

Guia de modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas



Organizadores

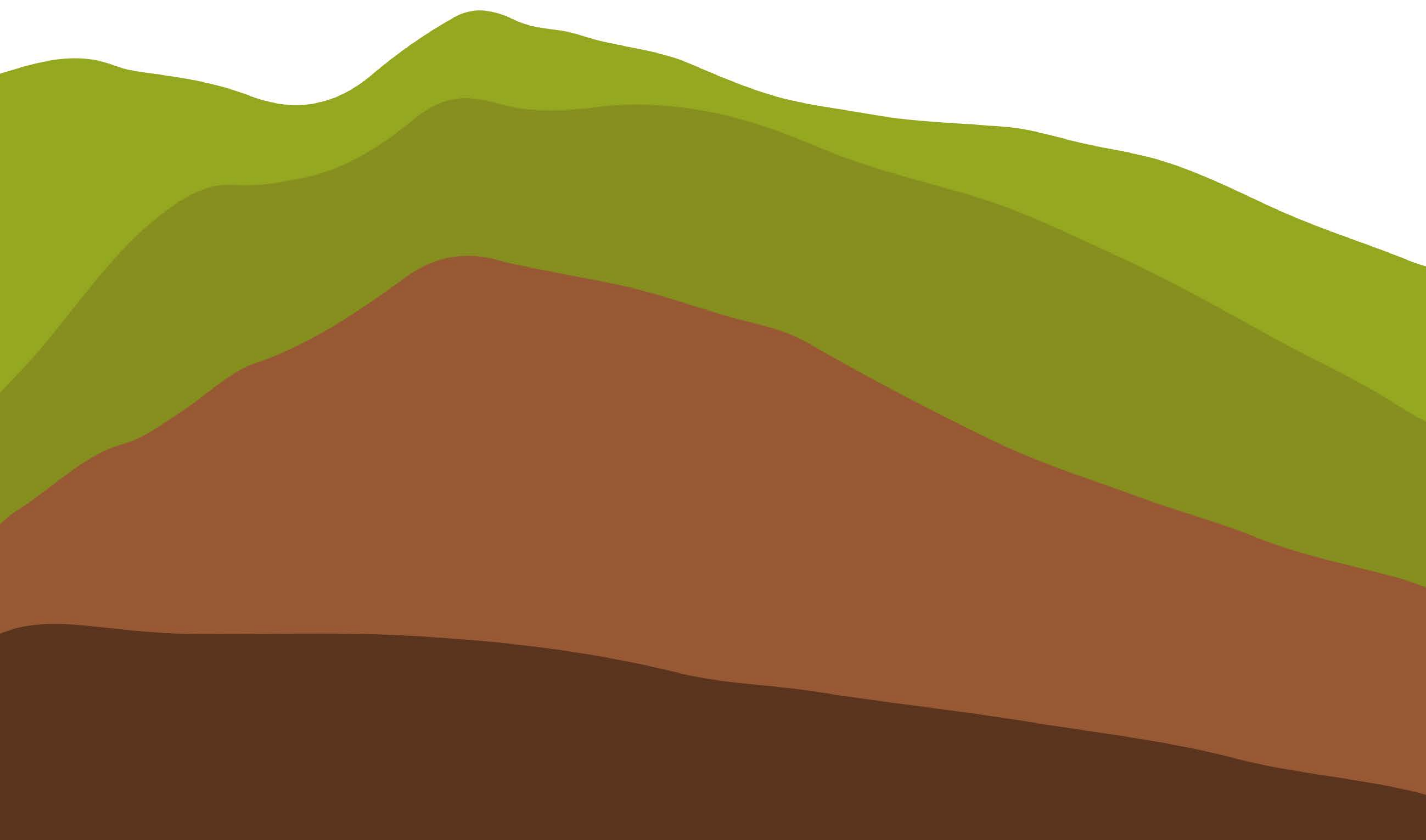
Marilda M. G. Ramos Vianna

Lélia C. R. Soares

Reginaldo Antonio Bertolo



EKOS BRASIL



Guia de modelo conceitual no
gerenciamento de
áreas contaminadas



Coordenação editorial: Alexandre Masagão Cleaver
Design de capa: Luciano Senhorini
Projeto gráfico e diagramação: Luciano Senhorini
Ilustrações: Bruno Romão
Administração: Luciana Ferreira
Organização e revisão técnica: Marilda M. G. Ramos Vianna,
Lélia C.R. Soares e Reginaldo Antonio Bertolo
Revisão: Eugênia Gabriela Souza e Silva

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD

G943 Guia de modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas /
Adriana Ponce Coelho Cerântola...[et al.] ; organizado por Marilda M. G.
Ramos Vianna, Lélia C. R. Soares, Reginaldo Antonio Bertolo. – São Paulo
: Codex Editorial, 2024.
144 p. : il. ; 22cm x 30cm.

Inclui bibliografia.
ISBN: 978-65-981314-0-1

1. Geologia. 2. Preservação ambiental. 3. Gerenciamento de áreas
contaminadas. 4. Contaminação ambiental. I. Cerântola, Adriana Ponce
Coelho. II. Barbosa, Alexandre Muselli. III. Gutierrez, Angélica Souza. IV.
Kaipper, Beatriz Inês Almeida. V. Forster, Carine Perussi Martins. VI. Malta-
Oliveira, Carlos Cesar. VII. Gonçalves, Cláudia Gaudência. VIII. Mendes,
Gabriela Paupitz. IX. Henderson, James. X. Vilar, Júlio. XI. Soares, Lélia C.
R. XII. Ribeiro, Lucas Andreato F. S. XIII. Athayde, Lucas Jardim. XIV.
Paula, Luiz Cesar Merjan de. XV. Braga, Marcelo Luiz Arsillo. XVI. Riyis,
Marcos Tanaka. XVII. Vianna, Marilda M. G. Ramos. XVIII. Carvalho,
Paloma Correia de. XIX. Lima, Paulo Lojkasek. XX. Bertolo, Reginaldo
Antonio. XXI. Lagôa, Renata Ferreira. XXII. Pompeu, Ricardo Antonio da
Silva. XXIII. Eskes, Sander Jacobus Titus. XXIV. Hart, Sasha Tom. XXV.
Título.

2024-3449

CDD 551.072
CDU 551.1

Elaborado por Odilio Hilario Moreira Junior - CRB-8/9949

Índice para catálogo sistemático:

1. Geologia 551.072
2. Geologia 551.1

Todos os direitos reservados ao Instituto Ekos Brasil

Av. Dr. Chucri Zaidan, 1550 – 10º Andar - Conjuntos 1002/1003
CEP 04711-130 - São Paulo/SP

instituto@ekosbrasil.org

1ª edição
2024

Guia de modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas

Organizadores

Marilda M. G. Ramos Vianna

Lélia C. R. Soares

Reginaldo Antonio Bertolo





Em memória de
Marilda Mendonça Guazzelli Ramos Vianna
que teve na Ciência uma de suas grandes paixões.

Nota introdutória

Esta publicação é um dos frutos do Grupo de Trabalho de Modelo Conceitual de Áreas da rede NICOLE Latin America. O trabalho é de propriedade intelectual da rede e de seus autores, tendo sido desenvolvido ao longo de mais de quatro anos por uma equipe multidisciplinar, como parte das atividades da rede.

Como se sabe, um Modelo Conceitual de Área (MCA) deve ajudar os gestores a tomarem melhores decisões durante qualquer etapa do gerenciamento de áreas contaminadas, oferecendo-lhes uma melhor representação e visualização da área como um todo. Sendo esta a finalidade de um MCA, este guia, por sua vez, deseja apoiar aqueles incumbidos de produzi-lo a fazerem-no da forma mais assertiva e completa possível.

Esperamos, portanto, que o documento possa prover orientação e apoio a projetos bem-sucedidos envolvendo a gestão de áreas contaminadas e setores correlatos, e que forneça uma base sólida para futuras publicações na área.

AUTORES



**Adriana Ponce
Coelho Cerântola**

Advogada e bacharela em Turismo. Mestre em Tecnologia Ambiental pelo Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT-SP) e especialista em Biossegurança pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). É docente na graduação pelas Faculdades Oswaldo Cruz e professora convidada na pós-graduação nas seguintes instituições: FIA, SENAC, Faculdades Oswaldo Cruz e UFSCAR – Campus Sorocaba. Palestrante e instrutora em treinamentos sobre temas relacionados a meio ambiente para o poder público e empresas do setor privado. Sócia-fundadora da Santos & Cerântola Sociedade de Advogados e idealizadora da Rede Peritos Ambientais. Atua com regularização ambiental e supervisão de perícia ambiental judicial e extrajudicial.



**Alexandre
Muselli Barbosa**

Engenheiro agrônomo e mestre pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) e doutorando pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (Poli-USP). Pesquisador do Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT-SP), leciona no curso de Especialização em Investigação do Subsolo: Geotecnia e Meio Ambiente, nesta mesma instituição, e no curso de Especialização em Investigação Ambiental da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). Ademais, coordena pesquisas relacionadas ao comportamento de poluentes em subsuperfície, com ênfase na aplicação de geotecnologias embarcadas e minimamente invasivas e de modelagem matemática.



**Angélica Souza
Gutierrez**

Graduada em Geologia pela Universidade de São Paulo (USP), mestre pela mesma instituição e também graduada em Engenharia de Saúde e Segurança pelo PECE da Escola Politécnica (Poli-USP). Possui mais de 20 anos de experiência na área de consultoria ambiental, tendo desenvolvido trabalhos relacionados a Auditoria Ambiental, Investigação Ambiental de Áreas Contaminadas, Remediação de Solo e Água Subterrânea e Gerenciamento de Resíduos. Atuou em diversos projetos voltados à avaliação de risco à saúde humana combinado com modelagem matemática de fluxo e transporte. É sócia-fundadora da empresa de consultoria CGAgeo Geologia e Meio Ambiente.



**Beatriz Inês
Almeida Kaipper**

Bacharela em Química pela Universidade Federal de Viçosa (UFV) e doutora em Química Analítica pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Atuou como pesquisadora na área de contaminação subterrânea por petróleo no Centro de Pesquisa da Petrobrás (CENPES/PETROBRÁS) e com análise de risco (RBCA) em projetos com a Shell e a Vale do Rio Doce. Outros trabalhos envolveram a investigação de passivos, a análise geofísica de aterros sanitários e a coordenação técnica de estudos de viabilidade técnica, econômica e ambiental (ETVA). É professora da pós-graduação no SENAI CIMATEC e na Universidade do Salvador (UCSal) e consultora em investigação e remediação ambiental.



**Carine P. Martins
Forster**

Bacharela em Gestão Ambiental pela Universidade de São Paulo (USP) e especialista em Gerenciamento de Áreas Contaminadas pelo Centro Universitário Senac, de São Paulo. Atua no gerenciamento de áreas contaminadas desde 2012, principalmente em casos de investigação ambiental e auditorias para a avaliação de passivos ambientais no Brasil e na Argentina. Possui experiência como líder de equipes em trabalhos de investigação, monitoramento e remediação ambiental e também na elaboração de relatórios técnicos, com conhecimento de legislações e normas ambientais nacionais e internacionais.



**Carlos Cesar
Malta-Oliveira**

Engenheiro hídrico formado pela Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), especialista em gerenciamento de projetos pela Fundação Getúlio Vargas (FGV) e engenheiro de segurança do trabalho pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC-MG). Trabalha desde 2003 em projetos industriais envolvendo o gerenciamento de áreas contaminadas. Atua como diretor-técnico da empresa Finkler Ambiental, onde desenvolve abordagens sustentáveis e a aplicação de tecnologias ambientais inovadoras em processos de investigação, remediação ambiental e ESG.



**Cláudia Gaudência
Gonçalves**

Graduada em Química pelas Faculdades Oswaldo Cruz, com pós-graduações em Química Ambiental (Centro de Extensão Universitária), Perícia, Auditoria e Gestão Ambiental pela mesma instituição e MBA em Gestão da Qualidade, Segurança, Meio Ambiente e Saúde na Indústria do Petróleo pela Universidade Católica de Petrópolis (UCP). Trabalha na Secretaria do Verde e do Meio Ambiente da Prefeitura de São Paulo como Analista de Meio Ambiente e integra o Grupo Técnico de Áreas Contaminadas (GTAC) desde 2013.



**Gabriela Paupitz
Mendes**

Engenheira química pela Universidade Federal da Paraíba (UFPB), com mestrado pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) e especialização em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de *Brownfields* pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (Poli-USP). Atualmente, é aluna de doutorado do departamento de Engenharia Química da Poli-USP, onde desenvolve pesquisa relacionada à contaminação do solo com metais pesados. Tem experiência com processos oxidativos em solo e água contaminados com poluentes orgânicos e na análise química dessas matrizes, e também com a avaliação do comportamento dos poluentes em subsuperfície.



**James
Henderson**

Bacharel em Ciências Ambientais, com doutorado no ramo e diversas outras qualificações. Em sua extensa carreira, atuou proeminentemente na América Latina, trabalhando com equipes em diversos países da região, com foco em remediação de solos, sedimentos, água superficial e lençóis freáticos. É um ambientalista que trabalha pela implementação de técnicas voltadas às tecnologias naturais e sustentáveis. Atualmente, desenvolve projetos de recuperação de áreas contaminadas na Corteva AgriSciences, a *spin-off* agrícola da DowDuPont.



Júlio Vilar

Trabalha no mercado de gerenciamento de áreas contaminadas desde 2013. Atualmente, é Coordenador Ambiental no departamento *Site Evaluation and Restoration* (SER) da Arcadis e um dos Líderes da Comunidade Prática (CoP) de *Smart Characterization*. Também é um dos professores da disciplina de Investigação no curso de pós-graduação de Gerenciamento de Áreas Contaminadas do SENAC. Sua atuação técnica dentro da Arcadis envolve as seguintes atividades: estratégias de investigação focadas no fluxo de massa de contaminantes e visando um *Return on Investigation* (ROI); aplicação de ferramentas de alta resolução; desenvolvimento de Modelos Conceituais dinâmicos; e interpretação geológica clássica aplicada ao gerenciamento de áreas contaminadas.



**Lélia C. R.
Soares**

Geóloga, graduada pelo Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (IGc-USP), mestre em Geociências e Meio Ambiente pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (Unesp) e doutoranda na Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (Poli-USP), no Departamento de Engenharia Química. Tem 15 anos de experiência em atividades de supervisão, fiscalização e auditoria em todas as etapas do gerenciamento de áreas contaminadas, em diferentes setores. É professora do curso de pós-graduação *lato sensu* da Escola Politécnica e secretária do Grupo de Trabalho de Modelo Conceitual do NICOLE Latin America.



**Lucas Andreato
F. S. Ribeiro**

Geólogo pelo Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (IGc-USP) e mestre em recursos hídricos pela Universidade de Guelph, atua em projetos de investigação e caracterização de áreas contaminadas nas Américas do Sul e do Norte. Desenvolve modelos conceituais para a remediação de áreas industriais e urbanas impactadas por atividade de mineração, com foco em aquíferos fraturados e mecanismos de degradação de contaminantes orgânicos e inorgânicos.



**Lucas Jardim
Athayde**

Engenheiro ambiental especializado em gerenciamento de áreas contaminadas pelo SENAC. Atualmente, ocupa a posição de Coordenador de Projetos no setor de Soluções Ambientais da Arcadis Brasil, desenvolvendo trabalhos de avaliação e restauração de *sites* (*Site Evaluation and Restoration* – SER). Atua no setor desde 2011 e possui vasta experiência em investigação e remediação de solo e água subterrânea contaminados, tendo participado de projetos nos estados do Maranhão, Pará, Rio de Janeiro, Paraná, Santa Catarina, Minas Gerais e São Paulo.



**Luiz Cesar
Merjan de Paula**

Engenheiro Ambiental e de Software. Atua no mercado de gerenciamento e remediação de áreas contaminadas desde 2015. Em sua trajetória, já trabalhou com ciência de dados, modelagem de banco de dados ambientais e desenvolvimento de softwares ambientais, além de desenvolver relatórios técnicos para o segmento. Atualmente, é o diretor da Raiz Tecnologia Ambiental, empresa brasileira especializada no desenvolvimento de soluções digitais para esse mercado.



**Marcelo Luiz
Arsillo Braga**

Geólogo pelo Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (IGc-USP), com MBA em Gerenciamento de Projetos pela Fundação Getúlio Vargas (FGV). É Gerente Operacional e Comercial da unidade de negócio de Investigação e Remediação de Áreas Contaminadas da Tetra Tech América do Sul. Atuou em grandes projetos ambientais no estado de São Paulo e em outros estados da federação, gerenciando equipes na execução de auditorias ambientais, *due diligences*, investigações e diagnósticos ambientais, avaliações de risco, estudos de viabilidade e precificação de passivos, projetos de remediação ambiental e operações emergenciais a passivos ambientais.



**Marcos Tanaka
Riyis**

Engenheiro Ambiental graduado pela Universidade Estadual Paulista (UNESP), pós-graduado em Gerenciamento de Áreas Contaminadas pelo SENAC e mestre e doutor em Engenharia Civil e Ambiental pela Faculdade de Engenharia da Universidade Estadual Paulista (FEB-UNESP). Professor das disciplinas de Investigação de Áreas Contaminadas no SENAC e professor convidado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da FEB-UNESP. Membro da Coordenação Pedagógica e Docente dos cursos de extensão da parceria entre o SENAC e a Associação Brasileira das Empresas de Consultoria e Engenharia Ambiental (AESAS). Diretor-Técnico da ECD Ambiental desde 2004 e criador e apresentador do Podcast Áreas Contaminadas, do canal ECD Training.



**Marilda M. G.
Ramos Vianna**

Engenheira química com pós-doutoramento pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (Poli-USP), foi pesquisadora-associada do Instituto Nacional de Ciências e Tecnologia de Estudos do Meio Ambiente (INCT-EMA) e também lecionou no Curso de Extensão MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano e Sustentável e Revitalização de *Brownfields*, ambos pela mesma instituição. Coordenou pesquisas relacionadas ao comportamento de poluentes orgânicos em subsuperfície, à investigação e remediação de áreas contaminadas e ao desenvolvimento de novos catalisadores para a oxidação e/ou redução química de poluentes orgânicos em solo e água subterrânea. Foi presidente do Comitê Acadêmico da NICOLE Latin America.



**Paloma Correia
de Carvalho**

Engenheira química com especialização em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo e Engenharia de Segurança do Trabalho pela Escola Politécnica da Universidade Federal da Bahia (UFBA). Atua na área ambiental desde 2000, no Polo Industrial de Camaçari. Atualmente, faz parte do Grupo Corporativo de Remediação da Corteva Agriscience e gerencia projetos de investigação e remediação em toda a América Latina.



**Paulo Lojkasek
Lima**

Geólogo formado pelo Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (IGc-USP), mestre em Hidrogeologia pela Universidade de Waterloo e doutor pelo Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas (CEPAS-USP). Possui mais de 20 anos de experiência em investigação e remediação de áreas contaminadas, com foco na elaboração de modelos conceituais de sites complexos. É sócio da empresa Hidrodinâmica Consultoria e professor do curso de pós-graduação em Gerenciamento de Áreas Contaminadas e de Remediação do SENAC e do curso de Extensão MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de *Brownfields* da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (Poli-USP).



**Reginaldo
Antonio Bertolo**

Geólogo com atuação profissional em hidrogeologia aplicada ao meio ambiente. É professor livre-docente do Instituto de Geociências da Universidade de São Paulo (IGc-USP) e pesquisador do Centro de Pesquisas de Águas Subterrâneas (CEPAS-USP), tendo atuação pretérita em empresas de consultoria ambiental. Suas áreas de interesse incluem geoquímica de águas subterrâneas, poluição de aquíferos e gerenciamento da qualidade das águas subterrâneas e de áreas contaminadas. Coordena projetos de pesquisa sobre poluição de aquíferos fraturados por solventes clorados e sobre o gerenciamento de áreas contaminadas complexas.



**Renata Ferreira
Lagôa**

Engenheira química pelas Faculdades Oswaldo Cruz, é consultora ambiental desde 2006. Trabalha com investigação e remediação ambiental juntamente com o time de remediação da Corteva na América Latina. Participou de diversos projetos de investigação e remediação ambiental, durante os quais ajudou a implementar uma ampla gama de técnicas inovadoras.



**Ricardo Antonio
da Silva Pompeu**

Graduado em Engenharia Química, possui especialização em Engenharia Ambiental pela Fundação Armando Alvares Penteado (FAAP) e em Gestão da Sustentabilidade e Responsabilidade Corporativa pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp), além de cursos de extensão ligados à área ambiental e à gestão de áreas contaminadas pelas seguintes instituições: Universidade da Califórnia, Waterloo Hydrogeologic Incorporation, Princeton Groundwater, CETESB, Universidade de São Paulo (USP), Unicamp e SENAC. Com 25 anos de experiência, foi pioneiro no desenvolvimento de tecnologias de alta resolução em áreas contaminadas no Brasil. Atualmente, é diretor-técnico da empresa EPGA.



**Sander Jacobus
Titus Eskes**

Engenheiro agrônomo com mestrado em Gestão de Recursos Hídricos pela Universidade de Wageningen e doutorado em Engenharia Ambiental pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC-USP). Possui mais de 30 anos de experiência profissional em investigação e remediação de áreas contaminadas e é um dos fundadores da NICOLE Latin America. Já administrou mais de 50 treinamentos, seminários e palestras para diversos órgãos ambientais, como CETESB, INEA, FEAM, FATIMA e FEPAM. Atualmente, atua como diretor-técnico de Remediação para a América Latina na Advisian/Worley.



Sasha Tom Hart

Geólogo formado pela Universidade de São Paulo (USP), com mestrado em Tecnologia Ambiental e Gerenciamento de Recursos Hídricos pelo Imperial College de Londres. Desenvolve pesquisas sobre Modelos Conceituais de Áreas Complexas (incluindo meios fraturados, plumas combinadas e isotopia forense) no programa de doutorado em Hidrogeologia da USP. Trabalhou com soluções inovadoras em projetos de áreas contaminadas em diversos países da Europa e das Américas. Atuou por 14 anos em duas empresas de consultoria ambiental e, desde 2010, trabalha como assessor técnico-estratégico para diversas delas. É sócio da empresa de assessoria e tecnologia Acqua Terra.

SUMÁRIO

NOTA INTRODUTÓRIA	5
AUTORES	6
INTRODUÇÃO	14
CAPÍTULO 1 – O QUE UM MODELO CONCEITUAL DA ÁREA DEVE CONTER	16
1.1 Fontes de contaminação e o seu contexto.....	18
1.2 Caracterização de substâncias naturais ou antrópicas	21
1.3 Caracterização do meio físico.....	33
1.4 Articulação do Modelo Conceitual da Área.....	38
1.5 Definindo o receptor e os bens a proteger	49
CAPÍTULO 2 – COMO DESENVOLVER E GERENCIAR O MODELO CONCEITUAL DA ÁREA?	54
2.1 O Processo DQO.....	59
2.2 Metodologia Triad	74
CAPÍTULO 3 – FERRAMENTAS PARA O DESENVOLVIMENTO E A REPRESENTAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DA ÁREA.....	76
3.1 Representações do MCA.....	78
CAPÍTULO 4 – TECNOLOGIAS DE INVESTIGAÇÃO EM ALTA RESOLUÇÃO	82
4.1 Caracterização Direta da Geologia e Hidrogeologia em Alta Resolução.....	84
4.2 Caracterização Direta de Contaminantes em Alta Resolução.....	89
4.3 Caracterização por meio de amostradores passivos	96
4.4 Sondagens geoambientais e coleta de amostras de colo e água subterrânea representativas da área.....	98
CAPÍTULO 5 – LEGISLAÇÃO AMBIENTAL NO CONTEXTO DE ÁREAS CONTAMINADAS	106
5.1 Legislação ambiental brasileira e o gerenciamento de áreas contaminadas.....	108
5.2 Iniciativas/ações ambientais internacionais.....	122
CAPÍTULO 6 – ESTUDOS DE CASO.....	124
6.1 Modelo conceitual temporal de uma pluma combinada de solventes organoclorados em aquífero de rocha fraturada e alterada.....	125
6.2 Modelo conceitual – sítio em um complexo industrial no Nordeste do Brasil	126
6.3 Modelo conceitual baseado em Investigação Ambiental de Alta Resolução	128
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	130
NICOLE LATIN AMERICA – QUEM SOMOS.....	142
INSTITUTO EKOS BRASIL – QUEM SOMOS	143

ÍNDICE DE FIGURAS E TABELAS

Tabela 1.1. Exemplos de atividades que geram contaminação em solo e água subterrânea.....	20
Figura 1.1. Análise de associação geoquímica em gráficos de dispersão.....	23
Figura 1.2. Gráfico de probabilidade cumulativa do fator de enriquecimento.....	23
Figura 1.3. Forças de coesão dentro do fluido e na sua interface e a formação de menisco na interface de dois fluidos imiscíveis em contato com uma superfície sólida.....	27
Figura 1.4. Ângulos de contato θ : fluidos não molhante e molhante.....	27
Tabela 1.2. Relações de molhabilidade entre fluidos e superfícies.....	28
Figura 1.5. Reprodução ilustrada em escala de poros de material arenoso, em que o NAPL está compartilhando o poro com a água.....	28
Figura 1.6. Máxima altura de DNAPL livre acima de várias barreiras capilares.....	28
Figura 1.7. Modelo conceitual de contaminação no subsolo causadapor vazamentos de LNAPL e distribuição multifásica em subsuperfície.....	30
Figura 1.8. Modelo conceitual de contaminação causada por vazamentos de DNAPL e distribuição multifásica em subsuperfície.....	31
Figura 1.9. Potencial distribuição de um NAPL em quatro fases em uma zona não saturada	31
Figura 1.10. Potencial distribuição de um NAPL em três fases na zona saturada.....	31
Figura 1.11. Modelo incorreto (“panqueca”) comparado ao modelo real de equilíbrio vertical.....	32
Figura 1.12. Modelo de 14 compartimentos de distribuição de fase e transferência de massa de SQL	33
Figura 1.13. Exemplo de mapa de localização de sondagens de reconhecimento para a obtenção de amostras de solo e instalação de poços de monitoramento	34
Figura 1.14. Seção geológica	35
Figura 1.15. Diferentes tipos de porosidade em aquíferos	36
Figura 1.16. Cálculo da velocidade real da água subterrânea entre dois pontos numa área em destaquede mapa potenciométrico.....	37
Figura 1.17. Meios afetados pela contaminação.....	38

Figura 1.18. Importância da caracterização adequada do site: o poço de monitoramento de jusante não detecta a contaminação que é transportada através de uma camada aquífera mais profunda.....	39
Figura 1.19. Esquema ilustrativo dos fenômenos físicos, hidrodinâmicos e bioquímicos que ocorrem simultaneamente no processo de transporte.....	40
Figura 1.20. Fatores responsáveis pela dispersão mecânica em escala de poros.....	41
Figura 1.21. Dispersão mecânica promovida por camadas geológicas com condutividades hidráulicas distintas (escala de poço)	41
Figura 1.22. Transporte e espalhamento unidimensional de um soluto com o tempo devido à advecção e à dispersão.....	41
Figura 1.23. Efeitos da retardação sobre plumas de contaminação em fase dissolvida de traçadores conservativos (cloreto) e não conservativos (tetracloro de carbono).....	42
Figura 1.24. Potenciais de redução de várias espécies importantes em reações de biotransformação	45
Figura 1.25. Zoneamento dos processos de consumo de receptores de elétrons de uma pluma de contaminação em fase dissolvida.....	45
Figura 1.26. Exemplos de modelos conceitual, físico e matemático de aquífero, respectivamente	47
Tabela 1.3. Vantagens e desvantagens das soluções analíticas e dos modelos numéricos.....	49
Figura 1.27. Diagrama dos bens a proteger, conforme CONAMA (2009)	50
Tabela 1.4. Tipos de receptores comumente observados em uma área sob investigação e/ou contaminada.....	50
Figura 1.28. Exemplo de Modelo Conceitual de Exposição (MCE), que mostra os possíveis riscos associados a alguns receptores a partir das diversas vias de exposição existentes em uma área contaminada	51
Figura 1.29. Fatores a serem considerados na composição de um MCE para cada fator de risco associado.....	52
Figura 2.1. Etapas do programa de regulamentação e fases do ciclo de vida do MCA.....	56
Figura 2.2. Aplicação iterativa do Processo DQO	57
Tabela 2.1. Elementos principais do planejamento sistemático.....	58
Figura 2.3. Sete etapas do Processo DQO.....	59
Tabela 2.2. Exemplo de pergunta-chave e de ações alternativas em um processo DQO	61
Tabela 2.3. Exemplos de parâmetros de população e sua aplicabilidade a uma decisão ou problema de estimação.....	62
Tabela 2.4. Quatro possíveis resultados de um teste de hipóteses	64
Figura 2.4. Dois exemplos de Curva de Desempenho de Decisão.....	65
Figura 2.5. Diagrama do Objetivo de Desempenho da Decisão.....	67
Figura 2.6. Componentes do Ciclo de Vida do Projeto	71
Figura 2.7. Diagrama do Objetivo de Desempenho da Decisão.....	73
Tabela 2.5. Parâmetros utilizados para o cálculo do número de amostras (n)	74
Tabela 2.6. Visão geral da metodologia <i>Triad</i>	75
Tabela 2.7. Resumo das vantagens e desvantagens da metodologia <i>Triad</i>	75
Figura 3.1. Ferramentas que podem ser utilizadas como parte de um processo estruturado de tomada de decisão para remediação de áreas contaminadas	78
Figura 3.2. Exemplo de um MCA representado por diagrama	79
Figura 3.3. Modelo Conceitual – representação em planta e mapa potenciométrico	80
Figura 3.4. Modelo Conceitual –Seção mostrando a fonte, os meios de propagação do contaminante e o receptor.....	80
Figura 3.5. Modelo tridimensional de distribuição das concentrações de benzeno	80
Figura 3.6. Exemplo de um desenho técnico que ilustra o Modelo Conceitual da Área	81
Figura 3.7. Exemplo de um modelo impresso em 3D.....	81
Figura 4.1. Gráfico do potencial de valores de condutividade elétrica versus tipo de solo	84
Figura 4.2. Sistema de cravação <i>Direct Push</i> com o sensor EC.....	84
Figura 4.3. Esquema de composição do sistema HPT.....	85
Figura 4.4. Registro padrão de perfilagem conjunta de EC (1) e HPT (2).....	86
Figura 4.5. Resultado típico de um ensaio de piezocone e sua interpretação.....	87
Figura 4.6. Representação esquemática de uma ponteira de piezocone	87
Figura 4.7. Esquema da ferramenta DPIL.....	88
Figura 4.8. Perfilagem vertical DPIL para diferentes vazões.....	88
Figura 4.9. Princípio de funcionamento da sonda MIP.....	89
Figura 4.10. Composição do sistema MIP	89
Figura 4.11. Teste de resposta com a determinação do <i>trip time</i> para benzeno no sensor PID	90
Figura 4.12. Perfis comparativos com os resultados precisos e em tempo real dos sensores CE e MIP (PID, FID e XSD).....	90
Figura 4.13. Processo conceitual de fluorescência	91
Figura 4.14. Arranjo das ponteiras OIP-UV e OIP-G.....	92
Figura 4.15. Exemplos de diversas colorações de fluorescências em função da contaminação detectada pelas tecnologias OIP-UV e OIP-G.....	93
Figura 4.16. Resultados de perfilagem com OIP-UV.....	93
Figura 4.17. Componentes de leitura do sistema do LIF.....	94
Figura 4.18. <i>Wave forms</i> de contaminantes detectados no UVOST	94
Figura 4.19. Perfilagem com UVOST	95
Figura 4.20. Exemplo de instalação do amostrador passivo	97
Figura 4.21. Mapa de distribuição das concentrações de BTEX total.....	97
Figura 4.22. Diferentes modalidades dos amostradores <i>Direct Push</i>	100
Figura 4.23. Comparação entre coletas de solo tradicionais e o WCSS	101
Figura 4.24. Subsequente amostragem de solo com preservação em metanol	101
Figura 4.25. Componentes da perfuração da <i>Hollow Stem Auger</i>	102
Figura 4.26. Sistema de coleta de amostras por Screen Point	103
Figura 4.27. Seção CMT com sete compartimentos	104
Figura 4.28. Instalação de um poço multinível de CMT, com a utilização de pré-filtro e bentonita como selantes entre camadas	105
Figura 5.1. Linha do tempo de grandes marcos da área ambiental	108
Figura 5.2. Os três tipos independentes de responsabilidades na área ambiental	109
Figura 6.1. Modelo conceitual evolutivo de uma pluma combinada de solventes organoclorados.....	125
Figura 6.2. Integração de dados em modelo hidrogeológico tridimensional.....	127
Figura 6.3. Modelo conceitual de exposição	127
Figura 6.4. MCA baseado em Investigação Ambiental de Alta Resolução	129

INTRODUÇÃO

James Henderson
Renata Lagôa

Público-Alvo

Este guia pode ser utilizado por diversos indivíduos envolvidos no GAC ou pessoas que façam parte do processo de identificação, diagnóstico, intervenção e reutilização de uma área contaminada, por exemplo: profissionais da área ambiental, consultores ambientais, trabalhadores e prestadores de serviços que atuem em áreas contaminadas, proprietários de áreas contaminadas ou suspeitas de contaminação, advogados ambientais, estudantes de áreas do conhecimento que envolvam o meio ambiente, dentre outros interessados.

