

CAPÍTULO 12

CONTAMINAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS

EDSON WENDLAND

IVAN SILVESTRE PAGANINI MARIN

O desenvolvimento histórico do tema de contaminação de águas subterrâneas começou no início do século XX, acompanhando os esforços para evitar a contaminação por bactérias patogênicas. Desde os anos 1960, a poluição por compostos orgânicos, devido a acidentes ou vazamentos de tanques, vem ocorrendo com maior frequência. Nos últimos anos, o risco representado por organoclorados voláteis tem crescido continuamente. Neste caso, o risco potencial é especialmente elevado, uma vez que esses produtos são intensamente utilizados como diluentes, apresentam grande mobilidade quando dissolvidos e são altamente tóxicos, mesmo em pequenas concentrações. Associados a esses, aparecem os componentes intensamente utilizados em atividades agrícolas, como nitrato, pesticidas, herbicidas, entre outros.

12.1 INTRODUÇÃO

Atualmente, o uso da água subterrânea para fins de abastecimento domiciliar e industrial é significativo e mostra uma nítida tendência de crescimento. Os custos de produção de água subterrânea são reconhecidamente menores que os de águas superficiais, tendo em vista a menor necessidade de construção de infraestrutura e tratamento (Rebouças, 2006).

Entretanto, existe uma crescente preocupação com relação aos riscos de contaminação provocada por poluentes de fontes urbanas, industriais e agrícolas. A contínua produção de resíduos pela sociedade industrializada tem provocado sua disposição inadequada. Após acidentes em que produtos tóxicos, orgânicos e inorgânicos, foram observados em estações de captação de água para abastecimento, os problemas de contaminação tornaram-se aparentes. Atividades de remediação de aquíferos são extremamente caras e podem levar décadas ou mesmo séculos para a recuperação da qualidade original.

A evolução da contaminação de águas subterrâneas depende da geologia local, dos padrões de escoamento da água subterrânea, de processos físicos, químicos e biológicos em escala de poro e de molécula.

A contaminação pode migrar rapidamente em solos arenosos, de alta condutividade, ou difundir lentamente em solos argilosos, de baixa condutividade. Alguns contaminantes são adsorvidos na superfície de partículas sólidas, deslocando-se pouco em relação à fonte de contaminação, enquanto outros, dissolvidos na água, podem migrar e afastar-se quilômetros da fonte, especialmente em aquíferos fraturados. Reações químicas ao longo do percurso podem remover um contaminante da água ou aumentar a concentração, de acordo com as condições geoquímicas do meio.

Contaminação de água subterrânea significa a adição de solutos dissolvidos em concentrações que tornem a água imprópria para consumo humano ou para qualquer ecossistema que dependa dessa água. A maioria das águas naturais contém alguma quantidade de substâncias geralmente reconhecidas como contaminantes. Por exemplo, um copo de água que bebemos contém pequenas concentrações de chumbo, arsênio ou alumínio. Na maioria dos casos, essas substâncias estão presentes em concentrações muito baixas, às vezes não detectáveis, e não representam um risco significativo.

Existe um consenso de que os profissionais responsáveis pelo gerenciamento e proteção dos recursos naturais, especialmente os Engenheiros Ambientais, devem estar conscientes dos problemas potenciais relacionados ao uso da água subterrânea. O conhecimento das fontes de contaminação da água subterrânea e dos principais mecanismos de transporte de contaminantes são pré-requisitos imprescindíveis na consecução desse treinamento.

12.2 FONTES DE CONTAMINAÇÃO

Conforme visto no Capítulo 11, as fontes de contaminação apresentam-se em diferentes formas e dimensões, sendo divididas em pontuais ou difusas. A título de recordação, **fontes pontuais** são relativamente pequenas, mas podem dar origem a contaminações com elevadas concentrações de poluentes. Exemplos de fontes pontuais são vazamentos de tanques ou tubulações subterrâneos, fossas sépticas, lagoas de tratamento, aterros sanitários, drenos de indústrias ou de tanques de armazenamento de produtos químicos. Por outro lado, **fontes difusas** são maiores e distribuídas espacialmente. Exemplos de fontes difusas são pesticidas aplicados em áreas agrícolas, precipitação contaminada (chuva ácida) e escoamento superficial de rodovias ou áreas de estacionamento.

Frequentemente, os contaminantes são introduzidos no subsolo na forma de soluções aquosas, como os efluentes de fossas sépticas ou o chorume de aterros sanitários. Em alguns casos, a fonte de contaminação pode formar uma fase líquida imiscível em água, como gasolina ou solvente de limpeza. Esses líquidos, geralmente orgânicos, são conhecidos pelo acrônimo NAPL (*nonaqueous-phase liquid*, em português, fase líquida não miscível). NAPLs podem ser persistentes em subsuperfície e dissolver lentamente na água subterrânea, agindo como uma fonte pontual contínua durante vários anos.

A Tabela 12.1 apresenta a lista dos 20 contaminantes mais encontrados na água subterrânea próxima a áreas contaminadas.

12.2.1 Sistemas Sépticos

Sistemas sépticos são unidades de tratamento primário e disposição subsuperficial de águas residuárias largamente utilizadas em áreas rurais e aglomerações urbanas desprovidas de rede de coleta de esgoto. As águas residuárias contêm matéria orgânica, que alimenta a atividade microbiana presente no sistema. As reações de oxirredução nos tanques sépticos geralmente são anaeróbias, incluindo fermentação, geração de metano e redução de sulfato. Após a remoção de sólidos por decantação e tratamento anaeróbio no

tanque séptico, o efluente é direcionado a sumidouros que promovem a infiltração na zona não saturada do solo (Figura 12.1).

Tabela 12.1 Contaminantes mais encontrados em água subterrânea

POSIÇÃO	COMPOSTO	FONTE DE CONTAMINAÇÃO
1	Tricloroetileno	Limpeza a seco, desengraxantes
2	Chumbo	Gasolina, mineração, manufatura
3	Tetracloroetileno	Limpeza a seco, desengraxantes
4	Benzeno	Gasolina, manufatura
5	Tolueno	Gasolina, manufatura
6	Cromo	Chapeamento de metal
7	Cloreto de metileno	Desengraxantes, solventes, removedores
8	Zinco	Manufatura, mineração
9	1,1,1-Tricloroetano	Limpeza de plástico e metal
10	Arsênio	Mineração, manufatura
11	Clorofórmio	Solventes
12	1,1-Dicloroetano	Desengraxantes, solventes
13	1,2-Dicloroetano, trans-	Subproduto de 1,1,1-Tricloroetano
14	Cádmio	Mineração, chapeamento
15	Manganês	Manufatura, mineração
16	Cobre	Manufatura, mineração
17	1,1-Dicloroetano	Manufatura
18	Cloreto de vinil	Manufatura de plásticos
19	Bário	Manufatura, produção de energia
20	1,2-Dicloroetano	Desengraxantes, removedores

Fonte: Masters & Ela (2008)

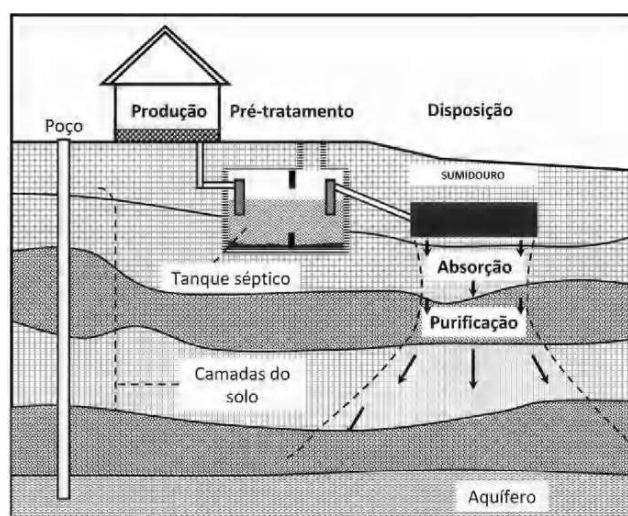


Figura 12.1 Esquema típico de fossa séptica, com o efluente infiltrado em sumidouro.

Adaptado de <http://www.aero-stream.com/septic-system-owners-manual.html>.

O efluente do sistema séptico contém vírus e bactérias que podem tornar a água subterrânea uma importante via de disseminação de doenças provocadas por microrganismos patogênicos (Rohden et al., 2009). Dependendo das condições hidrogeológicas, esses microrganismos podem se mover a grandes velocidades, atingindo distâncias significativas do ponto de lançamento. Durante o transporte de microrganismos no meio poroso, eles são filtrados e adsorvidos, e o seu avanço é retardado em relação ao fluxo advectivo da água subterrânea. Em sedimentos finos (siltosos e argilosos), os microrganismos conseguem penetrar apenas alguns metros antes de sua degradação, apesar de poderem viver por muitos dias (ou até meses) abaixo do nível freático. Em sedimentos grosseiros (areias e cascalhos), os microrganismos oriundos de tanques sépticos podem ser transportados por dezenas ou centenas de metros. Nos meios fraturados, a velocidade de escoamento da água subterrânea é elevada e as distâncias de transporte podem atingir vários quilômetros. Esse aspecto é fundamental na delimitação das zonas de proteção de poços usados para o abastecimento público e que se situam nas proximidades de áreas contaminadas. Em geral, procura-se delimitar a zona de proteção de poços a partir da determinação das isócronas de 50 dias, que correspondem ao período médio de sobrevivência de bactérias na água subterrânea.

O efluente infiltrado apresenta significativas concentrações de compostos orgânicos, CO_2 e amônia (NH_4^+). Na zona não saturada, existe oxigênio disponível e a respiração aeróbia e a nitrificação são os principais processos de tratamento complementar. As concentrações de compostos orgânicos e de amônia diminuem e a concentração de nitrato (NO_3^-) aumenta. Efluentes de sistemas sépticos podem facilmente apresentar concentrações na faixa de 20 mg/L a 70 mg/L (Fitts, 2002), excedendo o valor máximo permitido pela Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde (Brasil, 2004), que é de 10 mg/L, N-NO_3^- . Em vários sistemas sépticos, o nitrato é o contaminante mais preocupante, devido à sua mobilidade e estabilidade nos sistemas de águas subterrâneas. O exemplo mais conhecido no Brasil ocorre em Natal (RN). Devido à ausência de rede coletora na área urbana da cidade, fossas sépticas foram usadas como receptores de águas residuárias. Por causa da elevada condutividade hidráulica dos sedimentos arenosos, os efluentes com altas concentrações de nitrato foram transportados a grandes profundidades, contaminando as reservas de água subterrânea usadas para abastecimento público (Cabral et al., 2009).

