes. O grau de maturidade do uso das técnicas também passa por constante evolução, baseada no amadurecimento dos fornecedores das tecnologias, *expertise* dos responsáveis técnicos e conhecimento acerca do comportamento dos contaminantes e meios impactados, e não deve restringir o uso de quaisquer técnicas.

Referências

ACAR, Y.B. *et al.* Electrokinetic remediation: basic and technology status. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 40, n. 2, p. 117-137, Feb. 1995. DOI: [https://doi.org/10.1016/0304-3894\(94\)00066-P](https://doi.org/10.1016/0304-3894(94)00066-P).

ALVAREZ, P.; ILLMAN, W. **Bioremediation and natural attenuation**: process fundamentals and mathematical models. New Jersey: Wiley Interscience a John Wiley & Sons, 2006. (Environmental Science and Technology).

BERNARDO, L. D. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Rio de Janeiro: ABES, 1993.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Manual de procedimentos de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano**. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2006. 284 p. (Série A. Normas e manuais técnicos). Disponível em: https://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/manual_procedimentos_agua_consumo_humano.pdf. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil: seção1: Poder executivo, Brasília, DF, v. 146, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

BROWN, Richard A. In situ chemical oxidation: performance, practice, and pitfalls. *In: AFCEE TECHNOLOGY TRANSFER WORKSHOP*, 2003, San Antonio, Texas. 2003. [Presentations...]. United States: AFCEE, 2003. 29 slides, color., PDF. Disponível em: https://clu-in.org/download/techfocus/chemox/4_brown.pdf. Acesso em: maio 2025.

CALGON CARBON CORPORATION. **AOT Handbook**: Calgon Oxidation Technologies. Moon Township, PA: Calgon Carbon Corporation, 1996. v. 1.

CHEN, X.; CHEN, C.; YUE, P. I. Separation of pollutants from restaurant wastewater by electrocoagulation. **Separation and Purification Technology**, [Amsterdam, NL], v. 19, n. 1-2, p. 65-76, June 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(99\)00072-6](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(99)00072-6)

COHEN, R. M.; MERCER, J. W. **DNAPL site evaluation**. Oklahoma: EPA, 1993. 396 p. (PB93-150217. EPA/600/R-93/022). Disponível em: https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.exe/P100372D.TXT?ZyActionD=ZyDocument&Client=EPA&Index=1991+Thru+1994&Docs=&Query=&Time=&EndTime=&SearchMethod=1&TocRestrict=n&Toc=&TocEntry=&QField=&QFieldYear=&QFieldMonth=&QFieldDay=&IntQFieldOp=0&ExtQFieldOp=0&XmlQuery=&File=D%3A%5Czyfiles%5Cindex%20ata%5C91thru94%5CTxt%5C00000020%5CP100372D.txt&User=ANONYMOUS&Password=anonymous&SortMethod=h%7C_ [...]. Acesso em: maio 2025.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Consulta geral a homepage oficial**. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 5 mar. 2021.

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

CETESB. **Decisão de Diretoria nº 195/2005/E, de 23 de novembro de 2005**. Dispõe sobre a aprovação dos valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos valores orientadores de 2001, e dá outras providências. São Paulo: CETESB, 2005. 5 p. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2022/09/DD-195-05-E-Aprovacao-dos-val.Orientadores-para-solos-e-aguas-subt.no-Estado-de-Sao-Paulo.pdf>. Acesso em: maio 2025.

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

CLU-IN. **Technologies**: remediation. United States: CLEAN-UP Information, . Contaminated Site Clean-Up Information. Disponível em: <https://clu-in.org/remediation/>. Acesso em: maio 2025.

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. **Physical and chemical hidrogeology**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, 1997. 528 p.

Environment Agency. **Illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface**. Bristol: Environment Agency, 2003. (R&D Publication 133). Disponível

em: https://clu-in.org/conf/itrc/dnaplpa/dnapl_handbook_final.pdf. Acesso em: maio 2025.

FRTR. **Technology screening matrix**. United States: FRTR. Disponível em: <https://frtr.gov/matrix/default.cfm>. Acesso em: maio 2025.

FRTR. **Technology Screening Matrix – Air Sparging**. United States: FRTR, Disponível em: <https://frtr.gov/matrix/Air-Sparging/>. Acesso em: julho 2025.

FRTR. **Technology Screening Matrix – Natural Source Zone Depletion**. United States: FRTR, Disponível em: <https://frtr.gov/matrix/Natural-Source-Zone-Depletion/>. Acesso em: julho 2025.

FRTR. **Technology Screening Matrix – Soil Washing**. United States: FRTR, Disponível em: <https://frtr.gov/matrix/Soil-Washing/>. Acesso em: julho 2025.

FRTR. **Technology Screening Matrix – Water Treatment Technologies**. United States: FRTR, Disponível em: <https://frtr.gov/matrix/Water-Treatment-Technologies/>. Acesso em: julho 2025.

GEOSIERRA. In Situ Permeable Barriers. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbnmnibpcajpcglclefindmkaj/http://www.geosierra.com/pdf/brochure.pdf>. Acesso em: julho 2025.

CANADA. Government. Fact sheet: Adsorption: in situ. *In*: CANADA. Government. **Guidance and orientation for the selection of technologies: compare decontamination technologies**. Version: 1.2.6. Canada: Government, 2019. Disponível em: <https://gost.tpsgc-pwgsc.gc.ca/techlst.aspx?lang=eng>. Acesso em: maio 2025.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, São Paulo, ed. esp., p. 19-30, maio, 2001. Disponível em: <http://qnesc.sbq.org.br/online/cadernos/01/esgotos.pdf>. Acesso em: maio 2025.

HORST, J.; SUTHERSAN, S.; GILLOW, J.; WILKIN, R. **Evaluating Long-Term Stability of Metals Precipitated in Situ**. *In*: **International Conference on Remediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds**, 7., 2010, Monterey, CA. Anais [...]. Columbus, OH: Battelle Press, 2010.

Huang, K.; Couttenye, R.A.; Hoag, G.E. **Kinetics of heat-assisted persulfate oxidation of methyl tertbutyl ether (MTBE)**. 2002, *Chemosphere*, 49, 413–420.

ICSS. **Manual for biological remediation techniques**. Dessau, Germany: ICSS, 2006. 81 p. Disponível em: <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3065.pdf>. Acesso em: maio 2025.

Sra K. S.; Thomson N. R.; Barker J. F. **Persistence of persulfate in uncontaminated aquifer materials**. *Environ Sci Technol*. 2010 Apr 15;44(8):3098-104. doi: 10.1021/es903480k. PMID: 20205387.

ITRC. **Technical and regulatory guidance for in situ chemical oxidation of contaminated soil and groundwater**. 2nd ed. Washington, D.C.: ITRC, 2005. 173 p.

(ISCO-2). Disponível em: <https://itrcweb.org/in-situ-chemical-oxidation/>. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Phytotechnology technical and regulatory guidance and decision trees, revised**. Washington, D.C.: ITRC, 2009. 204 p. (PHYTO-3). Disponível em: <https://itrcweb.org/wp-content/uploads/2024/09/PHYTO-3.pdf>. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Integrated DNAPL site strategy**. Washington, D.C.: ITRC, 2020. Disponível em: <https://idss-2.itrcweb.org/>. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Permeable reactive barrier: technology update: technical and regulatory guidance**. Washington, D.C.: ITRC, 2011. (PRB-5). Disponível em: <https://itrcweb.org/wp-content/uploads/2024/09/PRB-5-1.pdf>. Acesso em: maio 2025.

ITRC. **Optimizing Injection Strategies and In situ Remediation Performance. OIS-ISRP-1**. Washington, D.C.: ITRC (2020), OIS-ISRP Team. Disponível em: <https://ois-isrp-1.itrcweb.org/>. Acesso em maio 2025.

KEANE, E. **Fate, Transport, and Toxicity of Nanoscale Zero-Valent Iron (nZVI) Used During Superfund Remediation**. Cincinnati, OH: USEPA, 2009. (EPA/600/R-09/092).

MANCILHA, J. C. **Estudo do comportamento químico do ferro micro e nanoparticulado na despoluição de solos contaminados com metais pesados**. 2007. 87 p. Dissertação (Mestrado em ciência e tecnologia de materiais e sensores) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2007. Disponível em: <http://mtc-m16b.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/mtc-m17@80/2007/02.15.18.02/doc/publicacao.pdf>. Acesso em: maio 2025.

McCABE, Warren L.; SMITH, Julian C.; HARRIOTT, Peter. **Unit operations of chemical engineering**. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 1993. 1130 p.

MCGUIRE, T. *et al.* **Development of an expanded, high reliability cost and performance database for in situ remediation technologies**. Houston, TX: GSI Environmental; Alexandria, VA: ESTCP, 2016. 43 p. (ESTCP Cost and Performance Report, ER 201120). Disponível em: <https://apps.dtic.mil/sti/citations/AD1026006>. Acesso em: maio 2025.