Definição

O Modelo Conceitual é um resumo escrito e gráfico (imagem e/ou tabelas) do que é sabido ou das hipóteses acerca da contaminação ambiental de uma área em estudo. Tipicamente, deve conter o limite da área, um resumo sobre o histórico do uso e ocupação da área e seu entorno, substâncias químicas de interesse potenciais, reais e suas áreas, caracterização e localização das fontes de contaminação potenciais, suspeitas e reais, caracterização do meio

O presente guia tem por objetivo orientar de forma técnica e direta a elaboração de um Modelo Conceitual de Área (MCA) para o gerenciamento de áreas contaminadas (GAC). Um MCA visa descrever: as principais características de uma determinada área, as condições da superfície e subsuperfície dessa área, a extensão e o entendimento dos contaminantes detectados, os possíveis receptores e os riscos atrelados aos cenários considerados.

O MCA, quando equivocadamente utilizado, configura um documento estático que, após sua elaboração, não é atualizado e não acompanha as evoluções e descobertas do projeto. Porém, com a difusão de boas práticas no GAC, um MCA é utilizado durante todo o ciclo de vida do projeto, sendo atualizado a cada etapa de trabalho como uma matriz de rastreabilidade de requisitos do projeto.

Devido a essa dinâmica de atualização, o MCA deve estar sempre de acordo com as últimas informações obtidas, auxiliando em um entendimento fácil e rápido das condições ambientais da área.

físico, mecanismos de liberação ou retenção dos contaminantes, vias de transporte dos contaminantes (água, ar, solo, sedimento e biota), identificação e caracterização dos receptores e bens a proteger e indicação do uso pretendido da área (ABNT, 2022). Para ser efetivo, ele deve ser de fácil entendimento e ajudar os integrantes da equipe de planejamento a se comunicar e a entender a natureza, a extensão, o risco e a exposição associados à contaminação em questão (do solo, do ar, da água subterrânea, da água superficial e dos sedimentos), identificar as incertezas sobre a área avaliada e propor ações para obter as informações que faltam.

Um projeto ambiental idealmente deve ter um modelo conceitual que abranja todo o seu ciclo de vida, desde a Avaliação Preliminar até o Monitoramento para Encerramento do caso, gerando assim um ciclo de vida do MCA. Conforme mais informações são descobertas, o modelo conceitual deve ser atualizado, tornando-o uma poderosa ferramenta para a gestão e entendimento da situação da área para todas as partes interessadas.

1.

O QUE UM MODELO CONCEITUAL DA ÁREA DEVE CONTER

Reginaldo Antonio Bertolo
Marilda M. G. Ramos Vianna
Lucas Andreato Ribeiro
Lélia Cristina da Rocha Soares
Cesar Merjan
Angélica Gutierrez
Sasha Hart
Marcelo Braga
Beatriz Kaipper

O Modelo Conceitual da Área (MCA) corresponde a um resumo gráfico e escrito do que é conhecido ou suposto sobre a extensão e intensidade da ocorrência de contaminantes na área sob análise (também denominada site, termo análogo em inglês). Um MCA é eficaz quando auxilia equipes técnicas, comunidades e partes interessadas a se comunicarem e aprenderem sobre a natureza, a extensão, a exposição e os riscos associados à contaminação. Os MCA geralmente apresentam dados gráficos e conteúdos escritos e cartográficos, e podem também incluir informações sobre o histórico de atividades da área, dados geológicos e hidrogeológicos, descrições das Substâncias Químicas de Interesse (SQI) presentes, dimensões das plumas de contaminação, distribuição das SQI nas fases livre, retida, dissolvida e vapor, e detalhes sobre as vias de transporte das SQI, o impacto da exposição a elas e os potenciais receptores.

Portanto, um MCA eficaz ajuda as partes interessadas a:

- **Compreender melhor as condições e os recursos da área;**
- **Sintetizar informações de várias fontes;**
- **Identificar quais informações sobre a área são desconhecidas ou incertas;**
- **Definir um plano para coleta de informações adicionais;**
- **Obter um acordo com outros interessados sobre as condições do local e os planos de investigação e intervenção na área.**

O MCA é constituído pela integração dos dados existentes sobre uma determinada área com aqueles adquiridos durante as etapas de investigação ambiental da mesma. Dessa forma, a qualidade de um MCA é diretamente dependente da consistência e da resolução temporal e espacial dos dados utilizados. Por isso, a evolução e o refinamento do MCA requerem um planejamento sistemático durante todo o processo iterativo de coletas dos dados, auxiliando a identificação das complexidades específicas da área sob gerenciamento e guiando a escolha e a implementação de técnicas de remediação.

Tendo em vista que um MCA deve ser atualizado a cada nova informação gerada durante as etapas de investigação de uma área contaminada, recomenda-se seguir as orientações dispostas em normas técnicas brasileiras vigentes (p. ex. ABNT NBR 15515-2:2011; ABNT NBR 15515-3:2013; ABNT NBR 15515-1:2021; ABNT NBR 16210:2022), além das orientações dos órgãos ambientais de cada estado. Sugere-se, também, consultas a documentos internacionais, como a ASTM E1689 (2020), às publicações do Interstate Technology and Regulatory Council (ITRC) e às produzidas por agências ambientais internacionais (p. ex. USEPA, 1992; LERNER et al., 2003; USARMY, 2012; NJDEP, 2019).

Este capítulo apresenta os elementos essenciais que compõem um MCA e fornece argumentos para a aquisição, a integração e a interpretação de dados considerando as técnicas de investigação, processamento e visualização atualmente disponíveis.

1.1 Fontes de contaminação e o seu contexto

Histórico da área e o seu entorno

Qual é o objetivo de se estudar o uso e a ocupação atual e pretérita da área?

O estudo do histórico possibilita identificar como foram desenvolvidas as atividades de manejo, produção, armazenamento e disposição das SQI na área, além da evolução do uso e da ocupação do solo nas adjacências e o posicionamento dos bens a serem protegidos.

Quais informações podem ser adquiridas para se compreender o histórico da área e de seu entorno?

O entendimento de uma área deve passar pelo resgate de informações históricas sobre as atividades nela conduzidas. Isso requer a revisão e a integração de dados obtidos a partir de diferentes fontes de informação, tais como entrevistas com trabalhadores e residentes locais, avaliação de fotos ou imagens aéreas históricas, revisão de documentos públicos e privados, dentre outros. Incertezas e inconsistências entre as diferentes fontes de informação podem, além de comprometer as etapas seguintes do gerenciamento das áreas contaminadas (GAC), pôr em risco os frequentadores, trabalhadores e/ou residentes vizinhos de uma área, caso existam vias de exposição que completem o cenário de risco. No caso de inexistência de dados exatos, estimativas ou valores máximos e mínimos podem ser utilizados e posteriormente confirmados ao longo do trabalho de gerenciamento da área.

Dados que devem ser buscados nesta etapa:

- Os limites da área de interesse e das propriedades em seu entorno;
- O histórico do uso e da ocupação da área, manuseio de substâncias e acidentes;
- Fontes de contaminação potenciais;
- O histórico de investigações e intervenções ambientais ocorridas na área;
- As características do meio físico;
- As SQI liberadas;
- Quando as SQI foram liberadas;
- O volume de SQI liberadas e destinadas;
- Os dados de caracterização do subsolo;
- Bens a proteger internos e externos.

Qual deve ser o raio de investigação do entorno da área?

O mapa do uso e ocupação do solo na área e no seu entorno deve considerar, inicialmente, a distância limitada pelo órgão ambiental local, ou, em caso de ausência dessa distância, usar um raio mínimo de 200 metros do limite da área avaliada. Ele deve indicar as Áreas com Potencial de Contaminação, as Áreas Suspeitas de Contaminação, as Áreas Contaminadas, as Áreas em Processo de Monitoramento para Encerramento, as Áreas Reabilitadas, os bens a proteger e, especialmente, a localização dos corpos d'água (com discriminação de sua classificação), além dos poços de abastecimento de água identificados (CETESB, 2017). Após a avaliação inicial do entorno, o raio de investigação pode ser ampliado, consideradas as condições específicas da contaminação e do meio físico. Em especial, a associação de aquíferos heterogêneos e anisotrópicos de elevada transmissividade com contaminantes solúveis e de degradação complexa, como os aquíferos fraturados contaminados por solventes organoclorados, pode resultar em plumas de contaminação em fase dissolvida de extensões quilométricas.

Quais recursos podem ser utilizados para o estudo do uso e da ocupação pretérita da área?

Além de documentos e registros das atividades conduzidas na área, é comum a utilização de imagens aéreas (aerofotogrametria, imagens de satélite e fotos históricas) para a realização do levantamento temporal das alterações do uso e da ocupação do solo na área e no seu entorno. Entender eventos de alteração fisiográfica do meio, como durante as fases de expansão urbana e industrial, é de grande importância no desenvolvimento do MCA.

Identificação de fontes de contaminação

O que é uma área fonte de contaminação?

Uma fonte de contaminação configura um local onde os contaminantes entraram ou podem entrar em contato com o meio físico. Tipicamente, a maior parte da massa de contaminantes em uma área contaminada está localizada na sua fonte. Dessa forma, a caracterização da fonte é fundamental na definição de um MCA. Nos casos em que não ocorre a identificação e o entendimento da fonte – por exemplo, em função de acesso limitado ao local, ou em função da aquisição de dados em resolução espacial inferior àquela exigida pela escala do problema – o gerenciamento da área pode ser comprometido em

função da incerteza quanto aos locais prioritários para implementação de estratégias de remediação.

Quais são os tipos de fontes de contaminação?

Conforme definido na terceira edição do Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas da CETESB (2021), as fontes de contaminação podem ser classificadas de acordo com o tipo, origem e forma de entrada das substâncias no compartimento do meio ambiente.

Tipos de fonte de contaminação

- **Fonte potencial de contaminação:** instalação, equipamento ou material a partir do qual as SQI podem ser liberadas para um ou mais compartimentos do meio físico.

- **Fonte primária de contaminação:** instalação, equipamento ou material a partir do qual as SQI se originam e estão sendo, ou foram, liberadas para um ou mais compartimentos do meio físico. Exemplos de fonte primária de contaminação podem ser um tanque ou uma tubulação em vazamento.

- **Fonte secundária de contaminação:** meio atingido por SQI provenientes da fonte primária de contaminação que é capaz de armazenar certa massa dessas substâncias e atuar como fonte de contaminação de outros compartimentos do meio físico. Um exemplo de fonte secundária de contaminação pode ser um solo contaminado por gasolina, o qual pode representar uma fonte de contaminação para a água subterrânea e para o ar da zona não saturada. Outros exemplos são a presença de fase retida de substância na zona não saturada e a presença de fase livre de gasolina na interface da zona não saturada e saturada.

Origem

- **Fonte de contaminação antrópica:** decorrente das atividades humanas, construída artificialmente.

- **Fonte de contaminação natural:** caso as ocorrências de substâncias no subsolo em concentrações anômalas e potencialmente tóxicas tenham sido geradas somente por processos naturais, tais como alguns processos geológicos de concentração de elementos químicos específicos em minerais.

As fontes de contaminação primárias podem ser classificadas quanto à duração da liberação dos contami-

nantes. A duração da fonte influencia na sua geometria e na capacidade de atenuação do solo. Nesse caso, as fontes podem ser contínuas ou descontínuas:

- **Fontes de contaminação contínuas:** os vazamentos ocorrem por longos períodos e as concentrações de SQI permanecem praticamente constantes no tempo, tal como um tanque enterrado com substâncias vazando continuamente.

- **Fontes de contaminação descontínuas:** os vazamentos ocorrem em um ou mais pulsos de contaminação, com variação temporal das concentrações de SQI, tal como quando ocorre um derramamento acidental.

Forma de entrada das substâncias no compartimento do meio ambiente

As fontes de contaminação podem também ser classificadas quanto à forma como os contaminantes entram no compartimento e são distribuídos no espaço, como:

- **Fontes de contaminação pontuais:** quando ocasionam um impacto localizado, tal como uma área contendo resíduos enterrados ou um tanque enterrado.

- **Fontes de contaminação difusas:** quando várias pequenas fontes de contaminação estão espalhadas por áreas que podem alcançar até centenas de quilômetros quadrados, tal como aquelas relacionadas com vazamentos de uma rede de esgoto ou com a aplicação de pesticidas e fertilizantes em áreas agrícolas.

- **Fontes de contaminação multipontuais:** quando diversas fontes pontuais de contaminação coexistem numa grande área, tal como um bairro industrial. Destaca-se como principal característica a superposição de plumas de contaminação de difícil individualização.

A **tabela 1.1** apresenta a classificação de fontes de contaminação quanto a forma de entrada das substâncias no compartimento do meio ambiente e pelas características físico-químicas do contaminante. Tais informações auxiliam no entendimento dos desafios de gerenciamento da área.

Tabela 1.1. Exemplos de atividades que geram contaminação em solo e água subterrânea

Ambiente	Tipo de fonte	Natureza da fonte	Classe de contaminantes comuns
Urbano	Vazamentos de rede pública de esgotos	P, D, MP	Corg, Nt, Ptg
	Saneamento <i>in situ</i> (fossas)	P, MP	Corg, Nt, Ptg
	Aterros e lixões de resíduos urbanos	P	Corg, Ptg, Inorg, PPM, HC, COS
	Cemitérios	P	Corg, Nt, Ptg
	Tanques enterrados em postos de serviço	P	HC, PPM
	Atividades comerciais: oficinas mecânicas, lavanderias a seco, laboratórios	P	HC, PPM, COS
Industrial	Acidentes e derramamentos em rodovias e ferrovias	P	HC, PPM, COS
	Vazamentos em tubos, tanques e tambores	P, D	HC, PPM, COS
	Derramamentos acidentais	P, D	HC, PPM, COS
	Lagoas de efluentes	P	HC, PPM, COS, Inorg
	Disposição inadequada de resíduos	P	HC, PPM, COS, Inorg
	Aterros industriais	P	HC, PPM, COS, Inorg
Rural agrícola	Poços de injeção	P	HC, PPM, COS
	Aplicação de agroquímicos em plantações	D	COS
	Aplicação de fertilizantes sintéticos	D	Nt
	Aplicação de fertilizantes orgânicos	D	Corg, Nt, Ptg
	Vazamentos em depósitos de produtos químicos	P	HC, COS
Mineração	Lagoas de efluentes (agroindústria)	P	HC, PPM, COS, Inorg
	Pilhas de material estéril e rejeitos	P	PPM, Inorg
	Descarga de águas de drenagem	P	PPM, Inorg
	Lagoas de efluentes	P	PPM, Inorg
	Tanques enterrados de combustíveis	P	HC

Fonte: Adaptado de Foster e Hirata (1988, p.19).

P	Pontual
D	Difusa
MP	Multipontual
Corg	Carga orgânica
Ptg	Microorganismos patógenos
Nt	Nitrogênio
Inorg	Sais inorgânicos
PPM	Metais pesados
HC	Hidrocarbonetos de petróleo
COS	Compostos orgânicos sintéticos

1.2 Caracterização de substâncias naturais ou antrópicas

O processo de identificação das SQI deve considerar as características físico-químicas delas e suas relações com as diversas matrizes e meios de armazenamento e transporte, incluindo o solo, os sedimentos, as águas superficiais e subterrâneas, a biota e a atmosfera (ASTM E1689, 2020).

Tipos de Substâncias Químicas de Interesse

Os tipos variados de SQI são caracterizados, principalmente, por suas propriedades químicas e, secundariamente, por suas propriedades físico-químicas e possivelmente biológicas. Dentre os tipos de substâncias comumente encontradas em áreas contaminadas estão:

- Aquelas relacionadas a uma **carga orgânica** (vazamentos de esgotos, aterros, cemitérios etc.) e a compostos associados (como a série do nitrogênio, desde a sua forma orgânica até o nitrato);
- **Microorganismos** patógenos ou que geram efeitos ecossistêmicos adversos;
- **Compostos inorgânicos**, como os metais pesados e outros sais;
- **Hidrocarbonetos de petróleo**, o que inclui uma grande diversidade de compostos alifáticos, aromáticos e poliaromáticos encontrados no óleo cru, geralmente reportados em frações ou grupos de compostos;
- **Orgânicos sintéticos**, o que também inclui uma grande quantidade de substâncias químicas divididas em famílias, tais quais: os compostos alifáticos halogenados; os compostos aromáticos/poliaromáticos halogenados (como pesticidas, DDT, PCBs, pentaclorofenol, dioxinas, furanos etc.); os fenóis; os álcoois; os ftalatos; as cetonas; os compostos orgânicos nitrogenados, sulfonados e fosforados; os medicamentos; os hormônios; dentre outros;
- **Radioativos**, como o urânio.

Em áreas contaminadas, a ocorrência isolada ou conjunta (misturas) de substâncias naturais ou antropogênicas deve ser avaliada, uma vez que as propriedades físico-químicas são alteradas devido à coexistência de substâncias em subsuperfície, o que influencia diretamente os fenômenos de transporte.

Este guia considera principalmente as áreas contaminadas em contexto industrial e, portanto, enfoca fundamentalmente substâncias como metais pesados, contaminantes orgânicos sintéticos e hidrocarbonetos derivados do petróleo.

As SQI são sempre de origem antrópica?

Não. Uma importante etapa na elaboração de um MCA é diferenciar as concentrações de *background* (concentrações em áreas que não tiverem atividades antrópicas) das SQI, das concentrações causadas por atividades antrópicas, principalmente no caso dos metais pesados. As concentrações de *background* estão associadas a processos geoquímicos naturais. Em algumas situações, as concentrações de *background* têm características anômalas ou acima dos padrões ambientais. Isso ocorre, por exemplo, quando a ocorrência de metais pesados em solo, sedimento ou água está relacionada ao alto teor desses mesmos metais na rocha de origem.

Qual é a importância de investigar as concentrações de *background*?

A importância de diferenciar as concentrações de *background* das antropogênicas está relacionada à responsabilidade legal pelo gerenciamento de riscos. Uma incorreta diferenciação da origem das concentrações anômalas de uma SQI pode gerar um aumento de custos no momento da investigação e mitigação dos riscos. Por exemplo, quando as concentrações de metais no solo forem identificadas como acima dos padrões ambientais, a exigência do órgão ambiental para atingir metas de mitigação de risco poderá ser mais restritiva do que as concentrações naturais desconhecidas caso não haja a distinção dos valores de *background*. Porém, se comprovado que as concentrações dessas substâncias são naturalmente anômalas e acima dos padrões ambientais, a exigência de mitigação dos riscos ocorrerá até que os valores de *background* sejam atingidos.

Ocorrência de concentrações anômalas de SQI

Como determinar as SQI e suas respectivas concentrações na área em estudo?

A avaliação de concentrações de *background* se aplica aos compostos químicos que podem ocorrer naturalmente nos diferentes meios, como os metais pesados e outras substâncias inorgânicas. Obviamente, os compostos orgânicos classificados como hidrocarbonetos de petróleo e orgânicos sintéticos devem apresentar concentrações de *background* iguais a zero em

áreas não impactadas. Para a avaliação da ocorrência natural de concentrações anômalas de uma SQI, realiza-se a análise de amostras de *background*.

Na elaboração de um MCA, os dados analíticos são avaliados considerando-se a origem das substâncias e suas potenciais relações com atividades antrópicas ou com anomalias naturais no solo ou na água subterrânea. Caso uma substância tenha como fonte tanto o meio geológico natural como as atividades antrópicas, a faixa de variação de concentrações do *background* deve ser quantificada, permitindo a identificação da extensão da alteração causada pela atividade antrópica.

A Naval Facilities Engineering Command publicou guias sobre análise sistemática do *background* de solo (NAVFAC, 2002), sedimento (NAVFAC, 2003) e água subterrânea (NAVFAC, 2004).

Como determinar as concentrações das SQI de *background* em solos e sedimentos?

Os processos de avaliação do *background* são similares para solos e sedimentos (NAVFAC, 2002, 2003), sendo previstas três etapas de revisão e análise dos dados, método geoquímico e método comparativo, resumidas abaixo.

Revisão e análise dos dados

Nesta primeira etapa, deve ser realizada uma análise dos dados existentes para verificar se eles estão de acordo com os critérios de representatividade (USEPA, 2000). Caso seja necessária, a coleta de dados adicionais deve ser realizada. Uma vez consolidada a base de dados, a concentração de exposição representativa da área de estudo deve ser identificada e comparada com os valores de riscos identificados. As substâncias que não estiverem acima do risco aceitável não necessitam de investigações adicionais. Porém, para as substâncias com concentrações acima dos valores de risco, devem ocorrer investigações mais aprofundadas para avaliar a distribuição dessas substâncias e suas faixas de variação de concentração em relação ao *background*.

Método geoquímico

Este método é especialmente utilizado para a análise de *background* de metais em solos e sedimentos quando não é possível identificar uma área de referência semelhante à área em estudo. Ele utiliza principalmente ferramentas de estatística bivariada para

avaliar a variação do *background* a partir da distribuição das concentrações e interrelações geoquímicas.

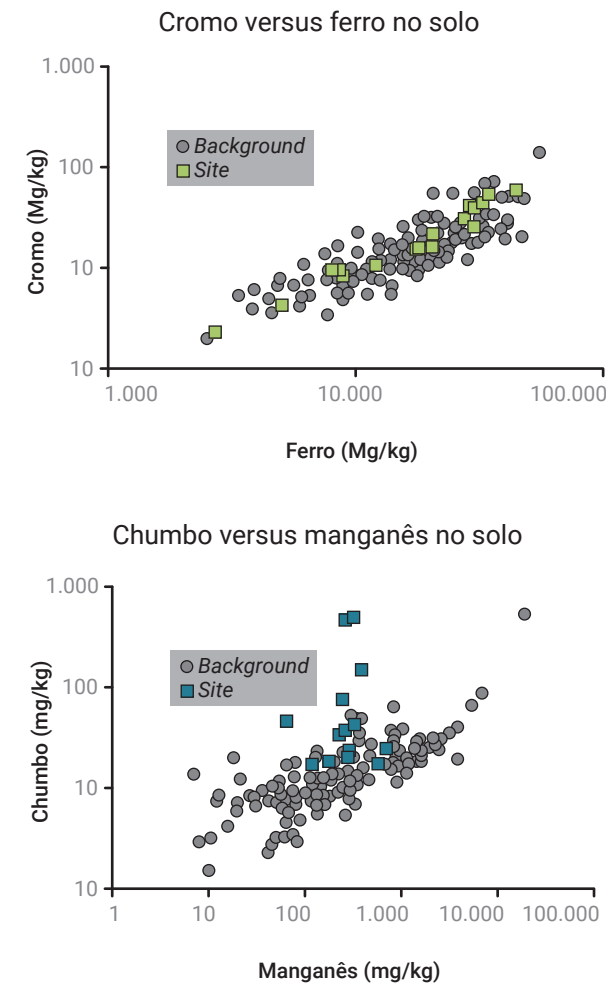
Em geral, duas técnicas são utilizadas individualmente ou em conjunto: a análise de associação geoquímica e a análise de enriquecimento geoquímico. A análise de associação geoquímica é normalmente realizada antes da técnica de enriquecimento. Nela, o *background* é avaliado por meio da relação entre as concentrações de dois metais. São plotados em um gráfico de dispersão as concentrações de um metal suspeito de ser uma SQI e as de um metal que seguramente não é uma SQI. Se o gráfico indicar uma boa correlação entre os metais, ele pode ser utilizado para a avaliação do *background*. Porém, altas concentrações de metais que não indiquem uma forte correlação provavelmente representam uma contaminação.

Para a elaboração dos gráficos, é importante escolher metais que naturalmente possuem boa correlação entre si. Alguns exemplos são arsênio, selênio, cromo e vanádio com o ferro; bário, cádmio, chumbo e zinco com o alumínio; e bário, cádmio, cobalto e chumbo com o manganês.

A **figura 1.1a** exibe uma correlação entre cromo e ferro no solo. Nesse exemplo, o cromo é o metal suspeito de ser uma SQI e foi plotado no gráfico junto a um metal com que possui naturalmente boa associação geoquímica (o ferro). As amostras coletadas em local reconhecidamente não contaminado (*background*) mostram uma boa correlação entre cromo e ferro. Quando plotadas as amostras coletadas na área com suspeita de contaminação por cromo, a boa correlação entre cromo e ferro se mantém. Conclui-se, portanto, que o cromo não é uma SQI da área, possuindo origem natural (MYERS; THORBJORNSEN, 2004).

A **figura 1.1b** mostra uma correlação entre chumbo e manganês, sendo o chumbo considerado uma SQI. As amostras coletadas em local reconhecidamente não contaminado (*background*) mostram uma boa correlação entre o chumbo e o manganês; porém, quando são plotados os resultados da área com suspeita de contaminação (site), nota-se que a elevação das concentrações de chumbo não é acompanhada por uma elevação das concentrações de manganês em ao menos cinco amostras. Tal padrão revela que o chumbo é de fato uma SQI da área, tendo origem não natural (MYERS; THORBJORNSEN, 2004).

Figura 1.1. Análise de associação geoquímica em gráficos de dispersão.



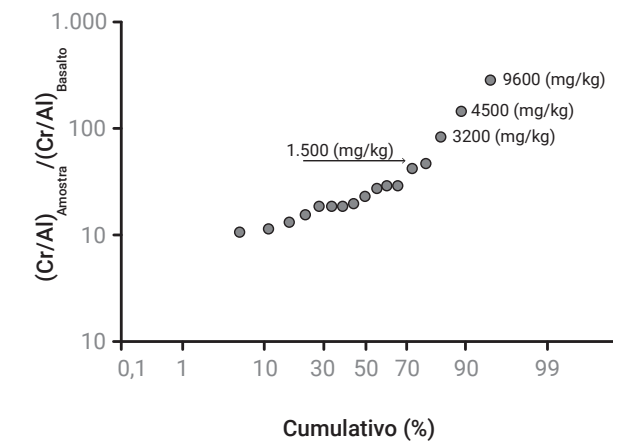
Fonte: Adaptado de Myers; Thorbjornsen (2004, p. 8, tradução nossa).

Já a análise de enriquecimento geoquímico normalmente é executada quando a análise de associação não é conclusiva. O enriquecimento natural de metais causado por intemperismo, adsorção e precipitação pode ser diferenciado do enriquecimento causado por impactos ambientais antropogênicos. Nesse tipo de análise, o fator de enriquecimento é calculado e gráficos de probabilidade são construídos. Um alto fator de enriquecimento, que se desvia do padrão representado no gráfico de probabilidade, é normalmente representativo de contaminação.

A **figura 1.2** mostra um exemplo da utilização da análise de enriquecimento em uma situação em que o cromo é a SQI. Os valores plotados até 1500 mg.kg⁻¹ correspondem ao enriquecimento de cromo por processos naturais. Esse enriquecimento foi calculado por meio da razão das concentrações de cromo e alumínio em amostras de solo de área conhecida não contaminada dividida pela razão de cro-

mo e alumínio na rocha sã que deu origem ao solo. Três amostras da área suspeita de contaminação por cromo foram plotadas no gráfico com concentrações acima de 1500 mg.kg⁻¹ (3200, 4500 e 9600 mg.kg⁻¹) e, conseqüentemente, estão associadas a fatores de enriquecimento que não combinam com a distribuição dos valores de até 1500 mg.kg⁻¹. Portanto, essas três concentrações mais elevadas indicam que o solo encontra-se contaminado por cromo de origem antrópica.

Figura 1.2. Gráfico de probabilidade cumulativa do fator de enriquecimento



Fonte: Adaptado de NAVFAC (2002, p. 61, tradução nossa).

Método comparativo

O método comparativo consiste em uma série de testes estatísticos feitos para comparar o conjunto de dados da área em estudo com o conjunto de dados da área de referência a fim de determinar se as concentrações da área de estudo e da área de referência são estatisticamente semelhantes. O teste de hipóteses é um dos métodos usados para comparar diversas propriedades do conjunto de dados da área em estudo com os dados do *background* obtidos na área de referência. A base desses testes são hipóteses relativas à presença de origem natural (*background*) ou antropogênica na área de estudo. Para tanto, é necessário que o conjunto de dados de ambas as áreas tenham características geoquímicas semelhantes.

Existem vários testes estatísticos que podem ser aplicados para a realização do método comparativo, sendo que a escolha do melhor teste depende da quantidade de dados existentes, do tipo de distribuição dos dados e do tipo de desempenho de cada teste. A decisão final do tipo de teste a ser aplicado é realizada após a identificação do tipo de distribuição dos dados coletados.

Como determinar as concentrações das SQI de *background* em água subterrânea?

A análise de *background* para a água subterrânea (NAVFAC, 2004) se difere da análise realizada para solo (NAVFAC, 2002) e sedimentos (NAVFAC, 2003) em função das características dinâmicas desse meio. Algumas particularidades da água subterrânea devem ser levadas em consideração para a escolha do conjunto de poços de monitoramento que serão considerados na avaliação do *background*.

Uma dessas particularidades é a capacidade que a água subterrânea tem de transportar as SQI para a jusante, tornando a direção do fluxo da água subterrânea uma importante característica a ser levada em consideração. Normalmente, o conjunto de poços para a avaliação do *background* encontra-se à montante da área de interesse; mas, em alguns casos, áreas paralelas e mesmo a jusante também podem ser consideradas, desde que estejam dentro do mesmo contexto geológico e hidrogeoquímico da área suspeita de contaminação.

A variação das concentrações das SQI, tanto as de *background* como as geradas pelas atividades antrópicas, deve ser avaliada em relação à profundidade no aquífero e ao tempo. Num mesmo aquífero, zonas hidroquímicas diferentes podem se formar em diferentes profundidades, tornando necessário considerar-se a instalação de poços de diferentes profundidades para a avaliação do *background*. Já as variações temporais são ocasionadas pelas flutuações sazonais da recarga do aquífero, o que exige a execução de análises de tendência a partir dos resultados analíticos de campanhas de monitoramento semestrais, ou mais frequentes, obtidos ao longo de alguns anos. A falta de entendimento sobre as variações das concentrações de origem sazonal pode levar a uma interpretação equivocada delas, confundindo-as, por exemplo, com um aporte de substâncias a partir de atividades antrópicas realizadas na área em estudo.

Assim como para solos e sedimentos, uma avaliação inicial dos dados de amostras de água subterrânea deve ser realizada para verificar se eles obedecem aos critérios de qualidade estabelecidos. Se necessário, a coleta de dados adicionais deve ser realizada, considerando-se também a seleção de áreas para a coleta de amostras de *background*.