Sistemas sépticos podem se tornar fontes de contaminação em áreas em que: 1) existe grande densidade de residências com sistemas sépticos; 2) a distância entre o sumidouro e a zona saturada é pequena; 3) o solo é altamente permeável (como cascalho ou areia grossa); 4) a superfície livre do aquífero livre encontra-se próxima à superfície do terreno. Áreas com alta densidade populacional não devem ser servidas por sistemas sépticos. Áreas com finas camadas de solo altamente permeável e aquífero livre também devem ser evitadas.

12.2.2 Disposição de Resíduos

A disposição de **resíduos domésticos, industriais e agrícolas** representa uma séria ameaça à qualidade das águas subterrâneas. A forma mais comum de remoção de resíduos urbanos, cinzas, resíduos de construção e demolição, lodos de estações de tratamento de água e esgotos é a disposição em aterros sanitários. O Capítulo 22 dedica-se integralmente à apresentação dos conceitos relacionados ao tratamento e à disposição final de resíduos sólidos. No passado, resíduos perigosos, tóxicos e radioativos eram dispostos sem controle no subsolo. Áreas de baixo valor econômico, como cavas de mineração, brejos e voçorocas eram usados para a disposição de resíduos sólidos. Até recentemente, resíduos urbanos eram dispostos em lixões ou aterros controlados, representando um grande risco de contaminação das águas subterrâneas. A precipitação que infiltra através do corpo de resíduos pode entrar em contato com líquidos presentes no resíduo ou solubilizar componentes dos resíduos sólidos. O resultado dessa mistura é um líquido conhecido como

chorume. O chorume pode escoar verticalmente, atingindo a superfície livre do aquífero e originando a contaminação das águas subterrâneas. Se os resíduos são depositados abaixo da superfície livre, a água subterrânea em movimento pode solubilizar os contaminantes presentes, promovendo a contaminação.

Quando o chorume de um sistema de disposição de resíduos atinge o aquífero, forma uma pluma de contaminação que se espalha na direção de escoamento da água subterrânea. Em sedimentos mais permeáveis, a pluma de contaminação pode atingir alguns quilômetros de extensão. No entanto, afastando-se da fonte de contaminação, a concentração de contaminantes diminui devido aos mecanismos de diluição, dispersão e retardamento. A Figura 12.2 apresenta o esquema de uma pluma de contaminação de água subterrânea originada pelo chorume produzido em aterro sanitário. As isolinhas representam patamares de contaminação (por exemplo, em 100 ppm, 200 ppm e 300 ppm ou em 100 mg/L, 200 mg/L e 300 mg/L).

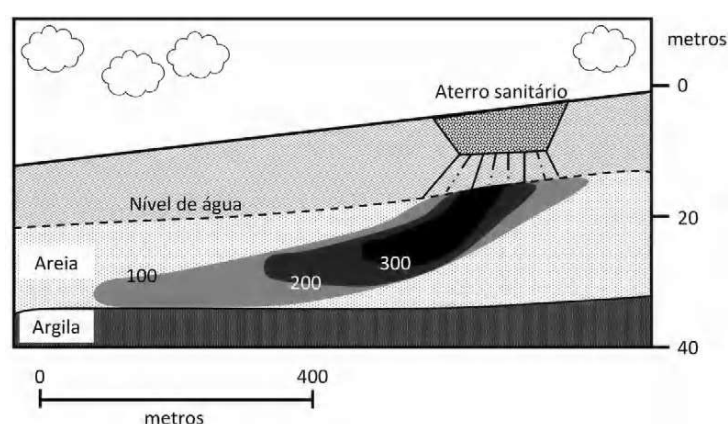


Figura 12.2 Pluma de contaminação em água subterrânea originada por chorume de aterro sanitário.

Fonte: Adaptado de <http://www.groundwateruk.org/>.

O volume de chorume produzido por um aterro depende da quantidade de água que percola através do resíduo. Conseqüentemente, aterros localizados em regiões áridas produzem menos chorume que aqueles localizados em regiões úmidas. A escolha do local de instalação de um aterro sanitário exige detalhados estudos hidrogeológicos e análise de várias áreas alternativas, com o objetivo de determinar a área com menor probabilidade de provocar a contaminação de águas subterrâneas. Os aterros devem ser projetados para minimizar a formação e vazamento de chorume. O chorume também deve ser coletado e tratado.

É desejável que o aterro seja construído acima da superfície livre do aquífero. Quando o chorume percola através da zona não saturada, a contaminação sofre alguma atenuação, por atividade microbiana. Aterros operados por atenuação natural são aqueles baseados totalmente em processos naturais para eliminação do chorume produzido. Esses aterros são instalados muito acima da superfície livre do aquífero, promovendo máxima atenuação na zona não saturada do solo. Solos argilosos têm o maior potencial de atenuação porque apresentam maior capacidade de troca iônica e superfície de adsorção. Infelizmente, em regiões úmidas, a superfície livre do aquífero está próxima da superfície do terreno e a zona não saturada não é espessa, o que aumenta a vulnerabilidade à contaminação.

Aterros modernos apresentam coberturas de baixa permeabilidade para limitar a infiltração, além de drenos coletores para coletar e tratar o chorume produzido. A cobertura do aterro é feita com uma camada de argila (em torno de 1,0 m) ou com uma manta geossintética. Aterros atuais são operados em células descobertas pequenas, para minimizar a área exposta à infiltração. Essa estratégia reduz a quantidade de chorume produzido. Para maiores detalhes sobre a questão do chorume nos aterros sanitários, sugere-se a leitura do Capítulo 14.

12.2.3 Tanques de Armazenamento

Tanques de armazenamento são utilizados para estocar combustíveis e produtos químicos. A contaminação de água subterrânea por diferentes compostos orgânicos e inorgânicos tem resultado de **derramamentos e vazamentos de produtos químicos tóxicos**. Essas descargas de contaminantes têm ocorrido de forma abrupta, como em tombamentos de veículos, ou de forma lenta, como vazamento de tanques no subsolo. Geralmente, mais de uma substância é derramada. A fonte mais comum de contaminantes são tanques de postos de combustíveis e tanques de armazenamento de solventes em plantas industriais.

A maioria dos tanques do século passado era construída de ferro, com possibilidade de corrosão. Muitos desses tanques e a tubulação associada sofriam vazamentos quando a corrosão avançava. Atualmente, tanques subterrâneos devem ser equipados com sistemas de detecção de vazamento e proteção anticorrosão. Vários postos de combustível têm passado por reformas, sendo temporariamente fechados para a escavação e substituição dos tanques corroídos. Novos tanques são construídos em aço com proteção catódica, com reforços de fibra de vidro ou, ainda, com uma combinação desses dois materiais. Esse novo tipo de tanque tem sido usado nos Estados Unidos por mais de 30 anos, com muito poucos relatos de falha (EPA, 1988).

Conforme apresentado na Tabela 12.1, grande parte dos casos de contaminação de água subterrânea envolve contaminantes orgânicos. Usamos grandes quantidades de combustíveis, solventes e outros compostos orgânicos líquidos e não é surpresa que eles frequentemente sejam derramados no solo. Há algumas décadas, poucas pessoas tinham consciência de que compostos orgânicos derramados na superfície podem infiltrar até a superfície livre do aquífero, dissolver na água subterrânea e percorrer grandes distâncias. Compostos orgânicos podem ser transportados como fase não miscível, dissolvidos em água ou na fase gasosa.

A maioria dos contaminantes orgânicos percola no subsolo na forma de fase livre não miscível em água (NAPL). Isso não significa que inexistente mistura. Na realidade, as moléculas do composto orgânico dissolvem fracamente na água, com baixas concentrações. Quando um líquido orgânico é derramado, devido à ação da gravidade, tende a migrar verticalmente através da zona não saturada do solo. Dependendo do volume derramado, a migração pode ocorrer por uma pequena distância da fonte ou até grandes profundidades. Durante a migração através do meio poroso, o NAPL deixa um rastro de pequenas bolhas de líquido que são aprisionadas pelos poros maiores. Para que o NAPL seja mobilizado, deve haver pressão suficiente em um poro grande, de forma a ser empurrado para outros poros. Quanto maior o derramamento, maior a distância percorrida antes que todo o líquido seja imobilizado nos poros. O contaminante ocupa apenas uma parte do poro, dividindo o espaço com ar na zona não saturada e água na zona saturada.

Quando o volume de NAPL derramado é suficiente para atingir a superfície livre do aquífero, seu comportamento vai depender de sua densidade. Se o contaminante dissolve em água, será transportado com a água subterrânea. Contudo, se a massa específica do líquido derramado for menor que a da água, o contaminante poderá boiar sobre a superfície livre. Nesse caso, o líquido é denominado LNAPL (*light nonaqueous-phase liquid*). A Figura 12.3 apresenta esquematicamente uma pluma de gasolina se movendo sobre a superfície livre. A gasolina pode escoar em direção contrária à direção da água subterrânea, devido ao acúmulo do contaminante. Compostos solúveis da gasolina, como o benzeno, podem dissolver na água subterrânea e ser transportados.

Líquidos mais densos que a água percolam até o fundo do aquífero e se acumulam sobre camadas impermeáveis, formando “piscinas” de contaminantes. Esse tipo de líquido é denominado DNAPL (*dense nonaqueous-phase liquid*). Parte do líquido também pode solubilizar em água durante o percurso, formando uma pluma de contaminação, conforme apresentado esquematicamente na Figura 12.4. Em geral, compostos orgânicos clorados são mais densos que a água. A Tabela 12.2 apresenta a massa específica e solubilidade em água de alguns compostos orgânicos.

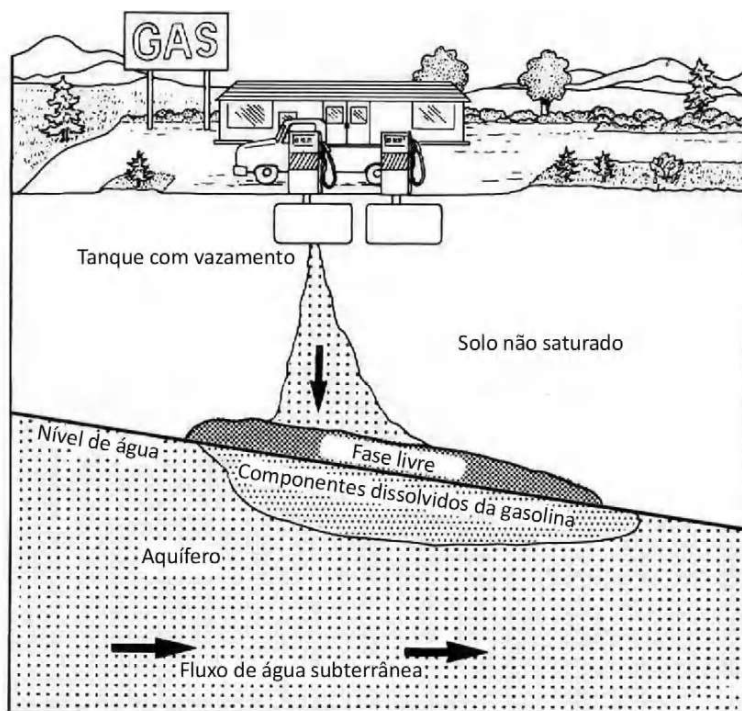


Figura 12.3 Compostos orgânicos, como a gasolina, que são menos densos que a água e pouco solúveis, tendem a boiar sobre a superfície livre. Fonte: Adaptado de Fetter (1988).