MENDEZ, E.; WIDDOWSON, M.; CHAPELLE, F.; CASEY, C. **Natural Attenuation Software (NAS): a computer program for estimating remediation times of contaminated groundwater**. Washington, D.C.: U.S. Geological Survey (USGS), Virginia Tech & Naval Facilities Engineering Command (NAVFAC), 2005.

NAVFAC. **Optimizing Remediation Technologies**. User Guide. 2002. Disponível em: Disponível em: chrome-extension://efaidnbmninnibpcjpcglclefindmkaj/https://exwc.navfac.navy.mil/Portals/88/Documents/EXWC/Restoration/er_pdfs/o/NAVFAC%20EXWC-UG-2301_Final%20Tech%20Opt%20Report%2010_6_22_REV.pdf?ver=JgbMceCNM6ZwEHRPAUaNw%3D%3D. Acesso em: julho 2025.

NEWELL, C. *et al.* **Natural attenuation of groundwater contaminants: new paradigms, technologies, and applications**. [S.l.]: COURSERA, 2016. Curso (9 módulos). Oferecido por Rice University (USA). Disponível em: <https://www.coursera.org/learn/natural-attenuation-of-groundwater-contaminants>. Acesso em: maio 2025.

OLIVEIRA, E. Comportamento de contaminantes no solo e água subterrânea. *In*: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO, 1., 2009, São Paulo, SP. **Anais eletrônicos** [...]. São Paulo: Cimas, 2009.

OLIVEIRA, T. X. **Uso de nanopartículas de ferro para remediação de águas subterrâneas**. 2013. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo, 2013.

PAYNE, F. C.; QUINNAN, J. A.; POTTER, S. T. **Remediation hydraulics**. Boca Raton: Taylor and Francis Group, 2008.

PIGNATELLO, J. J.; OLIVEROS, S. E.; MACKAY, A. Advanced oxidation processes of organic contaminant destruction based of the Fenton reaction and related chemistry. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, London, v. 36, n. 1, p. 1-84, 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/10643380500326564>.

RAJESHWAR, K.; IBANEZ, J. G. **Environmental electrochemistry: fundamentals and applications in pollution abatement**. San Diego: Academic Press, 1997.

RAM, M. K.; ANDREESCU, S.; DING, H. **Nanotechnology for environmental decontamination**. New York: Mc Graw Hill, 2011.

REDDY, K. R.; CAMESELLE, C. **Electrochemical remediation technologies remediation for polluted soils, sediments and groundwater**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2009.

REMILLARD, S. C.; BORDA, M.; CRAWFORD, A.; KLOSCHINSKY, T.; STENROOS, P.; MARQUES, I. L. R.; GOUDEY, J. S. **The use of nanoscale zero valent iron for environmental remediation: benefits and possible pitfalls**. *TechConnect Briefs*, v. 3, p. 524–527, 2010.

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

SIEGRIST, R. L.; CRIMI, M.; SIMPKIN, T. J. (ed.). **In situ chemical oxidation for groundwater remediation**. New York: Springer Nature, 2011. (SERDP ESTCP Environmental Remediation Technology Monographs Series, v. 3). DOI: 10.1007/978-1-4419-7826-4.

STUMM, W.; MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters**. New York: John Wiley & Sons, 1981.

SUTHERSAN, S. S. *et al.* **Remediation engineering: design concepts**. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group, 2017.

SUTHERSAN, S. S.; PAYNE, F. C. **In situ remediation engineering**. Boca Raton: CRC Press Taylor & Francis Group, 2005.

SAWYER, C. N.; McCARTY, P. L.; PARKIN, G. F. **Chemistry for Environmental Engineering and Science**. 5. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

USACE. **Engineering and design**: multi-phase extraction. Washington, D.C.: ACE, 1999. 286 p. (EM 1110-1-4010 1). Disponível em: https://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerManuals/EM_1110-1-4010.pdf. Acesso em: maio 2025.

USACE. **Engineering and design**: adsorption design guide. Washington, D.C.: ACE, 2001. 99 p. (EM 1110-1-2). Disponível em: https://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerDesignGuides/DG_1110-1-2.pdf. Acesso em: maio 2025.

USACE. **Engineering and design**: soil vapor extraction and bioventing. Washington, D.C.: ACE, 2002. 424 p. (EM 1110-1-4001). Disponível em: https://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerManuals/EM_1110-1-4001.pdf. Acesso em: maio 2025.

USACE. **Environmental quality**: design: in situ thermal remediation. Washington, D.C.: ACE, 2014. 243 p. (EM 200-1-21). Disponível em: https://www.publications.usace.army.mil/Portals/76/Publications/EngineerManuals/EM_200-1-21.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **BIOSCREEN Natural Attenuation Decision Support System**. User's Manual. Versão 1.3. 1996. (EPA/600/R-96/087). Disponível em: [chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P1007K50.pdf](https://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P1007K50.pdf)

USEPA. **Engineering Bulletin: Dual-Phase Extraction**. Washington, D.C.: Office of Research and Development, EPA, 1997. (EPA/540/S-97/504). Disponível em: <https://clu-in.org/download/remed/dualphase.pdf>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in ground water**. Washington, D.C.: EPA, 1998. (EPA/600/R-98/128. NTIS 99-130023). Record last revised:08/14/2008. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_Report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryID=99187. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Engineered approaches to in situ bioremediation of chlorinated solvents**: fundamentals and field application. Washington, D.C.: EPA, 2000. 144 p. (EPA 542-R-00-008). Disponível em: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/134557.pdf>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Use of bioremediation at superfund sites**. Washington, D.C.: EPA, 2001. 60 p. (EPA 542-R-01-019). Disponível em: https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/bioremediation_542r01019.pdf. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Engineering issue**: in situ and ex situ biodegradation technologies for remediation of contaminated sites. Washington, D.C.: EPA, 2006a. 22 p. (EPA-625-R-06-015). Record last revised: 08/18/2011. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=158393. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Engineering issue**: in-situ chemical oxidation. Washington, D.C.: EPA, 2006b. 59 p. (EPA/600/R-06/072). Record last revised:08/18/2011. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NRMRL&dirEntryId=156513. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Off-Gas treatment technologies**: soil vapor extraction system: state of the practice. Washington, D.C.: EPA, 2006c. 129 p. (EPA-542-R-05-028). Disponível em: <https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/off-gas-treatment-542r05028.pdf>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Nanotechnology for site remediation fact sheet**. Washington, D.C.: EPA, 2008. 17 p. (EPA 542-F-08-009). Disponível em: <http://www.clu-in.org/download/remed/542-f-08-009.pdf>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **How to evaluate alternative cleanup technologies for underground storage tank sites**: a guide for corrective action plan reviewers. Washington, U.S.: EPA, 2017. (EPA 510-B-17-003). Land and Emergency Management 5401R. Disponível em: <https://www.epa.gov/ust/how-evaluate-alternative-cleanup-technologies-underground-storage-tank-sites-guide-corrective>. Acesso em: maio 2025.

USEPA. **Remedial technology fact sheet**: activated carbon based technology for in situ remediation. Washington, D.C.: EPA, 2018. 9 p. (EPA 542-F-18-001). Disponível em: https://19january2021snapshot.epa.gov/sites/static/files/2019-10/documents/remedial_technology_fact_sheet_-_activated_carbon_based_technology_for_in_situ_remediation.pdf. Acesso em: maio 2025.

WIEDEMEIER, T. H. *et al.* **Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface**. New York: John Wiley & Sons, 1999.

WU, Z. M. **Electrokinetics in situ chemical oxidation remediation of low permeability aquifer systems**: from process is and parameters to implementation. 2011. Thesis (Doctor of Philosophy) – School of Environmental Systems Engineering, University of Western Australia, Perth, WA, 2011. Disponível em: https://research-repository.uwa.edu.au/files/3229614/Wu_Ming_Zhi_2011.pdf. Acesso em: maio 2025.

Seção 15.3: Medidas de Remediação por Contenção

Sumário

1. Conceito	1
2. Investigação para remediação	1
3. Técnicas/tecnologias de remediação	1
3.1. Isolamento/capeamento (<i>capping</i>)/impermeabilização	1
3.2. Estabilização/Solidificação	5
3.3. Barreiras Físicas	10
3.4. Barreira Hidráulica.....	13
3.5. Barreira Reativa Permeável.....	13
4. Planejamento e Implementação das Medidas de Remediação por Contenção 15	16
Referências	16

1. Conceito

Entende-se por medida de remediação por contenção toda e qualquer técnica ou tecnologia que promova a contenção ou o isolamento da migração da massa de contaminantes, ou o alcance dos potenciais receptores a níveis acima da seguridade ou dos padrões legais aplicáveis para corpos d'água superficiais ou subterrâneos, e demais bens a proteger.

2. Investigação para remediação

Vide item 2 da [Seção 15.2](#).