Uma vez que os dados tenham sido validados como representativos do impacto existente, as concentrações de exposição das substâncias devem ser calcu-

ladas e comparadas aos valores de risco. É importante ressaltar que a maior concentração detectada dentre todos os poços representa a concentração de exposição. As substâncias com concentrações abaixo dos valores de risco não necessitam de análise de *background*; porém, as substâncias com concentrações acima do risco devem ser analisadas.

A análise do *background* para a água subterrânea envolve a avaliação da geologia e da hidrogeologia do local e também das fontes dos contaminantes, seguida pela avaliação das condições geoquímicas e pela análise espacial e temporal dos dados analíticos. Esse estudo visa identificar um conjunto de poços de monitoramento para o *background* e estimar a variação das concentrações de *background* para cada SQI.

Quando a avaliação das concentrações de *background* estiver concluída, deve ser feita uma comparação entre essas concentrações e as concentrações de exposição calculadas para a área em estudo. Caso as concentrações de exposição estejam dentro do intervalo de variação do *background*, não é necessária nenhuma análise adicional de *background*, pois as ocorrências são de origem natural. Porém, se as concentrações de exposição estiverem acima da variação das concentrações de *background*, sem que essa diferença seja tão elevada a ponto de imediatamente caracterizá-la como gerada por impacto ambiental, uma nova análise de *background* deve ser realizada.

Um estudo de caso para arsênio e chumbo foi descrito pela NAVFAC (2004). Ele abrangeu a identificação da área para coleta de amostras de *background* de seus intervalos de concentrações seguida da comparação, por meio de métodos estatísticos, com as concentrações das áreas suspeitas de contaminação. O estudo conclui que as concentrações de arsênio observadas na área suspeita de contaminação são semelhantes às do *background* e, portanto, que não se trata de uma SQI. Para o chumbo, foi verificado que a contaminação está limitada à região onde estão localizados dois poços de monitoramento, sendo esse metal uma SQI da área.

Propriedades das Substâncias Químicas de Interesse (SQI)

Quais propriedades das SQI são importantes para um MCA?

As propriedades físico-químicas das SQI e suas interações com o meio físico determinarão a forma-

ção de fases separadas (livre e retida), vapor, dissolvida e sorvida nas zonas não saturada e saturada por ocasião de derramamento acidental ou disposição de forma inadequada de uma ou várias SQI.

As principais propriedades físico-químicas das SQI podem ser divididas entre aquelas que afetam a mobilidade (densidade, solubilidade, viscosidade, volatilidade, composição, adsorção) e as que têm a mobilidade afetada devido à interação com o meio (tensão interfacial/tensão superficial, grau de umectação ou molhabilidade, força capilar/pressão capilar, saturação/saturação residual).

O conhecimento dessas propriedades e de suas interações com a matriz do solo ou rocha em subsuperfície é essencial para o entendimento das vias de exposição durante a elaboração das avaliações de risco ecológico ou à saúde humana. Dessa forma, estas propriedades são descritas a seguir, sendo que a adsorção está apresentada no item Transportes.

Densidade

A densidade é uma relação entre a massa e o volume que uma substância ocupa, de acordo com determinada pressão e temperatura. Como exemplo, a densidade da água é $1 \text{ g}\cdot\text{mL}^{-1}$ a 25°C e 1 atm. A densidade classifica os compostos orgânicos em Fase Líquida Não Aquosa Leve (Light Non-Aqueous Phase Liquid - LNAPL) – quando eles possuem densidade menor do que a da água – e Fase Líquida Não Aquosa Densa (Dense Non-Aqueous Phase Liquid - DNAPL) – quando têm densidade maior do que a da água. A densidade de uma mistura é diferente daquela encontrada no produto puro. Quanto maior a densidade, maior será a força motriz provocando a migração vertical do composto no meio subterrâneo. A migração só termina quando não há acúmulo de carga de composto suficiente para continuá-la ou quando existe uma barreira física que a interrompe como, por exemplo, uma camada impermeável.

Solubilidade

Define a capacidade de uma SQI se dissolver em um líquido sob uma determinada temperatura e pressão. No meio ambiente subterrâneo, a solubilidade é responsável pela formação da fase dissolvida, por meio da dissolução do composto orgânico/inorgânico na fase aquosa. A formação da fase dissolvida em meio subterrâneo depende da temperatura, do pH, da presença de cossolventes (p. ex. metanol

e etanol), de matéria orgânica dissolvida e de compostos inorgânicos dissolvidos (salinidade), da solubilidade efetiva, da difusividade da matriz, das condições de fluxo da água subterrânea, dos gradientes de concentração, do tempo de contato e de sua distribuição como fase livre, retida, adsorvida ou vapor quando em contato com a água subterrânea.

Compostos orgânicos tendem a ser menos polares do que os inorgânicos. Em geral, quanto menor a polaridade de um composto, menor será a sua solubilidade. Há uma grande variação na solubilidade de compostos orgânicos; desde completamente miscíveis, como álcoois (p. ex. metanol e etanol), a pouco solúveis, como os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos. Se a solubilidade de um composto for elevada, ele tenderá a apresentar mobilidade juntamente com a água; se for pequena, ele permanecerá em subsuperfície formando fase líquida não aquosa (NAPL). O pH também altera a solubilidade de um composto orgânico em água; como no caso do pentaclorofenol, que em pH 2,7 está 1% ionizado, mas pode estar 99% ionizado em águas de pH 6,7, situação muito comum em condições naturais (KIRK; OTHMER, 1979 apud DEL GRANDE; REZENDE; ROCHA, 2003, p. 679).

Para misturas de NAPL em contato com a água, a concentração máxima que se pode esperar de um dos componentes da mistura pode ser estimada pela solubilidade do composto puro e pela sua fração molar na mistura. Pela **equação 1.1**, o valor da fração molar (x_i) é obtido através da divisão do número de moles do componente i (n_i) pelo número de moles total (n). Para o cálculo da solubilidade efetiva (S_i), utiliza-se a **equação 1.2**, multiplicando-se a fração molar pela solubilidade do componente puro ($S_{i,puro}$):

Equação 1.1

$$x_i = n_i / n$$

x_i = fração molar do componente i na solução
 n = número de moles total
 n_i = número de moles do componente i

Equação 1.2

$$S_i = S_{i,puro} \cdot x_i$$

S_i = solubilidade efetiva [ML^{-3}]
 $S_{i,puro}$ = solubilidade do componente puro [ML^{-3}]

As equações acima podem ser utilizadas para estimar a solubilidade de compostos hidrofóbicos com estruturas moleculares semelhantes e que resultam em uma solubilidade efetiva de aproximadamente

10% da solubilidade do composto puro. Portanto, quando se encontram concentrações dessa ordem nas análises de água, pode haver a presença de NAPL (USEPA, 1992). É importante salientar que a solubilidade efetiva muda conforme a fração molar se altera com a passagem do tempo.

Viscosidade

A viscosidade de um fluido é a medida de sua resistência ao fluxo. Essa resistência depende da temperatura, pois quanto maior a temperatura, menor a viscosidade. Quanto menor a viscosidade, menor também a resistência ao escoamento, o que facilita a penetração do fluido em um meio poroso. Além disso, a viscosidade de uma mistura varia em função do tempo, devido às transformações e à degradação sofridas pela mistura.

Volatilidade e pressão de vapor

A pressão de vapor é uma propriedade física que depende da temperatura e que está relacionada à velocidade com que um composto puro se volatiliza ou evapora. É um fenômeno em que as moléculas localizadas na superfície do líquido passam para vapor.

A volatilidade está relacionada à facilidade de um composto para passar do estado líquido ao estado de vapor. A formação da fase de vapor no meio ambiente subterrâneo depende das propriedades físico-químicas dos compostos (solubilidade, peso molecular, pressão de vapor e natureza da interface ar-água através da qual ele deve passar), da presença de outros compostos e das propriedades físicas da zona saturada (velocidade e profundidade da água subterrânea), bem como da atmosfera acima do nível do solo.

A fase vapor pode ser formada a partir da fase livre e/ou retida, bem como da fase dissolvida. A transferência de massa da fase livre ou retida para a fase vapor é descrita pela Lei de Raoult (equação 1.3), através da multiplicação da pressão parcial de vapor do componente i puro (P_i) pela fração molar do componente i na solução (x_i) calculada pela equação 1.1:

Equação 1.3

$$P_i = P_{i \text{ puro}} \cdot x_i$$

P_i = pressão parcial de vapor do componente i puro [$\text{ML}^{-1} \text{T}^2$]

$P_{i \text{ puro}}$ = pressão de vapor do componente i puro [$\text{ML}^{-1} \text{T}^2$]

x_i = fração molar do componente i na solução

Já, a pressão total de uma mistura ($P_{\text{solução}}$) é equivalente à soma das pressões parciais (P_i) de cada um de seus componentes (equação 1.4):

Equação 1.4

$$P_{\text{solução}} = P_{a \text{ puro}} \cdot x_a + P_{b \text{ puro}} \cdot x_b + P_{c \text{ puro}} \cdot x_c + \dots$$

$P_{\text{solução}}$ = pressão total de vapor da solução [$\text{ML}^{-1} \text{T}^2$]

$P_{i \text{ puro}}$ = pressão parcial de vapor do componente i puro [$\text{ML}^{-1} \text{T}^2$]

x_i = fração molar do componente i na solução

A transferência de massa da fase dissolvida (concentrações de até $10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$) para a fase vapor é estabelecida pela Lei de Henry (equação 1.5), efetuando a divisão da concentração no ar (C_{ar}) pela concentração na água ($C_{\text{água}}$):

Equação 1.5

$$K_h = C_{\text{ar}} / C_{\text{água}}$$

K_h = constante de Henry

C_{ar} = concentração no ar [ML^{-3}]

$C_{\text{água}}$ = concentração na água [ML^{-3}]

As concentrações no ar e na água devem ser coerentes com as unidades de K_h , que pode apresentar diferentes unidades. Quanto maior K_h e o valor numérico da pressão de vapor, maior será a volatilidade do composto e também a sua passagem para a fase vapor.

É importante salientar que a lei de Raoult se aplica para a transferência de massa da fase livre/retida e da fase dissolvida com maiores concentrações para a fase vapor. A Lei de Henry se aplica para calcular a transferência de massa da fase dissolvida para a fase vapor quando as concentrações da fase dissolvida são aproximadamente menores que $10^{-3} \text{ mol.L}^{-1}$, assumindo o equilíbrio local (USEPA, 1995).

Composição

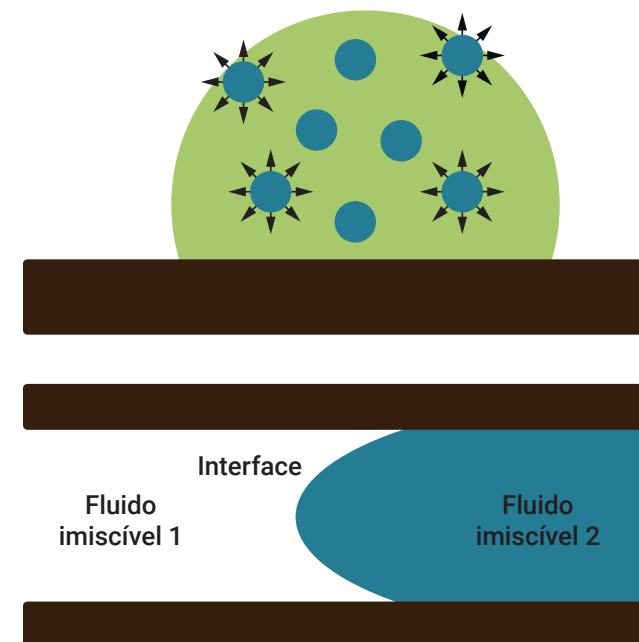
Conforme mencionado anteriormente, as propriedades dos compostos orgânicos puros são diferentes quando presentes em uma mistura. Tais propriedades também podem ser modificadas em consequência da degradação ou da volatilização decorrentes da passagem do tempo. Em fontes com uma grande mistura de SQI, alguns DNAPL podem se particionar em LNAPL, por exemplo. Por essa razão, a coleta de amostras das SQI nas áreas investigadas é desejável, pois assim podem ser realizadas análises das propriedades físico-químicas da mistura.

Tensão interfacial e superficial

As moléculas presentes no interior de um fluido homogêneo estão sob a ação de forças intermoleculares de mesma intensidade. Entretanto, quando estão localizadas na interface de dois fluidos, há uma menor interação entre elas, ocasionando a formação de um menisco, cuja tensão é semelhante à de uma membrana elástica (figura 1.3). Essa tensão é o resultado do desequilíbrio de forças na interface, ocasionando a sua contração. Tal propriedade permite que dois fluidos coexistam quando expostos a diferentes pressões (PANKOW; CHERRY, 1996).

Tensão é a força de contração por unidade de comprimento, ao longo do perímetro de uma superfície. Se a superfície separa duas fases não gasosas, a tensão é denominada interfacial. A tensão é denominada superficial quando a superfície separa uma interface gás-líquido ou gás-sólido.

Figura 1.3. Forças de coesão dentro do fluido e na sua interface (acima) e a formação de menisco na interface de dois fluidos imiscíveis em contato com uma superfície sólida (abaixo)



Quanto maior a tensão interfacial, maior será a estabilidade da interface entre as fases e, consequentemente, menor a probabilidade de se formarem emulsões estáveis entre os dois líquidos. A tensão interfacial diminui com o aumento da temperatura e pode ser afetada pelo pH, assim como pela presença de surfactantes e gases em solução.

A tensão interfacial existente entre o NAPL e a água tem grande importância no comportamento do NAPL em um meio poroso, pois a diferença de pressão causada pela curvatura da interface desenvolve os fenômenos de ascensão e depressão capilar. Ela é geralmente expressa como uma força por unidade de comprimento, que se opõe ao aumento da superfície. Sua unidade SI é o Newton por metro (N.m^{-1}). Pode ser expressa, também, como energia por unidade de área.

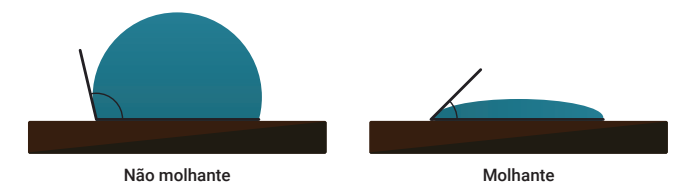
Para a maioria dos sistemas água e DNAPL, a tensão interfacial varia entre 20 a 50 dyn.cm^{-1} (MERCER; COHEN, 1990). Entretanto, como os DNAPL normalmente estão presentes em misturas, e também devido a sua degradação com o tempo, a tensão interfacial é uma variável que necessita ser medida sempre que possível (PANKOW; CHERRY, 1996).

Molhabilidade

Quando diferentes fluidos (ar, água e NAPL) estão em contato com um sólido, um deles sempre terá maior afinidade com o sólido do que o outro. Essa afinidade é conhecida como molhabilidade, e ela pode ser inferida pelo ângulo de contato entre a superfície do sólido e dos fluidos. A molhabilidade depende das propriedades químicas dos dois fluidos e da composição da superfície sólida (PANKOW; CHERRY, 1996).

Quando o ângulo de contato θ entre um fluido e a superfície sólida é maior que 90° , o fluido é denominado não molhante. Quando menor que 90° , é denominado molhante (figura 1.4).

Figura 1.4. Ângulos de contato θ : fluidos não molhante e molhante



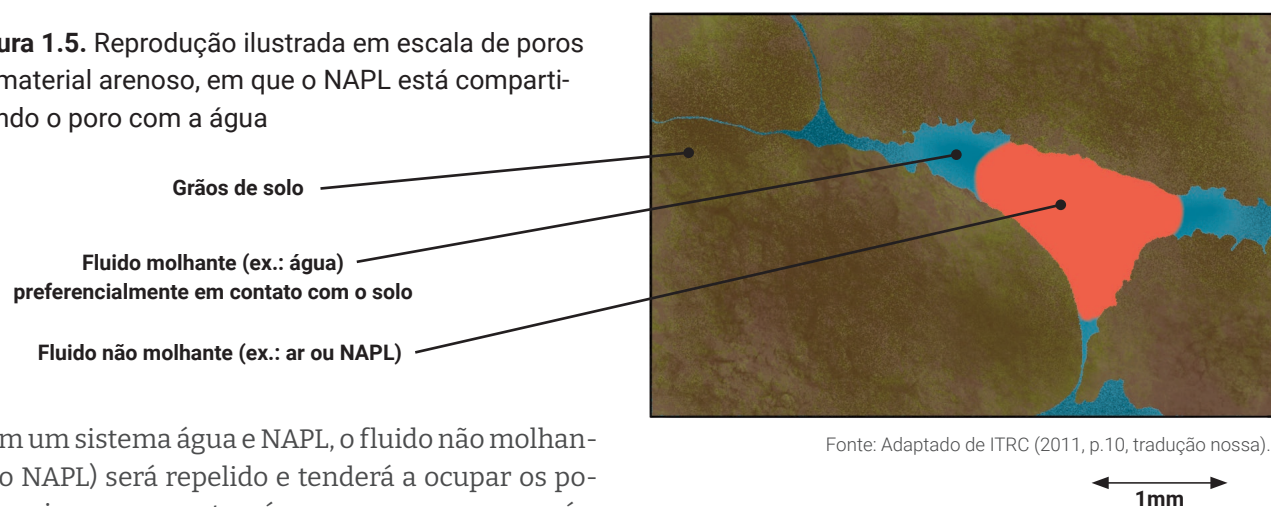
A água é quase sempre o fluido molhante na presença de ar e NAPL (tabela 1.2). Quando NAPL e ar coexistem, o NAPL é o fluido molhante. A molhabilidade é um parâmetro indicativo da distribuição de fluidos em um sistema multifásico devido à variabilidade da subsuperfície e de vários fatores que a afetam, tais como a composição de fase aquosa, a presença de matéria orgânica e de surfactantes, a mineralogia etc. (MERCER; COHEN, 1990).

Tabela 1.2. Relações de molhabilidade entre fluidos e superfícies

Sistema	Fluido molhante	Fluido não molhante
Ar: Água	Água	Ar
Ar: NAPL	NAPL	Ar
Água: NAPL	Água	NAPL
Ar: Água: NAPL	Água > NAPL > Ar	

Fonte: Adaptado de USEPA (1991, p. 30, tradução nossa).

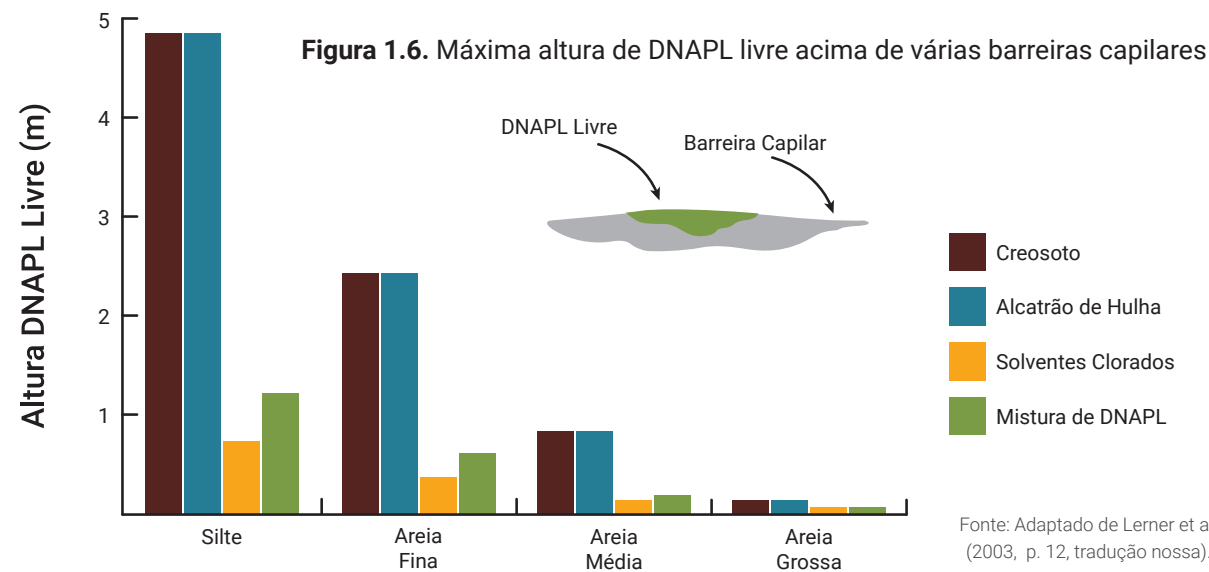
Figura 1.5. Reprodução ilustrada em escala de poros de material arenoso, em que o NAPL está compartilhando o poro com a água



Em um sistema água e NAPL, o fluido não molhante (o NAPL) será repellido e tenderá a ocupar os poros maiores, enquanto a água, que nesse caso será o molhante, tenderá a revestir os sólidos e a ocupar a garganta dos poros (figura 1.5).

A dificuldade em superar o gradiente de pressão é a razão pela qual o NAPL enche primeiro os poros de maior volume em um solo saturado de água (PANKOW; CHERRY, 1996). É também por isso que alguns NAPLs permanecem presos nos poros e não podem ser removidos por meio de métodos de recuperação hidráulica, como o bombeamento.

Lerner et al. (2003) demonstrou a máxima espessura que um corpo contínuo de DNAPL (fluido não molhante) pode formar acima de diferentes barreiras capilares (figura 1.6). As máximas espessuras de DNAPL foram atingidas em condições de maior tensão interfacial, menor densidade do DNAPL (creosoto e alcatrão de hulha) e menor permeabilidade da barreira capilar (silte). Para solventes clorados e PCB (DNAPL), a espessura variou de alguns centímetros a várias dezenas de centímetros. Nos Estados Unidos, poucas áreas foram encontradas com espessuras de solventes clorados superiores a 2 m.



Pressão capilar

A pressão capilar é o fenômeno que faz com que a água (fluido molhante) suba em um canudo estreito; nesse caso, o fluido não molhante é o ar. Ela ocorre nas zonas não saturada e saturada do meio poroso (PANKOW; CHERRY, 1996). Todos os poros têm certa pressão capilar, que é a tendência deles de atrair o fluido molhante e repelir o não molhante. A pressão capilar (equação 1.6) depende da heterogeneidade da subsuperfície, da geometria do espaço vazio, da natureza dos sólidos e dos líquidos e do grau de saturação.

Equação 1.6

$$P_c = P_{nw} - P_w$$

P_c = pressão capilar [$ML^{-1}T^{-2}$]

P_{nw} = pressão fluido não molhante (NAPL) [$ML^{-1}T^{-2}$]

P_w = pressão fluido molhante (água) [$ML^{-1}T^{-2}$]

Devido à pressão capilar, o NAPL migra em uma subsuperfície conforme o teor de umidade do solo. Na zona não saturada existem poros com ar, água e NAPL. Para o NAPL poder se deslocar, ele terá que exercer pressão suficiente para entrar ou sair dos poros, tanto na distribuição vertical quanto na lateral. Ele preferencialmente migra pelos poros com ar, por ser o fluido molhante.

A migração do NAPL para a zona saturada é possível caso o seu volume seja suficiente para vencer a pressão de entrada da franja capilar. A pressão capilar é inversamente proporcional à granulometria do meio (baixa para areias e alta para siltes e argilas). Na zona saturada, a alta pressão capilar existente em poros pequenos pode impedir o deslocamento do NAPL, que tende a escoar através dos poros saturados maiores.

Uma revisão mais detalhada das propriedades físicas das SQI (densidade, solubilidade, viscosidade, volatilidade e pressão de vapor, difusão, composição, tensão interfacial e superficial, molhabilidade, pressão capilar etc.) e de como mensurá-las pode ser obtida em Lyman; Reehl e Rosenblatt (1990) e em Mercer e Cohen (1990).

Saturação e saturação residual

Um composto orgânico pode existir como fase não aquosa em equilíbrio com a água apenas quando a sua concentração em fase dissolvida atingir o limite de saturação para esse composto na água (PANKOW; CHERRY, 1996).

Portanto, NAPL retido na forma de nódulos e gânglios se forma na porção final do caminho de migração do corpo contínuo do NAPL em resposta às instabilidades hidrodinâmicas em escala de poro, como a pressão capilar. Tais nódulos e gânglios apresentam comprimento entre uma e dez vezes o diâmetro dos grãos da matriz (LERNER et al., 2003). Uma revisão sobre saturação residual foi realizada por Adamski et al. (2003).

Distribuição multifásica das SQI

Os compostos orgânicos são, principalmente, subdivididos quanto a sua densidade e solubilidade em água. Os hidrocarbonetos, comumente associados à produção, ao refino e à distribuição de produtos do petróleo (gasolina, óleo diesel e querosene), apresentam características de LNAPL. As misturas de compostos alifáticos e aromáticos apresentam diferentes solubilidades em água. Os principais DNAPL são: creosoto, alcatrão de hulha, óleos a base de bifenilas policloradas (PCB) e solventes clorados. A USEPA (2022a) atualiza anualmente as tabelas de SQI, que podem ser consultadas para maiores detalhes.

Em subsuperfície, as SQI se particionam em quatro fases (figura 1.7 e figura 1.8):

- **Fase líquida não aquosa (NAPL):** ocorre quando o contaminante é imiscível com a água e pode ser encontrado como fase livre ou retida, ambas caracterizando fontes secundárias de contaminação.

A fase livre apresenta mobilidade no meio poroso e migra para qualquer meio de maior permeabilidade, podendo acumular-se em poços de monitoramento. Para ser livre, a fase líquida não aquosa tem que apresentar um certo grau de continuidade, de forma que ela possa transmitir a pressão hidráulica e fluir, gerando plumas de contaminação em fase livre. Para isso, a saturação da fase líquida não aquosa tem que ser maior que a sua saturação residual em um determinado meio poroso.

A fase retida ocorre em resposta às instabilidades hidrodinâmicas que ocorrem na escala de poros e, portanto, não apresenta mobilidade no meio poroso. Quando presente na zona saturada, a fase retida é denominada por diversos autores como "trapeamento" do NAPL.

- **Fase vapor:** está presente na zona não saturada e tem alta mobilidade, produzindo plumas de contaminação em fase vapor que podem se acumular em

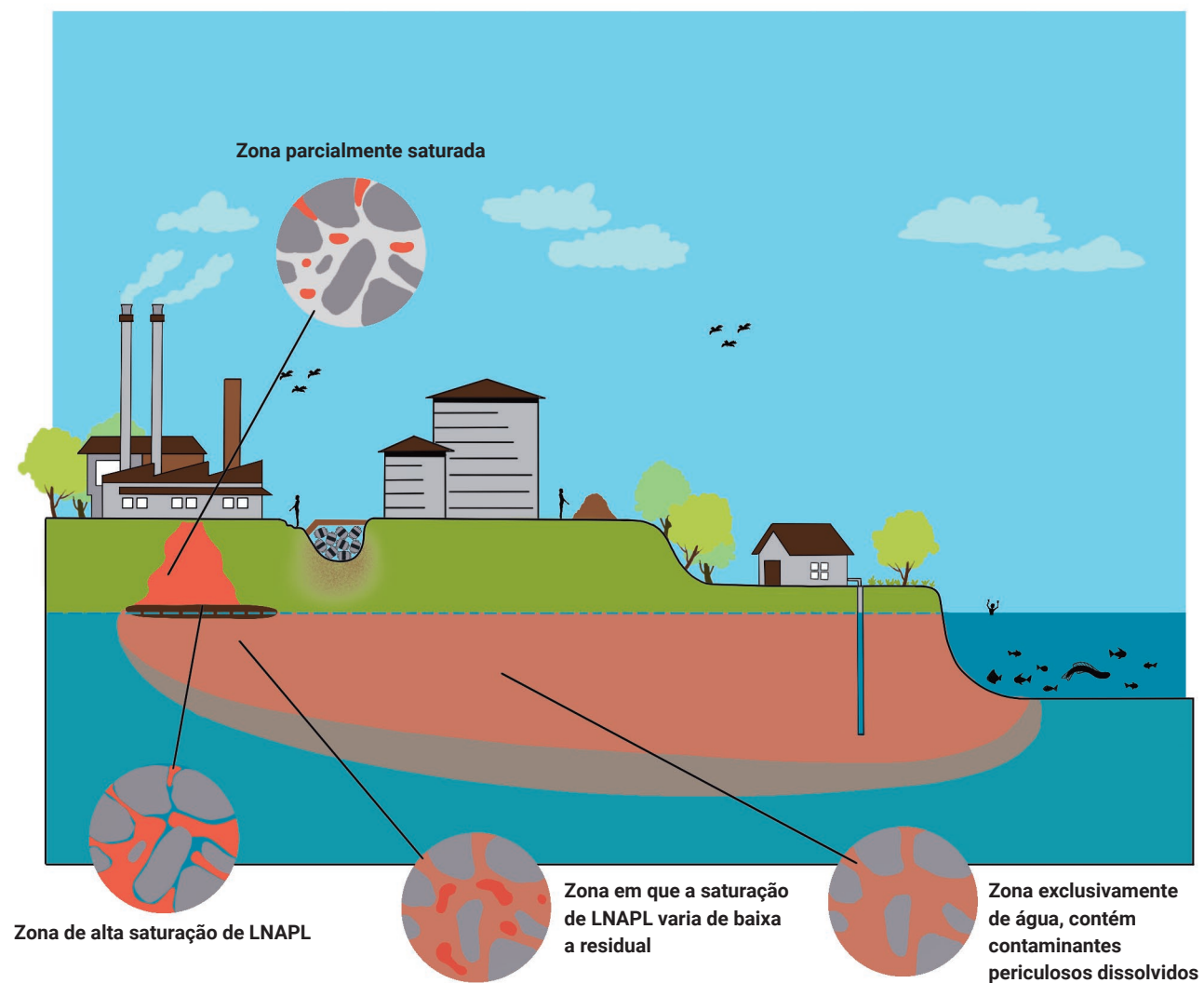
espaços confinados, como garagens subterrâneas e porões. A fase vapor origina-se diretamente da volatilização do NAPL da fase separada (livre ou retida), pela Lei de Raoult, e/ou da fase dissolvida na zona saturada, pela Lei de Henry.

- **Fase dissolvida:** está presente na zona saturada, sendo ocasionada pelo particionamento do NAPL em água subterrânea, o que acarreta na formação de plumas de contaminação em fase dissolvida. A composição da fase dissolvida dependerá fundamentalmente da solubilidade das SQI.

- **Fase adsorvida:** é formada pela adsorção do composto presente na fase dissolvida pela matéria orgânica ou pela matriz geológica, em especial as argilas. Os coeficientes de partição são empíricos e

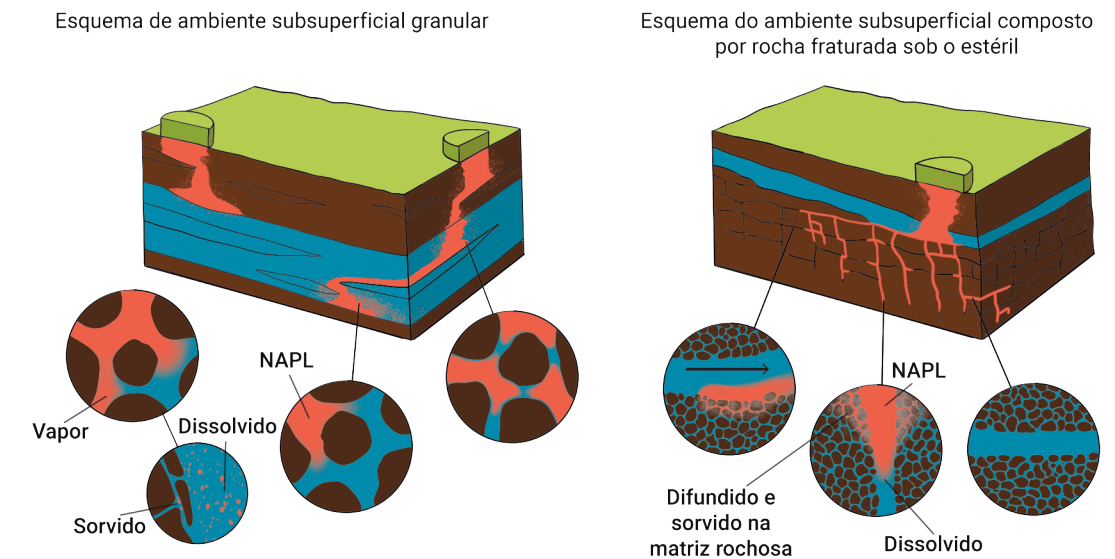
dependem das características do contaminante, da mineralogia e do conteúdo orgânico da matriz do aquífero. A fase adsorvida não deve ser conceitualmente confundida com a fase retida. Trata-se de um fenômeno que ocorre na escala molecular, ao contrário da fase retida, que ocorre na escala do poro. A massa de contaminante da fase retida é em geral maior que a massa na fase adsorvida em ordens de magnitude. Na prática, entretanto, não é possível distinguir essas duas fases por meio de análises químicas de solo, pois os resultados analíticos representam uma soma dessas duas fases.