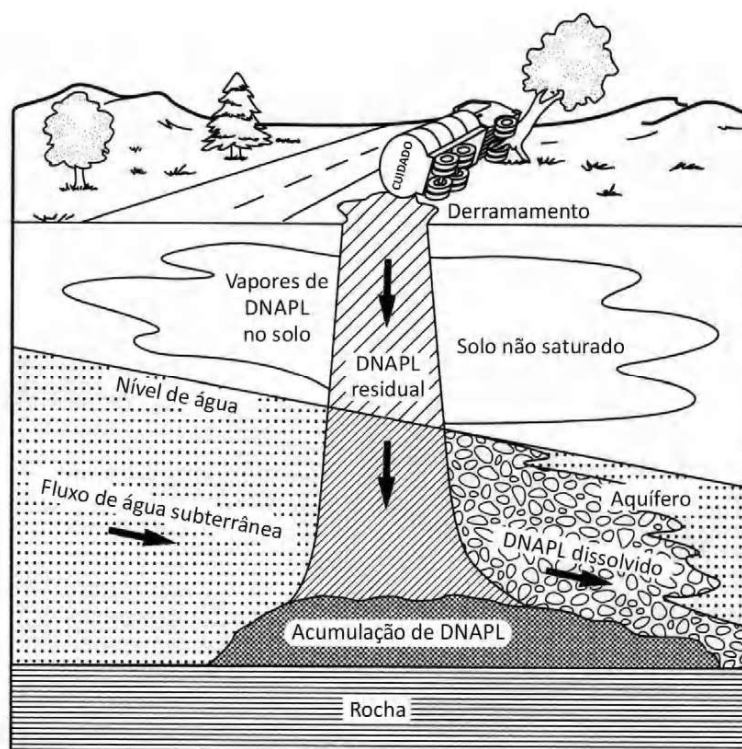


Figura 12.4 Compostos orgânicos, como o tricloroetileno, mais densos que a água e pouco solúveis, tendem a percolar até a base do aquífero, formando “piscinas” de contaminante. Fonte: Adaptado de Fetter (1988).

Tabela 12.2 Massa específica de compostos orgânicos (g/cm³) e solubilidade em água (mg/L) a uma dada temperatura

COMPOSTO	MASSA ESPECÍFICA (g/cm ³)	SOLUBILIDADE EM ÁGUA [mg/L (TEMPERATURA °C)]
LNAPL		
Acetona	0,79	Infinita
Benzeno	0,88	1.780 (20)
Etilbenzeno	0,87	140 (15), 152 (20)
Cloreto de vinila	0,91	1,1 (25)
Metiltilcetona	0,81	353 (10)
Tolueno	0,87	470 (16), 515 (20)
p-Xileno	0,86	198
DNAPL		
Tetracloroeto de carbono	1,59	800 (20), 1.160 (25)
Clorofórmio	1,48	8.000 (20), 9.300 (25)
Cloreto de metileno	1,33	20.000 (20), 16.700 (25)
Clorobenzeno	1,11	500 (20), 488 (30)
Hexaclorobenzeno	1,60	0,11 (24)
Cloreto de etileno	1,24	9.200 (0), 8.690 (20)
1,1,1-Tricloroetano	1,34	4.400 (20)
1,1,2-Tricloroetano	1,44	4.500 (20)
Tricloroetileno	1,46	1.100 (25)
Tetracloroetileno	1,62	150 (25)
Fenol	1,07	82.000 (15)
2-Clorofenol	1,26	28.500 (20)
Pentaclorofenol	1,98	5 (0), 14 (20)
Naftaleno	1,03	32 (25)

Fonte: Fetter (1988)

12.2.4 Mineração

A água em movimento através de rochas mineralizadas pode conter metais pesados em alta concentração, como resultado de processos de solubilização. Quanto mais tempo a água fica no subsolo, maior o tempo de contato e maior a probabilidade de ocorrer a mineralização. Nesse contexto, a extração e o processamento de carvão e de minérios representam uma fonte potencial de contaminação de água subterrânea. Embora importante para a economia, a mineração pode provocar danos ambientais graves. No Brasil, existem cerca de 1.400 empresas de mineração que extraem em torno de 80 substâncias, dentre elas manganês, ouro, amianto, cobre, ferro e zinco.

No processo de mineração a céu aberto em faixas, o minério é extraído somente após a remoção do solo e dos estereis, compostos pelas camadas geológicas sobrejacentes ou intercaladas à camada de minério, conforme apresentado esquematicamente na Figura 12.5 (Wisotzky & Obermann, 2001). Para realizar essa operação, o subsolo deve ser drenado. As camadas sobrejacentes devem ser escavadas e estocadas na pilha de estereis e rejeitos da mina.

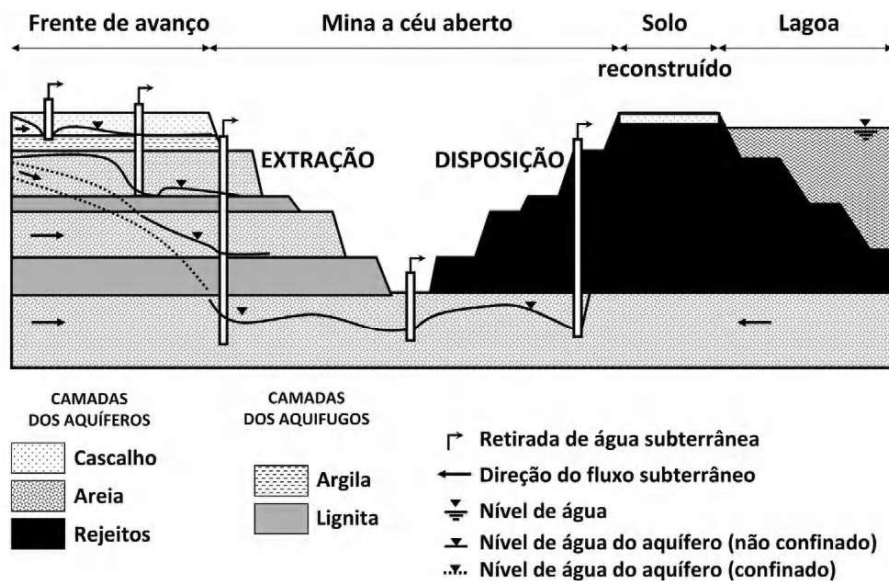


Figura 12.5 Corte esquemático através de uma mina a céu aberto, com os diferentes estágios de mineração.

Fonte: Adaptado de Wisotzky & Obermann (2001).

Durante as **diferentes etapas do processo de mineração** (extração, disposição de rejeitos, reconstituição de solos construídos, entre outras), a pirita (FeS_2) presente nos sedimentos sofre oxidação em diferentes intensidades. Em consequência do contato direto da pirita com o oxigênio da atmosfera, intensa oxidação inicial ocorre nos diferentes níveis e taludes da superfície da mina nos lados de extração e disposição. Uma segunda etapa de oxidação ocorre na superfície de solos reconstituídos sobre a pilha de rejeitos, aumentando a concentração de hidróxido de ferro (Fe_2OH_3) e sulfato (H_2SO_4) nos sedimentos não saturados. A precipitação que infiltra através da superfície e o fluxo subterrâneo lateral, após o encerramento das atividades de mineração, saturam a pilha de estéreis. Consequentemente, os produtos da oxidação de pirita (Fe^{2+} , H^+ , SO_4^{-2}) são solubilizados dos sedimentos, resultando em aumento da mineralização e acidificação da água subterrânea. Dependendo das condições hidrogeológicas, a água subterrânea pode ser drenada por cursos de água, provocando também a acidificação de águas superficiais. No Brasil, esse tipo de impacto ocorre, principalmente, em minerações de carvão a céu aberto no Rio Grande do Sul (Inda Junior et al., 2010) e em Santa Catarina (Campos et al., 2003) e mineração de urânio na Bahia (Cardoso et al., 2009) e em Minas Gerais (Nóbrega et al., 2008).

A intensa acidificação produzida, caracterizada por valores de pH inferiores a 3,5, altera as condições hidrogeoquímicas do meio poroso e promove a mobilização de metais pesados, bem como a formação de novas fases minerais a partir dos produtos dessa dissolução. Em condições naturais, a mobilidade dos elementos traços metálicos é baixa nas águas subterrâneas, principalmente dos metais cujas concentrações máximas foram estabelecidas para os padrões de água potável (Ag, Cd, Cr, Cu, Hg, Fe, Mn, Sb e Zn). Esses contaminantes, invariavelmente, aparecem na água subterrânea em concentrações inferiores a 1 mg/L, com exceção do ferro. As concentrações são menores por causa dos baixos valores de solubilidade dos metais e pela adsorção em argilominerais ou matéria orgânica. Além do pH, a mobilidade dos metais pesados é influenciada pelo potencial de oxirredução do meio, como resultado das mudanças no estado de oxidação dos metais ou elementos não metais, com os quais são formados os compostos complexos (Freeze & Cherry, 1979). A química dos metais pesados no meio poroso é muito complexa, sendo difícil prever o transporte desses elementos nos corpos de águas subterrâneas. Tendo em vista sua importância como contaminante ambiental, a Tabela 12.3 apresenta um resumo dos principais metais pesados encontrados na água

subterrânea, com as respectivas fontes e efeitos nocivos ao homem (Cetesb, 1977). Os efeitos de alguns desses metais sobre a saúde pública foram explorados no Capítulo 5.