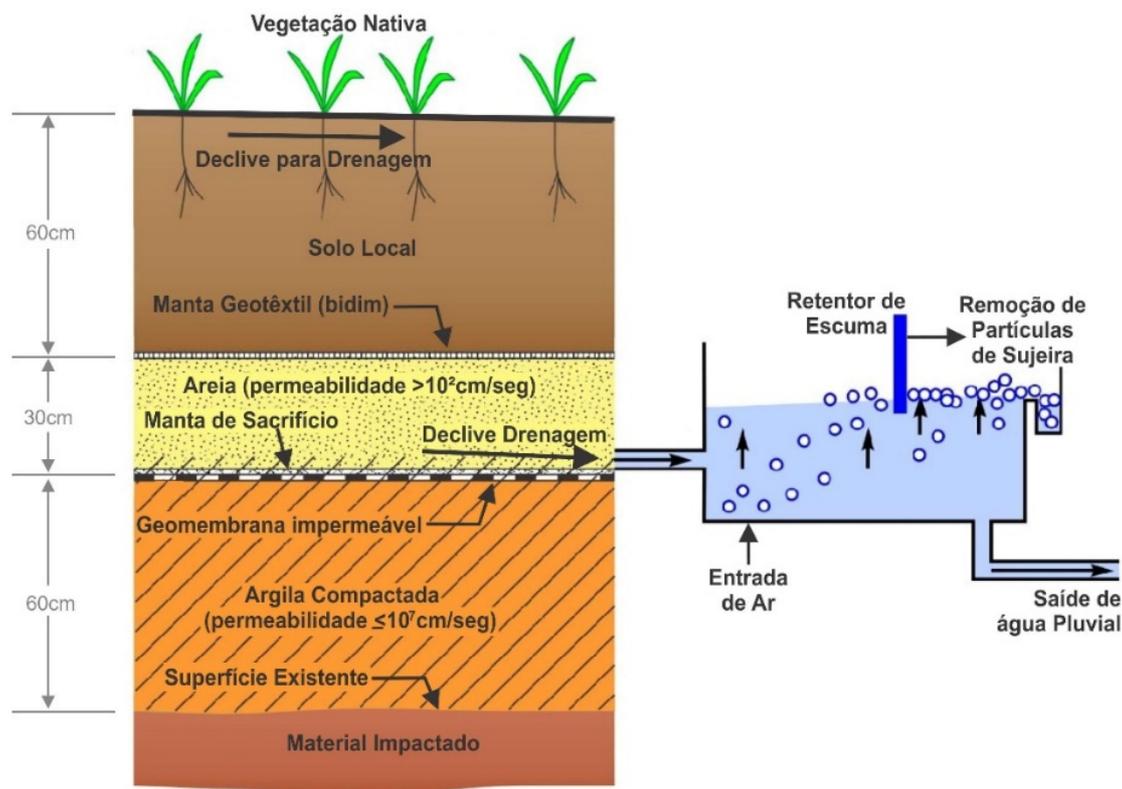
3. Técnicas/tecnologias de remediação

As técnicas de remediação por contenção se traduzem em técnicas “in situ” que também são utilizadas para isolamento de fontes de contaminação ou plumas de contaminação, porém são aplicáveis em áreas onde se faz necessária a restrição do alcance ou o impedimento do avanço da pluma de modo a proteger possíveis receptores.

3.1. Isolamento/capeamento (*capping*)/impermeabilização

Capeamento de solo ou sedimentos é uma medida de remediação por contenção que forma uma barreira entre um corpo de resíduos ou área de fonte de contaminação e a superfície do solo, minimizando, assim, a exposição humana e de receptores ambientais aos meios contaminados. A cobertura (capeamento) é normalmente projetada para restringir a infiltração de água de superfície e de chuva no corpo de resíduos subterrâneos ou na área de fonte de contaminação para reduzir o potencial de lixiviação de contaminantes do local (**Figura 15.3-1**).

Figura 15.3-1 – Seção esquemática de capeamento



Fonte: Adaptado de FRTR.

A técnica prevê a eliminação da via de exposição dos receptores aos riscos identificados, por meio da adoção de barreiras físicas, impermeabilização ou compartimentos que isolam os ambientes. As barreiras físicas são construídas ou aplicadas em superfície com objetivo de evitar o contato dos receptores com o compartimento contaminado, a inalação de partículas e/ou o fenômeno da intrusão de vapores e gases, atuando no isolamento na direção vertical e horizontal.

As barreiras são aplicadas com materiais que garantem o isolamento pelo revestimento ou impermeabilização, ou segregação física da superfície do solo. Podem ser confeccionadas em membranas poliméricas, vinílicas, nitrílicas, asfálticas, entre outras, formando uma superfície em geral dura e resistente, como concreto, asfalto, ou com solo limpo. Estes tipos de capeamento *in loco* (asfalto, concreto ou solo limpo) estão entre os mais utilizados em áreas contaminadas segundo o documento *EPA – Engineering Controls on Brownfields Information Guide* (EPA-560-F-10-005) (USEPA, 2010).

O isolamento também pode ser realizado por meio de aterros para alteamento, de forma que seja eliminado o contato com o material contaminado e seja atenuada a intrusão de vapores e gases, como forma de continuar garantindo a eficiência do isolamento.

Os materiais a serem empregados como barreira devem apresentar compatibilidade físico-química, atender os requisitos de suporte e cargas conforme especificações e requisitos técnicos aceitáveis, não apresentar conflitos com as utilidades subterrâneas, e eliminar qualquer caminho preferencial aos receptores protegidos, possuir baixa permeabilidade visando reduzir a infiltração de água superficial ou pluvial, bem como estabilizar o solo contaminado e diminuir a mobilização dos contaminantes do solo para a água subterrânea. O **Quadro 15.3-1** a seguir sumariza as principais técnicas incluindo as vantagens e desvantagens.

Quadro 15.3-1 – Técnicas de capeamento

(Continua)

Tecnologia Capeamento	Vantagens	Desvantagens
Geral	barreira física; fácil de implementar; fácil de monitorar; desempenho depende da manutenção; desempenho depende do projeto economia de tempo e mão-de-obra; compatível com usos industriais e comerciais do solo; apropriado para controle de contaminantes voláteis.	a contaminação permanece oculta; requer controles institucionais associados; o desempenho depende da manutenção; o desempenho depende do projeto; restringir a troca de gases e vapores entre solo e ar atmosférico, necessitando sistema de captação e/ou tratamento e/ou destinação de gases e/ou vapores; necessidade de conformação topográfica ou da superfície; pode exigir gerenciamento de águas pluviais;
Solo e/ou Argila	aceitável esteticamente; fácil de implementar; baixo custo; reparável; revegetação superior; desempenho depende da manutenção; não permanente.	suscetibilidade à erosão; barreira pode ser facilmente rompida; não apropriado para controle de contaminantes voláteis; possibilidade de contaminação cruzada por contato; manutenção de revegetação; desempenho depende da manutenção; não permanente; pode exigir gerenciamento de águas pluviais.
Asfalto e/ou Mistos Materiais	pode ser projetado para atender aos requisitos técnicos do local; fácil de implementar; reparável;	não permanente; pode exigir gerenciamento de águas pluviais; pode ser esteticamente inaceitável.

Tecnologia Capeamento	Vantagens	Desvantagens
	não permanente.	
Membranas Sintéticas	pode ser projetado para atender aos requisitos técnicos do local; fácil de implementar; reparável; não permanente.	não permanente; pode exigir gerenciamento de águas pluviais; pode ser esteticamente inaceitável; preparação e/ou reconformação topográfica pode ser requerida.

(Conclusão)

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

As principais normas técnicas referentes à impermeabilização são:

- ✓ ABNT 9574/2008: Execução de impermeabilização – Procedimento.
- ✓ ABNT 9575/2010: Impermeabilização – Seleção e projeto.
- ✓ ABNT 9686/2006: Solução asfáltica empregada como material de imprimação na impermeabilização.
- ✓ ABNT 9952/2014: Manta asfáltica com armadura para impermeabilização – Requisitos e métodos de ensaio.
- ✓ ABNT 11905/2015: Sistema de impermeabilização composto por cimento impermeabilizante e polímeros.
- ✓ ABNT 13321/2008: Membrana acrílica com armadura para impermeabilização – Especificação.
- ✓ ABNT 13532/1995: Elaboração de projetos de edificações – Arquitetura.
- ✓ ABNT 13724/2008: Membrana asfáltica para impermeabilização com estruturante, aplicada à quente.

3.2. Estabilização/Solidificação

A técnica de solidificação/estabilização como medida de contenção é baseada na técnica de empregar aditivos visando reduzir a mobilidade dos contaminantes ou SQIs, de forma a transformá-los em não perigosos ou que não ofereçam riscos ao meio ambiente e à saúde humana.