Figura 1.7. Modelo conceitual de contaminação no subsolo causada por vazamentos de LNAPL e distribuição multifásica em subsuperfície



Fonte: Destaques adaptados de ITRC (2018, p. 21, tradução nossa).

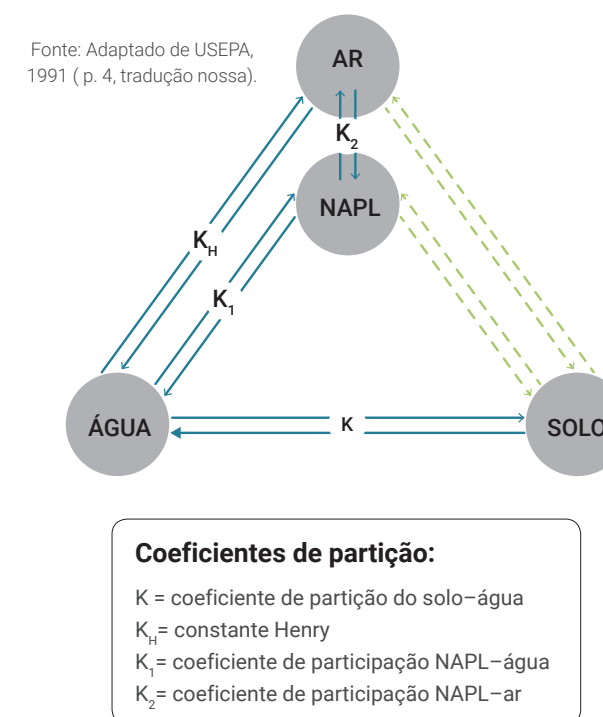
Figura 1.8. Modelo conceitual de contaminação causada por vazamentos de DNAPL e distribuição multifásica em subsuperfície. À esquerda: distribuição em depósitos não consolidados ou rochas sedimentares de permeabilidades variadas, nos quais a migração da SQI é principalmente controlada por porosidade primária (intergranular). À direita: rocha sedimentar fraturada, na qual a migração da SQI é controlada pela porosidade secundária e pela difusão molecular entre matriz e fratura.



Fonte: Adaptado de Mackay; Cherry (1989, pp. 632 e 634, tradução nossa).

Na zona não saturada, tanto o LNAPL quanto o DNAPL migram em função das forças gravitacionais (vertical) e capilares (vertical e horizontal). Considerando os quatro compartimentos (solo, água, ar e NAPL), há seis possíveis mecanismos de particionamento das fases de uma SQI na zona não saturada (figura 1.9).

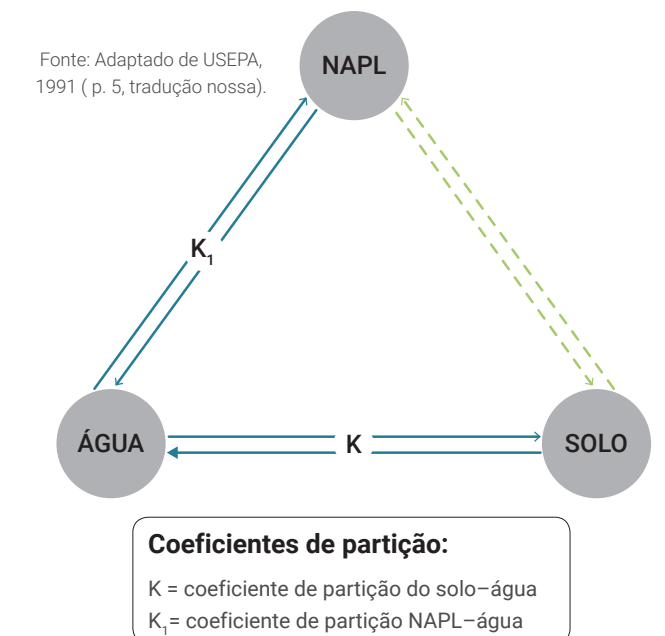
Figura 1.9. Potencial distribuição de um NAPL em quatro fases em uma zona não saturada



Fonte: Adaptado de USEPA, 1991 (p. 4, tradução nossa).

Na zona saturada, os LNAPL tendem a se estender lateralmente à medida que atingem a franja capilar, enquanto os DNAPL tendem a migrar verticalmente até atingirem alguma barreira física de menor permeabilidade, tal como aquitardes argilosos, e iniciarem um escoamento lateral ao longo do contato litológico. Considerando os três compartimentos (solo, água e NAPL), três mecanismos de particionamento das fases de uma SQI na zona saturada são possíveis (figura 1.10):

Figura 1.10. Potencial distribuição de um NAPL em três fases na zona saturada



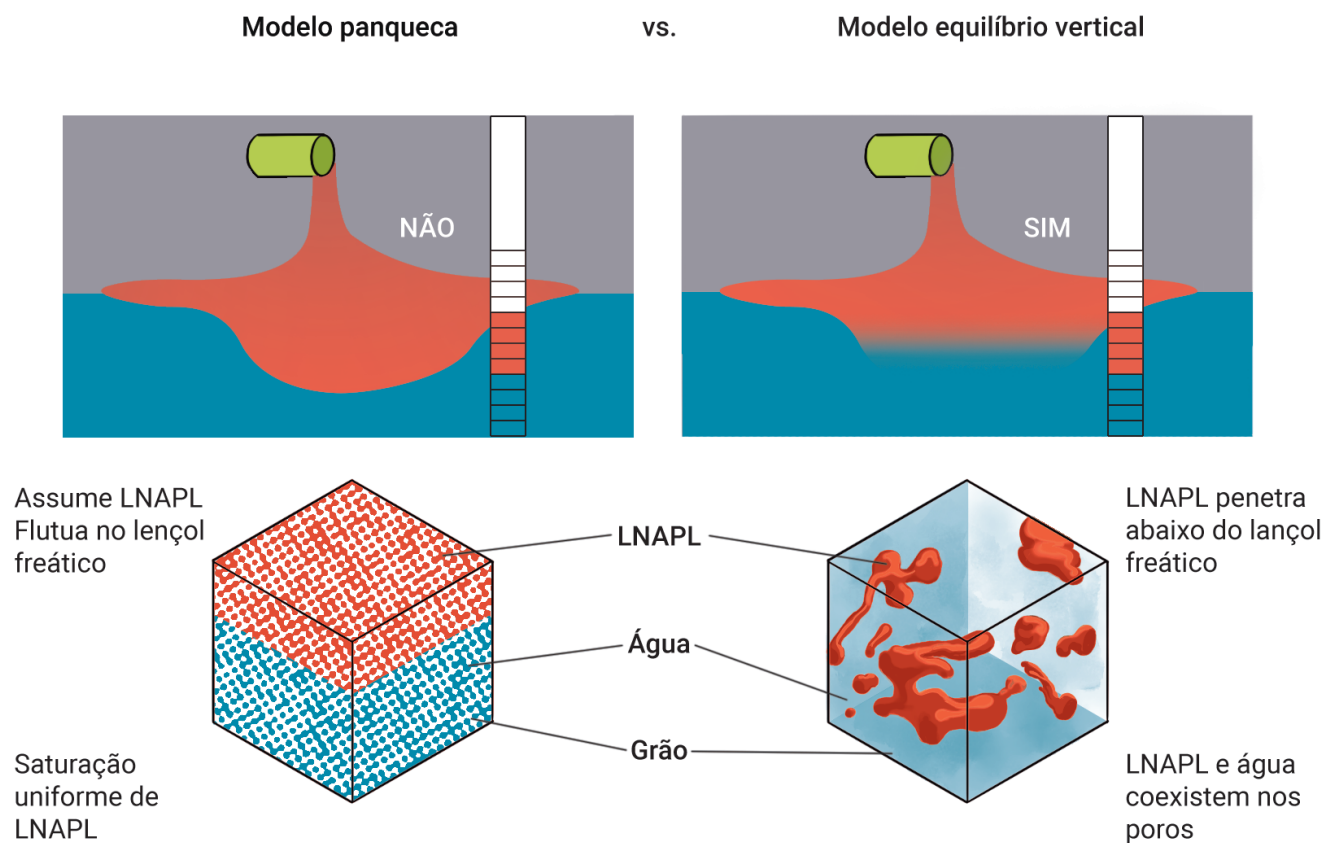
Fonte: Adaptado de USEPA, 1991 (p. 5, tradução nossa).

A massa das SQI pode distribuir-se em fase móvel (LNAPL livre e fase dissolvida) e fase imóvel (LNAPL retido e fase sorvida). A fase imóvel poderá ser dissolvida pela passagem da água nos poros e mobilizada.

A geometria do LNAPL em fase livre varia significativamente conforme as propriedades físico-químicas das SQI. Um erro comum em modelos conceituais é assumir que LNAPL flutuam no nível freático, ou franja capilar, assumindo o formato de uma panqueca. Parte do LNAPL penetra abaixo desse nível, onde ocorre a distribuição vertical e o espalhamento

lateral (figura 1.11). Além disso, uma fração dos poros pode não estar completamente preenchida pelo LNAPL, resultando na coexistência de LNAPL e água nos poros. Em geral, espera-se que a migração de LNAPLs seja maior na direção do fluxo de água subterrânea. No entanto, a migração pode ocorrer inicialmente em outras direções, em resposta aos gradientes hidráulicos e devido à quantidade de LNAPL. Um acúmulo de LNAPL relativamente grande pode resultar em compressão ou colapso da franja capilar e até mesmo em depressão do lençol freático.

Figura 1.11. Modelo incorreto (“panqueca”) comparado ao modelo real de equilíbrio vertical



Fonte: Adaptado de ITRC (2013, p. 32, tradução nossa).

DNAPLs em volumes superiores ao volume potencialmente retido na zona não saturada sofrem migração vertical e, por serem mais densos que a água, continuam a migrar verticalmente mesmo após atingir o nível d'água, até atingirem uma camada menos permeável. Tanto na zona não saturada quanto na zona saturada pode haver a formação de uma complexa rede de caminhos preferenciais devido às fissuras, fraturas, juntas e demais descontinuidades estruturais das unidades litológicas.

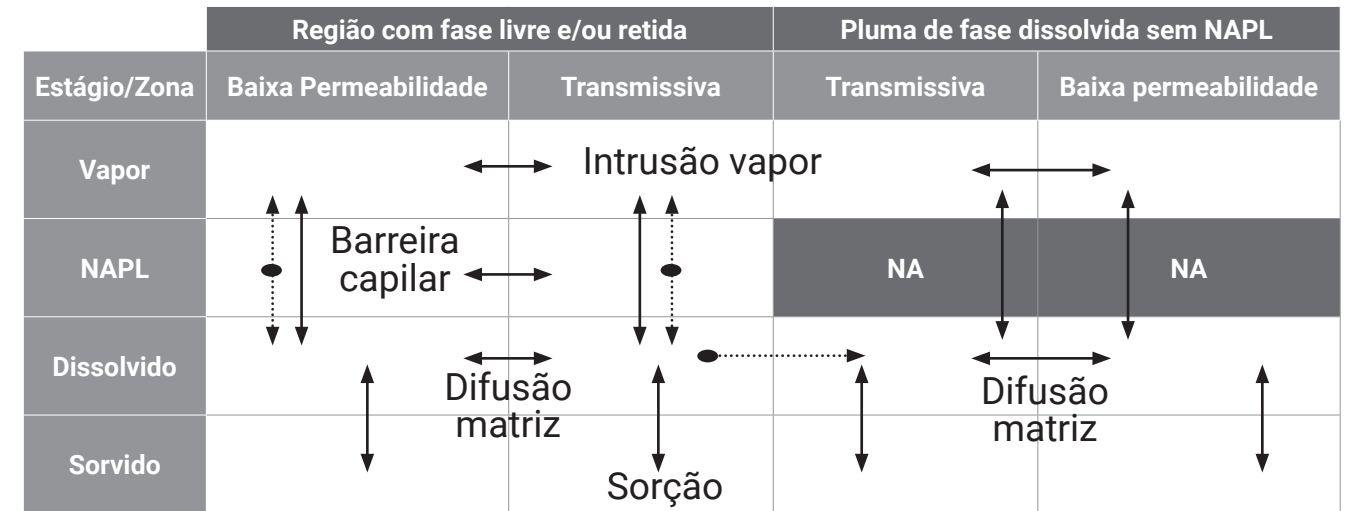
Mesmo um pequeno volume de DNAPL pode escoar rapidamente através de tais descontinuidades, atingindo outras camadas mais permeáveis. Essa complexa distribuição representa o maior desafio na caracterização da distribuição da massa de DNAPL numa área. Outros caminhos que podem facilitar a migração vertical dos DNAPL são janelas estratigráficas, furos de sondagem incorretamente selados, poços de monitoramento e de abastecimento não revestidos e/ou lacrados (USEPA, 1992).

Quais são os possíveis caminhos de transferência de massa entre fases das SQI?

A figura 1.12 mostra o modelo de 14 compartimentos de Sale e Newell (2011) que divide a área de estudo em duas regiões: 1) com fase livre e/ou retida;

2) pluma de fase dissolvida sem ocorrência de NAPL. O modelo articula o potencial de transferência de massa entre as 4 fases que as SQI podem se apresentar e entre os meios geológicos de baixa e alta permeabilidade (transmissiva).

Figura 1.12. Modelo de 14 compartimentos de distribuição de fase e transferência de massa de SQI. O modelo auxilia no entendimento do ciclo de vida de uma área e dos objetivos de caracterização da mesma. Linhas contínuas indicam fluxos de massa reversíveis e linhas descontinúas indicam fluxos de massa irreversíveis.



Fonte: Adaptado de ESTCP (2011, p. 7, tradução nossa).

1.3 Caracterização do meio físico

Quais informações sobre o meio físico da área em estudo são necessárias?

As principais informações a serem coletadas para compor o MCA compreendem: dados geológicos, hidrogeológicos, hidrológicos, geomorfológicos e meteorológicos; determinar as concentrações das SQI nos diversos meios avaliados (i.e. solo, água subterrânea e gases na zona vadosa); definir tridimensionalmente os limites das plumas de contaminação; quantificar as massas das SQI, considerando as diferentes fases em que se encontram (i.e. fase líquida não aquosa, fase vapor, fase dissolvida, e fase adsorvida); caracterizar o transporte das SQI nas diferentes unidades hidroestratigráficas e sua evolução no tempo; e caracterizar os cenários de exposição necessários à realização da etapa de Avaliação de Risco (CETESB, 2017). Algumas sugestões de referências para obter estas informações incluem CPRM (2022a, 2022b), INPE (2022), INMET (2022).

As seguintes informações são consideradas indispensáveis para garantir a representatividade do MCA e o entendimento sobre o meio físico da área em estudo.

Geologia e Pedologia

A caracterização do solo e do substrato rochoso é necessária para o entendimento da natureza, gênese e evolução da matriz e do meio poroso representativos da área em estudo. Para tanto, é necessária a aquisição de informações sobre a geologia regional (escalas de 1:1.000.000 a 1:50.000) e local (escalas de 1:10.000 a 1:100).

As informações sobre a geologia regional podem ser obtidas por meio de pesquisa bibliográfica, mapas geológicos regionais, sensoriamento remoto, além de reconhecimento dos locais de afloramento das unidades hidroestratigráficas de interesse. Tais informações podem ser obtidas a partir dos trabalhos de mapeamento realizados pelo Serviço Geológico do Brasil – CPRM ou a partir de mapas interativos nos portais dos órgãos ambientais estaduais.

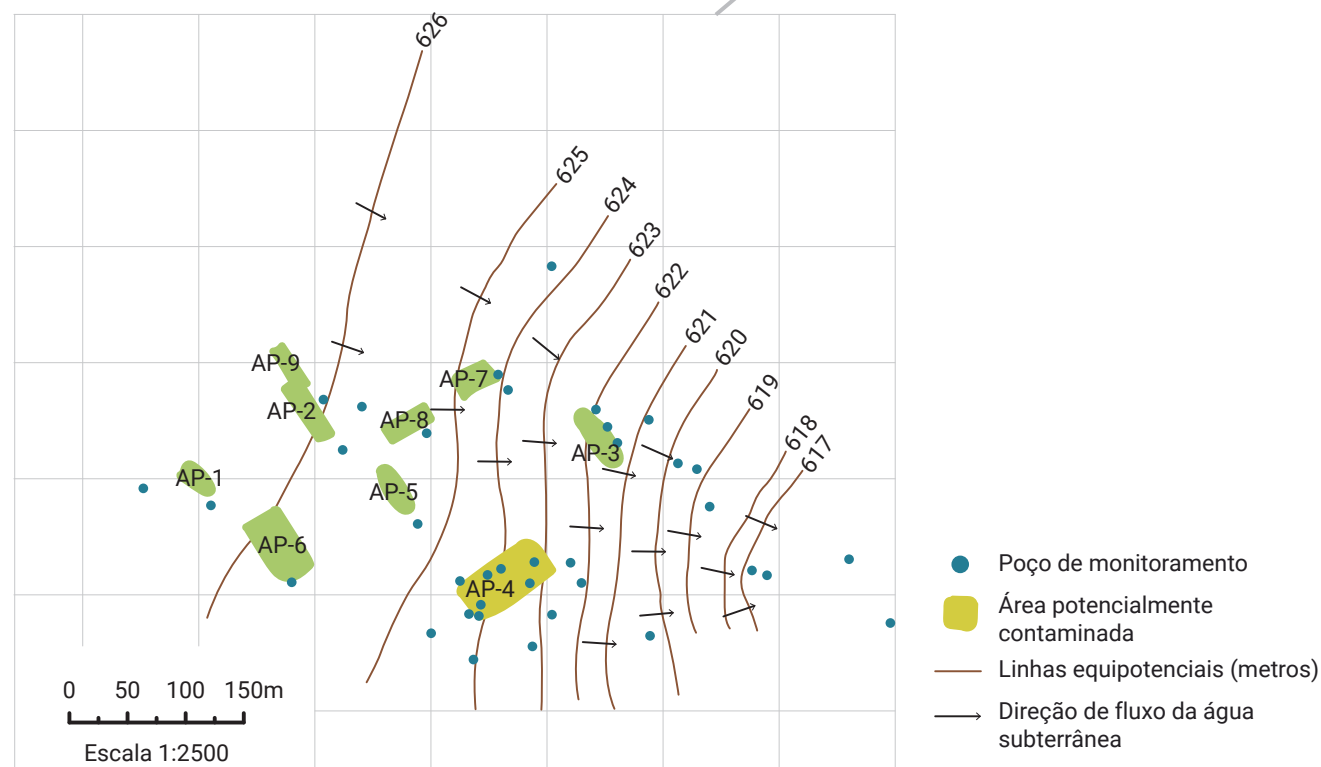
As informações sobre a geologia local são adquiridas a partir de imagens aéreas e sondagens de reconhecimento na área em estudo. As sondagens de

reconhecimento para investigações de caráter ambiental devem ser realizadas nos locais indicados como fontes potenciais e/ou suspeitas de contaminação (CETESB, 2021; ASTM E1903-19, 2020). As informações documentadas nos perfis de sondagem devem auxiliar o entendimento da hidroestratigrafia local, bem como indicar a presença de SQI no solo. Os perfis de sondagem devem incluir:

- As características físicas do solo, a descrição dos horizontes pedogênicos, sua distribuição granulométrica, densidade bruta, densidade aparente, porosidade total, porosidade efetiva, permeabilidade, e fração de carbono orgânico. A classificação do tipo de solo deve atender às normas técnicas aplicáveis (p. ex. ABNT NBR 6502:1995, ABNT NBR 15492:2007, ABNT NBR 6484:2020, ASTM D2487-17:2020, entre outras);
- Identificação das heterogeneidades hidroestratigráficas existentes em subsuperfície, incluindo a descrição das espessuras das unidades descritas e suas relações de contato;
- Profundidade do lençol freático e do topo rochoso, quando interceptado, incluindo a descrição do perfil de intemperismo observado (Vaz, 1996).

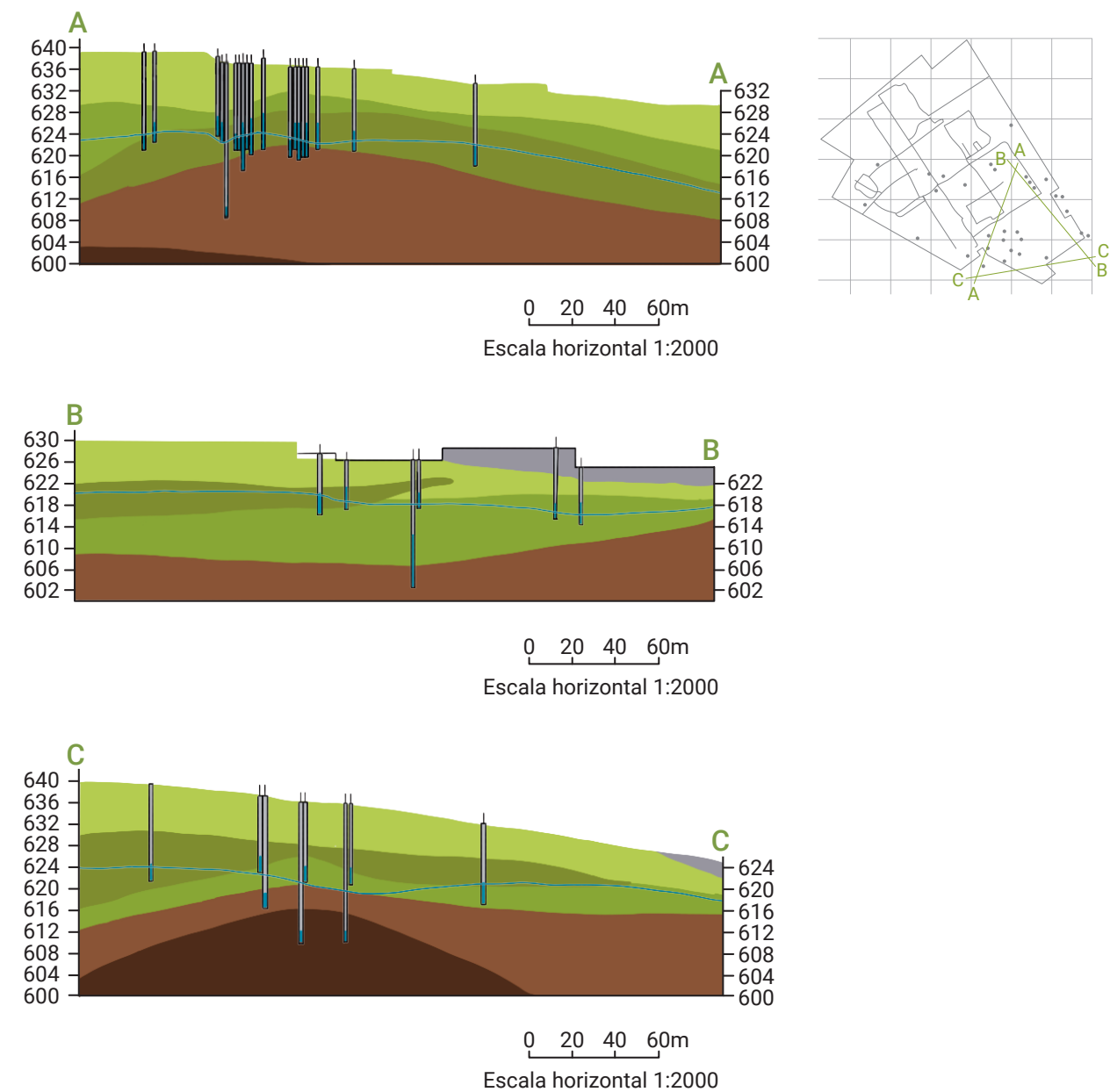
A compilação das informações sobre o perfil litostratigráfico obtidas durante a realização das sondagens de reconhecimento devem ser integradas a descrição da geologia regional para a caracterização geológica da área em estudo. Técnicas de estratigrafia de sequências podem ser empregadas para a síntese dos sistemas deposicionais e melhor representação das heterogeneidades das unidades estratigráficas (USEPA, 2017a). A **figura 1.14** ilustra a interpretação de seções geológicas elaboradas a partir de sondagens de reconhecimento.

Figura 1.13. Exemplo de mapa de localização de sondagens de reconhecimento para a obtenção de amostras de solo e instalação de poços de monitoramento. A descrição do perfil estratigráfico deve ser realizada pelo profissional qualificado para acompanhar a execução das sondagens.



Fonte: Adaptado de CUNHA (2010, p. 25).

Figura 1.14. Seção geológica



- Manto de intemperismo: Areia fina siliosa pouco argilosa, de baixa plasticidade e umidade, apresentam cor marrom avermelhada.
- Manto de intemperismo: Silte argiloso, com presença de areia fina, estruturas de laminação, alta plasticidade, com coloração branca, roxa, vermelha e cinza amarelada.
- Manto de intemperismo: Areia fina argilosa com presença de silte na matriz, com baixa plasticidade, cor amarela e avermelhada.
- Rocha sã muito alterada: Silte arenoso (areia fina), compacto, com presença local de planos de fraturamento (preenchidos) com indicação acentuada. Apresenta coloração predominantemente amarelada, porém com ocorrência de porções de cor roxa.
- Rocha sã: Arenito fino, compacto, coloração cinza esbranquiçado e amarelado.
- Nível d'água.

Fonte: Adaptado de CUNHA (2010, p. 27).

Hidrogeologia

A definição dos parâmetros que influenciam o movimento da água subterrânea no aquífero é fundamental para o Modelo Conceitual da Área. Dentre os elementos essenciais para o entendimento da hidrogeologia de uma área, estão inclusos:

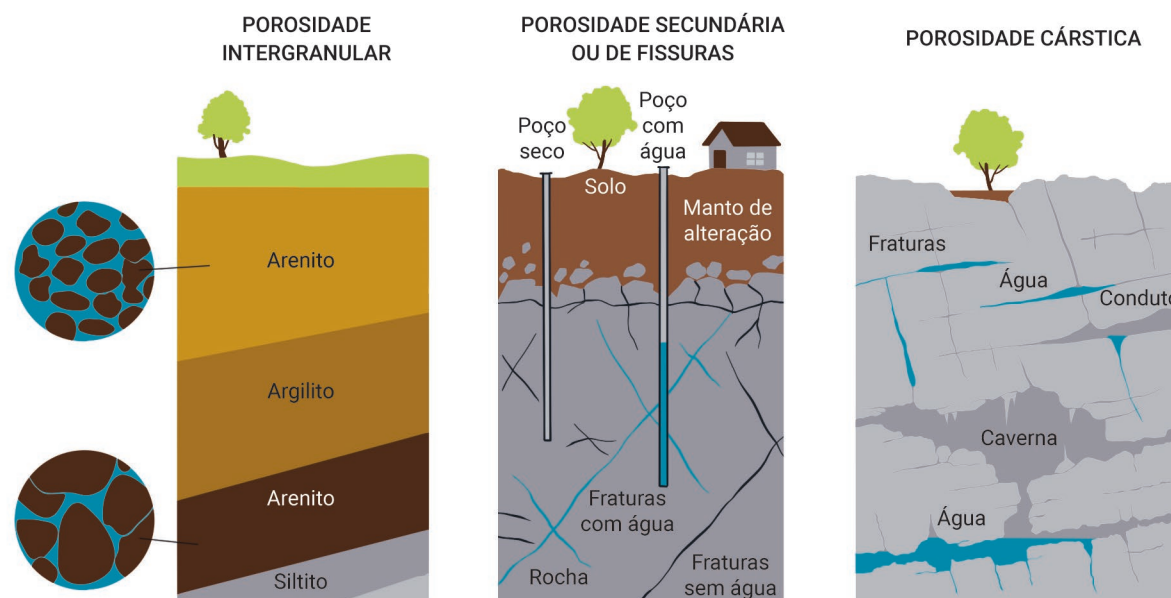
- Tipo da porosidade do aquífero (i.e. intergranular, fissural ou cárstica) (**figura 1.15**).
- Características do aquífero: permeabilidade, transmissividade, coeficiente de armazenamento e armazenamento específico. Tais informações podem ser obtidas por meio da realização de ensaios hidráulicos em campo, tais como *slug test*, *bail test* e/ou testes de bombeamento e de recuperação de nível d'água.
- Definição da direção do fluxo da água subterrânea: elaboração de mapa potenciométrico a partir da interpolação das cargas hidráulicas medidas nos poços de monitoramento com seções filtrantes posicionadas na mesma unidade hidroestratigráfica (i.e. mesmo nível aquífero).
- Gradiente hidráulico e velocidade da água subterrânea: cálculo da velocidade real da água subterrânea entre dois pontos (**figura 1.16**) a partir do gradiente hidráulico horizontal entre dois pontos, utilizando a Lei de Darcy (**equação 1.7**).
- Unidades hidroestratigráficas: a partir da combinação dos perfis litoestratigráficos (**figura 1.14**) obtidos nas sondagens de reconhecimento e dos

dados de cargas hidráulicas, é possível caracterizar a hidroestratigrafia local por meio da definição das unidades aquíferas e aquitardes existentes na área.