Tabela 12.3 Principais metais pesados, fontes poluidoras e efeitos nocivos ao homem

METAL	FONTES POLUIDORAS	EFEITOS NOCIVOS
Alumínio (Al)	Natural	Estético
Cádmio (Cd)	Atividades industriais de eletrodeposição e zincagem	Hipertensão arterial
Chumbo (Pb)	Antidetonantes, tintas e praguicidas	Inflamação intestinal, anorexia, anemia e convulsões
Cobre (Cu)	Natural e galvanoplastias	Em pequenas doses é essencial à vida; em altas doses, afeta o fígado e produz sabor desagradável
Cromo (Cr)	Galvanoplastias e águas de refrigeração	Tumores nos pulmões e irritação de pele
Ferro (Fe)	Natural, siderúrgicas, aterros sanitários	Gosto, manchas em roupas, depósitos em canalizações
Manganês (Mn)	Natural	Produz sabor desagradável
Mercurio (Hg)	Produção de cloro, garimpos, praguicidas	Afeta o sistema nervoso, os rins, provoca salivação excessiva
Prata (Ag)	Atividades industriais	Afeta a pele (argiria)
Zinco (Zn)	Aterros sanitários, atividades industriais, zincagem	Produz sabor desagradável

Fonte: Cetesb (1977)

12.2.5 Atividade Agrícola

Pesticidas, fertilizantes, herbicidas e resíduos animais são os principais tipos de contaminantes de origem agrícola. Pesticidas e herbicidas, usualmente, são compostos orgânicos aplicados sobre as plantações em soluções aquosas. Muitos desses componentes são biodegradáveis e desaparecem rapidamente. No entanto, alguns são persistentes e podem contaminar a água subterrânea de forma difusa. As fontes de contaminação pontual são variadas: estocagem de agrotóxicos, derramamento de fertilizantes e pesticidas durante o manejo, limpeza de equipamentos de aplicação de pesticidas, manipulação de produtos químicos a montante de poços, entre outras. Em algumas instalações agrícolas, são construídas curvas de nível ou canais de drenagem conectados a poços de infiltração para reduzir as perdas de água (e erosão) por escoamento superficial. Essas linhas podem acumular escoamento superficial contaminado por produtos químicos ou óleos e combustíveis, contaminando a água subterrânea diretamente através de valas de infiltração.

A aplicação de fertilizantes de origem industrial ou animal pode resultar em elevadas concentrações de contaminantes inorgânicos. Os três principais nutrientes requeridos para o desenvolvimento de plantas são o nitrogênio (N), o fósforo (P) e o potássio (K). Visando aumentar a produtividade agrícola, alguns produtores rurais aplicam quantidades excessivas de nutrientes, que acabam não sendo aproveitados totalmente pelas culturas, principalmente em anos de quebra de produção por condições climáticas adversas. Esses excessos de nutrientes podem percolar através do subsolo e atingir o nível freático, gerando um caso de contaminação difusa da água subterrânea. O principal contaminante encontrado na água subterrânea é

o nitrogênio (N) dissolvido na forma de nitrato (NO_3^-). O nitrogênio dissolvido também é encontrado na forma de amônio (NH_4^+), amônia (NH_3), nitrito (NO_2^-), nitrogênio (N_2), óxido nítrico (N_2O) e nitrogênio orgânico (incorporado a substâncias orgânicas). As concentrações de nitrato (NO_3^-) detectadas em água subterrânea não são restritas por limites de solubilidade. Em ambiente oxidante, o nitrato é a forma estável do nitrogênio dissolvido. Por causa de sua forma iônica, o nitrato é muito móvel em água subterrânea, não sofre transformação, além de pouco ou nenhum retardamento. Águas subterrâneas pouco profundas em sedimentos altamente permeáveis ou em rochas fraturadas apresentam consideráveis concentrações de O_2 . Nesse ambiente hidrogeoquímico, o nitrato pode migrar a grandes distâncias da fonte de contaminação e atingir poços de captação de água para abastecimento (Freeze & Cherry, 1979). Casos de contaminação por nitrato no Brasil têm sido pesquisados em ambiente governamental (Resende, 2002) e acadêmico (Mantovani et al., 2005, Fernandes et al., 2006). Em áreas irrigadas pode ocorrer, também, o fenômeno de salinização da água subterrânea (Andrade et al., 2010).

12.2.6 Outras Fontes

Poços

Alguns tipos de resíduos líquidos são dispostos no subsolo em **poços de injeção**. Eles funcionam como um poço de bombeamento reverso e forçam o fluido a infiltrar nas formações geológicas. Esses poços são projetados para injetar líquidos em formações isoladas de aquíferos ou ecossistemas superficiais, de forma a evitar a contaminação desses recursos naturais. Os tipos de resíduos mais comumente injetados são água salinizada e outros fluidos recuperados em campos petrolíferos, fluidos de mineração e água residuária tratada. Atualmente, são também projetados poços para injeção de CO_2 , relacionados aos processos de sequestro de carbono da atmosfera (Baines e Worden, 2004). Poços de produção de água subterrânea mal construídos ou abandonados podem servir de via para a contaminação involuntária do aquífero, principalmente em áreas urbanas.

Resíduos Radioativos

A utilização de **material radioativo** como combustível para a geração de energia apresentou grande expansão a partir dos anos 1970. Atualmente, existem grandes incertezas inerentes às atividades associadas com a geração de energia elétrica por centrais nucleares e o potencial risco de contaminação de ecossistemas naturais, especialmente das águas subterrâneas. O risco de contaminação está associado a todos os estágios em que o combustível nuclear é produzido e usado, gerando resíduos radioativos e tóxicos. Esses estágios incluem a mineração de urânio, moagem, refinamento, enriquecimento, fabricação do combustível, consumo em reatores, reprocessamento, solidificação de resíduos e armazenamento final de combustíveis usados em repositórios geológicos (Freeze & Cherry, 1979).

Nas etapas de mineração e moagem, surgem como subprodutos as pilhas de armazenamento de rejeitos, representando a maior parte dos resíduos radioativos. Além dos problemas de drenagem ácida, isótopos radioativos podem ser encontrados em pequenas concentrações nos sedimentos, representando um risco de contaminação da água subterrânea através da percolação de água infiltrada pela superfície. Durante o refinamento e enriquecimento de urânio, são geradas pequenas quantidades de resíduos tóxicos, que devem ser dispostos de forma segura. Como em aterros sanitários, existe o risco de vazamentos. As etapas seguintes consistem na utilização do combustível nuclear em reatores para a geração de energia e o reprocessamento. Nessas etapas, materiais originalmente não radioativos (ferramentas, roupas e equipamentos utilizados na operação do reator) geram resíduos sólidos contaminados, com emissão de radiação de baixa intensidade, o que exige armazenamento adequado.

A última etapa consiste na disposição final do combustível usado e dos resíduos provenientes de reprocessamento. Essa etapa é a mais crítica, pois o resíduo gerado contém uma grande variedade de isótopos radioativos tóxicos produzidos por decaimento da cadeia do urânio e outros elementos. A disposição final dos resíduos de alta atividade radioativa tornou-se a questão crucial para a continuidade da indústria de produção de energia por centrais nucleares. Numerosas soluções foram propostas visando a isolar os radionuclídeos da biosfera durante seu período de atividade radioativa, incluindo disposição extraterrestre, transmutação em outros elementos menos tóxicos, submersão de contêineres no mar, na Antártida ou em áreas de subducção da crosta (Kubo & Rose, 1973). As soluções presentemente em uso são estocagem seca nos sítios das usinas, estocagem em piscinas de resfriamento dentro do próprio reator, e repositórios geológicos. Atualmente, a expectativa é que uma solução satisfatória de longo prazo possa ser obtida armazenando o material radioativo em repositórios projetados em formações geológicas, isolados de zonas de escoamento de água subterrânea. No Brasil, o órgão responsável pela fiscalização de instalações e gerenciamento dos resíduos nucleares é a Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN, 1989; CNEN, 2010).

12.3 TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

Para compreender o transporte de contaminantes dissolvidos na água subterrânea é necessário conhecer os mecanismos físicos responsáveis pela movimentação desses solutos no meio poroso. Como forças indutoras do deslocamento, podem ser consideradas diferenças de carga hidráulica, de densidade do fluido ou de concentração de solutos. Enquanto os dois primeiros casos provocam a movimentação do fluido no qual o soluto está dissolvido, no último caso, o espalhamento de solutos pode se processar sem movimentação de fluido (no caso, água).

12.3.1 Advecção

O transporte de solutos pelo fluido em movimento é denominado **advecção**. A expressão **convecção**, geralmente utilizada como sinônimo, não será utilizada neste texto de forma a evitar confusão, uma vez que o termo convecção é utilizado em Termodinâmica somente para descrever processos de deslocamento provocados por diferença de temperatura.

O transporte puramente advectivo provoca o deslocamento de partículas de soluto com a velocidade real (v_a) do fluido na direção do escoamento. Neste caso, não é considerado o caminho real percorrido pelo fluido (Figura 12.6). Uma injeção instantânea em um aquífero no instante $t = t_0$ é deslocada por advecção em um intervalo de tempo Δt para uma nova posição, sem alterar a geometria do pulso (Figura 12.6c). Seguindo esse raciocínio, sem fluxo de fluido, o deslocamento de soluto não é possível. Esse processo é reversível, o que significa que, invertendo-se o sentido do vetor de velocidade, as partículas de soluto retornam à posição inicial.

Analisando somente a componente **advectiva** do transporte de solutos em água subterrânea, fica claro que as partículas de soluto são transportadas com a velocidade do campo de fluxo, acompanhando as partículas de fluido. A velocidade de escoamento pode ser descrita, em cada ponto do campo de fluxo, através das componentes do vetor de velocidade (Figura 12.7).

Aqui, como no decorrer da seção, é mostrado somente o caso bidimensional (campo de fluxo horizontal), sendo que a extrapolação para o caso 3D pode facilmente ser obtida através da introdução da componente v_z .

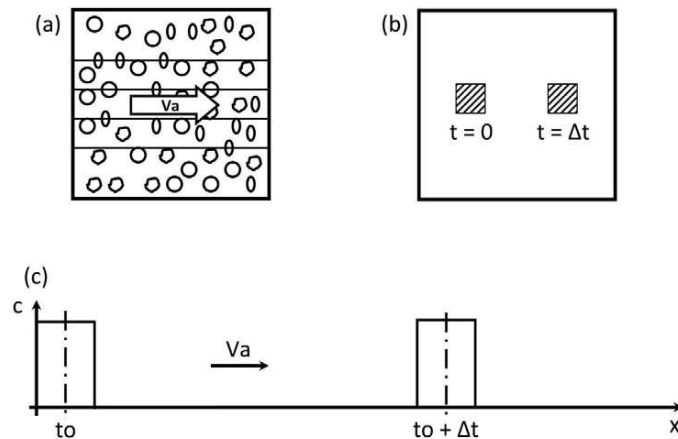


Figura 12.6 Esquema idealizado do transporte puramente advectivo, considerando a velocidade real média (v_a) e caminho percorrido médio (a); deslocamento sofrido por um pulso de soluto no tempo (b); relação entre concentração e posição (c). Fonte: Kinzelbach (1987).

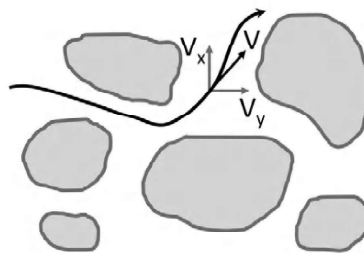


Figura 12.7 Componentes do vetor de velocidade em campo de fluxo horizontal em escala microscópica (poro).