Consiste em um tratamento *in situ* do solo, no qual a massa de contaminantes é confinada na própria matriz do solo, saturado ou não, ou sedimentos impactados, reduzindo o risco associado à lixiviação das concentrações de contaminantes para a matriz do nível aquífero e ou o contato da biota com o sedimento. Os contaminantes passíveis deste tipo de tratamento são diversificados, tais como PCBs, metais, pesticidas e SVOCs, sem, contudo, eficácia comprovada em áreas impactadas por VOCs, halogenados ou não, podendo ser aplicado em áreas fonte de impacto

A técnica mais usual consiste na realização de um *Soil mixing in situ* objetivando a criação de uma barreira física para a contaminação, ou seja, similar com o princípio da barreira física, podendo ser denominada também como encapsulamento dentro de um material com alta integridade estrutural ou produzir um material sólido, podendo haver ou não interação química entre as SQIs e agentes aglutinantes e/ou solidificantes

Na literatura, existem vários termos usados para descrever a tecnologia de solidificação/estabilização, tais como:

Estabilização – refere-se à técnica que reduz quimicamente o potencial de periculosidade de um resíduo ou contaminante, por transformar o elemento em uma forma menos solúvel, móvel e tóxica, sem necessariamente transformar as características dos resíduos ou contaminantes. O termo pode incluir a solidificação e envolve o uso de uma reação química para transformar o componente tóxico em uma nova substância ou composto não tóxico.

Solidificação – refere-se à técnica de encapsular resíduos perigosos ou contaminantes dentro de um material com alta integridade estrutural, ou seja, um processo que consiste na adição de materiais para produzir um material sólido, o que pode envolver ou não a interação química com os contaminantes. O produto oriundo pode ter a forma de um

bloco monolítico, de um material semelhante ao solo, de partículas granulares ou comumente denominadas “sólidas”. A solidificação pode envolver uma reação química entre o resíduo e o agente solidificante, ou simplesmente ocorrer por meio de processos físicos. A migração dos contaminantes é geralmente reduzida pelo decréscimo da área superficial exposta à lixiviação ou pelo revestimento do resíduo com materiais de baixa permeabilidade.

Encapsulamento – é um processo de revestimento ou enclausuramento de uma partícula tóxica ou um aglomerado de resíduos com uma nova substância, por meio do uso de aditivo solidificante.

A solidificação ou estabilização podem ser realizadas por meio de processos inorgânicos – com uso de cimento, cal, materiais pozolânicos, gesso e silicatos – bem como por processos orgânicos – com uso de polímeros e termoplásticos específicos como resinas epóxi, poliéster, asfalto, poliolefinas (polietileno e/ou polietileno polibutadieno) e ureia-formaldeído. Este último grupo, em geral, está mais atrelado a resíduos ou contaminações mais perigosas, uma vez que podem favorecer processos de degradação, estabilização, oxirredução entre outros inerentes ao possível controle das SQIs identificadas, como forma de acelerar e melhor atuar na contaminação e riscos identificados.

Alguns cenários possibilitam a combinação de ambos os processos, incluindo, por exemplo, o uso de diatomáceas com cimento e poliestireno; poliuretano e cimento; e géis polímeros com silicatos, cal e cimento. Dependendo do tipo de SQI, há possibilidade de novas adaptações e complementações conforme a real necessidade.

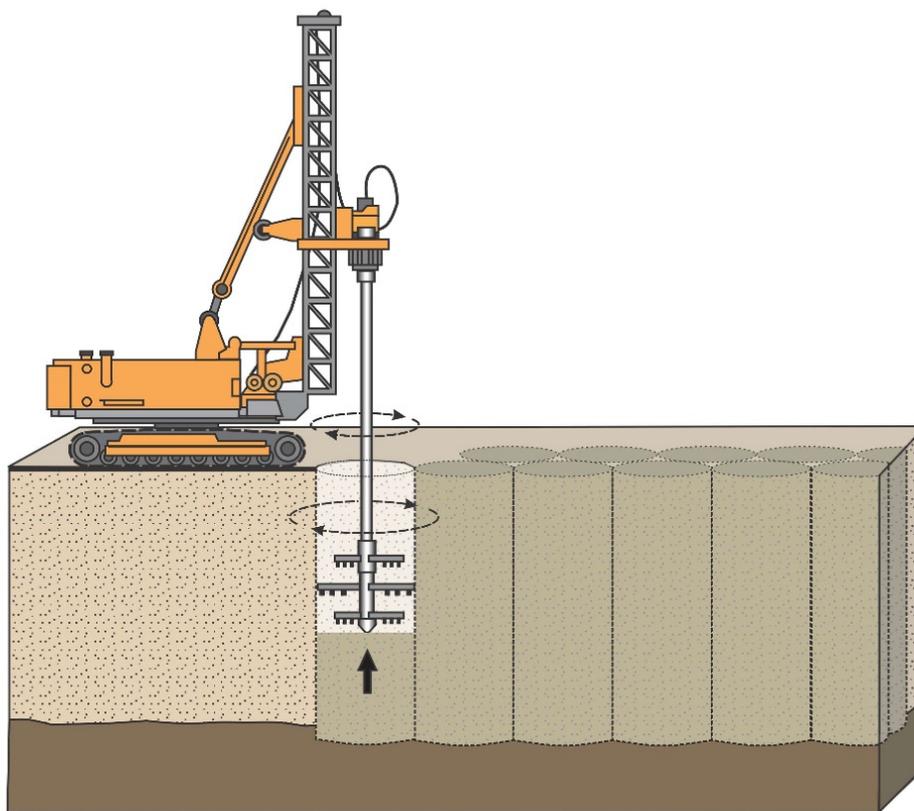
Nos processos geralmente aplica-se a técnica *jet grouting*, que consiste na utilização de sonda para injeção da mistura de solo-cimento (inorgânico) ou outros materiais (orgânico) em subsuperfície, sem a necessidade de escavação e geração de resíduos.

A cada perfuração e aplicação sob pressão da mistura (cimento com aditivos polímeros e aglutinantes, e/ou materiais orgânicos) ocorre a mistura no solo local, produzindo colunas sequencialmente até a formação de uma parede perpendicular ao fluxo.

O maquinário utilizado para a execução desse tipo de intervenção (grandes helicoidais rotativos de um metro de diâmetro, em média, semelhantes àqueles utilizados em estacas raiz, porém adaptadas) ao mesmo tempo que revolve o solo/sedimento local também injeta aditivos a serem agregados ao compartimento a ser tratado, sendo possível o uso de aditivos como bentonita e cimento, os quais conferem aderência às partículas de solo e contaminantes, formando uma massa única, impermeável/não passível de lixiviação por longos períodos, após o tempo de cura dessa massa. Também podem ser injetados materiais que possam reagir quimicamente como o material impactado, tais como reagentes para os processos ISCO e ISCR, por exemplo. Pela técnica é possível alcançar de 18 a 30 metros de profundidade. Como toda técnica, é passível também de um ensaio piloto em campo, antes da validação da escala total.

A **Figura 15.2-8** apresenta uma seção esquemática desse processo:

Figura 15.2-2 – Foto ilustrativa esquemática do *In Situ Soil Mixing*



Fonte: Adaptado de Keller Fondations Spéciales - Deep Soil Mixing (DSM)

Fonte: Adaptado de Keller Fondations Spéciales.

Da mesma forma que as barreiras físicas citadas, o projeto deverá prever as condições verticais de fluxo, a compatibilidade com os contaminantes, e os efeitos geotécnicos no terreno, devendo haver sinergias com os projetos construtivos previstos, caso existam.

O uso desses processos também pode ocorrer de forma seletiva: em certas áreas com uma abordagem, e em outra área com abordagem diferente. Por exemplo, o uso de processo orgânicos na área fonte com as maiores concentrações (*hot spot*) e processos inorgânicos no entorno ou no limite do alvo de intervenção – ou vice e versa –, de modo a garantir que, caso haja eventual possibilidade de migração, atuem como uma forma de bloqueio ou retardante de eventuais contaminações.

As vantagens e desvantagens dessa medida se relacionam ao tipo de processo empregado, aos aglomerantes, às características físico-químicas dos resíduos e/ou contaminantes, entre outros fatores.

O **Quadro 15.3-2** a seguir sumariza as principais técnicas de solidificação incluindo as vantagens e desvantagens.