Os elementos apresentados nos itens 1.1, 1.2 e 1.3 devem ser reunidos num banco de dados para alimentar figuras, mapas e organogramas que resumam as características e interações de cada componente do MCA. A organização desses dados tipicamente considera sua natureza (i.e. séries temporais, informações estáticas etc.) ou à disciplina a que estão associados (i.e. geologia, hidrologia, geoquímica etc.). O banco de dados pode ser personalizado através do uso de softwares de organização de dados ambientais (ex: Earth Soft EQuIS), ou customizado em plataformas como Microsoft Access. As tabelas de dados mais comuns que devem constar num banco de dados de MCA contemplam:

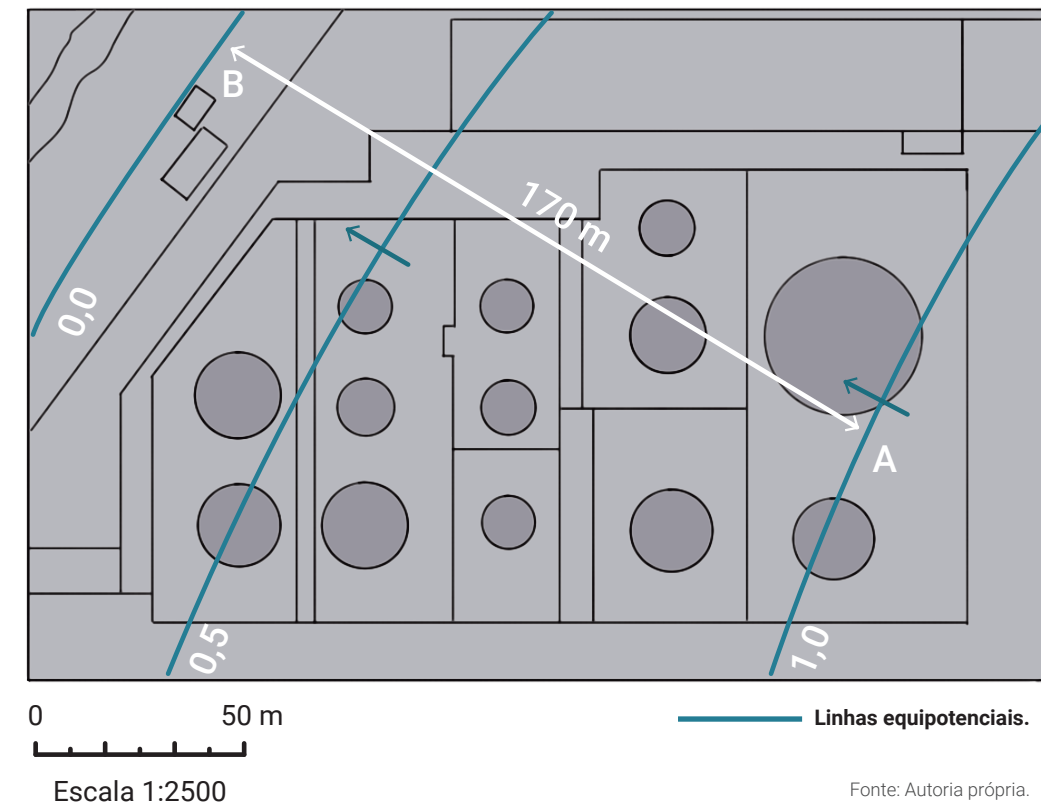
- Localização (coordenadas geográficas) das sondagens e poços instalados;
- Topo e base das unidades litoestratigráficas identificadas;
- Topo e base dos materiais utilizados (pré-filtro, filtro, calda de cimento e bentonita, selo de superfície, revestimentos etc.) na completação dos poços instalados;
- Séries temporais das cargas hidráulicas medidas e de ensaios hidráulicos (p.ex: bombeamento e recuperação);
- Série temporal das concentrações das SQI em solo e água subterrânea.

A Figura 1.15. Diferentes tipos de porosidade em aquíferos



Fonte: Adaptado de SMA (2012, p. 19).

Figura 1.16. Cálculo da velocidade real da água subterrânea entre dois pontos numa área em destaque de mapa potenciométrico



Fonte: Autoria própria.

Equação 1.7

$$v_r = \frac{K}{n_{ef}} \frac{\Delta H}{\Delta L}$$

v_r = velocidade real de fluxo advectivo da água subterrânea (L/T^1)
 K = condutividade hidráulica do meio (L/T^1)
 n_{ef} = porosidade efetiva do meio (L^3/L^3)
 ΔH = diferença de cargas hidráulicas (i.e. gradiente hidráulico horizontal) na direção do fluxo da água subterrânea (L) entre os pontos A e B
 ΔL = distância horizontal entre os pontos A e B de medida das cargas hidráulicas na direção do fluxo da água subterrânea (L)

Exemplo do cálculo da velocidade a partir da figura 1.16:

$K = 3 \times 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$
 $n_{ef} = 20\%$
 $\Delta H = 1 \text{ m}$
 $\Delta L = 170 \text{ m}$

$$v_r = \frac{3 \times 10^{-6}}{0,2} \frac{170}{1} = 8,8 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1} = 2,8 \text{ m.ano}^{-1}$$

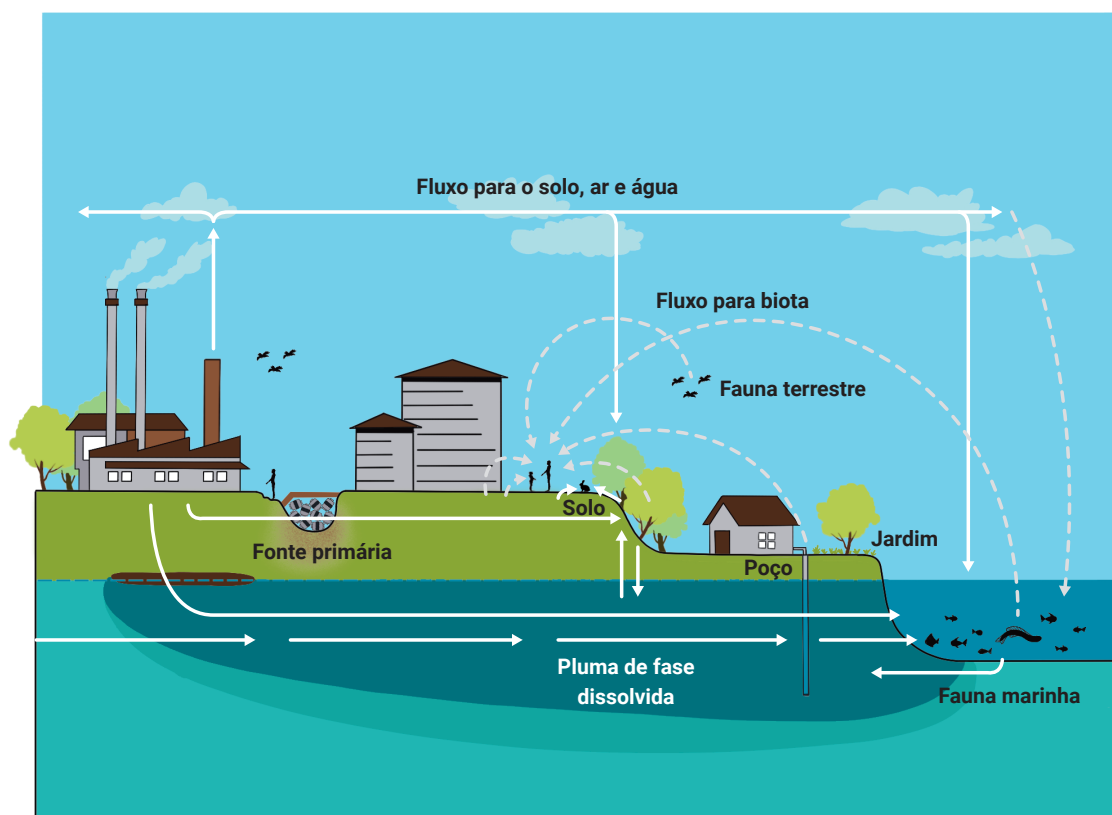
1.4 Articulação do Modelo Conceitual da Área

O ponto de partida na elaboração do MCA é a determinação das fontes de contaminação. Para tanto, é necessário identificar e descrever as fontes de contaminação por meio da indicação de sua localização (externa ou interna na área avaliada) e seus limites; as SQI presentes ou potencialmente presentes, as concentrações médias das SQI, bem como as estimativas de área e volume das fontes, além das taxas e mecanismos de liberação das SQI nas fontes. A des-

crição deve considerar a potencialidade, suspeição e realidade da fonte de contaminação (ABNT, 2022).

Uma vez identificadas as principais fontes de contaminação, as características das SQI e as características do meio físico, o MCA pode ser articulado em seções esquemáticas ou diagramas de fluxo ou de processo para indicar os caminhos de transporte e transformação das SQI e seus respectivos meios afetados, como o solo, os sedimentos, as águas subterrâneas, as águas superficiais, o ar e a biota (McMahon et al., 2001; NJDEP, 2019; ASTM E1689, 2020; ABNT, 2022) (figura 1.17).

Figura 1.17. Meios afetados pela contaminação



Fonte: Autoria própria.

Quais meios podem ser afetados pelas SQI?

A atmosfera, a hidrosfera e suas interações compreendem os meios mais dinâmicos e cruciais para o entendimento do transporte das SQI e receptores afetados. Por exemplo, as emissões de SQI à atmosfera podem atingir o solo, as águas superficiais e as águas subterrâneas através dos eventos de precipitação (chuvas e nevascas) e recarga de aquíferos.

As águas superficiais e sedimentos podem ser afetados pela descarga direta de SQI oriundas de fontes de contaminação ou descargas de águas subterrâneas contendo SQI dissolvidas. Nesses casos, as

águas superficiais e sedimentos podem ser incluídos no programa de investigação e monitoramento ambiental, como sugere o NJDEP (2019).

As SQI podem também atingir receptores finais por meio de contato direto via inalação de vapores. As SQI nas fases líquida ou sólida, quando em subsuperfície, podem particionar para a fase vapor, podendo atingir a superfície do solo e os receptores humanos e ecológicos.

As SQI podem ainda ocorrer na biota, entre os seres vivos, flora e fauna, que habitam um determinado ecossistema. As SQI podem ser absorvidas na biota via:

- Bioacumulação, que ocorre especialmente em ambientes aquáticos de forma:
 - Direta, quando as SQI são assimiladas a partir do meio ambiente (solo, sedimento, água;
 - Indireta, através da ingestão de alimentos que contém as SQI.
- Bioconcentração, que ocorre dentro do organismo do indivíduo afetado, onde as SQI são absorvidas em concentrações maiores do que as concentrações encontradas no solo, água, sedimento, ar.
- Biomagnificação, que ocorre quando há aumento progressivo da concentração das SQI nos organismos vivos de um nível trófico para outro ao longo da cadeia alimentar, acumulando-se em um nível trófico mais elevado (IO-USP, 2022).

Muitos contaminantes orgânicos e lipofílicos encontrados em solos ou sedimentos contaminados podem se bioacumular e bioconcentrar em organismos como plâncton, vermes ou herbívoros, e se biomagnificar em organismos como peixes carnívoros e mamíferos ou aves. Dessa forma, o movimento da biota contaminada pode também representar um vetor de transporte das SQI.

Delimitação dos meios afetados

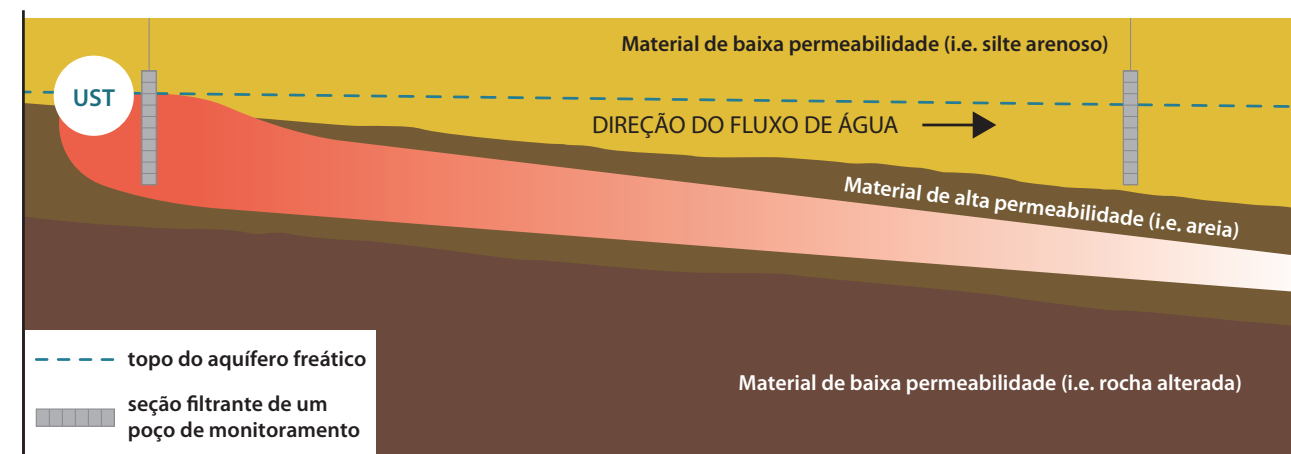
A delimitação tridimensional dos meios afetados depende da identificação e localização das fontes de contaminação na área em estudo e em seu entorno, e da identificação das SQI presentes nos respectivos meios afetados (i.e. água subterrânea, águas superficiais, solo, sedimento, biota e atmosfera). A delimitação requer

estimativas das dimensões espaciais da área afetada, as concentrações médias das SQI, e os mecanismos e as taxas de liberação das SQI a partir das fontes para os meios afetados (ABNT, 2022). As equações de particionamento químico devem ser utilizadas especialmente para a identificação de cenários onde as SQI possam estar presentes como fase líquida não aquosa.

A delimitação dos meios afetados pode ser documentada através de um manuscrito com suporte de tabelas, mapas, gráficos ou diagramas para descrever as SQI conhecidas (i.e. documentadas a partir de registros de uso, armazenamento, vazamento ou infiltração nos meios afetados) e hipotéticas (i.e. baseado no tipo de atividade conduzida na área), a extensão horizontal e vertical das SQI detectadas em todos os meios afetados, as concentrações e os mecanismos de transporte das SQI na área estudada. Recomenda-se a contínua atualização e revisão da delimitação dos meios afetados à medida que novos dados sejam coletados ou a cada etapa de atualização do MCA.

As limitações e premissas quanto a caracterização dos meios afetados devem ser documentadas considerando as incertezas intrínsecas ao método de caracterização utilizado (i.e. sondagens, perfilações, imageamentos geofísicos etc.). Tais incertezas devem considerar a representatividade da rede de monitoramento instalada e das amostras coletadas, a heterogeneidade do meio poroso e as interações complexas entre as SQI e os meios afetados. A caracterização das vias preferenciais de fluxo de água subterrânea quanto aos seus controles estratigráficos ou estruturais, por exemplo, configura um desafio importante durante as fases de investigação e instalação de poços de monitoramento (figura 1.18).

Figura 1.18. Importância da caracterização adequada do site: o poço de monitoramento de jusante não detecta a contaminação que é transportada através de uma camada aquífera mais profunda.



Fonte: NJDEP (2019, p. 16, tradução nossa).

As fontes potenciais de liberação de vapores e os caminhos preferenciais de migração de vapores também devem ser delimitados para auxiliar na elaboração do plano de amostragem do solo. Alguns fatores que podem afetar a migração de vapores incluem: mudanças de fase da SQI, particionamento, difusão e advecção, clima, e a presença de barreira hidráulica ou reativa (GOUVÊA JÚNIOR et al., 2016).

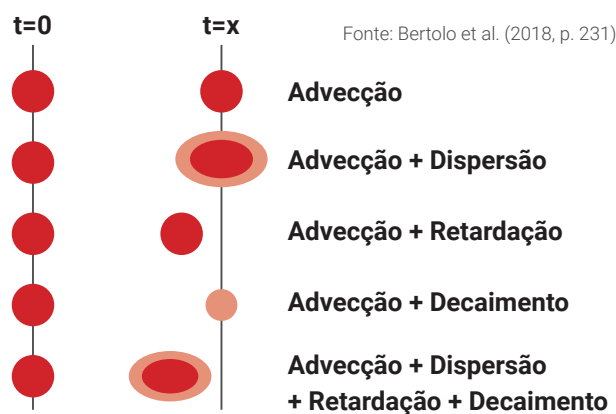
A delimitação das SQI nas águas superficiais e nos sedimentos devem considerar os potenciais cenários que configurem risco à saúde humana ou ao ecossistema. Para tanto, é necessário identificar os organismos sensíveis presentes nestes meios, avaliar a qualidade da água superficial e sedimentos, e os mecanismos de deposição e transporte dos sedimentos impactados. Ressalta-se ainda a importância do entendimento dos produtos de degradação das SQI e os possíveis cenários de risco resultantes. Por exemplo, os produtos de degradação de determinados compostos orgânicos incluem substâncias relativamente mais voláteis do que os compostos degradados, podendo configurar um aumento do risco aos receptores.

Transporte das SQI nas águas subterrâneas

Quais mecanismos de transporte controlam a distribuição das SQI nas águas subterrâneas?

Os principais mecanismos de transporte em meio saturado envolvem processos físicos, químicos, hidrodinâmicos e bioquímicos que ocorrem simultaneamente. Dentre os objetivos principais do entendimento desses mecanismos estão a predição do tempo que determinado contaminante levará para atingir um receptor e a concentração desse contaminante ao atingi-lo. A **figura 1.19** ilustra a combinação desses mecanismos em um aquífero homogêneo.

Figura 1.19. Esquema ilustrativo dos fenômenos físicos, hidrodinâmicos e bioquímicos que ocorrem simultaneamente no processo de transporte



Advecção

O transporte advectivo de SQI dissolvidas na água subterrânea é função da velocidade média real da água subterrânea, conforme descrito pela lei de Darcy (vide **equação 1.7**). A velocidade média da água subterrânea é a referência para a determinação da velocidade real do centro de massa da pluma de determinada SQI em fase dissolvida.

Dispersão

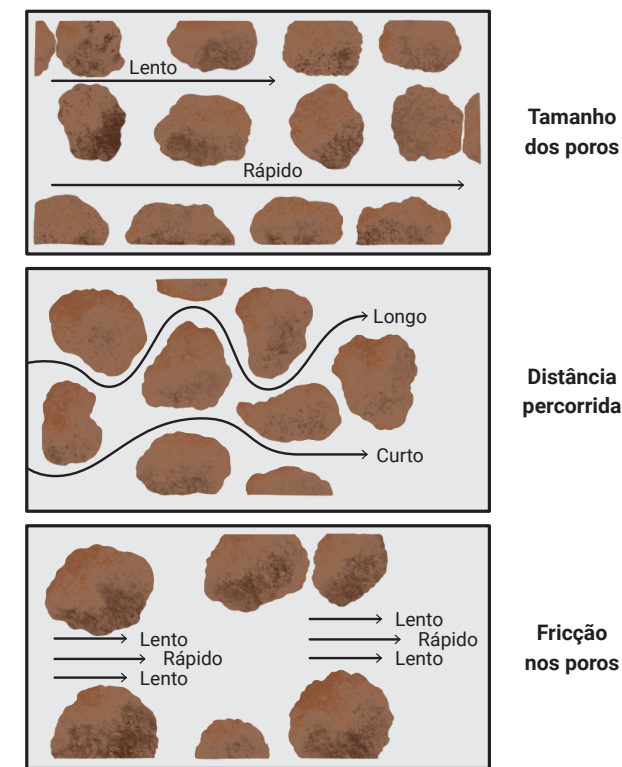
À medida que a água subterrânea e as SQI dissolvidas migram através do aquífero, ocorre o espalhamento de massa de SQI longitudinal e transversal em relação ao sentido de fluxo da água subterrânea.

De modo geral, a dispersão mecânica de SQI é controlada pela distribuição e geometria dos poros hidraulicamente ativos (i.e. cuja conexão permite o fluxo da água subterrânea), pela estratificação (i.e. continuidade e uniformidade) intraformacional do meio poroso e pela permeabilidade inter e intraestratos. A heterogeneidade do meio poroso causa a dispersão mecânica e ocorre em escalas:

- microscópica (poro a poro), relativa à distribuição do tamanho e da geometria dos poros;
- macroscópica (poço a poço), relativa a estruturas como, por exemplo, as estratificações;
- megascópica, relativa a diferentes formações geológicas e à geometria do reservatório.

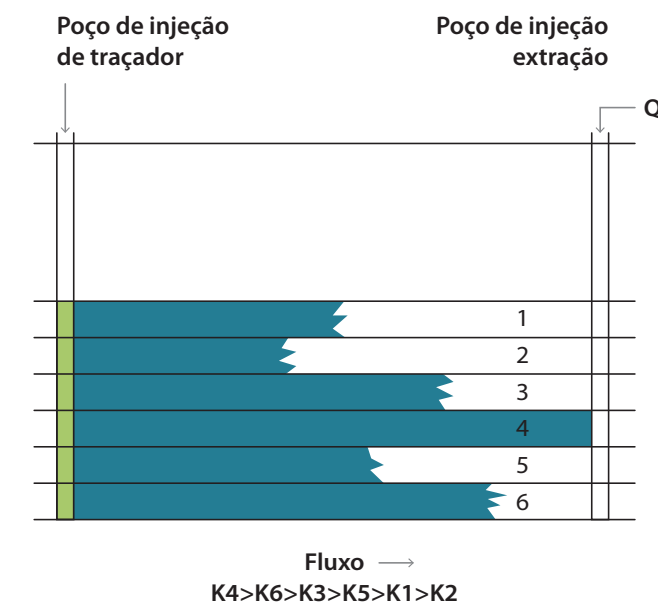
A configuração geométrica do meio poroso causa a variação local da velocidade da água subterrânea, o que ocasiona a mistura de solutos e seu espalhamento espacial. Como resultado, algumas moléculas da SQI movem-se mais rapidamente do que outras (**figura 1.20**). A água e os solutos podem escolher caminhos mais rápidos e curtos, ou lentos e longos, no seu deslocamento no meio poroso, como resultado do tamanho dos poros, da tortuosidade do meio e da fricção da água nos sólidos. Em escala macroscópica, diferentes camadas geológicas estratificadas resultam numa condutividade hidráulica média para o conjunto; entretanto, em escala mesoscópica, a água circula com velocidade maior numa camada de maior condutividade hidráulica relativa (**figura 1.21**).

Figura 1.20. Fatores responsáveis pela dispersão mecânica em escala de poros



Fonte: Adaptado de Fetter (2014, p. 444).

Figura 1.21. Dispersão mecânica promovida por camadas geológicas com condutividades hidráulicas distintas (escala de poço). Um poço de extração que atravessa seis camadas de diferentes condutividades hidráulicas induz o transporte mais rápido do traçador injetado na camada mais permeável.



Fonte: Bertolo et al. (2018, p. 232).

A dispersão mecânica é caracterizada pelo parâmetro "a", denominado "dispersividade do meio" (Bear, 1972). A quantificação da dispersão total unidimensional considera a dispersão mecânica e a difusão molecular do soluto (geralmente desprezível em meios relativamente mais permeáveis), conforme representada pela **equação 1.8**:

Equação 1.8

$$D_x = a_L v_x + tD_m$$

D_x = dispersão longitudinal [$L^2 T^{-1}$]

a_L = dispersividade longitudinal do meio [L]

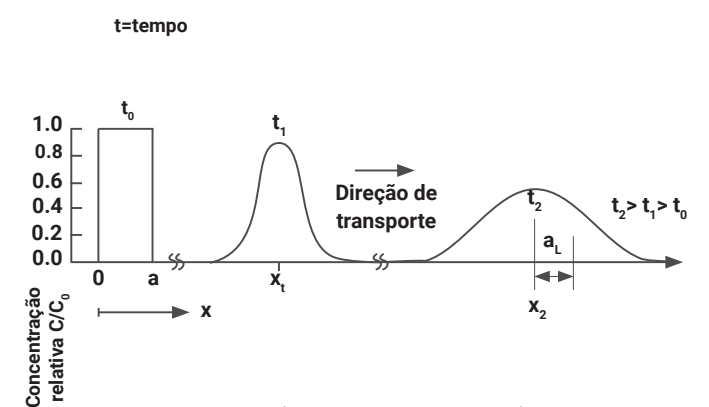
v_x = velocidade de fluxo advectivo [LT^{-1}]

t = tortuosidade (varia entre 1,3 e 1,5) [L^{-1}]

D_m = coeficiente de difusão na água subterrânea [$L^2 T^{-1}$]

Em comparação ao transporte advectivo, a dispersão resulta em uma diminuição da concentração da SQI por unidade volumétrica da unidade hidroestratigráfica, mas não há diminuição de massa da SQI como resultado da ação do fenômeno. A dispersão na direção do percurso de fluxo (dispersão longitudinal) é ilustrada na **figura 1.22**.

Figura 1.22. Transporte e espalhamento unidimensional de um soluto com o tempo devido à advecção e à dispersão. Uma massa de soluto é instantaneamente introduzida no aquífero a um tempo t_0 sobre um intervalo $x = 0 + a$. O resultado da concentração inicial é C_0 . No processo de espalhamento, a concentração máxima decresce com o tempo, como mostrado nos tempos t_1 e t_2 . O modelo da dispersão hidrodinâmica mostra que as curvas de concentração terão uma distribuição gaussiana.



Fonte: Fetter (2014, p. 446, tradução nossa).

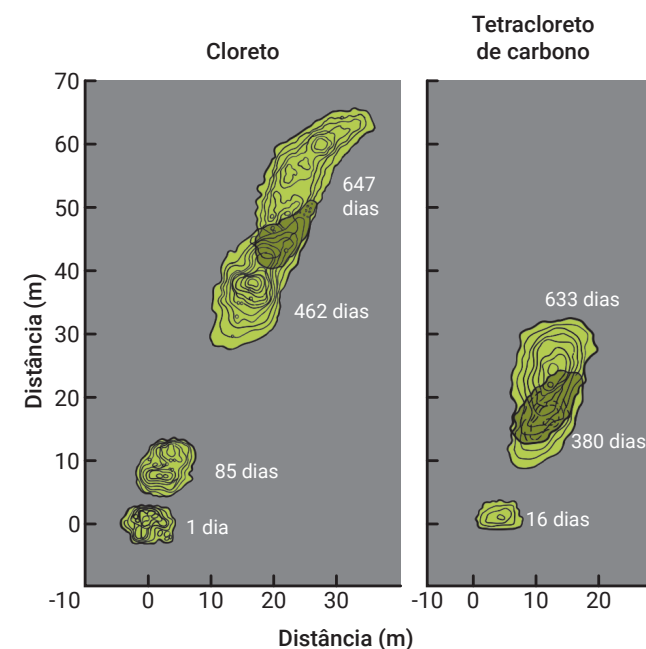
A dispersividade de uma formação aquífera é obtida a partir de testes de injeção de traçadores, o que exige uma alta densidade de pontos de monitoramento. A dispersividade é normalmente utilizada como parâmetro de calibração de modelos matemáticos e também pode ser estimada com base no tamanho da pluma de contaminação em fase dissolvida (XU e ECKSTEIN, 1995).

Retardação

Os processos que ocorrem no transporte de solutos nas águas subterrâneas cujos solutos se movem com velocidades menores do que o fluxo advectivo são denominados processos de retardação (FETTER et al., 2018). Isso ocorre porque os solutos dissolvidos em água subterrânea estão sujeitos à adsorção em minerais ou partículas de carbono orgânico.

O efeito de retardação é mostrado na **figura 1.23**, em que dois traçadores diferentes foram injetados no aquífero num mesmo ponto: um conservativo, o cloreto, e outro não conservativo, o tetracloreto de carbono. A pluma de contaminação em fase dissolvida de cloreto move-se mais rapidamente do que a pluma de tetracloreto de carbono, a qual tem parte de sua massa retida pelo material geológico do aquífero.

Figura 1.23. Efeitos da retardação sobre plumas de contaminação em fase dissolvida de traçadores conservativos (cloreto) e não conservativos (tetracloreto de carbono)



Fonte: Mackay et al. (1986, p. 2026, tradução nossa).

A estimativa do retardamento na velocidade do soluto transportado deve considerar a velocidade do fluxo advectivo e o fator de retardação (**equação 1.11**).

Equação 1.11

$$v_{SQI} = \frac{v_r}{R}$$

v_{SQI} = velocidade do SQI [LT^{-1}]
 v_r = velocidade real da água subterrânea [LT^{-1}]
 R = fator de retardação (adimensional)

O fator de retardação, por sua vez, representa o quanto a velocidade do soluto é menor que a velocidade do fluxo advectivo, e é função das propriedades da matriz da formação (**equação 1.12**).

Equação 1.12

$$R = 1 + (p_b/n) K_d$$

R = fator de retardação (adimensional)
 p_b = densidade bruta do material geológico indeformado [ML^{-3}]
 n = porosidade total [L^3/L^3]
 K_d = coeficiente de partição entre o solo e a água [L^3/M]

O coeficiente de partição entre o solo e a água (K_d) representa a afinidade de uma SQI em permanecer dissolvida em água ou ser retida pelas forças adsorptivas do material geológico (**equação 1.13**).

Equação 1.13

$$K_d = \frac{S}{C}$$

K_d = coeficiente de partição entre o solo e a água [$L^3 M^{-1}$]
 S = concentração da SQI no solo [$M_{Cl} M_{solo}^{-1}$]
 C = concentração da SQI na água [$M_{Cl} L^{-3}$]

Normalmente, quando a SQI é de natureza inorgânica, o K_d é obtido a partir de ensaios de laboratório do tipo *batch tests* (FETTER et al., 2018). Porém, quando a SQI é uma substância orgânica, o K_d é avaliado com base no coeficiente de partição entre o carbono orgânico e a água (K_{oc}) e no conteúdo de carbono orgânico do solo (f_{oc}), conforme mostra a **equação 1.14**.

Equação 1.14

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

K_d = coeficiente de partição entre o solo e a água [$L^3 M^{-1}$]
 K_{oc} = coeficiente de partição entre o carbono orgânico e a água [$L^3 M^{-1}$]
 f_{oc} = fração de carbônico orgânico no solo [%]

Pesquisadores avaliaram uma série de parâmetros para estimar os valores de K_{oc} , e o coeficiente de partição mais utilizado costuma ser o octanol-água (K_{ow}). Algumas das equações usadas nesses cálculos são apresentadas em FETTER et al. (2018) e também podem ser consultadas em bancos de dados online ou na EPI Suite da USEPA (2022b).

Decaimento

A diminuição da massa de contaminantes no aquífero decorrente dos fenômenos de decaimento pode ser quantificada a partir da sua concentração no tempo $t=0$ e da sua taxa constante de decaimento (**equação 1.15**).

Equação 1.15

$$C_t = C_0 e^{-\lambda t}$$

C_t = concentração no tempo t [ML^{-3}]
 C_0 = concentração no tempo $t=0$ [ML^{-3}]
 λ = taxa de decaimento [T^{-1}]
 t = tempo [T]

A taxa constante de decaimento (λ) é função de uma série de fatores, em especial nas reações de biodegradação, dentre as quais está a densidade de células dos microorganismos ativos no biofilme e a concentração do contaminante. A taxa pode ser obtida em campo, por meio do monitoramento e da observação da diminuição das concentrações ao longo do tempo, mas também em laboratório, através de ensaios experimentais para a obtenção do tempo de meia-vida do composto químico em degradação (**equação 1.16**). Wiedemeier et al. (1999) apresentam outros métodos práticos para estimar a constante de decaimento a partir de dados obtidos em campo que considera dados de velocidade advectiva, dispersão, retardação e geometria da pluma de contaminação em fase dissolvida.

Equação 1.16

$$t_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda}$$

$t_{1/2}$ = tempo de meia-vida da SQI [T]
 λ = taxa de decaimento [T^{-1}]

Destino das SQI

Quais processos controlam o destino de SQIs em subsuperfície?

Além dos mecanismos de transporte apresentados anteriormente, a combinação de processos físicos, químicos e biológicos controlam a distribuição das concentrações das SQIs e, com o tempo, resultam na transformação das SQIs parentais em outras SQI. Uma breve descrição desses mecanismos é apresentada a seguir.

Diluição

São exemplos de processos de diluição:

- Recarga em unidades hidroestratigráficas contendo SQI.
- Misturas das águas de unidades hidroestratigráficas contendo alta concentração de SQI com águas de unidades hidroestratigráficas contendo baixa concentração de SQI ou não contendo SQI.
- Descarga das águas subterrâneas em recursos hídricos superficiais.

Difusão

Processo pelo qual os compostos dissolvidos em determinada solução migram de um local para outro em função do gradiente de concentração dos solutos, conforme apresentado pela Lei de Fick (**equação 1.17**).

Equação 1.17

$$J = D \frac{dC}{dX}$$

J = difusividade ou fluxo difusivo através de uma seção [$ML^{-2} T^{-1}$]
 D = coeficiente de difusão [$L^2 T^{-1}$]
 dC/dX = gradiente de concentração [$ML^{-3} L^{-1}$]

Trata-se de um mecanismo que resulta em velocidades muito lentas de deslocamento dos solutos. Em aquíferos sedimentares inconsolidados, a difusão ocorre predominantemente na interface entre unidades hidroestratigráficas contíguas que apresentam contraste de permeabilidade. Em aquíferos fraturados, a difusão ocorre principalmente na interface entre o plano das fraturas e a matriz rochosa. Considerando que a escala espacial e temporal desse mecanismo varia em torno de poucos centímetros em algumas décadas, a amostragem de campo requer alta resolução espacial e ampla cobertura temporal para identificá-lo corretamente.