O fluxo de massa resultante do processo de advecção pode ser descrito em escala de poro pela Equação 12.1.

$$\vec{j}'_{adv} = C\vec{v} \quad \text{Equação 12.1}$$

Ou, em forma de componentes, temos as Equações 12.2 e 12.3.

$$j'_x = Cv_x \quad \text{Equação 12.2}$$

$$j'_y = Cv_y \quad \text{Equação 12.3}$$

C: concentração de soluto dissolvido na água

Em uma análise microscópica, v pode ser vista como a velocidade real das partículas de água nos poros. Na prática, no entanto, o transporte de solutos é analisado em escala macroscópica e o percurso percorrido pode ser considerado grande, em comparação com a dimensão dos grãos da matriz porosa. Nesse caso, a velocidade de deslocamento (v_a) representa uma velocidade média entre dois pontos no aquífero e pode ser utilizada para a determinação do transporte advectivo. A velocidade v_a é determinada em campo mediante experimentos com traçadores, que apresentam comportamento ideal. Assim, a componente advectiva do transporte de solutos em escala macroscópica resulta na Equação 12.4.

$$j_{adv} = C\vec{v}_a \quad \text{Equação 12.4}$$

12.3.2 Difusão Molecular

Outro processo físico é a **difusão molecular**, que pode ocorrer sem deslocamento de fluido no aquífero. Esta resulta do movimento térmico das moléculas (movimento Browniano) e conduz ao equilíbrio de concentração em um meio. Somente quando a concentração de um determinado soluto é a mesma em todos os pontos do meio, a difusão deixa de ocorrer.

A difusão molecular provoca a redução de um pico de concentração no aquífero, independentemente de o fluido estar em repouso (Figura 12.8a) ou em movimento (Figura 12.8b). Sem introdução de energia, o processo é irreversível.

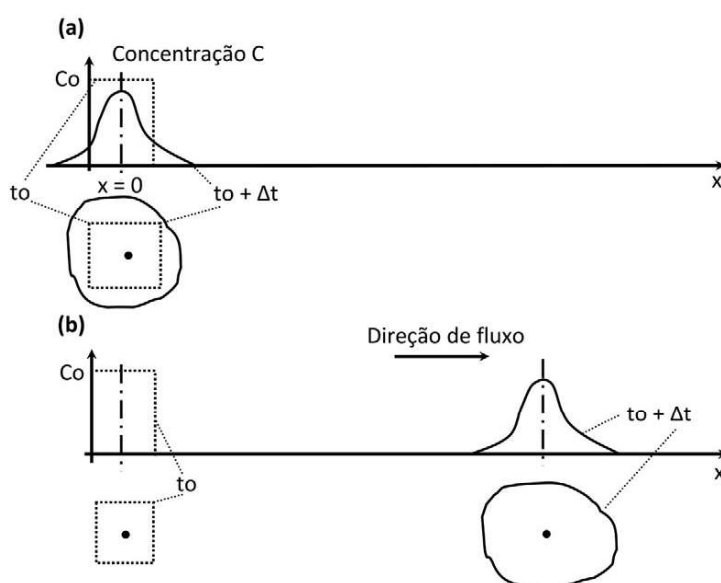


Figura 12.8 Variação temporal de um pico de concentração no aquífero devido à difusão molecular sem (a) e com (b) deslocamento do fluido. Fonte: Kinzelbach (1986).

A parcela do transporte de solutos resultante da difusão molecular é descrito, como na Física de processos difusivos, pela Lei de Fick (Equação 12.5 ou 12.6).

$$\vec{j}_{dif} = -D_m grad C \quad \text{Equação 12.5}$$

$$\vec{j}_{dif} = -D_m \vec{v} C \quad \text{Equação 12.6}$$

D_m representa o coeficiente de difusão, com unidade de m^2/s . Sob condições normais de temperatura (ambiente), a difusão de solutos em aquíferos apresenta valores da ordem de $10^{-9}m^2/s$, sendo que a tortuosidade (τ) do esqueleto poroso já está incluída (Equação 12.7, Bear, 1972).

$$D_m = \tau D'_m \quad \text{Equação 12.7}$$

D'_m : coeficiente de difusão molecular do soluto em água (m^2/s). O sinal negativo surge, analogamente à Lei de Darcy, pelo fato que o fluxo de massa ocorre sempre no sentido da menor concentração, ou seja, contrário ao sentido do gradiente.

Em componentes, a Lei de Fick resulta nas Equações 12.8 e 12.9.

$$j_{x(dif)} = -D_m \frac{\partial c}{\partial x} \quad \text{Equação 12.8}$$

$$j_{y(dif)} = -D_m \frac{\partial c}{\partial y} \quad \text{Equação 12.9}$$

12.3.3 Dispersão Mecânica

O terceiro fenômeno físico que provoca o espalhamento de solutos no aquífero é a **dispersão mecânica**. Diferentemente da difusão, ela não existe sem movimento de fluido (advecção). A dispersão resulta do fato de que o fluido no aquífero não se desloca em linhas retas, com velocidade de deslocamento média, como adotado na análise da advecção. Na verdade, o fluido contorna os grãos da matriz porosa, de forma que partículas que partem de um ponto comum acabam percorrendo caminhos distintos (Figura 12.9).

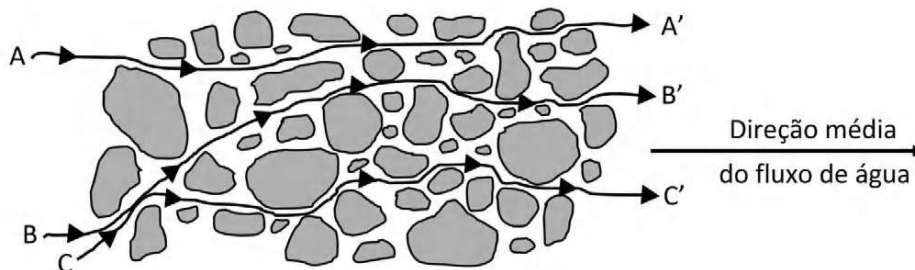


Figura 12.9 Fenômeno de dispersão mecânica. Fonte: Adaptado de Hemond & Fechner (1994).

Além disso, a velocidade de escoamento no interior de um poro não é constante. No centro entre dois grãos da matriz, a velocidade é máxima, reduzindo-se a zero junto às paredes (Figura 12.10a). O fluido escoam nos diferentes poros, com velocidades distintas (Figura 12.10b). Devido a essas diferenças no escoamento, as partículas são transportadas com diferentes velocidades. O caminho a ser percorrido também varia e depende da linha de fluxo em que a partícula é transportada (Figura 12.10c).

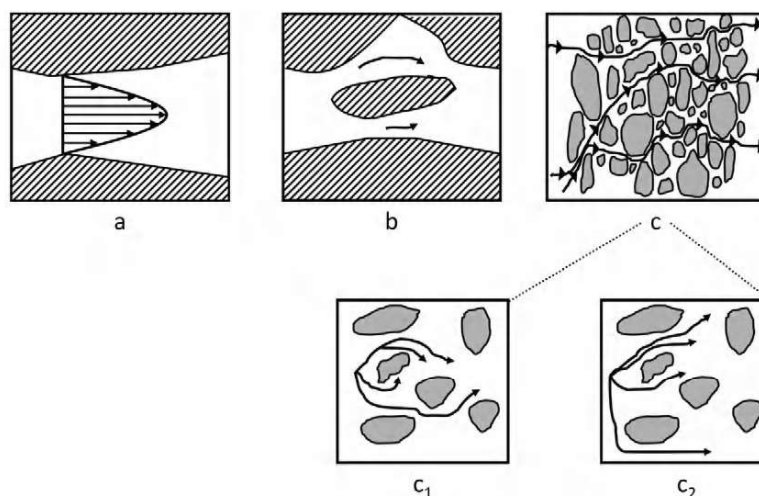


Figura 12.10 Diferentes fatores que conduzem ao surgimento de dispersão mecânica em direção longitudinal e transversal. Fonte: Adaptado de DVWK (1989).

Analisando-se os detalhes c_1 e c_2 da Figura 12.10, observa-se que a dispersão provoca o espalhamento das partículas tanto na direção do escoamento (c_1), como na direção ortogonal a ele (c_2), definindo a dispersão **longitudinal** e **transversal**, respectivamente. No caso da dispersão transversal, deve-se diferenciar, ainda, a dispersão horizontal e a vertical, as quais, dependendo das condições de sedimentação do aquífero, podem variar consideravelmente. Na prática, tem-se verificado que a dispersão transversal horizontal equivale a aproximadamente $\frac{1}{10}$ da dispersão longitudinal, enquanto a dispersão transversal vertical equivale a $\frac{1}{100}$ ou menos. Isso deve ser considerado quando modelos bidimensionais horizontais ou verticais são construídos.

Um pulso de soluto transportado ao longo de uma linha de fluxo sofre um contínuo espalhamento, formando uma elipse de concentração (como na Figura 12.8b). Deve-se observar que aqui ocorre sempre uma combinação dos processos de dispersão e advecção, uma vez que a dispersão não ocorre sem deslocamento do fluido.

Comparando-se experimentos de laboratório e de campo para um mesmo sedimento, observa-se que, além da dependência da velocidade (V_a), os valores de dispersão (D_l) obtidos divergem consideravelmente (Figura 12.11). Isso se deve ao efeito de escala do processo de dispersão (Figura 12.12). Até aqui, os processos de fluxo foram analisados somente na escala da estrutura porosa, caracterizando a chamada **dispersão na estrutura porosa**. Ao se analisar um aquífero a partir de diferentes distâncias, observam-se pequenas heterogeneidades na estrutura do sedimento, o que provoca variações na velocidade de escoamento e, em consequência, a **macrodispersão de pequena escala**. De uma distância maior, verifica-se a presença de lentes ou até mesmo camadas com diferentes velocidades de escoamento, provocando a **macrodispersão de grande escala**.