Quadro 15.3-2 – Técnicas solidificação

(Continua)

Tecnologia Solidificação	Vantagens	Desvantagens
Inorgânicos: cimento/cal como base	<p>imobilização dos contaminantes e incorporação à matriz; melhor uso quando há metais como contaminantes;</p> <p>facilidade de aplicação e obtenção de matéria-prima (cimento), além de baixo custo;</p> <p>equipamentos utilizados;</p> <p>controle na aplicação do cimento para obter as características necessárias.</p>	<p>uso reduzido ou limitado quando há produtos químicos e/ou orgânicos associados;</p> <p>realização de testes de bancada para avaliar a eficiência e eficácia da solução antes da aplicação;</p> <p>pode ter menor grau de imobilização de certos contaminantes;</p> <p>exposição à lixiviação com características ácidas;</p> <p>uso de tipos químicos específicos e mais caros;</p> <p>aumento do peso e volume do material gerado (abatimento topográfico).</p>
Inorgânicos: materiais pozolânicos	<p>imobilização dos contaminantes na matriz ou aprisionamento físico;</p> <p>uso compatível para alguns tipos de contaminantes ou produtos químicos e/ou orgânicos e metais;</p> <p>facilidade de aplicação e obtenção de matéria-prima (cinzas volantes, cal, pedra pomes e escória de alto forno), além de baixo custo;</p> <p>possibilidade de uso ou reaproveitamento de resíduos (cinzas e escória);</p> <p>pode ser usado para atuação em borras oleosas, lodos de galvanização, resíduos ácidos e creosoto.</p>	<p>realização de testes de bancada para avaliar eficiência e eficácia da solução antes da aplicação</p> <p>pode ter menor grau de imobilização de certos contaminantes</p> <p>aumento do peso e volume do material gerado (abatimento topográfico)</p>
Orgânicos: materiais termoplásticos	<p>melhor uso quanto há produtos químicos e/ou orgânicos associados;</p> <p>facilidade de aplicação e obtenção de matéria-prima (asfalto, polietileno, polipropileno e nylon)</p>	<p>realização de testes de bancada para avaliar a eficiência e eficácia da solução antes da aplicação;</p> <p>alto custo energético;</p>

Tecnologia Solidificação	Vantagens	Desvantagens
	<p>baixa taxa de migração de contaminantes frente a outras opções;</p> <p>resistência a solução aquosas;</p> <p>pode ser usado para atuação em lodos de galvanização, lodos de refinaria e de tintas contendo metais e orgânicos, cinzas de incineração, poeira de filtro, e resíduos radioativos;</p> <p>pode ter alto grau na imobilização de contaminantes.</p>	<p>elevado custo de equipamentos;</p> <p>inflamabilidade de certos aditivos;</p> <p>necessidade de os resíduos estarem secos;</p>
Orgânicos: polímeros orgânicos	<p>melhor uso quando há produtos químicos e/ou orgânicos associados;</p> <p>facilidade de aplicação e obtenção de matéria-prima (uréia-formaldeído);</p> <p>pequena quantidade requerida;</p> <p>aplicação à úmido e à seco;</p> <p>pode ser usado para atuação em lodos de galvanização, lodos de refinaria e de tintas contendo metais e orgânicos, cinzas de incineração, poeira de filtro, e resíduos radioativos.</p>	<p>realização de testes de bancada para avaliar a eficiência e eficácia da solução antes da aplicação;</p> <p>os catalisadores utilizados são ácidos fortes – limitação de uso para metais;</p> <p>alguns polímeros são biodegradáveis;</p> <p>alto custo para certas substâncias químicas.</p>
Orgânicos: organofilicas argilas	<p>melhor uso quando há produtos químicos e/ou orgânicos associados;</p> <p>produto com densidade, mais baixa que outras técnicas;</p> <p>remover gordura de lã, para adsorver corantes, para estabilizar metais e outros cátions em resíduos radioativos;</p> <p>atenuação da mobilidade de pesticidas e outros orgânicos tóxicos.</p>	<p>atuação em resíduos orgânicos antes da solidificação;</p> <p>custo elevado (2 processos);</p> <p>resíduos não orgânicos.</p>

(Conclusão)

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

O **Quadro 15.3-3** apresenta a compatibilidade entre categorias específicas de resíduos e as técnicas de solidificação/estabilização disponíveis.

Quadro 15.3-3 – Compatibilidade entre resíduos e as técnicas de solidificação/estabilização

Compostos presentes nos resíduos	Tipos de tratamento de solidificação/estabilização			
	Baseado em cimento	Baseado na cal	Solidificação com termoplásticos	Polímeros orgânicos
Solventes Orgânicos e Óleos	Impedem a cura e podem escapar na forma de vapor	Impedem a cura e podem escapar na forma de vapor	Orgânicos podem vaporizar-se com o calor	Podem retardar o endurecimento do polímero
Sólidos orgânicos (plásticos, resinas e alcatrão)	Bom – em geral incrementam a durabilidade	Bom – em geral incrementam a durabilidade	Possível uso como agente ligante	Podem retardar o endurecimento do polímero
Resíduos ácidos	Ácidos são neutralizados	Compatível	Pode ser neutralizado antes da incorporação	Compatível
Oxidantes	Compatível	Compatível	Pode causar colapso da matriz, fogo	Pode causar colapso da matriz
Sulfatos	Pode retardar a cura do cimento	Compatível	Pode desidratar e reidratar causando divisão	Compatível
Halogênios	Facilmente lixiviado do cimento; pode retardar a cura	Facilmente lixiviado do cimento; pode retardar a cura	Pode desidratar	Compatível
Metais pesados	Compatível	Compatível	Compatível	pH ácido solubiliza metais hidróxidos
Materiais radioativos	Compatível	Compatível	Compatível	Compatível

Fonte: Malone *et al.* (como citado pela EPA, 1986).

3.3. Barreiras Físicas

Para impedir o transporte de contaminantes horizontalmente para áreas externas, são implantadas barreiras físicas em subsuperfície, posicionadas perpendiculares ao fluxo subterrâneo.

As barreiras são confeccionadas em geomembranas impermeáveis ou em soluções geotécnicas de contenção de solo, tais como paredes diafragma.

A instalação de geomembranas é realizada por meio de trincheiras, sendo limitadas pela profundidade de escavação. Assim como as membranas de revestimento superficial,

elas podem ser confeccionadas em diversos materiais, devendo ser soldadas, garantindo a impermeabilidade e compatibilidade com as SQIs identificadas.

A técnica é aplicada em zona saturada. Dessa forma, deverá ser previsto o rebaixamento do aquífero para os trabalhos de instalação.

As soluções geotécnicas de contenção de solos também desempenham função de barreira física, devendo ser consideradas em sinergia com os projetos construtivos das edificações.

As paredes diafragma são medidas de contenção de escavações constituídas de paredes de concreto armado, sendo executadas por máquinas de grande porte, tais como *clamshell* ou hidrofresa, instaladas nos limites de uma escavação com solo local adjacente. O objetivo da parede é garantir a estabilidade do maciço perante o desnível provocado pela escavação, constituindo, assim, uma barreira física entre os níveis. A técnica não apresenta limitação em relação à profundidade ou presença de água, visto que é executada completamente de maneira mecânica.

As barreiras físicas citadas neste item geram resíduos em decorrência das escavações e apresentam limitações em relação ao fluxo vertical, desta forma, deverão ser aplicadas observando-se essas premissas. O **Quadro 15.3-4** a seguir sumariza as principais técnicas de barreiras físicas, incluindo as vantagens e desvantagens.

Quadro 15.3-4 – Principais métodos de barreiras físicas

Tecnologia	Vantagens	Desvantagens
Geral	barreira física; controla a migração horizontal de contaminantes; profundidades rasas.	necessidade de empresas e mão-de-obra especializados.
Parede de lama	tecnologia comprovada; econômica; solução de longo prazo; baixa manutenção; profundidades rasas – inferiores a cinco metros.	atividades e serviços de manutenção.
Parede de argamassa	solução de longo prazo; baixa manutenção.	mais caro do que paredes de lama; necessidade de empresas e mão de obra especializados; incerteza de corte completo.
Estacas-Pranchas	compatível com solos soltos pouco compactos; sem necessidade de escavação; baixa manutenção.	profundidades efetivas de 15 metros ou menos; necessidade de empresas e mão de obra especializados; suscetíveis à corrosão.
Membrana Sintéticas	melhor controle da migração dos gases e vapores oriundos do solo e/ou da água subterrânea.	necessidade de empresas e mão de obra especializados; escavação necessária; instalação complexa; compatibilidade do material sintético à contaminação.

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021)

3.4. Barreira Hidráulica

A medida é baseada na aplicação de um sistema de bombeamento (*pump and treat*) para extração de água contaminada em zona perimetral, para proteção do receptor externo, assegurando que não haja progresso da contaminação além do limite estabelecido pela barreira.

Essa é uma técnica de contenção da evolução da pluma (controle hidráulico), funcionando também como remediação, uma vez que a água ou efluente produzidos devem ser tratados em estações de tratamento de efluentes ou água e corretamente destinados.

O bombeamento é realizado por meio de poços de extração ou drenos horizontais profundos (DHP). Os drenos horizontais podem ser instalados por meio de trincheiras ou perfurações direcionais horizontais.

A técnica depende sensivelmente de controles operacionais, tendo em vista o dinamismo do funcionamento para a garantia das vazões, rebaixamento e zonas de capturas.

O **Quadro 15.3-5** a seguir sumariza as principais técnicas de barreira hidráulicas, incluindo as vantagens e desvantagens:

Quadro 15.3-5 – Principais informações da barreira hidráulica

Tecnologia	Vantagens	Desvantagens
<p>Barreira hidráulica: <i>pump and treat</i></p>	<p>alternativa simples; experiência no mercado; barreira pode ser dinâmica ou adaptável; controla a migração horizontal de contaminantes; profundidades rasas e profundas; possibilidade de automação e controle das vazões bombeadas; vantagens para contaminantes como hidrocarbonetos, compostos orgânicos voláteis e semivoláteis, metais e pesticidas; atuação em ações emergenciais ou acidentes.</p>	<p>necessidade de empresas e mão de obra especializados; custos adicionais para implantação, manutenção e monitoramento; custos adicionais para soluções de tratamento da água e/ou vapores oriundos do sistema; necessidade de destinação de resíduos, destinação de materiais; delimitação ou reserva de espaço para o sistema de tratamento; necessidade de controles operacionais; possibilidade de inversão de fluxo do aquífero; efeito “<i>rebound</i>”.</p>

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

3.5. Barreira Reativa Permeável

A barreira permeável se baseia no tratamento conforme a passagem, de maneira passiva, dos contaminantes pela zona de tratamento implantada.