À medida que a pluma de contaminação em fase dissolvida se espalha no aquífero, os contaminantes dissolvidos transportados por advecção pelas zonas de maior permeabilidade tendem a invadir lentamente as zonas de menor permeabilidade em função do gradiente de concentração. O armazenamento de solutos em zonas de menor permeabilidade pode ter caráter temporário (algumas décadas), caso as concentrações nas zonas de maior permeabilidade diminuam devido às medidas de remediação ou processos combinados de atenuação natural. Nesse cenário, a direção do gradiente de concentrações se inverte, configurando o processo de difusão reversa (*back diffusion*). O processo de *back diffusion* foi documentado em vídeo por Doner e Sale (2010).

A investigação do armazenamento de solutos em meios menos permeáveis requer a obtenção de dados de alta resolução espacial. Em alguns casos, ferramentas de modelagem analítica ou numérica são necessárias para informar a duração desses processos e descobrir se há possibilidade de atuação em conjunto com outros processos de atenuação, como a diluição e/ou a degradação.

Adsorção

O mecanismo de adsorção retarda o transporte advectivo das SQI dissolvidas na água subterrânea ou imobiliza solutos na superfície da matriz da formação por meio da retenção de moléculas e íons, tanto para compostos orgânicos quanto para inorgânicos (KEHEW, 2001; BOULDING e GINN, 2003).

Os principais materiais sorventes no solo são: os argilominerais, os óxidos e hidróxidos de ferro e alumínio e a matéria orgânica. A variabilidade de adsorção depende, dentre outros fatores, do pH e do potencial redox (Eh) da solução, da quantidade de matéria orgânica, da temperatura da matriz, e da concentração de sólidos adsorvidos e de íons livres. Valores de pH e Eh podem mudar as propriedades da superfície adsorvente, tornando-a mais ou menos atrativa para os íons em solução (DREVER, 1997).

Volatilização

Apesar de não configurar um método destrutivo de contaminantes, a volatilização é um importante mecanismo de atenuação de SQI em subsuperfície. O particionamento de SQI, conforme descrito no item 1.2, é função da constante de Henry (Equação 1.5) e pode variar em ordens de magni-

tude. Outro fator responsável pela volatilização de SQI é a temperatura em subsuperfície.

Reações ácido-base

Reações ácido-base envolvem a transferência de íons de hidrogênio entre reagentes e produtos em função do pH da solução. Tais reações podem mobilizar ou imobilizar SQI, principalmente substâncias inorgânicas, entre as fases sólida e dissolvida.

Precipitação e dissolução

Os processos de precipitação e dissolução de SQI em subsuperfície são função da solubilidade de cada SQI em solução, bem como os processos de coesolubilidade entre as substâncias presentes.

Oxirredução

As reações de oxidação e redução ocorrem por meio da transferência de elétrons de um átomo para outro (APPELO e POSTMA, 2005), de modo que os reagentes são então identificados como doadores ou receptores de elétrons (KEHEW, 2001).

A variação do potencial redox (Eh) afeta a especiação química de SQI inorgânicas (ex: chumbo, cobre, zinco, níquel, cromo, arsênio e selênio) por meio da mudança de estado de oxidação. A especiação química, por sua vez, influencia a mobilidade e biodisponibilidade das SQI. Metais como chumbo, cobre, zinco, níquel e cromo têm forte associação com óxidos de ferro e manganês e enxofre dissolvido. Em ambiente redutor (baixo Eh) e ácido (baixo pH), esses metais se tornam mais solúveis, dada a instabilidade das fases minerais. Arsênio e selênio, por outro lado, são solubilizados em ambiente alcalino.

Hidrólise

A reação de SQI com a água pode formar outras substâncias sem a necessidade de transferência de elétrons de fontes externas, como na substituição de cloreto por hidróxido em compostos orgânicos. As reações de hidrólise podem resultar em SQI de toxicidade superior às SQI originais.

Complexação

Refere-se à formação de estruturas multiatômicas ou complexas a partir das interações de ligantes metálicos. Metais complexos são menos suscetíveis à adsorção, à precipitação e às reações redox. Por

exemplo, o cádmio dissolvido é altamente suscetível à adsorção em argilominerais em pH neutro. Entretanto, na presença de íons de cloreto, o cádmio interage com hidróxido e reagem com um ou mais íons de cloreto, formando complexos estáveis solúveis que não adsorvem imediatamente em argilominerais, consequentemente aumentando a mobilidade do cádmio (ARTIOLA, 2004).

Dehalogenização reductiva

Configura a simples substituição de um halogênio (cloro, flúor, bromo e iodo), outrora ligado a um átomo de carbono, por um átomo de hidrogênio por meio do ganho de um elétron. Minerais presentes na matriz do aquífero, tais como a magnetita, podem favorecer a degradação reductiva de certas SQI, particularmente os compostos orgânicos alifáticos (HE et al., 2015).

Biodegradação metabólica

Processos metabólicos microbianos, como a respiração, são capazes de utilizar contaminantes no solo e na água subterrânea (FETTER et al., 2018; BERKOWITZ et al., 2008) como fontes de energia, de carbono (i.e. crescimento celular) ou para benefício e manutenção da atividade microbiana. Para tanto, é necessário a existência de pelo menos um dos seguintes elementos:

- Doador(es) de elétron(s).
- Receptor(es) de elétron(s), como oxigênio, nitrato, manganês, ferro trivalente e sulfato.
- Nutrientes disponíveis no sistema.

A figura 1.24 apresenta importantes receptores de elétrons e seus valores de Eh correspondentes. A figura 1.25 apresenta o zoneamento dos processos de consumo de receptores de elétrons em uma pluma de contaminação em água subterrânea a jusante de uma área fonte em condições anaeróbicas.

Figura 1.24. Potenciais de redução de várias espécies importantes em reações de biotransformação.

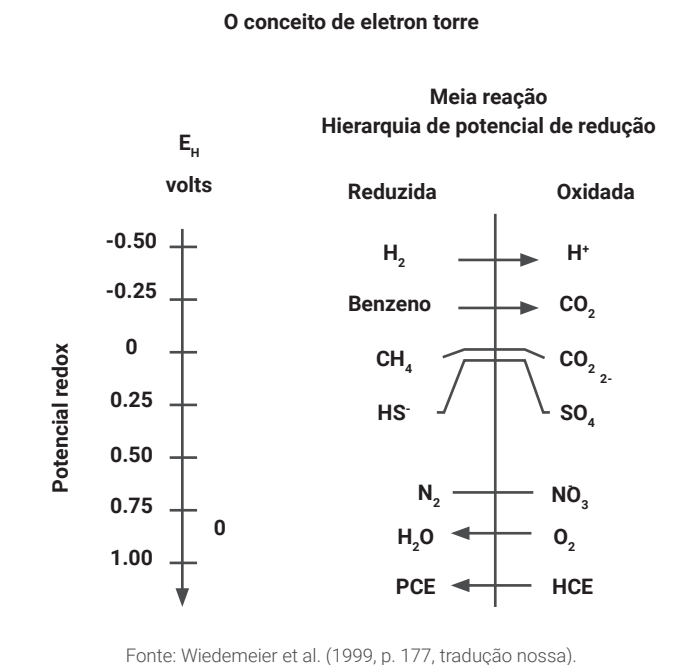
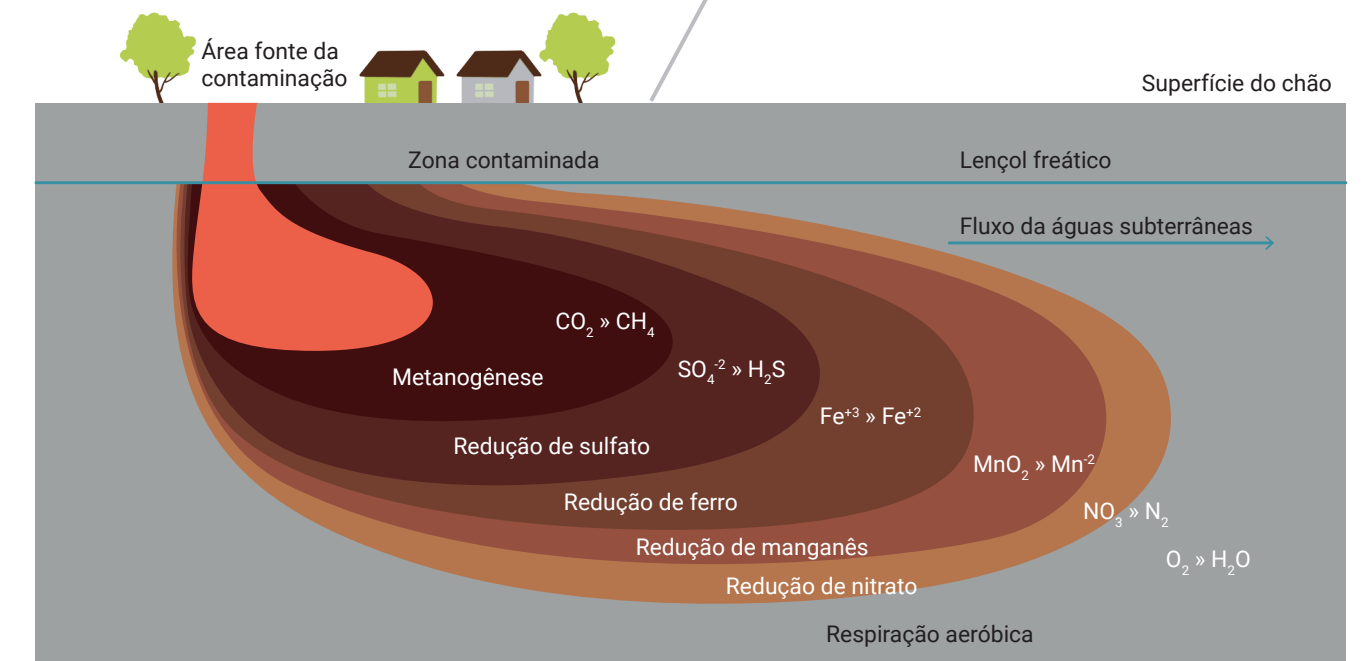


Figura 1.25. Zoneamento dos processos de consumo de receptores de elétrons de uma pluma de contaminação em fase dissolvida

Fonte: PARSONS CORP. (2004, p. 110, tradução nossa).



Biodegradação aeróbica

Incluem processos em que o oxigênio atua como receptor de elétron e as SQI atuam como doadores de elétron. Estão comumente presentes na degradação de hidrocarbonetos leves, como o diesel.

Biodegradação anaeróbica

Incluem processos que não requerem a presença de oxigênio, como fermentação, metanogênese, decoloração redutiva ou condições de Eh nitrato e sulfato redutoras. Em tais condições, o nitrato, sulfato, dióxido de carbono e os óxidos de ferro e manganês atuam como receptores de elétrons, enquanto o hidrogênio atua como doador de elétron. Tais processos são particularmente eficazes na degradação de compostos orgânicos halogenados.

Biodegradação cometabólica

Incluem processos aeróbicos e anaeróbicos em que os microorganismos não ganham energia, nem crescem ou se beneficiam com a degradação de certa SQI. Alguns microrganismos naturalmente geram enzimas e desencadeiam reações que degradam as SQI, em paralelo à atividade metabólica.

Atenuação natural

SQI podem apresentar atenuação de concentrações ao longo do tempo devido à combinação dos fenômenos de transporte e destino mencionados anteriormente.

Em estudos de atenuação natural de contaminantes, três principais linhas de evidência são utilizadas (USEPA 1999, 2004):

I - Séries históricas das concentrações de SQI em fase dissolvida apresentam diminuição com o tempo em pontos de monitoramento representativos da extensão lateral e vertical da pluma de SQI.

II - Demonstração indireta de processos de atenuação natural utilizando dados hidrogeoquímicos do meio (ex: pH, Eh, oxigênio dissolvido, especiação de ferro e manganês, concentrações das espécies nitrogenadas, sulfato, sulfeto e cloreto) que indiquem se as condições são favoráveis à degradação das SQI. Inclui, quando possível, a quantificação da taxa de redução de massa de SQI quanto aos processos de adsorção, diluição, volatilização e biodegradação.

III - Demonstração direta da ocorrência de determinado processo de atenuação natural e sua habilidade em degradar certa SQI, seja em escala de bancada (ex: experimentos com microcosmos utilizando amostras de solo da área em estudo), testes piloto de remediação ou em escala de campo. Busca-se confirmar a existência de microorganismos capazes de degradar certa SQI e se as condições do meio são favoráveis ao crescimento destes microorganismos. A competição entre microorganismos pode favorecer ou desfavorecer a proliferação da espécie adaptada ou tolerante ao contaminante. A confirmação da presença desses microorganismos requer estudos de sequenciamento genético. A biodegradação pode ainda ser inferida por meio de análises de isótopos estáveis em compostos orgânicos específicos para certos grupos de SQI.

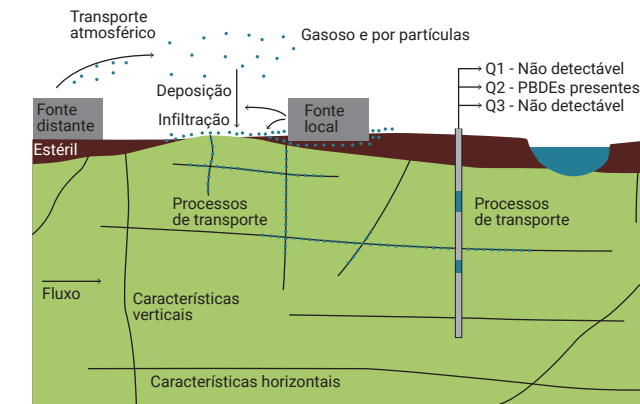
Modelagem de transporte e destino de SQI

Modelagem de águas subterrâneas refere-se ao conjunto de simulações de um sistema hidrogeológico que articula os principais elementos do balanço hídrico de um MCA (i.e. recarga, bombeamento, descarga, escoamento superficial etc.). Os modelos podem ser conceituais, físicos e matemáticos (figura 1.26):

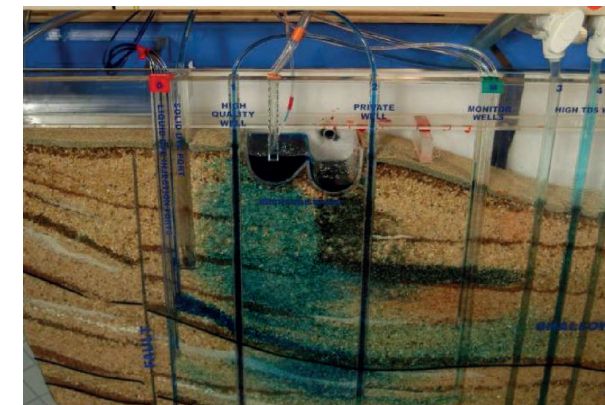
- **Modelos conceituais** são a representação escrita ou gráfica de um sistema ambiental cujos processos físicos, químicos e biológicos determinam o transporte e destino das SQI desde certa área fonte até os receptores (ASTM E1689, 2020);
- **Modelos físicos** são instrumentos elaborados em escala reduzida que possibilitam a execução de testes de bancada para simular fenômenos hidráulicos e de transporte de SQI;
- **Modelagens matemáticas** constituem soluções analíticas ou numéricas que possibilitam refinar os modelos conceituais e físicos para capturar fenômenos multivariados e de maior complexidade espacial e temporal (ex: um grande número de substâncias de interesse coexistentes, ou múltiplas fontes primárias e secundárias ativas em momentos diferentes).

As modelações matemáticas se destacam devido à capacidade de previsão quantitativa das concentrações das SQI e de cenários de riscos futuros, auxiliando os responsáveis legais a tomarem decisões estratégicas quanto ao gerenciamento da área impactada.

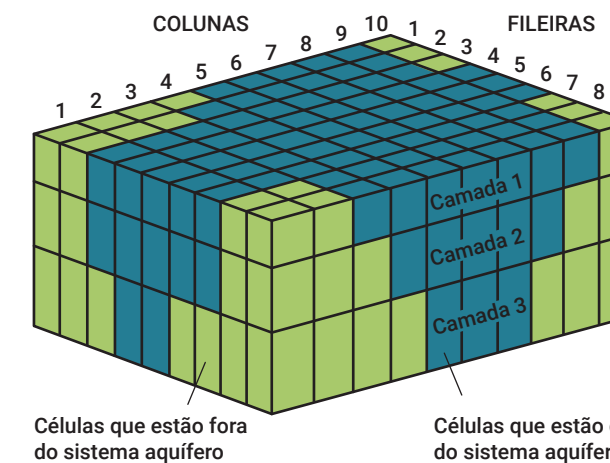
Figura 1.26. Exemplos de modelos conceitual, físico e matemático de aquífero, respectivamente



Modelo conceitual gráfico de uma área contaminada.



Modelo físico construído em tanque de areia por meio da injeção de corantes.



Modelo numérico, com representação esquemática das células volumétricas consideradas no sistema aquífero conforme a geometria das unidades hidrogeológicas.

Quais são as capacidades e limitações dos modelos matemáticos?

A previsão de cenários utilizando modelos matemáticos permite:

- Estimar o momento passado de infiltração de SQI no sistema aquífero baseado em concentrações presentes e taxas de decaimento e retardação atuais.
- Indicar a necessidade de coleta de dados adicionais considerando certa malha de monitoramento atual.
- Prever o momento futuro no qual determinada pluma de contaminação em fase dissolvida alcança-

rá a zona de captura de poços de produção localizados a jusante da área impactada.

- Prever o desempenho futuro de sistemas de remediação, como sistemas de extração de vapores, barreiras hidráulicas e barreiras reativas.

A compreensão das limitações de determinado modelo matemático é tão importante quanto a obtenção dos resultados das simulações realizadas. Por exemplo, a disponibilidade de dados e a demanda computacional para executar cenários específicos podem tornar impraticáveis determinados modelos matemáticos.

Como saber se um modelo matemático é necessário?

Quando o MCA e/ou eventual modelo físico forem insuficientes para expressar as complexidades de determinado sistema aquífero para o entendimento dos cenários de risco, é necessária a elaboração de um modelo matemático.

Como selecionar um modelo matemático adequado à área de interesse?

Os seguintes pontos devem ser considerados na execução de uma representação matemática:

- As perguntas a serem respondidas pelo modelo matemático (ex: qual o tempo que a SQI levará para atingir um poço de captação?);
- O nível de precisão necessário para responder a essas perguntas (ex: 1 ou 10 anos de erro?);
- As características naturais capturadas no MCA a serem representadas no modelo matemático (e.g. qual o número de unidades hidrogeológicas serão simuladas?);
- Os fenômenos e processos capturados no MCA a serem representados no modelo matemático (ex: apenas um modelo de fluxo, ou um modelo de transporte também?);
- Quais dados e qual a frequência de coleta de dados serão necessários (ex: cargas hidráulicas, condutividade hidráulica, distribuição espacial das unidades hidrogeológicas etc.);
- O orçamento disponível para a execução do modelo matemático.

Os modelos matemáticos podem ter natureza determinística ou estocástica (probabilístico), conforme descrito abaixo.

- São **determinísticos** quando os dados de entrada são baseados em valores conhecidos, obtidos por meio de observações de campo ou testes de laboratório, de modo que os dados de saída não apresentam elementos de incerteza (i.e. erros da estimativa apresentam distribuição normal e média igual a zero).

- Já os modelos **estocásticos** são alimentados com dados de entrada adicionados a uma variância a fim de capturar a incerteza relacionada a determinada característica física do modelo, de modo que os dados de saída apresentam valores de incerteza para cada simulação realizada (i.e. erros da estimativa apresentam distribuição por vezes assimétrica e média diferente de zero) (CLEARY, 1989).

Outra distinção entre os tipos de modelos matemáticos é quanto à variabilidade temporal simulada:

- **Modelos estacionários:** são representações cujos parâmetros de entrada (concentrações de substâncias de interesse, recarga, injeção, infiltração etc.) e de saída (concentrações de SQI, descarga, bombeamento, evapotranspiração etc.) no volume de controle (elemento finito) permanecem constantes no tempo.

- **Modelos transientes:** consideram eventos de variação temporal (interrupção de infiltração de SQI, estações de chuvas e estiagem, injeção ou bombeamento intermitente etc.).

Os modelos matemáticos (tabela 1.3) são classificados em:

- **Soluções analíticas:** equações matemáticas que capturam especificamente os fenômenos naturais de determinado aquífero, assumindo uma série de condições, limites e premissas. As variáveis consideradas incluem, dentre outros fatores, o número de dimensões da simulação, as condições confinantes do aquífero ou, ainda, variações temporais da simulação. Simulações probabilísticas, como a Análise de Monte Carlo, costumam ser mais facilmente incorporadas às soluções analíticas do que aos modelos numéricos. Exemplos de soluções analíticas são detalhadas em BEAR (1979), DOMENICO e SCHWARTZ (1998) e FETTER et al. (2018), e as equações também estão disponíveis em softwares como BIOSCREEN e BIOCHLOR (USEPA, 2021). São modelos mais simples e de menor custo quando comparados aos modelos numéricos, e podem auxiliar a decidir se há necessidade de coleta de dados de campo adicionais antes de prosseguir com uma modelagem numérica.

- **Modelos numéricos:** algoritmos que realizam aproximações dos fenômenos naturais por meio da representação virtual de um aquífero subdividido em células. Os cálculos são realizados para cada elemento finito, ou diferença finita, criado seguindo as mesmas equações utilizadas pelas soluções analíticas. Os cálculos são realizados por meio de uma sequência de iterações computacionais, até que os resultados converjam para a solução. Constituem modelos mais robustos e de maior custo quando comparados às soluções analíticas. Os modelos numéricos permitem a representação de um sistema aquífero em três dimensões e a inserção de heterogeneidades geológicas, conferindo maior precisão e confiabilidade ao modelo em comparação com os resultados obtidos em modelos analíticos.

Tabela 1.3. Vantagens e desvantagens das soluções analíticas e dos modelos numéricos

	Vantagens	Desvantagens
Solução analítica	<ul style="list-style-type: none">• Rápida execução• Custo baixo	<ul style="list-style-type: none">• Limitado às premissas e condições como homogeneidade de aquífero, estado estacionário
Modelo numérico	<ul style="list-style-type: none">• Habilidade de sintetizar dados extensos e complexos, incluindo aquíferos heterogêneos e anisotrópicos em três dimensões	<ul style="list-style-type: none">• Exige uma quantidade extensa de dados para possibilitar calibração• Custo elevado

Quais são as principais etapas da elaboração de um modelo numérico?

As principais etapas para a elaboração de um modelo numérico incluem:

- Identificação das condições de contorno
- Identificação das condições iniciais
- Construção do modelo
- Calibração e verificação: ajuste dos parâmetros de construção do modelo e comparação com os dados de campo
- Análise de sensibilidade: avaliação do comportamento do modelo em função das condições de contorno, condições iniciais, tamanhos de grid e parâmetros físicos de entrada
- Simulações.

Quais softwares e códigos estão disponíveis no mercado de modelos numéricos?

Códigos:

- MODFLOW (USGS): disponível nas versões 2000, 2005, 6, USG, Flex e NWT (MCDONALD; HARBAUGH, 1983)
- MT3D: algoritmo de transporte de contaminantes que inclui equações de difusão (ZHENG et al. 2012)
- MODPATH: algoritmo de transporte de contaminantes e de determinação de caminhos de fluxo de solutos, zonas de captura etc. (POLLOCK, 2016)
- PEST: algoritmo de estimativa de parâmetros, calibração automática e análise de sensibilidade (DOHERTY; HUN, 2010)
- PATH3D, MODFLOWT, MODFLOW-SURFACT e outros.

Softwares e interfaces:

- Visual MODFLOW: utiliza métodos de diferenças finitas (WATERLOO HYDROGEOLOGIC Inc., 2020)
- GroundwaterVistas: utiliza métodos de diferenças finitas (RUMBAUGH; RUMBAUGH, 2004)
- FEFLOW: utiliza método de elementos finitos (DIERSCH, 2014)
- MIKE SHE: sistema que integra processos hidrológicos superficiais e subterrâneos (ABBOTT et al., 1986)
- HydroGeoSphere: utiliza método de volumes finitos (BRUNNER e SIMONS, 2012).

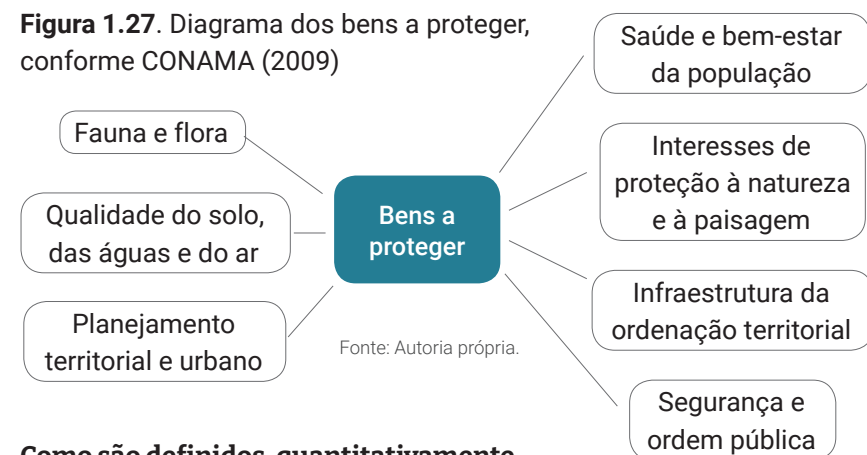
1.5 Definindo o receptor e os bens a proteger

Os receptores e os bens a proteger são o foco principal dos procedimentos e estudos para proteção da saúde humana e do meio ambiente e devem constar na avaliação de risco da área. Eles podem incluir um indivíduo ou grupo de indivíduos (humanos ou não) e/ou um patrimônio ecológico expostos a uma ou mais SQI associadas a uma área contaminada (CETESB, 2017).

Todas as diretrizes para o GAC — considerando todos os meios afetados (solo, sedimentos, águas subterrânea e superficial e atmosfera) — devem abranger a avaliação dos efeitos das SQI nos receptores efetivos ou potenciais existentes na área sob investigação.

O mapeamento dos bens a proteger (figura 1.27) em uma área é de substancial importância para que se possa identificar os cenários de exposição. Os elementos que devem compor tais cenários são: uma fonte de contaminação de onde as SQI são liberadas, seus caminhos de transporte e as vias de ingresso nos diferentes tipos de receptores existentes. Os cenários de exposição variam em função da multifuncionalidade do uso do solo local ou do interesse de uso futuro.

Figura 1.27. Diagrama dos bens a proteger, conforme CONAMA (2009)



Fonte: Autoria própria.

Como são definidos, quantitativamente, os cenários de risco?

Para estabelecer os cenários de risco inicial aos receptores da área, é preciso realizar a coleta e interpretação dos dados com o intuito de formular hipóteses em relação às características da fonte de contaminação, aos prováveis meios por onde as SQI podem se propagar e à distribuição espacial das mesmas, visando a proteção dos receptores ou bens a proteger que possam ser atingidos.

As Concentrações Máximas Aceitáveis (CMA) para a remediação de uma área devem representar valores que não ofereçam risco aos receptores. Elas são calculadas para cada SQI identificada, para cada meio impactado e para cada caminho de exposição (CETESB, 2017).

Vale ressaltar que, na identificação da presença dos receptores e das respectivas rotas potenciais de exposição às SQI, deve-se considerar o uso atual e futuro do solo na área e nas vizinhanças, assim como possíveis SQI liberadas em atividades pretéritas.

Quais são os tipos de receptores?

Os receptores podem ser humanos ou ecológicos, conforme descrito na **tabela 1.4**. Os receptores humanos são os indivíduos ou a popula-

ção existentes no local, de acordo com o uso e a ocupação do solo; os ecológicos são todo o ecossistema envolvido nos cenários de exposição identificados.

Além desses receptores, é importante destacar quaisquer pontos de exposição existentes na área, como poços de produção ou abastecimento de água. Os pontos de exposição são locais onde ocorre ou poderá ocorrer a exposição de dado receptor às SQI provenientes de uma fonte de contaminação (CETESB, 2017). Dessa forma, devem-se identificar todos os caminhos de exposição presentes e potenciais, atuais e futuros, para todos os receptores presentes na área e em cada unidade de exposição.

Tabela 1.4. Tipos de receptores comumente observados em uma área sob investigação e/ou contaminada

Receptores humanos	Receptores ecológicos
<ul style="list-style-type: none"> • Residentes rurais ou urbanos, adultos ou crianças • Trabalhadores comerciais ou industriais • Trabalhadores de obras civis 	<ul style="list-style-type: none"> • Rios, córregos, lagos/lagoas, mar • Nascentes e seus entornos • Manguezais ou habitats sensíveis • Reservas naturais nacionais • Fauna e flora diversa • Horta ou agricultura • Restinga, Mata Atlântica ou qualquer outro bioma

Receptores ecológicos

Em 2009, os receptores ecológicos foram concebidos em nível legal no Brasil por meio da Resolução CONAMA 420. Ela estabelece as situações em que a existência de determinada área contaminada pode implicar em impactos significativos, diretos ou indiretos, aos recursos ambientais. Nesses casos, o gerenciamento do risco poderá se basear nos resultados de uma Avaliação de Risco Ecológico (ARE), a critério do órgão ambiental competente. Na impossibilidade de execução de uma ARE, o órgão ambien-

tal deverá estabelecer valores específicos e metas para subsidiar a reabilitação da área, utilizando uma metodologia tecnicamente justificada.

A ARE tem como objetivo evidenciar a ocorrência (ou sua probabilidade) de efeitos ecológicos adversos devido a uma exposição às SQI. Ela serve para auxiliar na remediação da área e na definição das ações de gerenciamento para mitigar o risco atual ou futuro enfrentado pelos receptores ecológicos identificados, em escala espacial ou temporal. Segundo a USEPA (2017b), a avaliação de impacto também pode ser rea-

lizada para outros agentes estressores, como doenças, espécies invasoras e mudanças de local ou de clima.

Similarmente ao que é feito para os receptores humanos, é realizado o Modelo Conceitual de Exposição Ecológica (MCEE) para mapear as fontes de contaminação terrestres e aquáticas (efluentes, sedimentos contaminados, resíduos dispostos etc.) e as vias de exposição capazes de atingir receptores ecológicos relevantes.

A caracterização do risco incorpora a fase de quantificação da exposição dos receptores às SQI, com informações de toxicidade e efeitos adversos, sendo ela uma integração dos resultados das seguintes linhas de evidência:

- **Química:** quociente de risco e valores orientadores;
- **Ecotoxicológica:** ensaios para verificar a magnitude do efeito – reprodução, crescimento, sobrevivência da população etc;
- **Ecológica:** comparação com outras áreas impactadas ou *background* – diversidade, abundância, riqueza e sensibilidade das espécies locais.

Vale ressaltar que uma ARE exige uma multidisciplinaridade de conhecimentos técnico-científicos, seja em química, biologia, toxicologia ou geologia. Sendo assim, ela se apresenta como um grande desafio para os

setores envolvidos (empresas, órgãos ambientais, consultorias etc.). Considerando esse contexto, a CETESB (2017) e a USEPA (2017b) apresentam algumas diretrizes metodológicas que auxiliam o trabalho avaliativo.