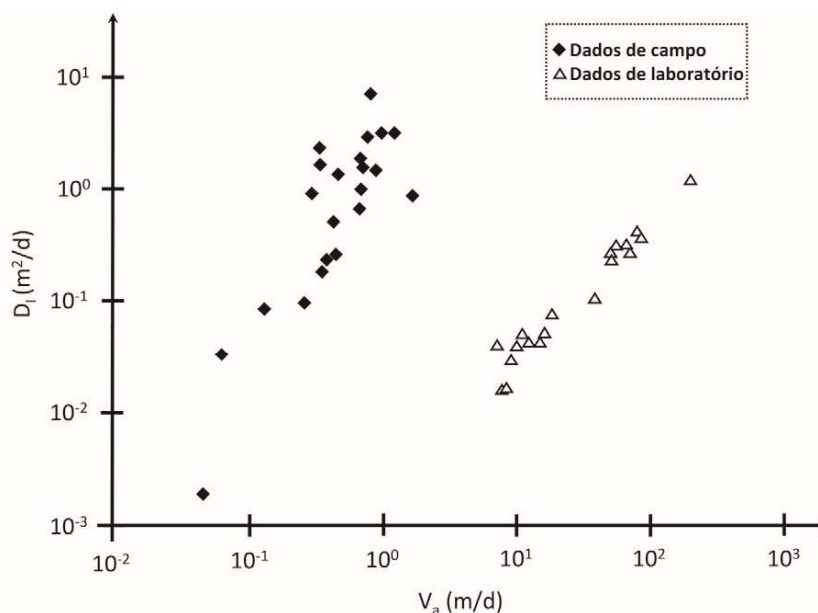


Figura 12.11 Comparação de medições de dispersão em campo e em laboratório. Fonte: Matthes et al. (1985).

Assim, podem-se compreender os valores de dispersão relativamente pequenos observados em experimentos em laboratório, pois somente a dispersão em escala de poros ocorre. Em experimentos de campo, dependendo da distância percorrida, a macrodispersão tem uma influência cada vez maior. Beims (1983) mostrou essa relação em um diagrama, que relaciona os coeficientes de dispersividade adotados em diferentes modelos numéricos apresentados na literatura com as respectivas distâncias percorridas (Figura 12.13).

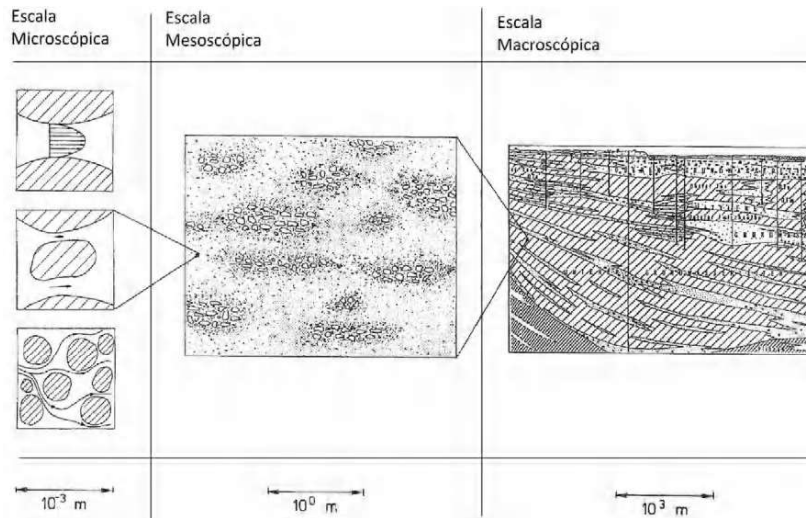


Figura 12.12 Dependência de escala no processo de dispersão. Fonte: Kinzelbach (1987).

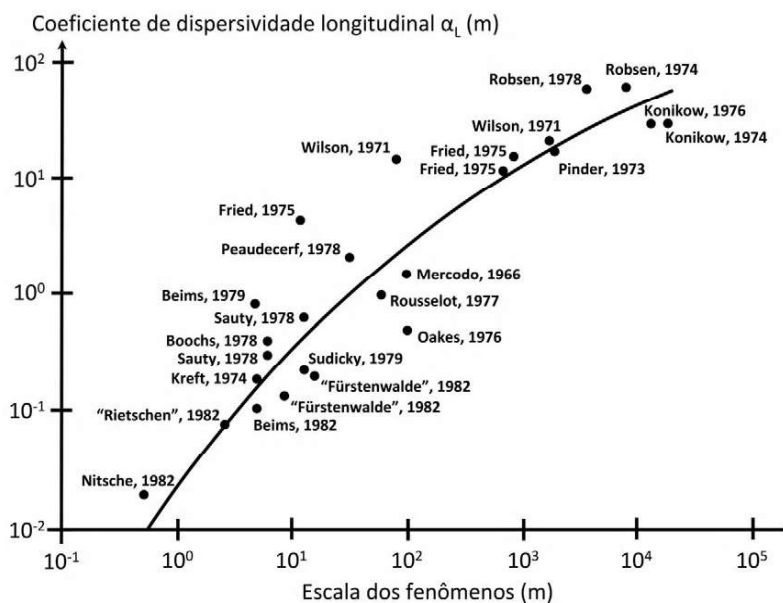


Figura 12.13 Dependência de escala da dispersividade. Fonte: Adaptado de Beims (1983).

Conclui-se, portanto, que a dispersão não é um simples processo físico, mas uma definição para um conjunto de fenômenos que provocam o espalhamento de uma nuvem de soluto em um aquífero com fluido em movimento.

Para a dispersão, ao contrário da difusão, não existe uma teoria física para a descrição do fenômeno. Mesmo assim, é possível descrever a dispersão também através da Lei de Fick. Para tanto, basta substituir o coeficiente de difusão pelo tensor de dispersão D (Equação 12.10).

$$j_{disp} = -\vec{D}\vec{v}C \quad \text{Equação 12.10}$$

O tensor de dispersão também tem a unidade de m^2/s , no entanto, é dependente da direção. A notação para o caso bidimensional é representada pela Equação 12.11.

$$\underline{D} = \begin{pmatrix} D_{xx} & D_{yx} \\ D_{xy} & D_{yy} \end{pmatrix} \tag{Equação 12.11}$$

No caso tridimensional, em que os eixos principais de escoamento são paralelos aos eixos do sistema cartesiano, D_L representa o coeficiente de difusão longitudinal (paralelo à direção do escoamento) e D_T o coeficiente transversal. Na prática, deve-se diferenciar ainda o coeficiente de dispersão transversal horizontal ($D_{T(h)}$) e vertical ($D_{T(v)}$), sendo que a componente vertical, normalmente, é menor que a horizontal.

DISPERSIVIDADE

A ordem de grandeza do coeficiente de dispersão depende das características do aquífero (**dispersividade**, α) e da velocidade real de escoamento do fluido (v_a). Experimentalmente, em escala de estrutura porosa, foram estabelecidas as seguintes relações para o coeficiente de dispersão (Equações 12.12, 12.13 e 12.14, Bear, 1972).

$$D_L = \alpha_L \left| \overline{v_a} \right|^\gamma \tag{Equação 12.12}$$

$$D_{T(h)} = \alpha_{T(h)} \left| \overline{v_a} \right|^\gamma \tag{Equação 12.13}$$

$$D_{T(v)} = \alpha_{T(v)} \left| \overline{v_a} \right|^\gamma \tag{Equação 12.14}$$

O expoente γ varia entre $1,0 \leq \gamma \leq 1,2$. Geralmente, $\gamma = 1,0$ para aquíferos porosos e $\gamma = 1,2$ para aquíferos fraturados. A **dispersividade** α (dimensão [m]) representa a influência das características do sedimento (porosidade, diâmetro e forma dos grãos) sobre o tensor de dispersão \underline{D} e, também, a dependência do caminho percorrido (efeito de escala, Figuras 12.12 e 12.13). A ordem de grandeza de α_L varia entre 0,0001 e 0,1 m em escala de laboratório, e entre 0,1 e 500 m em escala de campo. O coeficiente α_T é sempre menor que α_L , sendo que a relação α_T/α_L encontra-se, geralmente, na faixa entre 0,01 e 0,3. O que diferencia os coeficientes $\alpha_{T(h)}$ e $\alpha_{T(v)}$ é que, na prática, encontram-se valores de 0,1 para $\alpha_{T(h)}/\alpha_L$ e entre 0,01 e 0,0001 para $\alpha_{T(v)}/\alpha_L$. Isso mostra que os valores de \underline{D} são significativamente maiores que o coeficiente de difusão (D_m aproximadamente $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$) de forma que, nesse caso, a difusão tem importância secundária no processo de espalhamento de solutos em aquíferos.

De acordo com resultados de experimentos de campo, existe uma relação exponencial entre dispersividade longitudinal e escala do experimento, até um limite superior (assintótico) de aproximadamente $\alpha_L = 100\text{m}$ (Figura 12.14) para sedimentos.

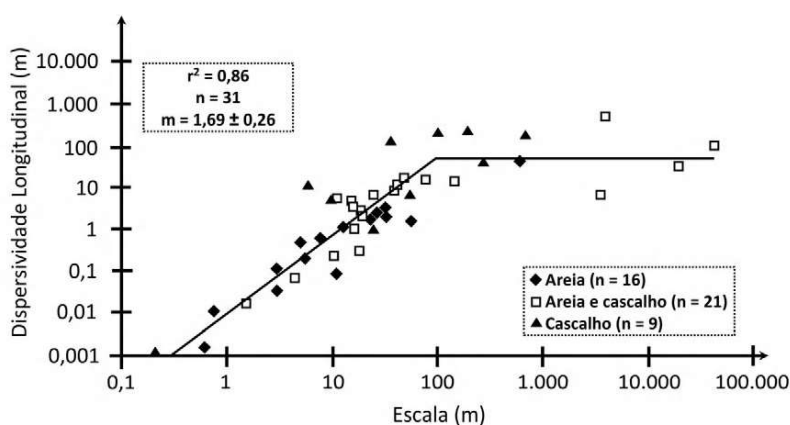


Figura 12.14 Limite superior para a dispersividade longitudinal.

Fonte: Comunicação pessoal, Schulze-Makuch (1996).

Deve-se observar, ainda, que o processo de dispersão é irreversível. Portanto, não é possível determinar a concentração inicial de um soluto a partir de valores atuais. Apenas distribuições de probabilidade podem ser estimadas.

12.3.4 Adsorção e Decaimento

Paralelamente aos processos que provocam o espalhamento de solutos no aquífero, existem outros mecanismos que o retardam (**adsorção**, Figura 12.15) ou reduzem a concentração do soluto, por exemplo, por **decomposição**. Solutos que não sofrem esses processos, portanto sujeitos somente aos mecanismos já apresentados, são denominados **traçadores ideais**. A maioria dos solutos aquosos, como cátions e cadeias orgânicas, no entanto, sofre os processos de adsorção e decomposição.

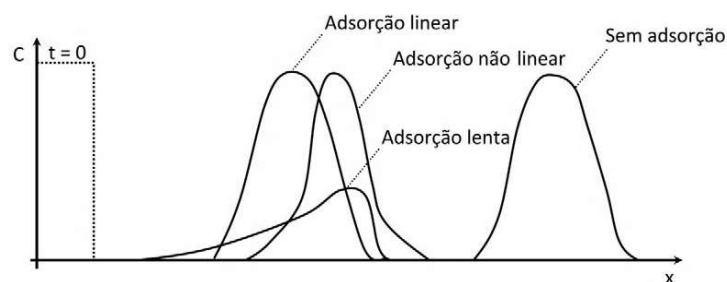


Figura 12.15 Curvas de passagem de soluto sob influência de diferentes leis de adsorção. Fonte: DVWK (1989).