A técnica consiste na introdução de material reativo no solo, de forma perpendicular à movimentação das águas subterrâneas, objetivando a reação ou interação desse

material com contaminantes presentes na água subterrânea, levando à retenção, imobilização, precipitação ou transformação desses contaminantes em espécies menos prejudiciais ou em uma espécie ambientalmente mais aceitável, por meio dos processos de adsorção, precipitação e degradação.

A zona de tratamento é constituída por trincheiras com material reativo ou por poços instalados em fileiras, perpendiculares ao fluxo subterrâneo, posicionados a montante dos receptores a serem protegidos. Em ambas as abordagens são gerados resíduos durante a remoção do solo para escavação ou perfuração de poços.

Diferentemente das técnicas mencionadas como MRC, essa técnica prevê o tratamento *in situ* da contaminação, entretanto em uma escala menor quando comparado com os centros de massa em áreas fontes de contaminação.

A técnica pode abarcar configuração contínua ou *funnel-and-gate*. A primeira configuração é mais simples, deve cobrir toda a largura e profundidade da pluma de contaminação, consistindo na introdução de uma BRP em uma vala perpendicular ao fluxo de águas subterrâneas. A segunda configuração é mais complexa, consistindo em impermeabilizar ambos os lados da pluma de contaminação com uso de barreiras físicas ou paredes diafragma, de forma a desviar a água subterrânea para o denominado funil com materiais reativos.

Essa segunda técnica permite uma maior gama de soluções agregadas, como implantação de sistemas de remediação, de bombeamento (barreiras hidráulicas) para captar a água subterrânea contaminada visando seu devido tratamento.

Diversas técnicas podem ser utilizadas para a escavação, como suportada e não suportada, valas contínuas, estacas-prancha, escavadeiras *clamshell* e perfuração de poços, dependendo da profundidade alvo de controle.

As limitações estão relacionadas à escavação e à dimensão das zonas de tratamento a serem implantadas. O **Quadro 15.3-6** a seguir sumariza as principais técnicas de barreira hidráulica incluindo as vantagens e desvantagens:

Quadro 15.3-6 – Principais informações das barreiras reativas permeáveis

Tecnologia	Vantagens	Desvantagens
Barreira Reativa Permeável	<p>pode atuar em diversos tipos de contaminantes;</p> <p>tratamento no local;</p> <p>sistema de tratamento passivo;</p> <p>mais barato que técnicas de pump & treat;</p> <p>profundidade do aquífero (raso) e tipo de material (arenoso);</p> <p>tipo de contaminante (capacidade de ser tratado ou ser reativo);</p> <p>eficiência em compostos clorados;</p> <p>funcionamento por décadas se devidamente suportada por manutenção e readequações;</p> <p>uso da área.</p>	<p>redução da vida útil ao longo do tempo devido à precipitação de colmatação dos poros e redução da porosidade;</p> <p>profundidade do aquífero (profundo) e tipo de material (argiloso);</p> <p>tipo de contaminante (capacidade de não ser tratado ou ser reativo);</p> <p>longo período para atuação e para monitoramento;</p> <p>influência da ocorrência de precipitação intensas (redução de reatividade).</p>

Fonte: Elaboração própria (AESAS, 2021).

4. Planejamento e Implementação das Medidas de Remediação por Contenção

As Medidas de Remediação por Contenção (MRC) podem ser utilizadas quando as tecnologias de remediação para redução de massa se demonstram inviáveis tecnicamente e/ou financeiramente e em conjunto com as Medidas de Controle Institucionais (MCI's). As MRC visam garantir o uso e ocupação seguros de uma área contaminada, por meio da implantação de ações de controle que possam mitigar ou controlar eventuais cenários de riscos humanos, ambientais, ecológicos e aos bens a proteger.

Todavia, as MRC são de médio e longo prazo, e necessitam de um bom planejamento para uma boa eficiência e eficácia. O ITRC (2016) indica que as MRCs possuem um ciclo de vida. As principais atividades de um ciclo de vida (CV) de Medidas de Remediação por Contenção (MRC) são resumidas no **Fluxograma 15.3-1**, apresentado a seguir:

Fluxograma 15.3-1 – As cinco etapas de um ciclo de vida de Medidas de Remediação por Contenção (MRC)



Fonte: Adaptado de ITRC (2016).

a) Planejamento: são as atividades que antecedem a implementação das MRCs e consistem na determinação dos objetivos e das metas a serem alcançadas, na identificação e seleção da melhor técnica a ser adotada face ao modelo conceitual de contaminação e tipos de contaminantes, em uma avaliação financeira das medidas a longo prazo a serem implantadas e outros critérios ou questões que podem afetar a eficácia da implantação de uma medida a longo prazo.

b) Implementação: essa etapa é um conjunto de atividades que colocam em prática as MRCs, incluindo a elaboração, a negociação entre as partes envolvidas, a execução das medidas e a gestão dos documentos que serão gerados durante o processo. A definição das responsabilidades e dos recursos financeiros necessários para a implementação das medidas é um passo fundamental no desenvolvimento de medidas eficazes e duráveis.

c) Monitoramento e Avaliação de Desempenho: são as ações e procedimentos definidos para monitorar e avaliar a integridade das MRCs pré-estabelecidas, incluindo os requisitos e metas estabelecidas na etapa de Planejamento.

d) Cumprimento/Execução: são ações que abrangem desde comunicações informais que buscam o cumprimento voluntário até ações mais formais e legais.

e) Modificação/Rescisão: medidas legais ou administrativas tomadas para alterar ou remover uma MRC em razão de alteração nas características do local, ou porque as metas de remediação ou outras condições das MRC foram cumpridas. A modificação também pode ser necessária quando as ações de Monitoramento indicam que as MRCs não estão alcançando seus objetivos. Para que a gestão de longo prazo seja eficaz, uma MRC deve incluir mecanismos que permitam a sua modificação ou o seu encerramento. Esse processo deve envolver uma avaliação minuciosa que permita o

máximo do uso benéfico do local sem que acarrete riscos à saúde humana, ambiental ou de bens a proteger.

Referências

FRTR. **Technology Screening Matrix – Landfill and Soil Capping**. United States: FRTR, Disponível em: <https://frtr.gov/matrix/Landfill-and-Soil-Capping/>. Acesso em: julho 2025.

ITRC. **Remediation Management of Complex Sites. Washington, D.C.**, 2016. 148 p. Disponível em: <https://itrcweb.org/GuidanceDocuments/RMCS-1.pdf>. Acesso em: maio de 2025.

KELLER FONDATIONS SPÉCIALES. **Wet soil mixing**. Disponível em: https://www.kellerasean.com/expertise/techniques/wet-soil-mixing-0?utm_source=chatgpt.com. Acesso em: maio de 2025.

MALONE, P.; CULLINANE, M.; JONES, L. **Handbook for Stabilization/Solidification of Hazardous Wastes**. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, 1986. (EPA/540/2-86/001).

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

USEPA. **Engineering controls on brownfields information guide**: how they work with institutional controls; the most common types used; and an introduction to costs. Washington, DC: EPA, 2010. 5 p. Engineering Controls Fact Sheet. (EPA-560-F-10-005). Disponível em: https://archive.epa.gov/brownfields/tools/web/pdf/ec_information_guide.pdf. Acesso em: maio 2025.

Seção 15.4: Medidas de Controle de Engenharia

Sumário

1. Introdução.....	1
2. Plano de Intervenção com MCE	1
3. Implantação, execução, acompanhamento e encerramento das MCE.....	1

1. Introdução

As Medidas de Controle de Engenharia (MCE) envolvem a utilização das partes constituintes das obras civis – pisos, paredes, fundações e drenos – como um dispositivo para evitar a exposição do bem a proteger à contaminação presente.

Em conjunto com as Medidas de Remediação e Medidas de Controle Institucional, as MCE podem fazer parte das medidas de intervenção propostas em um Plano de Intervenção.

Alguns exemplos de MCE foram descritos na **Seção 9.2**, podendo-se citar as edificações em pilotis, garagem em sobressolo, colchões drenantes abaixo de espaços confinados, caixas de passagem ventiladas e construção de piso sobre solo contaminado.

2. Plano de Intervenção com MCE

Quando previstas no Plano de Intervenção, é importante definir em um projeto básico as características construtivas das MCE, por exemplo, a extensão, a espessura e a durabilidade do piso da própria edificação, que será utilizado para eliminar a exposição do bem a proteger à contaminação.