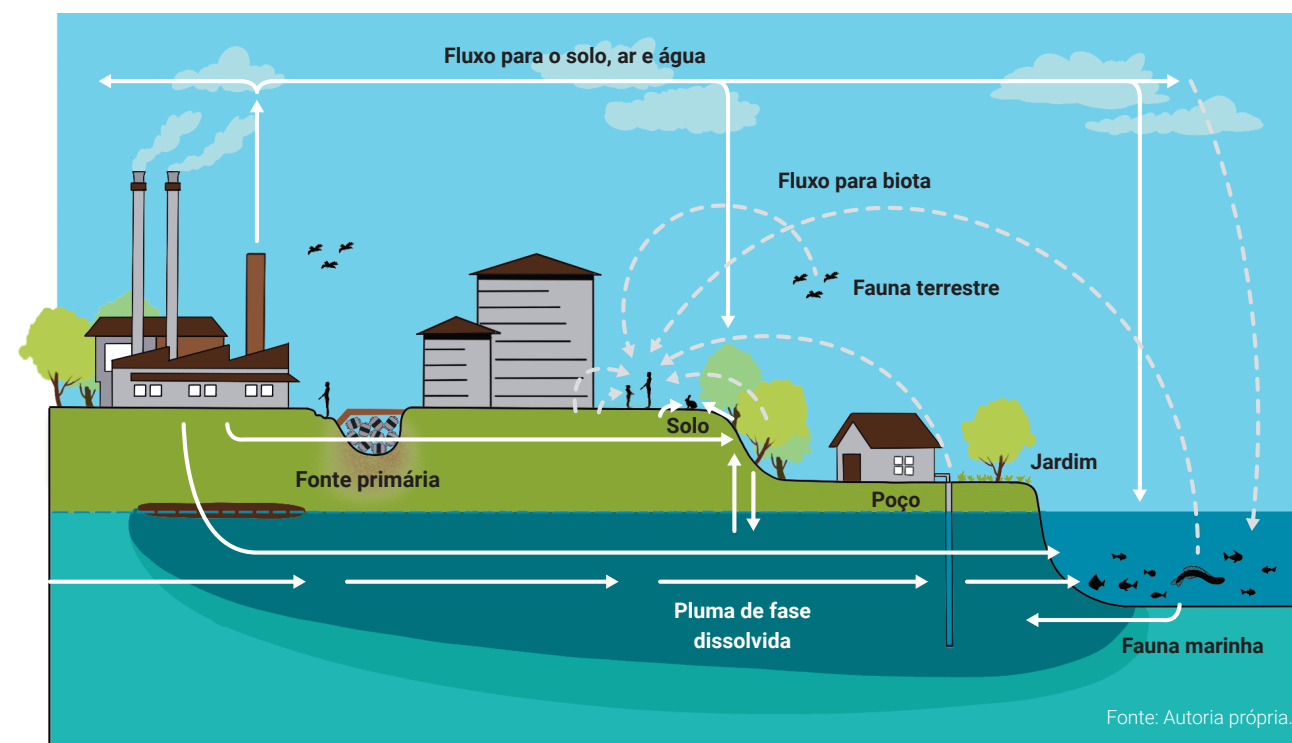
Tendo em vista os impactos financeiros e legais dos possíveis cenários de risco para determinada área, é fundamental reconhecer a dependência direta existente entre o MCE e o MCEE elaborados nas fases de avaliação de risco e o MCA elaborado durante as fases de investigação e caracterização da área, pois os primeiros fornecem a base para o mapeamento tridimensional das fases das SQI e para a identificação de todas as vias de exposição possíveis.

Receptores humanos e vias de exposição

Quais vias de exposição são mais comuns para receptores humanos?

Os maiores riscos à saúde humana em áreas contaminadas dizem respeito às vias de exposição por inalação de vapores e/ou particulados, por ingestão de água e por contato dérmico com água e solo. A partir do contato com os meios físicos contaminados (solo, água, sedimento, alimento, atmosfera), os receptores existentes ficam expostos a tais vias, podendo as mesmas serem efetivas ou com probabilidade de ocorrência na área (**figura 1.28**).

Figura 1.28. Exemplo de Modelo Conceitual de Exposição (MCE), que mostra os possíveis riscos associados a alguns receptores a partir das diversas vias de exposição existentes em uma área contaminada

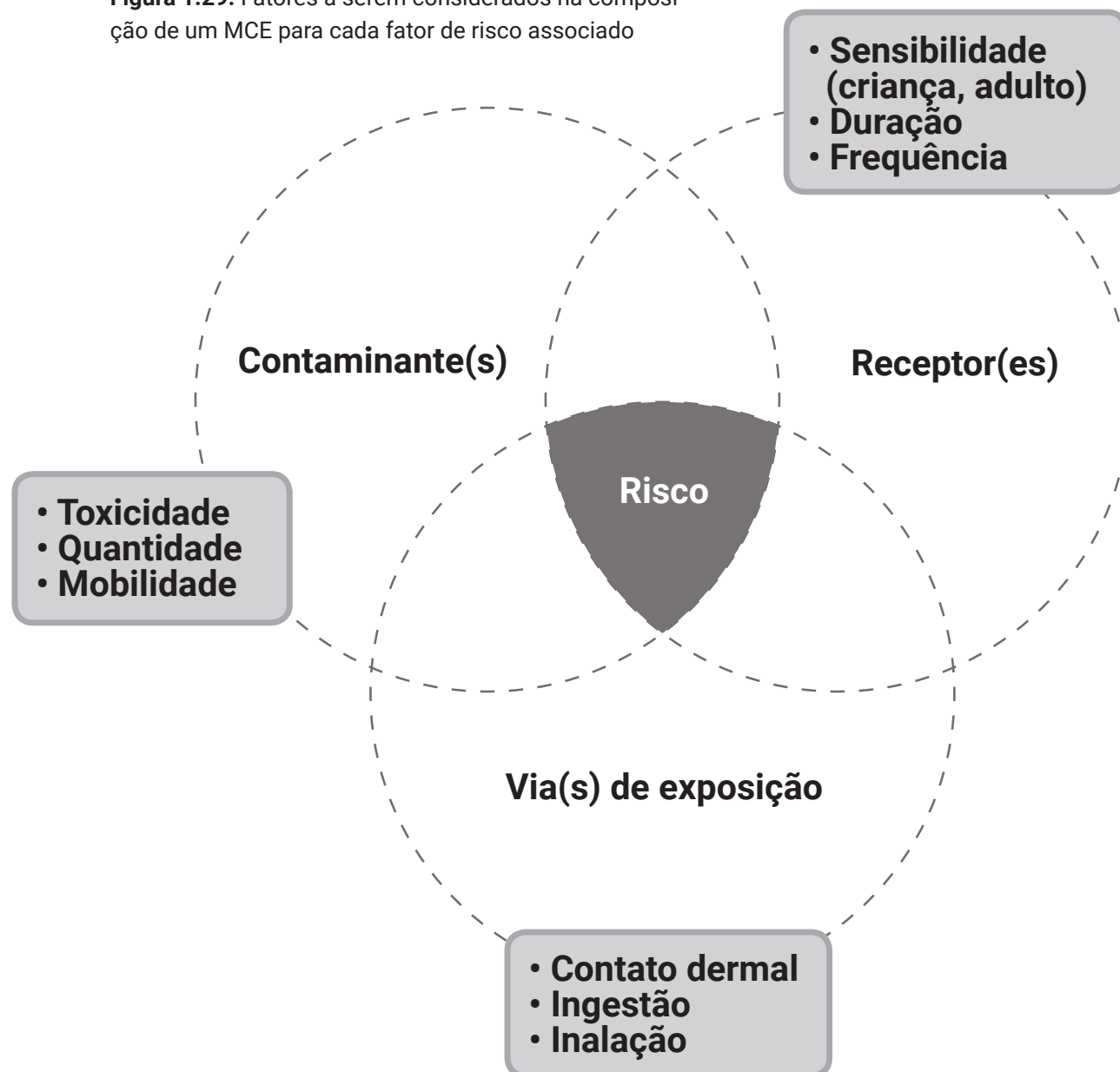


Fonte: Autoria própria.

Quais elementos caracterizam um cenário de risco?

Para que ocorra risco de exposição deve haver em uma área, simultaneamente, contaminante(s), via(s) de exposição e receptor(es), os quais definem a chamada tríade do Modelo Conceitual de Exposição (GSI, 1998) (figura 1.29).

Figura 1.29. Fatores a serem considerados na composição de um MCE para cada fator de risco associado



Fonte: Autoria própria.

A avaliação de risco em uma área contaminada é uma ferramenta de gestão dos receptores e bens a proteger e deve informar os cenários de risco que se completam e também aqueles que não se completam. Em alguns casos, pode não haver vias de exposição conectando as SQI aos receptores. Por exemplo, a água subterrânea contendo SQI dissolvidas (contaminante) que não é utilizada para abastecimento (receptor) não completa a via de exposição naquele momento. Nesse cenário, a atenção deve estar no bem a proteger (água subterrânea), priorizando a remediação desse recurso, e nos cenários hipotéticos de expansão da pluma de contaminação em fase dissolvida, verificando-se sua capacidade de atingir outros receptores, como áreas urbanas circunvizinhas, ou outros bens a proteger, como águas superficiais, rios e mananciais). É importante destacar que a avaliação de risco deve ser atualizada caso haja alterações nos cenários de exposição ou caso se obtenha novos dados acerca da área, que também devem ser incorporados ao MCA.

Quais ações devem ser tomadas quando constatado o cenário de risco?

No caso de constatação, evidências, indícios ou fatos que permitam confirmar a existência de risco à vida ou à saúde dos indivíduos, medidas emergenciais devem ser tomadas, como a evacuação de áreas ou propriedades devido a um cenário de risco iminente de explosão.

Para o acionamento de medidas emergenciais em uma área, é preciso caracterizar o risco existente por meio do devido mapeamento das plumas de contaminação e de medições que possibilitem a identificação de exposição aguda, como índice de inflamabilidade e amostragem de gases e vapores. Tais resultados deverão ser apresentados com a indicação da posição dos receptores e da distribuição das concentrações das SQI, ou dos centros de massa, compondo um único mapa de risco.

Muitas vezes, é imperativa a retirada ou eliminação da fonte primária de contaminação. No entanto, fontes secundárias podem permanecer ativas por longo tempo, como a fase residual, por isso, elas continuam oferecendo risco aos receptores existentes e/ou potenciais, especialmente em cenários futuros em longo prazo (maior que 5 anos).

2.

COMO DESENVOLVER E GERENCIAR O MODELO CONCEITUAL DA ÁREA?

Marilda M. G. Ramos Vianna
Lélia Cristina da Rocha Soares
Gabriela Paupitz Mendes

O Modelo Conceitual da Área (MCA) é uma ferramenta iterativa que permite identificar as incertezas durante o seu ciclo de vida. O MCA deve ser desenvolvido e refinado por meio de um planejamento sistemático, com o objetivo de melhorar a representatividade e a qualidade geral do Plano de Amostragem durante o gerenciamento da área contaminada. No Capítulo 4 desta obra, encontram-se descritas diversas ferramentas que podem ser utilizadas para capturar e comunicar as informações da área. É possível retratar as incertezas que poderão surgir, desde a avaliação preliminar até o monitoramento para encerramento.

Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. EPA), uma das Melhores Práticas de Gerenciamento¹ (MPG) é o uso efetivo do MCA, que facilita a comunicação entre as partes interessadas na construção de um consenso em relação à área (U.S. EPA, 2011). O MCA também auxilia no processo de tomada de decisão pela equipe de planejamento, que é formada por: gerente do projeto, equipe técnica, comunidade e demais usuários dos dados. Os tomadores de decisão são escolhidos dentre os integrantes da equipe de planejamento.

A **Figura 2.1** compara as etapas do MCA estabelecidas pela CETESB (Decisão de Diretoria 038/2017/C - DD 038/2017/C) e por duas leis estadunidenses: a *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (CERCLA também conhecida como *Superfund*) e a *Resource Conservation and Recovery Act* (RCRA), estabelecendo relações entre elas. Também são citadas outras Melhores Práticas de Gerenciamento (MPG), como as Estratégias Dinâmicas de Trabalho (EDT). No Ciclo de Vida (U.S. EPA, 2011), o MCA Preliminar corresponde à etapa de Avaliação Preliminar da DD 038/2017/C (CETESB, 2017). Já a etapa de Linha de Base do Ciclo de Vida refere-se à elaboração do Plano de Investigação Confirmatória, que é um dos itens do relatório de Avaliação Preliminar (CETESB, 2017).

¹As Melhores Práticas de Gerenciamento (MPG ou, em inglês, BMP: Best Management Practices) são, em geral, os métodos ou técnicas mais efetivos e práticos para atingir um objetivo e otimizar o uso de recursos. As MPG, no entanto, não são requisitos programáticos.

Figura 2.1 Etapas do programa de regulamentação e fases do ciclo de vida do MCA.

Etapas ambientais	Ciclo de vida do MCA	Melhores Práticas de Gerenciamento PSP EDT/TMTR	CETESB	CERCLA-Superfund	RCRA
Avaliação da área	• MCA preliminar • Linha de base MCA		• Avaliação Preliminar (MCA 1A/B/C) e investigação confirmatória (MCA 2)	• Avaliação preliminar • Inspeção da área • Lista de prioridades nacionais • Nenhuma nova ação corretiva planejada	• Avaliação das instalações
Investigação da área e alternativas de avaliação	• Etapa de caracterização do MCA		• Investigação detalhada (MCA 3) • Avaliação de risco (MAC 4)	• Investigação para remediação • Ações de remoção/tempo crítico e não crítico	• Investigação das instalações • Estudo de medidas corretivas
Seleção da remediação	• Etapa de design do MCA		• Elaboração do plano de intervenção (*)	• Proposta de plano • Registro da decisão	• Declaração de base • Decisão final e resposta aos comentários
Implementação da remediação	• Etapa de remediação/mitigação/MCA		• Execução do plano de intervenção (*)	• Design da remediação • Ações de remediação	• Implementação de medidas corretivas
Pós-constituição das atividades	• Etapa de pós remediação do MCA		• Monitoramento para encerramento (*)	• Operação e manutenção • Monitoramento • Otimização • Ação de resposta a longo prazo (recuperação das águas subterrâneas e superfície)	• Operação e manutenção, inspeção e supervisão na área
Conclusão da área			• Área reabilitada para uso declarado	• Construção completa • Relatório final ou preliminar • Conclusão da área • Exclusão da área	• Certificado de conclusão • Ações corretivas com ou sem controles

PSP = Planejamento Sistemático do Projeto
 EDT= Estratégias Dinâmicas de Trabalho
 TMTR = Tecnologias de Medição em Tempo Real
 CERCLA = Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act
 RCRA = Resource Conservation and Recovery Act
 MCA = Modelo Conceitual da área
 (*) = Etapas cujo modelo conceitual não é exigido pela

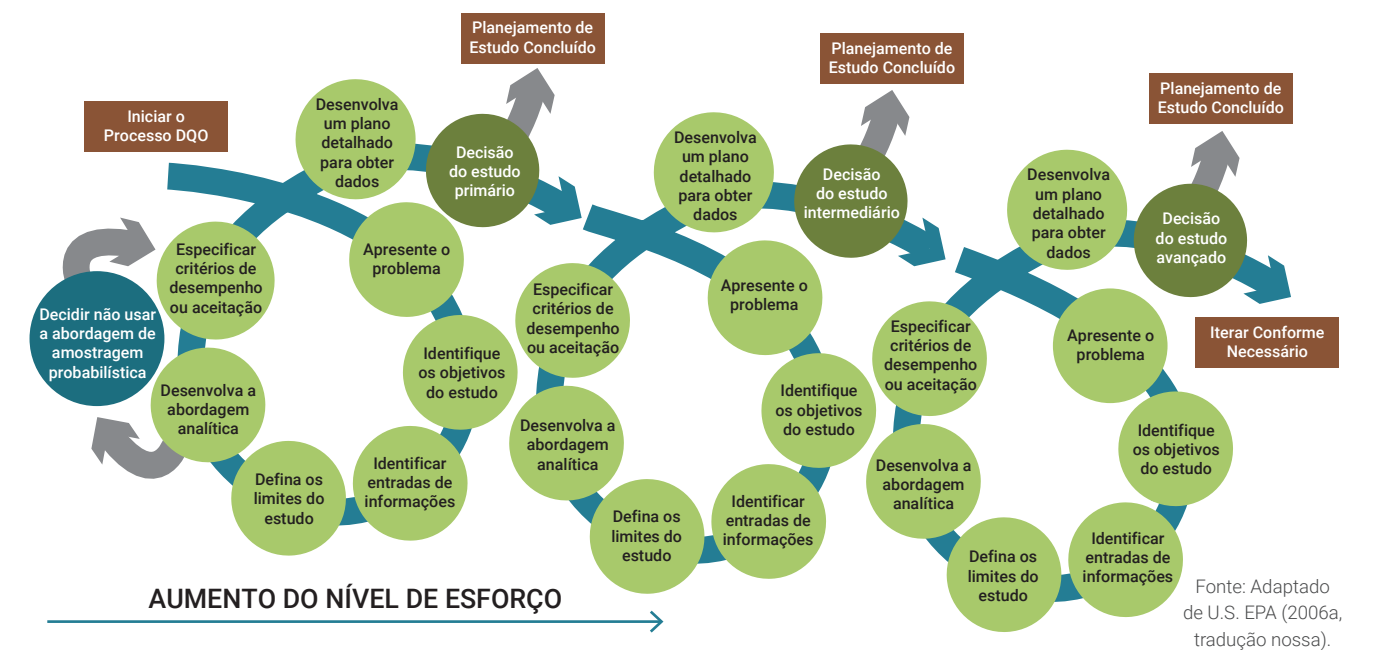
O uso da terminologia, a partir de quadros regulatórios, não se destina a complementar nenhum requisito programático específico ou orientação. No entanto, o uso de componentes do MCA em uma estrutura flexível e abrangente pode facilitar a tomada de decisão durante todo o processo de recuperação de uma área contaminada, independentemente do programa ambiental. O uso do Planejamento Sistemático do Projeto (PSP), a evolução do MCA e o apro-

veitamento de Estratégias Dinâmicas de Trabalho (EDT) e de Tecnologias de Medição em Tempo Real (TMTR) em cada etapa podem melhorar a eficiência e a eficácia do projeto. A largura e a gradação das setas azuis que indicam essas MPG se referem ao nível relativo de esforço aplicado e ao impacto e valor resultantes da execução das MPG nos estágios de projeto em questão.

Neste capítulo, será destacado o Processo DQO (do inglês *Data Quality Objectives*), que é um tipo de planejamento sistemático fundamental para a elaboração do Plano de Investigação Confirmatória. O processo DQO é executado constantemente, de forma iterativa (**figura 2.2**), até que as incertezas sejam consideradas aceitáveis, completando o Plano de Amostragem. Logo, por ser um processo iterativo, ele é reavaliado desde o Plano de Investigação Confirmatória até a finalização da etapa de Investi-

gação Detalhada. Os resultados obtidos a partir da aplicação do Processo DQO devem ser apresentados no MCA 3 do Relatório de Investigação Detalhada (CETESB, 2017). Somente por meio de um planejamento sistemático será possível produzir um Relatório de Investigação Detalhada com informações robustas em quantidade e qualidade, capaz de permitir uma Avaliação de Risco adequada e, por consequência, produzir um MCA 4 consistente.

Figura 2.2. Aplicação iterativa do Processo DQO



Fonte: Adaptado de U.S. EPA (2006a, tradução nossa).

Pela **figura 2.1**, pode-se notar que todas as etapas do MCA estadunidense são atualizados continuamente, inclusive nas etapas de remediação e pós-remediação (U.S. EPA, 2011). A DD 038/2017/C da CETESB preconiza a elaboração do MCA desde a etapa de Avaliação Preliminar (MCA 1A/B/C) até a etapa de Avaliação de Risco (MCA 4). No entanto, não há continuidade de atualização do MCA após a etapa de Avaliação de Risco. Porém, a alimentação contínua de novas informações no MCA permite uma melhor compreensão da situação da área durante todo o gerenciamento. Logo, torna-se uma boa prática que o MCA seja atualizado até a etapa de Monitoramento para Encerramento, conforme está indicado na coluna Ciclo de Vida do MCA (U.S. EPA, 2011) e preconizado pela ABNT NBR 16210/2013 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2013).

O planejamento sistemático é baseado em método científico e é importante para garantir que o nível de documentação e o rigor na sua execução sejam pro-

porcionais à utilização pretendida da informação e dos recursos disponíveis. Essa abordagem resulta em um projeto com conclusões sólidas e documentação apropriada para permitir a revisão por pares.

Os elementos principais do planejamento sistemático estão listados na **tabela 2.1**. Uma atividade fundamental para definir os objetivos do projeto é formular questões/perguntas que o projeto pretende resolver, para que possam ser determinados quais dados e informações precisam ser coletados e analisados.

Exemplos de perguntas para projetos qualitativos:

- Quais são os contaminantes que estão presentes em uma determinada área?
- Quais são os receptores potenciais de contaminação presentes em uma determinada área?

Para projetos quantitativos que envolvem estudos de estimativas, as questões devem incluir informações sobre características ambientais desconhecidas (como médias e medianas das concentrações), as quais serão estimadas a partir dos dados coletados. Por exemplo, para investigar quais são as substâncias tóxicas orgânicas e inorgânicas provenientes de uma determinada fonte que estão presentes na atmosfera, a pergunta deve ser

formulada em termos estatísticos para que se obtenha uma resposta estimada das respectivas concentrações.

Em qualquer projeto, é importante descrever, de forma concisa, toda a informação relacionada a ele e elaborar um MCA que resuma o seu estado atual e como isso se relaciona à meta do projeto.

Tabela 2.1. Elementos principais do planejamento sistemático

Organização (elemento 1)	Identificação e envolvimento das seguintes pessoas: gerente de projeto, responsável pela organização, responsável legal, pessoal do projeto, partes interessadas, especialistas científicos etc.
Objetivo do projeto (elemento 2)	Descrição das metas e objetivos do projeto e das perguntas que guiarão a investigação.
Cronograma (elemento 3)	Criação do cronograma do projeto, com identificação dos recursos (incluindo orçamento), marcos e quaisquer requisitos aplicáveis (por exemplo, requisitos regulamentares e requisitos contratuais).
Dados necessários (elemento 4)	Identificação dos tipos de dados necessários e como eles serão usados para apoiar os objetivos do projeto.
Crítérios (elemento 5)	Determinação da quantidade de dados necessários e especificação dos critérios de desempenho que serão utilizados para a medição da qualidade.
Coleta de dados (elemento 6)	Descrições de como e onde os dados serão obtidos (incluindo dados existentes) e identificação de quaisquer restrições à coleta de tais dados.
Garantia de qualidade (QA, do inglês <i>quality assurance</i>) (elemento 7)	Especificação das atividades de garantia e controle de qualidade necessárias para a avaliação dos critérios de desempenho (por exemplo, amostras de controle para campo e laboratório, auditorias, avaliações técnicas, avaliações de desempenho etc.).
Análise (elemento 8)	Descrições de como os dados adquiridos serão analisados (no campo ou no laboratório) e avaliados em relação ao uso pretendido e aos critérios de desempenho e garantia de qualidade.

Fonte: U.S. EPA (2006, p. XXX, tradução nossa).

O planejamento sistemático é aplicado em várias áreas do conhecimento, sendo um dos pilares da metodologia *Triad*, que será apresentada adiante. Na área ambiental, o Processo DQO é o modelo de planejamento sistemático mais usado como Plano de Amostragem, tanto em custos de tomada de de-

cisão (por exemplo, cumprimento ou não de algum padrão/norma) quanto em se tratando de problemas de estimativa (por exemplo, verificar o nível de concentração média de um contaminante).

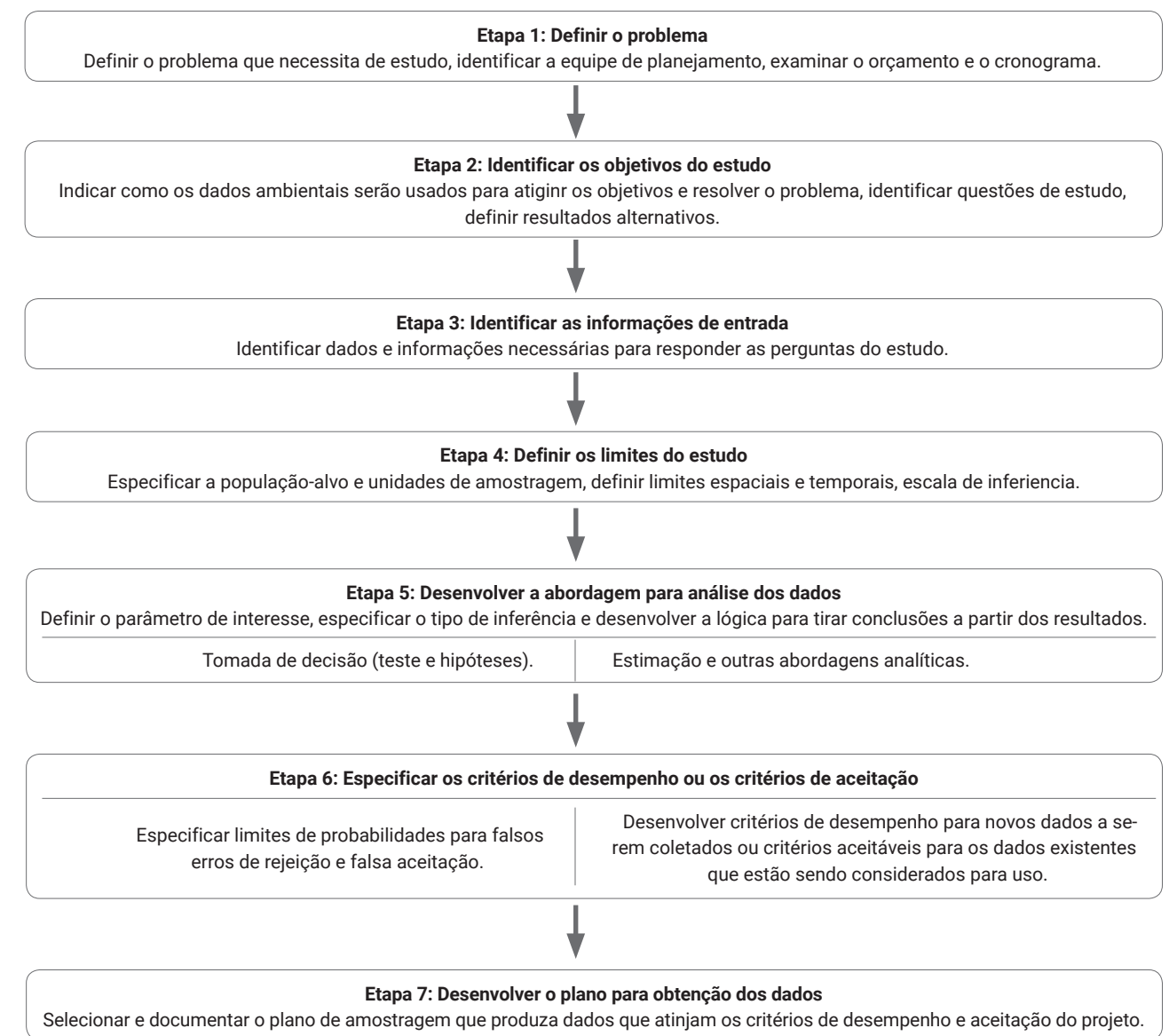
2.1 O Processo DQO

O Processo DQO é um planejamento sistemático que inclui elementos científicos e de gestão, permitindo o desenvolvimento lógico do projeto. Ele é capaz de assegurar que o nível de documentação e o esforço de planejamento correspondam ao uso que se pretende fazer das informações e dos recursos disponíveis, fornecendo transparência aos objetivos da amostragem e ajudando a equipe a obter conclusões sólidas. A **figura 2.3** apresenta suas 7 etapas, com base no

documento *Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process: EPA QA/G-4* (U.S. EPA, 2006a), as quais serão detalhadas a seguir.

Apesar de serem apresentadas em forma sequencial, a natureza iterativa do Processo DQO permite que uma ou mais dessas etapas sejam revisadas à medida que mais informações sobre o problema sejam obtidas (**figura 2.2**). Conforme mencionado anteriormente, o Processo DQO deve ser a base do Plano de Investigação Confirmatória.

Figura 2.3. Sete etapas do Processo DQO



Fonte: adaptado de U.S. EPA (2006a, tradução nossa).

Para projetos que requerem respostas para múltiplas questões de estudo, a resolução de uma pergunta-chave pode resultar na criação de perguntas subse-

quentes. Nesses casos, o Processo DQO pode ser usado repetitivamente durante o ciclo de vida do projeto.

Etapa 1: Definir o problema

A Etapa 1 do Processo DQO consiste em definir o problema a ser investigado com base na Avaliação Preliminar e desenvolver o Modelo Conceitual da Área (CETESB, 2017).

Uma equipe de planejamento multidisciplinar, cujo tamanho é usualmente proporcional à complexidade e importância do projeto, deve ser formada para essa finalidade.

Após definir o problema, a equipe multidisciplinar deve estabelecer um plano para obter as informações necessárias à resolução do problema e avaliar os recursos para sua execução, bem como restrições e prazos associados ao planejamento, coleta de dados e avaliação de dados.

No Processo DQO, o uso pretendido dos dados ambientais pode estar atrelado a dois tipos de problemas: tomada de decisão e estimacão. A tomada de decisão é quando o uso pretendido dos dados servirá para escolher entre duas alternativas; por exemplo, o cumprimento ou não de algum padrão/norma, como os valores orientadores. Testes de hipóteses são aplicados nessas situações. Já para o caso de problemas de estimacão, o objetivo de um estudo pode ser avaliar a concentração de uma substância tóxica na água ou a taxa média de propagação de uma pluma de contaminação em fase dissolvida. A característica de definição de um problema de estimacão versus um problema de tomada de decisão é que o uso pretendido da estimacão não está diretamente associado a uma decisão bem definida.

Os principais resultados da Etapa 1 são:

- Descrição concisa do problema;
- Modelo conceitual do problema ambiental a ser investigado, com uma determinação preliminar do tipo de dados necessários e como ele será usado;
- Lista dos membros da equipe de planejamento e identificação dos tomadores de decisão ou dos principais usuários de dados dentro da equipe de planejamento;
- Resumo dos recursos disponíveis e dos prazos relevantes para o estudo, incluindo orçamento, disponibilidade de pessoal e cronograma.

Etapa 2: Identificar os objetivos do estudo

A Etapa 2 envolve a identificação de perguntas-chave que o estudo tentará abordar. Além disso, serão avaliadas ações alternativas ou resultados possíveis baseados nas respostas a essas perguntas, as quais podem ser referentes aos dois tipos de problemas já mencionados: decisão ou estimacão. Abaixo mencionamos exemplos de perguntas-chave para cada caso:

1) Problemas de decisão: A concentração de contaminantes na água subterrânea excede os valores orientadores? Um contaminante apresenta risco ecológico e/ou à saúde humana?

2) Problemas de estimacão: Qual é taxa média do fluxo da água subterrânea no aquífero? Qual é a distribuição das concentrações de poluentes na água subterrânea no espaço e no tempo? Quais são os tamanhos das populações de espécies ameaçadas dentro do hábitat?

Após esse levantamento, a equipe de planejamento deve considerar possíveis respostas às perguntas-chave, conforme exemplificado na **tabela 2.2**. Para cada resposta, ações lógicas devem ser identificadas (mesmo que seja “não tomar nenhuma ação”). A equipe deve confirmar se essas ações alternativas podem resolver o problema e também determinar se elas atendem aos regulamentos ambientais.

Problemas complexos de decisão ou estimacão exigem uma análise caso a caso. Para problemas de decisão, mais de uma declaração de decisão pode ser necessária e, portanto, uma lista de prioridades pode ser montada. No caso de problemas de estimacão, vários parâmetros podem ser estimados e combinados entre si, a fim de resolver o problema geral.

Os principais resultados da Etapa 2 são:

- Definição adequada das perguntas-chave do estudo;
- Uma listagem de ações alternativas que respondem às perguntas-chave do estudo;
- Para problemas de decisão, uma lista de declarações de decisão que respondam à questão do estudo;
- Para problemas de estimacão, uma lista de declarações do que precisa ser estimado e as principais suposições envolvidas, a fim de responder à questão do estudo.