Processos de adsorção, assim como seu reverso, **desorção**, resultam da adesão física ou química de partículas na superfície dos grãos do substrato rochoso. Enquanto a adesão química à matriz rochosa geralmente é irreversível, a deposição física é normalmente reversível. Dependendo da relação entre as velocidades de adsorção e transporte, estabelece-se um equilíbrio entre os processos de adsorção e desorção. Para temperatura constante, essas situações de equilíbrio podem ser descritas por **isotermas de adsorção** (Figura 12.16), através de relações lineares (isoterma de Henry) ou não lineares (isotermas de Freundlich e Langmuir).

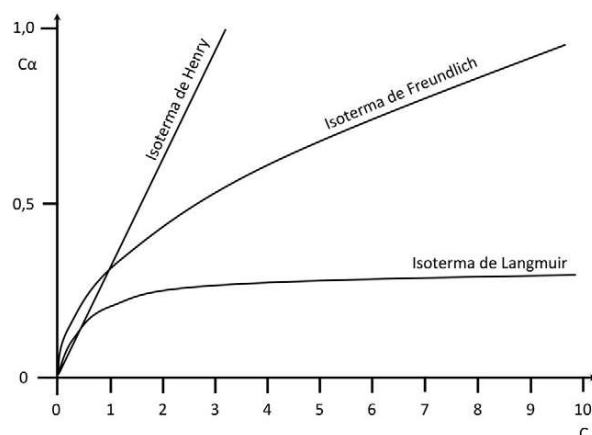


Figura 12.16 Curvas características das principais isotermas de adsorção.

Deve ser observado, ainda, que os processos de remoção de soluto provocados por *dead-end-pores* (poros não interligados) também podem ser descritos por isotermas de adsorção na equação de transporte

de solutos, apesar de a força motriz ser a difusão e não a adsorção. Um caso especial de processos de adsorção/desorção é a **troca catiônica**, na qual cátions concorrentes são aderidos ou liberados da superfície do sedimento.

A decomposição de solutos em aquíferos pode ter origem química (reação) ou biológica. De qualquer forma, provoca uma redução da concentração do soluto considerado no fluido, enquanto a adsorção provoca o retardamento do processo de transporte. O comportamento da curva de passagem de soluto com ou sem decomposição, em caso de injeção permanente, bem como de pulso de injeção é mostrado na Figura 12.17.

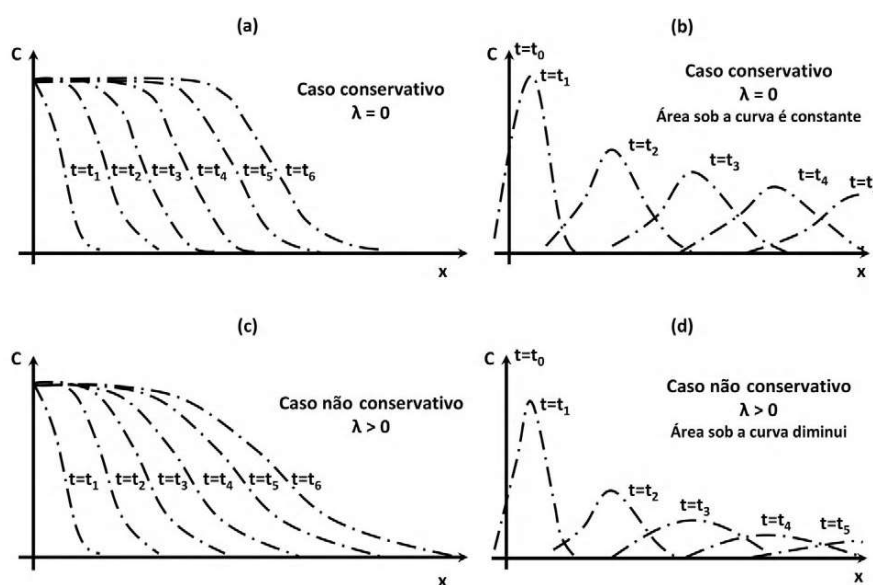


Figura 12.17 Curvas de passagem características para injeção permanente de soluto (a, c) e um pulso de injeção (b, d) com (c, d) e sem (a, b) decomposição. Fonte: Adaptado de Kinzelbach (1987).

O impacto da taxa de decomposição sobre a concentração de solutos depende fortemente da velocidade de transporte. A baixas velocidades, mesmo taxas reduzidas de decomposição provocam considerável redução da concentração de soluto, ao passo que, a altas velocidades, o efeito é pouco percebido.

12.3.5 Processos de Atenuação

Apesar dos riscos de contaminação das águas subterrâneas, os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem no subsolo geralmente promovem a redução das concentrações dos contaminantes. Esses processos compõem a essência do conceito de recuperação conhecido como **atenuação natural** (CGER, 2000). A atenuação natural é definida como a redução de massa ou concentração de contaminantes na água subterrânea em função do tempo ou da distância da fonte de contaminação, devido a processos naturais como biodegradação, dispersão, diluição, adsorção e volatilização.

A Figura 12.18 apresenta esquematicamente os principais processos de atenuação da concentração de contaminantes e a zona do subsolo em que ocorrem. A espessura das linhas é proporcional à intensidade do processo. A zona de solo tem importância fundamental na proteção dos aquíferos, pois é a região em que os processos de biodegradação ocorrem com maior intensidade, devido à maior presença de microrganismos. Na zona saturada, o principal mecanismo de atenuação é a diluição, tendo em vista o grande volume de água não contaminada.

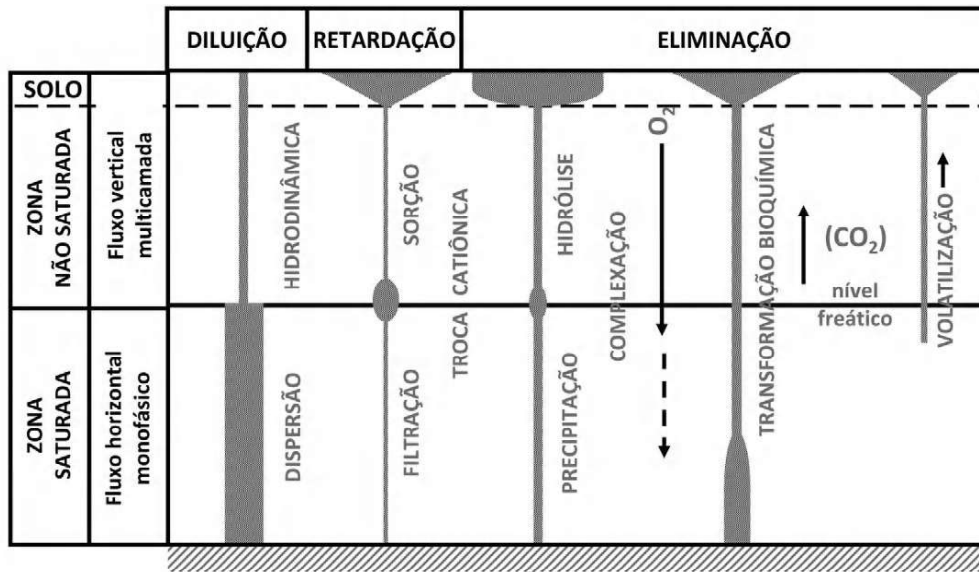


Figura 12.18 Representação esquemática dos processos de atenuação natural de contaminantes em água subterrânea. A espessura das linhas é proporcional à intensidade do processo. Fonte: Adaptado de Hirata & Fernandes (2008).

REVISÃO DOS CONCEITOS APRESENTADOS

Conforme apresentado, as possíveis fontes de contaminação de água subterrânea são variadas e extensas (Figura 12.19). A Tabela 12.4 apresenta uma compilação das principais fontes de risco para a contaminação de água subterrânea.

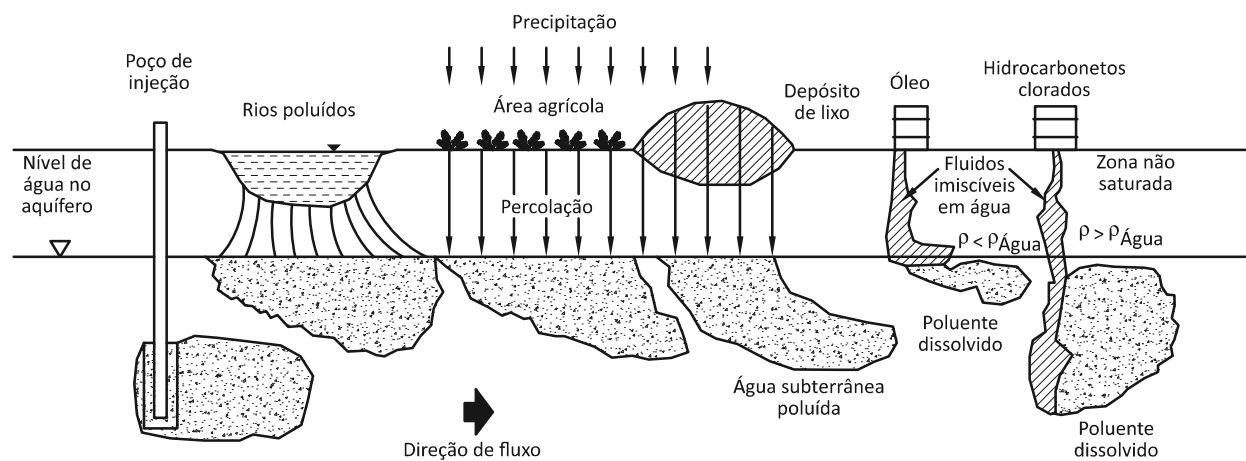


Figura 12.19 Principais vias de entrada de solutos em aquíferos. Fonte: Adaptado de Kinzelbach (1986).

Na Tabela 12.5, são listados os principais contaminantes encontrados em água subterrânea, associados às respectivas fontes.

Os principais mecanismos responsáveis pelo transporte de contaminantes (ou solutos) em águas subterrâneas são resumidos na Tabela 12.6.