A aplicabilidade das MCE pode ser analisada em termos de vida útil da medida proposta, com relação ao tempo de permanência e possibilidade de movimentação das SQI em direção ao receptor/bem a proteger. Não é aplicável, por exemplo, considerar a construção de um piso comum para impedir a migração de vapores acumulados no ar do solo para ambientes fechados, pois com o tempo rachaduras e caminhos preferenciais podem surgir, possibilitando a intrusão de vapores.

3. Implantação, execução, acompanhamento e encerramento das MCE

A implantação de uma MCE ocorre na etapa de execução do Plano de Intervenção, sendo comprovada por meio de inspeções na área e registro fotográfico. Por definição, a implantação dessas medidas ocorre durante a construção das obras civis previstas no projeto futuro proposto para a área.

Quando prontas, as medidas de controle de engenharia também demandam acompanhamento nos pontos de conformidade e, principalmente, comprovação de execução de acordo com o projeto apresentado e aprovado no Plano de Intervenção.

Nos casos das áreas que foram reabilitadas sob a condição de se implantar medidas de controle de engenharia, o responsável legal não tem condições de encerrar o Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), prosseguindo para a etapa de Acompanhamento da Medida de Controle de Engenharia ou da Medida de Controle Institucional.

Para viabilizar esse acompanhamento, é necessária a definição de Concentrações Máximas Aceitáveis (CMA) das MCE, indicando as situações em que se mostra indispensável a sua manutenção.

No Termo de Reabilitação para o Uso Declarado são relacionadas as características da medida de controle de engenharia ou da medida de controle institucional, caso essas tenham sido implantadas.

Quando alterações significativas no projeto da MCE, ou o seu encerramento, forem aprovados pelo Órgão Ambiental Gerenciador, pode ser solicitada a atualização do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado, para que esse documento passe a refletir a nova situação identificada.

A avaliação da eficácia das medidas de controle de engenharia ou da medida de controle institucional implantada pode ser realizada por meio das seguintes ações:

- ✓ realizar campanhas de monitoramento no compartimento do meio ambiente contaminado ou no bem a proteger, em seus pontos de conformidade (item 3 da **Seção 13.2**);
- ✓ realizar inspeções para verificar a manutenção e eficácia das medidas (Item 2 da **Seção 13.2**).

Durante a etapa de Acompanhamento da Medida de Controle de Engenharia ou da Medida de Controle Institucional, o responsável legal pela área classificada como AR, precisa manter essas medidas, enquanto houver necessidade, caso contrário, devem encerrá-las ao final do período proposto para sua execução. A partir do momento em que for possível tomar essa decisão, não havendo outros tipos de medidas de intervenção a serem mantidas, o Processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas do GAC se dá por encerrado.

Seção 15.5: Medidas de Controle Institucional

1. Introdução

Nesta seção são descritas as Medidas de Controle Institucional (MCI), que, por definição, são medidas legais ou administrativas que objetivam controlar a exposição dos bens a proteger às Substâncias Químicas de Interesse (SQIs), eliminando-se os riscos decorrentes por meio da imposição de restrições de uso – incluindo, entre outras, a restrição ao uso do solo, ao uso de água subterrânea, ao uso de água superficial, ao consumo de alimentos, à exploração de recursos ambientais e ao uso de edificações e utilidades.

As MCIs muitas vezes são implantadas em conjunto com outros tipos de medida de intervenção. No entanto, em determinados casos, podem ser a única medida de intervenção adotada para controle dos riscos e danos em uma área contaminada.

2. Tipos de Medidas de Controle Institucional

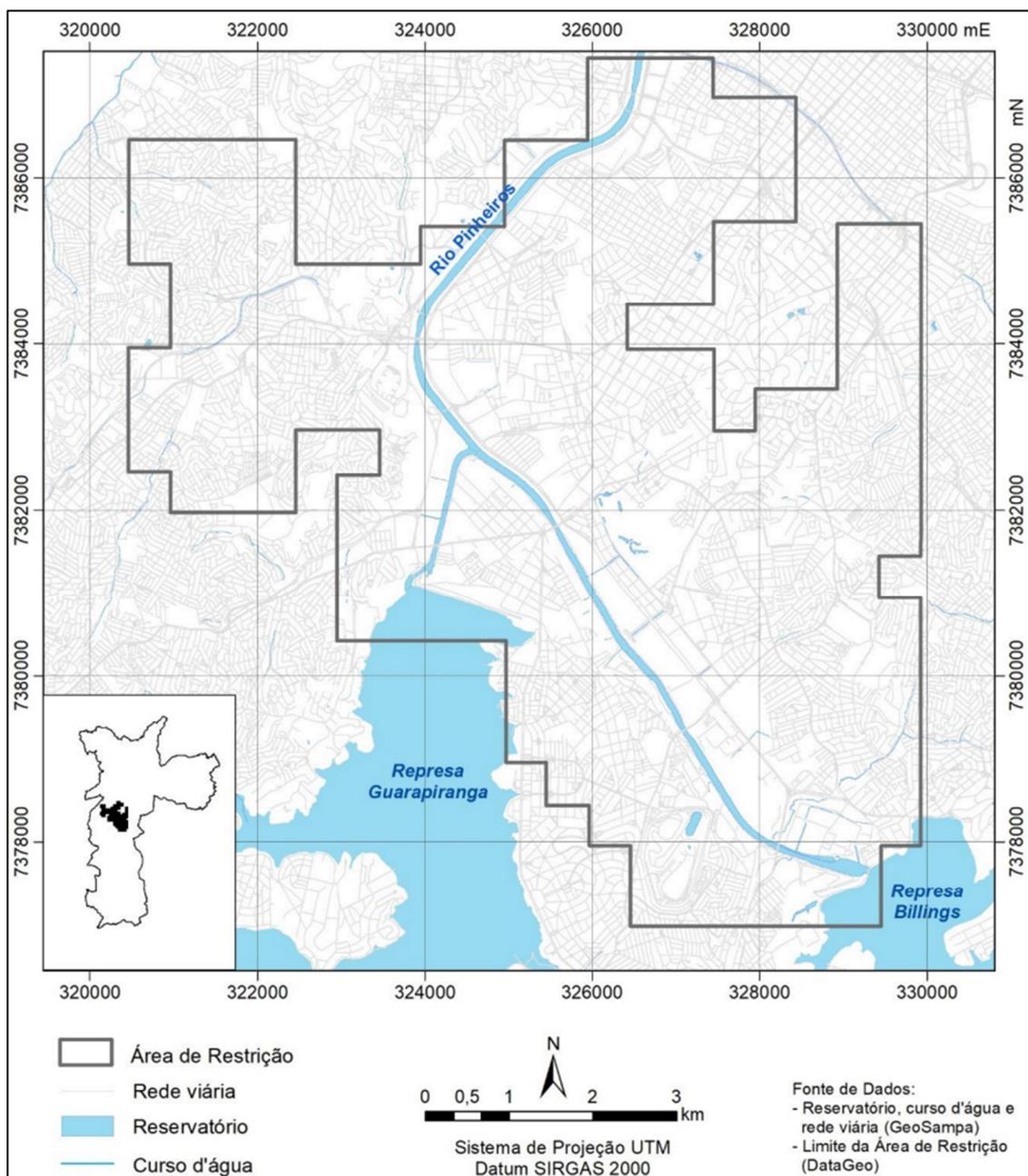
De acordo com o documento do *Interstate Technology & Regulatory Council* (ITRC, 2016) intitulado [Long-term Management Using Institutional Controls](#), as MCIs podem ser divididas em diferentes tipos, sendo alguns listados a seguir:

✓ Medidas Governamentais

Uma MCI do tipo Medida Governamental consiste em uma restrição imposta a uma área ou região pelo poder público, utilizando-se das suas competências e poderes administrativos, devido uma contaminação regional ou de grandes dimensões que atinge diversas propriedades ou um bairro.

No estado de São Paulo, pode-se citar como exemplo de MCI do tipo Medida Governamental a restrição imposta por meio do Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, formalizada por meio da [Deliberação nº 139, de 15 de dezembro de 2021](#), que rerratifica a Área de Restrição e Controle para a captação e uso das águas subterrâneas no município de São Paulo, na região de Jurubatuba (Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, 2021) (**Figura 15.5-1**).

Figura 15.5-1 – Área de restrição na região de Jurubatuba, município de São Paulo



Fonte: Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (2021).

Outro exemplo desse tipo de MCI foi estabelecida no município de Campinas, por meio do Decreto Municipal nº 18.669, de 13 de março de 2015 (Campinas, 2015), que impôs restrições para a área denominada Loteamento Mansões Santo Antônio, em razão da contaminação do solo e água subterrânea (Campinas, 2015).

A Figura 15.5-2 ilustra as restrições impostas ao bairro por meio do Decreto Municipal.