Tabela 12.4 Fontes potenciais de contaminação de água subterrânea

ORIGEM	SUPERFICIAL	SUBSUPERFICIAL
Municipal	Poluição do ar	Aterros sanitários
	Resíduos urbanos	Redes de esgoto
	Ruas e estacionamentos	
	Lodos de estações de tratamento de água e esgoto	
Industrial	Poluição do ar	Tubulações
	Químicos: armazenamento e derramamentos	Tanques de armazenamento
	Combustíveis: armazenamento e derramamentos	Resíduos industriais
	Pilhas de rejeitos de mineração	
Agrícola	Poluição do ar	Armazenamento subterrâneo
	Produtos químicos, pesticidas, fertilizantes	Tanques
	Dejetos animais	Poços mal construídos e abandonados
Doméstico	Poluição do ar	Sistemas sépticos
	Produtos químicos, pesticidas, fertilizantes	Poços mal construídos e abandonados
	Removedores, detergentes	
	Tintas, óleos, combustível	

Tabela 12.5 Fontes de contaminação e principais contaminantes em águas subterrâneas

FONTE	TIPO DE CONTAMINANTE
Atividade agrícola	Nitrato, amônio, pesticidas, microrganismos
Saneamento <i>in situ</i>	Nitrato, hidrocarbonetos halogenados, microrganismos
Garagens e postos de serviço	Hidrocarbonetos aromáticos e halogenados, benzeno, fenóis
Disposição de resíduos	Amônio, salinidade, hidrocarbonetos halogenados, metais pesados
Indústrias metalúrgicas	Tricloroetileno, tetracloroetileno, hidrocarbonetos halogenados, fenóis, metais pesados, cianureto
Pintura e esmaltação	Alquilbenzeno, hidrocarbonetos aromáticos e halogenados, metais pesados, tetracloroetileno
Indústrias de madeira	Hidrocarbonetos aromáticos e halogenados, pentaclorofenol
Limpeza a seco	Tricloroetileno, tetracloroetileno
Indústrias de pesticida	Hidrocarbonetos halogenados, fenóis, arsênio
Despejo de lodo de esgoto	Nitrato, amônio, hidrocarbonetos halogenados, chumbo, zinco
Curtumes	Hidrocarbonetos halogenados, fenóis, cromo
Indústria de gás e petróleo	Hidrocarbonetos aromáticos, salinidade
Mineração	Acidez, metais pesados, ferro, sulfatos, elementos radioativos

Fonte: Foster et al. (2006)

Tabela 12.6 Principais mecanismos de transporte de contaminantes em água subterrânea

MECANISMO	DESCRIÇÃO
Advecção	Transporte de solutos pelo fluido em movimento
Difusão molecular	Deslocamento de solutos no fluido resultante do movimento Browniano das moléculas
Dispersão mecânica	Espalhamento de solutos no aquífero, em consequência de diferenças de velocidade do fluido nos poros
Adsorção/absorção	Adesão física ou química de soluto na superfície dos grãos do substrato rochoso
Decaimento	Redução da concentração de soluto no fluido, por processos radioativos, químicos ou biológicos

SUGESTÕES DE LEITURA COMPLEMENTAR

Este capítulo apresentou as principais fontes de contaminação de águas subterrâneas e os mecanismos de transportes de solutos no aquífero. Evidentemente, esse conteúdo é importante para o desenvolvimento de ações e mecanismos para a proteção dos recursos hídricos subterrâneos. No entanto, uma vez ocorrida uma contaminação, é necessário desenvolver ações para a recuperação da área contaminada.

Aspectos relacionados a processos, tecnologias e monitoramento de ações de remediação são apresentados nos Capítulos 23 e 24. Em caso de captação de água subterrânea contaminada, faz-se necessária a adequação dessa fonte aos parâmetros de potabilidade estabelecidos na legislação. As principais tecnologias e critérios de escolha de sistemas de tratamento são detalhadamente expostos no Capítulo 17.

O conteúdo apresentado neste capítulo não esgota o tema da contaminação de águas subterrâneas. Para cada fonte apresentada, é possível aprofundar a leitura e o entendimento dos riscos e processos associados. Nesse sentido, recomenda-se a leitura de alguns textos complementares:

- ▷ BEAR, J.; CHENG, A. H. D. *Modeling groundwater flow and contaminant transport*. Springer. 834 p., 2010.
- ▷ BORMA, L. S.; SOARES, P. S. M. Drenagem ácida e gestão de resíduos sólidos de mineração, In: TRINDADE, R. B. E.; BARBOSA FILHO, O. (organizadores). *Extração de ouro: princípios, tecnologia e meio ambiente*. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2002. 322 p.
- ▷ FETTER, C.W. *Contaminant hydrogeology*. Illinois: Waveland Press, 1999. 458 p.
- ▷ MANOEL FILHO, J. Contaminação das águas subterrâneas. In: FEITOSA, F.A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (organizadores). *Hidrogeologia – Conceitos e Aplicações*. Rio de Janeiro: CPRM Serviço Geológico do Brasil, 2008. 821 p.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, E. M.; LOPES, F. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; AQUINO, D. N.; ALEXANDRE, D. M. B. Land use and groundwater quality: the case of Baixo Acaraú Irrigated Perimeter. *Revista Ciência Agronômica*, v. 41, n. 2, p. 208-215, 2010.

- BAINES, S. J.; WORDEN, R. H. *Geological Storage of Carbon Dioxide*. Londres: Geological Society – Special Publication n. 233. 255 p., 2004.
- BEAR, J. *Dynamics of fluids in porous media*. Nova Iorque: Dover Publications, 1972. 764 p.
- BEIMS, U. *Durchführung und Auswertung von Gutepumpversuchen*. Zeitschrift für angewandte Geologie, v. 29, n. 10, p. 482-490, 1983.
- CABRAL, N. M. T.; RIGHETTO, A. M.; QUEIROZ, M. A. Comportamento do nitrato em poços do aquífero Dunas/Barreiras em Natal/RN. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 3, p. 299-306, 2009.
- CAMPOS, M. L.; ALMEIDA, J. A.; SOUZA, L. S. Avaliação de três áreas de solo construído após mineração de carvão a céu aberto em Lauro Müller, Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, n. 6, p. 1123-1137, 2003.
- CARDOSO, G. V.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B.; WASSERMAN, M. A. V.; MAZUR, N. Geoquímica de radionuclídeos naturais em solos de áreas circunvizinhas a uma Unidade de Mineração e Atividade de Urânio. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 6, p. 1909-1917, 2009.
- CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. *Poluição de águas subterrâneas no estado de São Paulo. Estudo preliminar*. São Paulo: Cetesb, 1977. 88 p.
- CGER – Commission on Geosciences, Environment and Resources. *Natural Attenuation for Groundwater Remediation*. National Academies Press, 2000. 292 p.
- CNEN – Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Seleção e escolha de locais para depósitos de rejeitos radioativos*. CNEN-NE-6.06, 1989. 18 p.
- _____. Comissão Nacional de Energia Nuclear. *Relatório de gestão do exercício de 2009*. 314 p.
- DVWK. *Stofftransport im grundwasser*. Hamburgo: DVWK Schriften, Parey, 1989. 296 p.
- EPA – Environmental Protection Agency. *Underground storage tanks; technical requirements and state program approval; final rules*. Preamble Section, 1988.
- FERNANDES, F. C. S.; LIBARDI, P. L.; CARVALHO, L. A. Internal drainage and nitrate leaching in a corn-black oat-corn succession with two split nitrogen applications. *Scientia Agricola*, v. 63, n. 5, p. 483-492, 2006.
- FETTER, C. W. *Applied hydrogeology*. Estados Unidos: Prentice-Hall, 1994. 598 p.
- FITTS, C. R. *Groundwater Science*. Academic Press. 450 p.
- FOSTER, S.; HIRATA, R.; GOMES, D.; D'ELIA, M.; PARIS, M. *Groundwater quality protection: a guide for water service companies, municipal authorities and environments agencies*. Washington: World Bank Group, 2002. 103 p.
- FREEZE, R. A.; CHERRY, J. A. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc. Estados Unidos: Englewood Cliffs, 1979. 604 p.
- HEMOND, H.F.; FECHNER, E. J. *Chemical fate and transport in the environment*. San Diego: Academic Press, 1994. 338 p.
- HIRATA, R.; FERNANDES, A. J. (2008) Vulnerabilidade à poluição de aquíferos. FEITOSA, F.A. C.; MANOEL FILHO, J.; FEITOSA, E. C.; DEMETRIO, J. G. A. (organizadores). *Hidrogeologia – Conceitos e Aplicações*. Rio de Janeiro: CPRM Serviço Geológico do Brasil, 2008. 812 p.
- INDA JÚNIOR, A. V.; QUINONES, O. R. G.; GIASSON, E.; BISSANI, C. A.; DICK, D. P.; NASCIMENTO, P. C. Atributos químicos relacionados ao processo de sulfurização em solos construídos após mineração de carvão. *Ciência Rural*, v. 40, n. 5, p. 1060-1067, 2010.
- KINZELBACH, W. *Groundwater modelling; an introduction with sample programs in basic, developments in water science*. Amsterdam: Elsevier, 1986. 333 p.
- KINZELBACH, W. *Numerische methoden zur modellierung des transports von schad-stoffen im grundwasser*, Munchen, 1987. 317 p.

- KUBO, A. S.; ROSE, D. J. Disposal of nuclear wastes. *Science*, v. 182, n. 4118, p. 1205-1211, 1973.
- MANTOVANI, J. R.; FERREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P. Nitrato em alface e mobilidade do íon em solo adubado com composto de lixo urbano. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 40, n. 7, p. 681-688, 2005.
- MASTERS, G. M.; ELA, W. *Introduction to environmental engineering and science*. Pearson Education, 2008. 708 p.
- MATTHESS, G.; ISENBECK, M.; PEKDEGER, A.; SCHENK, D.; SCHROTER, J. *Der stofftransport im grundwasser und die wasserschutzgebietsrichtlinie W 101*. Berlin: E. Schmidt Verl, 1985. 181 p.
- NÓBREGA, F. A.; LIMA, H. M.; LEITE, A. L. Análise de múltiplas variáveis no fechamento de mina: estudo de caso da pilha de estéril BF-4, Mina Osamu Utsumi, INB. *Caldas: Revista Escola de Minas*, v. 61, n. 2, p. 197-202, 2008.
- REBOUÇAS, A. C. Águas Subterrâneas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (organizadores). *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras, 2006. 748 p.
- RESENDE, A. V. *Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 29 p.
- ROHDEN, F.; ROSSI, E. M.; SCAPIN, D.; CUNHA, F. B.; Sardiglia, C. U. Monitoramento microbiológico de águas subterrâneas em cidades do Extremo Oeste de Santa Catarina. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 14, n. 6, p. 2199-2203, 2009.
- SCHULZE-MAKUCH, D. *Comunicação pessoal*, 1996.
- WANG, A.; ANDERSON, M. P. *Introduction to groundwater modeling: finite difference and finite element methods*. São Francisco: W. H. Freeman, 1982. 237 p.
- WISOTZKY, F.; OBERMANN, P. Acid mine groundwater in lignite overburden dumps and its prevention – the Rhineland lignite mining area (Germany). *Ecological Engineering*, v. 17, n. 2-3, p. 115-123, 2001.