3. Tipos de restrições e métodos para estabelecimento

Em função da existência de diversos caminhos de exposição pelos quais os contaminantes podem entrar em contato com os bens a proteger, existem vários tipos de MCI possíveis de serem aplicadas. A seguir, são destacados os principais tipos aplicados na prática:

- restrição de uso das águas subterrâneas;
- restrição de uso do solo;
- restrição de uso de edificações ou utilidades;
- restrição para trabalhadores de obras.

Os métodos para se estabelecer uma MCI se baseiam no princípio de que essas medidas atuem junto ao receptor ou bem a proteger, nos locais onde ocorre ou pode ocorrer uma exposição a contaminantes presentes na área contaminada.

Geralmente, a concentração máxima aceitável (CMA) da MCI de restrição de uso das águas subterrâneas são os padrões de potabilidade, definidos pelo Ministério da Saúde. Para as MCIs de restrição de uso do solo, restrição de uso de edificações e restrição para trabalhadores de obras, as CMAs são aquelas definidas na etapa de Avaliação de Risco, para essas vias de exposição.

Entretanto, no caso de restrição de uso das águas subterrâneas, dependendo do uso (dessedentação de animais, irrigação ou recreação) dessas águas, podem ser utilizadas outras CMAs, como os valores da Resolução CONAMA nº 396/2008 (Brasil, 2008) ou valores produzidos por entidades nacionais ou internacionais reconhecidas, desde que sejam aplicáveis ao caso (padrões legais aplicáveis – PLA).

Para as MCIs de restrição de uso do solo, restrição de uso de edificações e restrição para trabalhadores de obras, dependendo do nível de investigação da área, podem ser utilizados alternativamente como CMAs os Valores Orientadores da CETESB (Valores de Prevenção ou de Intervenção), ou da Resolução CONAMA nº 420/2009 (Brasil, 2009) (Valores de Prevenção ou de Investigação), ou outros valores produzidos por entidades nacionais ou internacionais reconhecidas, desde que também sejam aplicáveis ao caso (padrões legais aplicáveis – PLA).

3.1. Restrição de Uso das Águas Subterrâneas

O estabelecimento do volume de restrição de uso das águas subterrâneas visa eliminar as vias de exposição por ingestão e contato dérmico com a água subterrânea contaminada.

O volume de restrição de uso das águas subterrâneas pode ser estabelecido desde a etapa de Investigação Confirmatória, caso já exista, nessa etapa, a necessidade de gerenciar os riscos de exposição à água subterrânea contaminada, podendo esse volume ser ajustado conforme são realizadas as demais etapas do GAC.

O volume de restrição estabelecido na etapa de Investigação Confirmatória pode considerar, de forma conservadora, a posição dos poços de monitoramento, poços de abastecimento de água, nascentes e drenos de rebaixamento de edifícios onde foram identificadas concentrações nas águas subterrâneas maiores que as CMAs, além do posicionamento de fontes de contaminação primárias ativas. Os limites do volume de restrição de uso das águas subterrâneas podem ser inferidos a montante e jusante desses pontos, em função da posição das áreas de recarga ou descarga locais.

Após as etapas de Investigação Detalhada, Avaliação de Risco e Elaboração do Plano de Intervenção, o volume de restrição de uso das águas subterrâneas é aperfeiçoado com base nos resultados da caracterização das fontes de contaminação primárias, secundárias e das plumas de contaminação, e na posição dos bens a proteger, inclusive com utilização de modelagem matemática para prever o avanço das SQIs no tempo e no espaço.

O volume de restrição do uso das águas subterrâneas definido após as etapas de Execução do Plano de Intervenção e de Monitoramento para Encerramento, será aquele registrado no Termo de Reabilitação para o Uso Declarado. Esse volume de restrição poderá ser revisto novamente, ou mesmo eliminado, durante a etapa final de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, caso as concentrações tenham se reduzidos para valores abaixo das CMAs por atenuação natural.

Qualquer revisão do volume de restrição feito durante a etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, tem de ser atualizada no termo de reabilitação.

3.2. Restrição de Uso do Solo

O estabelecimento do volume de restrição de uso do solo visa eliminar as vias de exposição por ingestão e contato dérmico com o solo contaminado (solo, sedimento, rochas ou materiais antrópicos contaminados).

Considerando a mesma lógica adotada para a restrição de uso da água subterrânea, o volume de restrição de uso do solo pode ser estabelecido já na etapa de Investigação Confirmatória, podendo ser ajustado conforme são obtidas informações durante a execução das etapas do GAC.

O volume de restrição de uso do solo é determinado a partir da posição dos pontos de amostragem cujos resultados indicaram concentrações no solo superiores às CMAs, além da posição das fontes de contaminação primárias ativas.

É provável que o volume de restrição de uso do solo seja aperfeiçoado após as etapas de Execução do Plano de Intervenção e de Monitoramento para Encerramento e, se mantida a necessidade da restrição, será registrada no Termo de Reabilitação para o Uso Declarado.

Após a emissão do termo de reabilitação, a restrição de uso do solo poderá, ainda, ser aperfeiçoada, ou mesmo removida, caso os resultados da etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, demonstrem melhora no quadro ambiental da área.

Qualquer revisão do volume de restrição feito durante a etapa de Acompanhamento das Medidas de Controle de Engenharia e de Controle Institucional, também precisa ser atualizada no termo de reabilitação.

3.3. Restrição do Uso de Edificações ou Utilidades

O estabelecimento de restrições em edificações ou utilidades visa eliminar as vias de exposição de inalação de vapores das SQIs voláteis, de ingestão e contato dérmico com partes contaminadas da edificação (paredes ou pisos) ou situações de perigo, como a presença de inflamabilidade.

As mesmas premissas para o estabelecimento e aperfeiçoamento de restrições para os meios água subterrânea e solo, podem ser consideradas para o uso das edificações ou utilidades. Para o cenário de intrusão de vapores, são utilizados os resultados de amostragem de ar ambiente ou de ar abaixo do piso para comparação com as CMAs.

Já para as edificações, analisa-se o próprio material construtivo raspado das paredes, pisos e cobertura.

Para esse tipo de MCI, é pouco provável que a área receba o Termo de Reabilitação para o Uso Declarado com restrições de uso de edificações por conta de pisos e paredes contaminados, ou ar ambiente contaminado. Sendo assim, são restrições impostas emergencialmente, durante a execução do procedimento do GAC e que, não são mais necessárias quando da emissão do termo de reabilitação, devido à execução das medidas de intervenção – como medidas de remediação –, ter sido eficaz em eliminar o risco presente.

3.4. Restrição para Trabalhadores de Obras

O estabelecimento de restrição de uso para trabalhadores de obras visa eliminar as vias de exposição de ingestão e contato dérmico com o solo contaminado (solo, sedimento, rochas ou materiais antrópicos contaminados) e com águas subterrâneas contaminadas, além de inalação de vapores e situações de perigo.

Assim como a restrição de uso de edificações e utilidades, é pouco comum que esse tipo de restrição gere uma MCI a ser mantida após a reabilitação da área e registrada no Termo de Reabilitação para o Uso Declarado. Na maioria das situações, são MCI temporárias, estabelecidas durante o período de obras necessárias para a reutilização de uma área contaminada, por exemplo.

Referências

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ (São Paulo). **Deliberação CBH-AT nº 139, de 15 de dezembro de 2021**. Rerratifica a Área de Restrição e Controle para a captação e uso das águas subterrâneas no município de São Paulo, na região de Jurubatuba e dá outras providências. São Paulo: CBH-AT, 2021. 8 p. Disponível em: <https://comiteat.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/12/Deliberac%C3%A7%C3%A3o-CBH-AT-n%C2%BA-139-de-15.12.2021-Rerratifica-a-a%C3%A7%C3%A3o-de-restric%C3%A7%C3%A3o-e-controle-para-a-captac%C3%A7%C3%A3o-e-uso-das-a%C3%A7%C3%A3o-subterra%C3%82neas-no-munici%C3%A7%C3%A3o-d.pdf>. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: República Federativa do Brasil: seção 1: Atos do Poder Executivo, Brasília, DF, v. 145, n. 66, p. 66-69, 7 abr. 2008. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=545. Acesso em: maio 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução n. 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasília, DF: MME, 2009. Alterações posteriores. Publicada originalmente no Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil: seção 1: Poder executivo, Brasília, DF, v. 146, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=601. Acesso em: maio 2025.

ITRC. Long-term contaminant management using institutional controls.

Washington, DC: IRTC, 2016. Disponível em: <https://institutionalcontrols.itrcweb.org/>. Acesso em: maio 2025.

CAMPINAS. Prefeitura Municipal. Decreto nº 18.669, de 13 de março de 2015. Dispõe sobre diretrizes, procedimentos e restrições para à área denominada loteamento Mansões Santo Antônio, em razão da contaminação do solo e água subterrânea, e dá providências correlatas. **Diário Oficial:** Prefeitura Municipal de Campinas, Campinas, SP, ano 45, n. 11.074, p. 1, 16 mar. 2015. Disponível em: <https://portal-api.campinas.sp.gov.br/sites/default/files/publicacoes-dom/dom/815114133.pdf>. Acesso em: maio 2025.