Tabela 2.2. Exemplo de pergunta-chave e de ações alternativas em um processo DQO

Pergunta-chave do estudo	Ações alternativas
Existem níveis significativos de vapores de compostos carcinogênicos sob um determinado núcleo habitacional? As concentrações foram obtidas por meio de medições realizadas em superfície e nas entradas das galerias pluviais?	<ul style="list-style-type: none">• Remover toda a população de suas residências e iniciar um processo de investigação detalhada para delimitar a fonte de contaminação.• Manter a população no local e instalar imediatamente um sistema de extração de vapores e monitoramento periódico nas residências.• Manter a população no local, instalar imediatamente um sistema de extração de vapores e monitoramento periódico nas residências e iniciar investigação para delimitação da fonte, iniciando assim a remediação da área contaminada.• Não fazer nada.

Etapa 3: Identificar as informações de entrada

Na Etapa 3 são identificadas as informações necessárias para resolver a declaração de decisão ou produzir as estimativas desejadas (vide Capítulo 1).

Para que os dados possam ser usados como fontes de informação, eles terão que satisfazer os critérios de aceitação e de desempenho especificados no projeto, que serão apresentados na Etapa 6. É importante que esses critérios sejam os mesmos, tanto para os dados novos quanto para os dados existentes.

A equipe de planejamento verificará, também, as bases de informações (valores orientadores para solos e águas subterrâneas dos respectivos estados, resoluções do CONAMA, portarias do Ministério da Saúde, valores de *background*, valores de estudo-piloto etc.) necessárias para que possam ser estabelecidas as abordagens analíticas apropriadas e os critérios de desempenho ou aceitação (Etapa 6). Determinadas bases de informação já possuem níveis de ação estabelecidos; por exemplo, os valores orientadores (CONAMA 420/2009; CETESB, 2016).

Os principais resultados da Etapa 3 são:

- Estabelecimento das variáveis necessárias para o estudo e das bases de informações ambientais necessárias para a tomada de decisões ou o estabelecimento de estimativas (e como conseguir essas informações);
- Identificação de como o nível de ação será determinado;
- Informações sobre os métodos apropriados de amostragem e análise.

Etapa 4: Definir os limites do estudo

Na Etapa 4, várias decisões devem ser tomadas para que os limites do estudo sejam estabelecidos. Uma

delas é a população-alvo, que pode ser dividida em entidades “naturais” (pessoas, plantas ou peixes) ou em meio contínuo (ar, água ou solo). A unidade amostral para o caso de entidades naturais é a própria entidade; para o meio contínuo, deve ser definida uma ordem de grandeza, como volume, área ou massa (por exemplo: mL, m² ou g). Também é necessário definir os limites geográficos espaciais, que consistem na área geográfica aplicável para a tomada de decisão ou estimacão. Quando apropriado, é possível dividir a população em subpopulações que tenham características homogêneas.

Em relação à coleta de dados, é preciso definir os limites temporais para a ação, considerando elementos como a variação sazonal do nível d’água e o prazo em que as amostras devem ser coletadas. Quaisquer restrições práticas para a coleta de dados (cercas, corpos d’água, acesso à propriedade etc.) precisam ser examinadas e descritas. Por fim, define-se a escala de inferência, que é a menor unidade de área, volume ou tempo que será utilizada na coleta, análise e interpretação dos dados com o intuito de tomar uma decisão ou fazer uma estimacão. A definição da escala de inferência é importante para controlar os erros de decisão ou estimacão.

Os principais resultados da Etapa 4 são:

- Definição da população-alvo, com descrições detalhadas dos limites geográficos;
- Descrições detalhadas do que constitui uma unidade amostral;
- Estabelecimento do prazo adequado para a coleta de dados e para a tomada de decisão ou estimacão, juntamente com o detalhamento das restrições práticas que podem interferir na coleta de dados;
- Definição da escala de inferência para tomada de decisão ou estimacão.

Etapa 5: Desenvolver a abordagem para análise dos dados

Na Etapa 5 será estabelecida a abordagem analítica para o tratamento de dados. Até esse ponto do Processo DQO, assume-se que os resultados são verdadeiros (ou seja, sem erros associados), tanto para problemas de decisão quanto para problemas de estimação. A partir de então, algumas questões precisam ser respondidas.

Qual parâmetro populacional será usado para a decisão ou estimação?

A equipe de planejamento escolhe o parâmetro da população que resume as suas características críticas e que será usado junto com as declarações de decisão ou estimação especificadas na Etapa 2. Exemplos de diferentes parâmetros populacionais e sua aplicabilidade a um problema de decisão ou estimação são apresentados na **tabela 2.3**.

Ao preparar uma regra sobre problemas de decisão, que tipos de níveis de ação podem ser considerados?

Existem dois tipos: pré-determinados (pelo órgão ambiental, por exemplo) e específicos da investigação, que são determinados durante o processo DQO (valores baseados no cálculo dos riscos ecológico e/ou humano, por exemplo). É importante destacar

que um nível de ação mais conservador pode exigir um método analítico mais sensível; assim, os seus limites de detecção devem ser apropriados.

Como os limites de detecção de medição são importantes para a escolha de determinado nível de ação?

Deve-se documentar o limite de detecção para cada potencial método de medição identificado na Etapa 3. Se o limite de detecção para certo método de medição exceder ou for muito próximo do nível de ação, então um método mais sensível deve ser especificado ou uma abordagem analítica diferente deve ser usada.

Assim, as atividades da Etapa 5 envolvem a especificação dos parâmetros da população (por exemplo, média aritmética ou geométrica, mediana ou percentil) considerados importantes para fazer inferências sobre a população-alvo. Para problemas de decisão, deve-se escolher um nível de ação (por exemplo, valores orientadores de órgãos ambientais) e verificar se existem métodos de amostragem e análise que tenham limites de detecção abaixo do nível de ação. Com isso, a equipe constrói uma regra de decisão com a colocação: **“Se..., então... Do contrário, ...”**. Essa regra é teórica, já que é definida em termos do parâmetro verdadeiro da população, que é desconhecido. O objetivo de especificar tal regra teórica é chamar a

Parâmetro	Definição	Exemplo de uso
Média (aritmética ou geométrica)	Proporção	Tendência central: comparação entre o termo médio da população e o nível de ação. Apropriado para substâncias químicas que poderiam causar câncer após a exposição por um longo período. O uso da média e da quantidade total do meio (por exemplo, a massa do solo ou da água) permite que a equipe de planejamento estime a quantidade total de contaminante presente no corpo de solo ou água. A média aritmética é fortemente influenciada por extremos na distribuição de contaminantes. Dessa forma, para distribuições assimétricas com uma cauda direita longa, a média geométrica pode ser mais relevante que a média aritmética. Contudo, ambas podem não ser úteis caso uma parte grande dos valores esteja abaixo do limite de detecção.
Mediana	Ponto médio da distribuição: 50° percentil; metade das observações estão acima e metade abaixo	Melhor estimativa da tendência central para populações altamente assimétricas. Também pode ser escolhida caso a população contenha muitos valores menores que a medida de detecção limite. A mediana não é uma boa escolha caso mais de 50% da população esteja abaixo do limite de detecção, porque uma mediana verdadeira não existe nesses casos. A mediana não é influenciada pelos extremos da distribuição de contaminantes.
Percentil	Especifica a porcentagem da amostra que está abaixo de determinado valor; por exemplo, que o 80° percentil deveria ser escolhido caso haja interesse no valor que é superior a 80% da população.	Para casos em que apenas uma pequena porção da população pode exceder o nível de ação. Costuma ser escolhida quando a regra de decisão está sendo desenvolvida para uma substância química que pode causar danos sérios à saúde. Também é útil quando grande parte da população contém valores abaixo do limite de detecção. Costuma necessitar de amostragens maiores que a média e a mediana.

Fonte: Adaptado de Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives (2015, p. 41, tradução nossa).

atenção da equipe de planejamento para como as decisões seriam tomadas se fosse possível ter um perfeito conhecimento da população.

Abaixo está um exemplo de regra para problemas de decisão:

Se a concentração média de benzeno na água subterrânea está em ou acima de 5 ug/L, **então** a área é considerada contaminada e deverão ser realizadas as próximas etapas do gerenciamento de áreas contaminadas. **Do contrário**, a área será considerada não contaminada.

Já para problemas de estimação, o estimador é uma regra ou método que estima o valor de um parâmetro dentro do limite de estudo, conforme definido na Etapa 4. Abaixo temos um exemplo:

A equipe de planejamento irá estimar a média geométrica (parâmetro populacional) de bactérias por mL de água por dia (limite do estudo).

Os principais resultados da Etapa 5 são:

- Identificação dos parâmetros populacionais mais relevantes para fazer inferências e conclusões sobre a população-alvo;
- Para problemas de decisão, elaboração de regras teóricas de decisão baseadas em um nível de ação escolhido;
- Para problemas de estimação, especificação do estimador a ser utilizado.

Etapa 6: Especificar os critérios de desempenho ou os critérios de aceitação

Até a Etapa 5, considera-se que os dados coletados são verdadeiros. Entretanto, há sempre incertezas relacionadas a eles, o que seguramente interfere nas tomadas de decisão ou na criação de estimativas. Portanto, na Etapa 6 do Processo DQO são estabelecidos critérios de desempenho ou critérios de aceitação que os dados coletados precisarão alcançar para manter as incertezas dentro de níveis aceitáveis – tanto em problemas de decisão quanto em problemas de estimação.

Os critérios de desempenho são um conjunto completo de especificações necessárias para projetar a coleta de dados ou de informações, de tal forma que, quando o processo de coleta for implementado, ele gere dados de qualidade e em quantidade suficiente para atender aos objetivos do projeto. Já os critérios de aceitação são especificações destinadas a avaliar

se uma ou mais fontes de informações ou dados são adequadas para apoiar o uso pretendido no projeto. A geração de critérios de aceitação é discutida no *Guidance for Quality Assurance Project Plan: EPA QA/G-5* (Guia para o Planejamento da Garantia de Qualidade em Projetos, US EPA, 2002a).

Os critérios de desempenho, juntamente com as boas práticas de Garantia de Qualidade (QA), devem conduzir o projeto de coleta de dados. Os critérios de aceitação, por sua vez, guiarão os procedimentos para adquirir e avaliar os dados existentes relativamente ao uso pretendido. Para compreender como esse processo deve ser conduzido, examinemos algumas questões cruciais à Etapa 6.

Quais são algumas das fontes de erro (variabilidade) em dados coletados?

Os dados coletados estão sujeitos a erros aleatórios e sistemáticos, que podem ser cometidos em diferentes estágios do processo de coleta. A combinação desses erros é chamada de erro total do estudo. Pode haver muitos fatores que contribuem para o erro total do estudo, mas geralmente há dois componentes principais:

- **Erro de amostragem:** ocorre quando o projeto de coleta de dados não captura a variabilidade completa dentro do espaço populacional, na medida apropriada para tirar conclusões. O erro de amostragem pode levar a erro aleatório (isto é, variabilidade aleatória ou imprecisão) e erro sistemático (viés) nas estimativas dos parâmetros populacionais;
- **Erro de medição:** é influenciado por imperfeições no sistema de medição e análise. Erros de medidas aleatórios e sistemáticos podem ocorrer no processo de medição durante distintas etapas, como: coleta de amostras físicas, manuseio de amostras, preparação de amostras, análise de amostras e tratamento, transmissão e armazenamento dos dados.

Em geral, o erro de amostragem é muito maior (em termos de impacto) do que o erro de medição e, conseqüentemente, há necessidade de mais recursos para o seu controle.

Como o erro total do estudo é controlado?

Para controlar a magnitude do erro total do estudo, é preciso gerar um projeto de amostragem apropriado e escolher técnicas de medições precisas.

Para tratar e controlar os erros e as incertezas associados aos dados coletados, deve-se, também, realizar análises estatísticas de teste de hipóteses ou estimação. Para isso, a Etapa 6 se compõe de duas sub-etapas: Etapa 6A e 6B. A escolha de uma dessas sub-etapas dependerá do tipo de problema (decisão ou estimação) a ser solucionado.

Etapa 6A: Tomada de decisão

Como um teste de hipóteses pode levar a equipe a tomar uma decisão ou conclusão incorreta?

Devido às incertezas inerentes à coleta de dados, é preciso aceitar que existe uma probabilidade de se tomar uma decisão incorreta. A realização do teste de hipóteses permite quantificar a probabilidade de se tomar decisões incorretas com os dados coletados.

Na elaboração do teste de hipóteses, é preciso definir a hipótese nula (H_0), cuja falsidade se tenta provar. Como consequência dessa definição, a hipótese alternativa (H_1) é obtida, sendo contraditória à primeira. Por exemplo:

H_0 : a concentração de determinado contaminante no solo está igual ou acima dos Valores Orientadores da Resolução CONAMA 420/2009.

H_1 : a concentração de determinado contaminante no solo está abaixo dos Valores Orientadores da Resolução CONAMA 420/2009.

A hipótese nula é mantida como verdadeira até que os dados coletados indiquem que é improvável que seja verdadeira. Dessa forma, o objetivo do teste de hipóteses é verificar se os dados amostrais trazem evidências que apoiam ou não a hipótese nula.

Que tipo de erros de decisão podem ser cometidos em um teste de hipóteses?

Existem dois tipos de erros de decisão possíveis em um teste de hipóteses:

Falsa rejeição: ocorre quando decidimos rejeitar H_0 quando, na realidade, ela é verdadeira.

Falsa aceitação: ocorre quando decidimos aceitar H_0 quando, na realidade, ela é falsa.

A **tabela 2.4** mostra quatro resultados possíveis em um teste de hipóteses. Dois dos resultados do teste conduzem à aceitação correta da condição verdadeira, seja ela H_0 ou H_1 . Os dois resultados restantes (isto é, as células em destaque) representam os erros de

decisão possíveis. O objetivo principal da Etapa 6A do processo DQO é determinar os erros de decisão que a equipe de planejamento acredita serem aceitáveis.

	Condição real: H_0 é verdadeira	Condição real: H_1 é verdadeira
Decisão tomada: H_0 é verdadeira	Decisão correta ($1-\alpha$)	Erro tipo II (β) (Falsa aceitação)
Decisão tomada: H_1 é verdadeira	Erro tipo I (α) (Falsa rejeição)	Decisão correta ($1-\beta$)

Os estatísticos chamam a probabilidade de rejeitar a hipótese nula quando ela é de fato falsa de “poder estatístico do teste de hipóteses” ($1-\beta$, canto inferior direito da tabela). Ou seja, esse “poder estatístico” é a probabilidade de decidir corretamente que H_1 é a hipótese verdadeira.

Como é possível controlar a probabilidade de cometer erros de decisão?

Ao realizar um teste de hipóteses, não há como eliminar totalmente a possibilidade de cometer um erro de decisão. No entanto, é possível controlar os maiores componentes do erro total de estudo para, conseqüentemente, controlar também a probabilidade de cometer erros de decisão. Por exemplo, se for esperado um grande erro de amostragem, deve-se coletar um maior número de amostras ou desenvolver melhor o projeto de amostragem. Se o erro de medição for considerado relativamente grande, deve-se controlar a probabilidade de cometer um erro de decisão por meio da análise de várias amostras individuais que forneçam uma média tida como confiável para então usar a média dessas amostras; ou, ainda, usar métodos analíticos mais precisos.

Esta não é uma parte fácil do Processo DQO. Em vez de especificar limites arbitrários (por exemplo, $\alpha=0,05$ e $\beta=0,20$), a equipe de planejamento deve explorar completamente o equilíbrio entre o risco de tomar decisões incorretas e as possíveis consequências associadas a esses riscos.

Como expressar "qualidade" em relação à tomada de uma decisão em um teste de hipóteses?

O gráfico de Curva de Desempenho de Decisão é usado para descrever o nível de qualidade desejado para determinada decisão e é construído a partir da aplicação de um teste de hipóteses aos dados coletados.

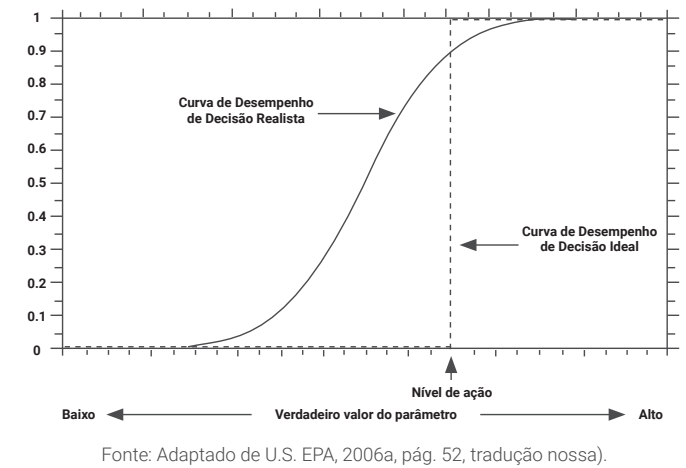
A **figura 2.4** apresenta dois exemplos de uma Curva de Desempenho de Decisão ao testar a hipótese nula de que o valor verdadeiro (desconhecido) de um parâmetro cai abaixo de um nível de ação versus uma hipótese alternativa em que ele excede o nível de ação. O eixo x lista o intervalo de valores verdadeiros possíveis para o parâmetro (o que inclui o nível de ação), enquanto o eixo y lista o intervalo de probabilidades de decisão (de 0 a 1) a partir de um teste em que o valor verdadeiro do parâmetro excede o nível de ação. Intuitivamente, quando o valor verdadeiro do parâmetro é muito baixo, a probabilidade de se decidir que o valor verdadeiro excede o nível de ação será baixo. Em contrapartida, essa probabilidade aumenta quando o valor verdadeiro do parâmetro se torna próximo do nível de ação.

Se fosse possível conhecer o valor verdadeiro do parâmetro de interesse, uma decisão incorreta nunca seria tomada e a Curva de Desempenho de Decisão seria “ideal” (**figura 2.4**). Portanto, para todos os valores do eixo x que caíssem no nível de ação ou abaixo dele, a Curva de Desempenho de Decisão Ideal especificaria uma probabilidade igual a 0; e para todos os valores do eixo x que caíssem acima do nível de ação, a Curva de Desempenho da Decisão Ideal especificaria uma probabilidade de 1.

No entanto, em uma situação real, o teste de hipóteses seria aplicado a dados que possuem variabilidade e incerteza inerentes. Nesse caso, a hipótese nula pode ser definida como área não contaminada e, conseqüentemente, a hipótese alternativa será que a área está contaminada. Isso é representado na figura pela Curva de Desempenho de Decisão “real”, em que a probabilidade de rejeitar a hipótese nula aumenta de forma gradual, de cerca de 0 para valores muito abaixo do nível de ação até perto de 1 para valores muito acima do nível de ação. A forma e inclinação da Curva de Desempenho de Decisão é consequência de uma série de fatores, incluindo o projeto da amostra, a precisão associada aos dados coletados e o número de amostras colhidas.

Conforme será observado na discussão restante desta seção, a Etapa 6A do processo DQO envolve a definição da condição de hipótese nula para o teste estabelecer limites toleráveis nas probabilidades de erros de decisão em alguns pontos críticos ao longo do eixo x da **figura 3.4**. Isso resultará em Objetivos de Desempenho de Decisão que, quando plotados, aproximarão uma Curva de Desempenho de Decisão e especificarão os riscos toleráveis de se cometer erros de decisão.

Figura 2.4. Dois exemplos de Curva de Desempenho de Decisão



Como definir a condição de hipótese nula para o teste?

A condição de hipótese nula é sempre assumida como verdadeira, a não ser que haja informações convincentes para rejeitá-la em favor da hipótese alternativa. Juntas, as condições de hipótese nula e alternativa cobrem toda a gama de possíveis valores reais do parâmetro a ser avaliado (isto é, o eixo x da **figura 2.4**). O nível de ação serve de linha divisória entre as condições de hipótese nula e alternativa, conforme determinado na Etapa 5 do Processo DQO.

A equipe de planejamento deve definir a condição de hipótese nula avaliando as possíveis consequências que seriam provocadas por erros de decisão. Por exemplo, aceitar incorretamente uma condição de hipótese nula (área não contaminada, quando de fato está contaminada), pode resultar em efeitos adversos para a saúde devido à exposição contínua. Em contraste, concluir incorretamente que a hipótese nula deve ser rejeitada pode levar a custos de remediação desnecessários e desvios de recursos de áreas problemáticas mais urgentes.

É necessário determinar qual dos dois tipos de erros de decisão (falsa rejeição e falsa aceitação) tem consequências mais graves, especialmente quando o valor verdadeiro do parâmetro está próximo do nível de ação. Por exemplo, se a falsa rejeição for o erro de decisão mais grave, então define-se a condição de hipótese nula como um intervalo de valores verdadeiros possíveis no qual a probabilidade de uma falsa rejeição seja baixa.

Ainda, a definição da condição hipótese nula pode ser feita com base em conhecimentos prévios. Ou

seja, pode-se ter uma boa razão para acreditar que o valor verdadeiro do parâmetro está acima de algum nível de ação e, portanto, definir-se a condição de hipótese nula como área contaminada, tornando necessário que os dados demonstrem o contrário (hipótese alternativa).

O que é uma região cinza e como ela entra na determinação de critérios de qualidade de dados?

A região cinza (área sombreada da **figura 2.5**) é um conjunto de valores que compõe a condição alternativa. Nesta região, as consequências de se cometer um erro de decisão são relativamente singelas.

Quando a condição alternativa representa todos os valores de parâmetros possíveis acima do nível de ação:

- H_0 : o parâmetro é igual ou inferior ao nível de ação
- H_1 : o parâmetro excede o nível de ação

A curva na **figura 2.5** representa a probabilidade de rejeitar H_0 para H_1 . Assim, pontos da curva que caem para a esquerda do nível de ação representam a probabilidade de cometer um erro de falsa rejeição (α), enquanto os pontos da curva à direita do nível de ação representam o erro de falsa aceitação (β).

Se as informações obtidas fossem 100% corretas, a hipótese nula seria rejeitada quando o verdadeiro valor do parâmetro estivesse dentro da região cinza. Porém, não há informações 100% corretas acerca do verdadeiro valor do parâmetro de interesse. A **figura 3.5**, portanto, sugere que a probabilidade de rejeitar a condição de hipótese nula pode ser relativamente pequena dentro da região cinza, cujos valores estão próximos do nível de ação. Isso implicaria numa grande probabilidade de um erro de falsa aceitação, o que ocorre porque se deseja controlar a probabilidade de um erro de falsa rejeição dentro do intervalo de possíveis valores do parâmetro que caem na condição de hipótese nula.

Dessa forma, podemos dizer que a região cinza é delimitada pelo nível de ação e pelo valor que corresponde a quando as consequências de se cometer um erro de falsa aceitação se tornam graves. Em geral, quanto mais estreita for a região cinza, maior será o número de amostras necessárias para alcançar os critérios de erro de decisão.

Deve-se enfatizar que a curva traçada no gráfico é o retrato dos Objetivos de Desempenho de Decisão estabelecidos durante a fase de planejamento do estudo, ou seja, antes de formular um projeto de amostragem.

Interpretando a Figura 2.5

Na **figura 2.5**, a condição de hipótese nula representa todos os valores de parâmetros possíveis abaixo do nível de ação, que equivale a 100 mg.kg⁻¹ (p. ex. a área não está contaminada).

Um erro de decisão de falsa rejeição (da hipótese nula) ocorreria se a equipe chegasse à conclusão que o valor do parâmetro verdadeiro é maior do que o nível de ação, quando, de fato, é menor e a área não está contaminada.

Um erro de decisão de falsa aceitação (da hipótese nula) ocorreria se a equipe chegasse à conclusão que o verdadeiro valor do parâmetro é inferior ao nível de ação quando, na realidade, é maior e a área está contaminada.

Os limites da região cinza foram determinados da seguinte forma:

- Se o valor verdadeiro do parâmetro caiu abaixo do nível de ação (100 mg.kg⁻¹), mas a estimativa dos dados foi de 101 mg.kg⁻¹, haverá ocorrido um erro de decisão de falsa rejeição, pois a hipótese nula foi rejeitada. No entanto, a equipe de planejamento determinou que a consequência de cometer esse erro em 101 mg.kg⁻¹ era mínima em relação à saúde humana e aos recursos financeiros, e definiu que era permitido ter uma alta probabilidade de erro de falsa rejeição neste valor do parâmetro.

- A equipe de planejamento determinou que a probabilidade do erro de falsa aceitação não precisava ser controlada em valores abaixo de 120 mg.kg⁻¹. No entanto, fazer um erro de decisão de falsa aceitação em 120 mg.kg⁻¹ ou mais resultaria em um risco elevado de efeitos adversos para a saúde. Portanto, a equipe de planejamento especificou 120 mg.kg⁻¹ como o segundo limite da região cinza.

A equipe de planejamento avaliou os possíveis limites de erros de decisão e estabeleceu o seguinte:

- 1) Colocar um limite de 0,10 (10%) na probabilidade de cometer um erro de falsa aceitação em 120 mg.kg⁻¹ (probabilidade de 90% de rejeitar corretamente a hipótese nula para valores em 120 mg.kg⁻¹).

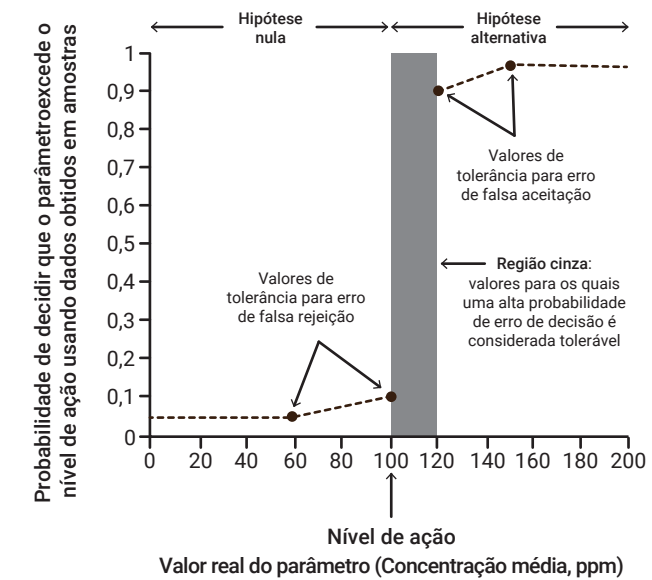
- 2) A probabilidade de cometer um erro de falsa aceitação em 160 mg.kg⁻¹ não deve ser superior a 0,05 (5%), devido ao aumento do risco de efeitos adversos para a saúde nesse nível.

- 3) Se o valor do parâmetro verdadeiro estiver no

nível de ação (100 mg.kg⁻¹), a probabilidade de cometer um erro de falsa rejeição não deve ser superior a 0,10 (10%), e a 60 mg.kg⁻¹ essa probabilidade não deve ser superior a 0,05 (5%).

Ao conectar os quatro pontos desse gráfico, obtemos um Diagrama do Objetivo de Desempenho de Decisão, em que o eixo y representa a probabilidade de decidir que o parâmetro excede o nível de ação (rejeitar H_0) a partir dos dados amostrais e o eixo x representa o valor verdadeiro do parâmetro de interesse.

Figura 2.5. Diagrama do Objetivo de Desempenho de Decisão



Fonte: Adaptado de U.S. EPA (2006a, p. 54, tradução nossa).

Como se estabelecem limites toleráveis para as probabilidades de erro de decisão?

Conforme vimos, existem no mínimo dois limites de erro de decisão: um de falsa rejeição, que fica no limite do nível de ação (e que representa um limite da região cinza) e outro de falsa aceitação em um ponto que representará o outro limite da região cinza.

Em geral, as consequências de cometer um erro de decisão tornam-se mais graves à medida que você considera possíveis valores do parâmetro que estão longe do nível de ação e, portanto, os limites de erro de decisão devem diminuir como resultado.

Os limites de erro de decisão mais rigorosos para dados ambientais são tipicamente 0,01 (1%) para erros de decisão de falsa rejeição e de falsa aceitação. Se a equipe de planejamento determinar que as consequências de cometer um erro de decisão não são suficientemente severas para justificar um limite de erro de decisão tão baixo quanto 0,01, é possível

selecionar um ponto de partida mais alto, mas essas decisões devem ser justificadas. Essa lógica pode incluir diretrizes regulamentares, impactos potenciais à saúde humana e ao equilíbrio ecológico, aumentos de custo e consequências sociopolíticas.

O guia *Soil Screening Guidance: User's Guide* (U.S. EPA, 1996a) recomenda valores iniciais de 0,05 como limite de erro de decisão de falsa rejeição (α) e 0,20 para o limite de erro de decisão de falsa aceitação (β). Os valores reais que a equipe de planejamento seleciona dependerão das características específicas do problema que está sendo investigado.

Etapa 6B: Estimação e outras abordagens analíticas

Para problemas de estimação, a variabilidade inerente dos dados coletados indicam que haverá incerteza associada à estimativa de determinado parâmetro. A extensão dessa incerteza precisa ser relatada junto com a própria estimativa real. Ao projetar adequadamente o processo de coleta de dados, pode-se controlar o nível de incerteza nas estimativas de parâmetros para alcançar os critérios definidos como aceitáveis pela equipe de planejamento.

O viés (*bias*) e a precisão associados aos dados coletados influenciam diretamente no nível de incerteza das estimativas. Viés e precisão são os dois atributos principais (ou características) de qualidade de dados em estudos ambientais. Viés representa o erro sistemático (isto é, distorção persistente que causa erros constantes em uma direção particular, a tendência), enquanto a precisão representa o erro aleatório (isto é, um erro entre as medidas repetidas da mesma propriedade em condições idênticas, mas que não apontam sistematicamente na mesma direção ou para a mesma magnitude).

Quais são alguns exemplos de estimativas comumente calculadas para estudos ambientais?

Normalmente, estimam-se as condições "médias" e/ou condições "extremas". A escolha da estatística deve levar em consideração a forma subjacente da distribuição a partir da qual foram colhidas as amostras. Se a distribuição estiver distorcida, a média seria uma estimativa pobre da condição média e, em vez disso, uma mediana seria mais apropriada. Finalmente, também é importante ter alguma medida de incerteza ou precisão para a estimativa selecionada, de modo que, durante a fase de planejamento da coleta de dados, seja possível expressar os níveis de certeza desejados e, assim, o Plano de

Amostragem possa ser direcionado para alcançar os critérios especificados. Os intervalos de confiança e outros indicadores de incerteza podem ser estabelecidos em torno de estimativas pontuais.

Exemplos de estimativas para as quais os dados são frequentemente coletados:

- Médias ou medianas para estimar a característica "média" de uma população.
- Percentil superior, limite de confiança superior (UCL) ou limite de tolerância superior (UTL), para caracterizar os valores extremos em uma população.
- Concentrações do ponto de exposição, utilizadas nas avaliações de risco como uma estimativa conservadora da tendência central (por exemplo, 95% UCL na média).

- Estimativas das medidas de viés e precisão associadas aos limites mínimos de detecção ou limites de quantificação para determinar o desempenho de um método de medição para uma faixa específica de concentrações (por exemplo, curva de calibração).

De que forma é possível expressar incerteza em uma estimativa de parâmetros?

Geralmente, as incertezas em uma estimativa de parâmetros podem ser expressas da seguinte forma:

- Como um erro-padrão, reportado em termos absolutos ou relativos (porém isso não é fácil de interpretar).
- Ao se expandir a estimativa de ponto único para cobrir um intervalo de possíveis valores (um intervalo ou limite de confiança; um intervalo ou limite de tolerância; ou um intervalo ou limite de previsão, que são mais fáceis de interpretar).

Ao escolher um método para expressar incerteza, especifica-se uma métrica de desempenho que quantifica a incerteza e, portanto, permite-se o estabelecimento de limites contra os quais essa quantidade pode ser comparada. Semelhante ao teste de hipóteses, os níveis de incerteza toleráveis serão derivados considerando, por um lado, as consequências potenciais associadas a altos níveis de incerteza e, por outro, os recursos disponíveis e outras restrições que podem ser encontradas.

Erro-padrão

O cálculo do erro-padrão depende frequentemente de fatores que incluem: a quantidade de dados disponíveis, a distribuição deles e a variabilidade dos dados usados para calcular a estimativa do parâ-

metro de interesse. O erro-padrão pode ser expresso em forma absoluta (ou seja, um número único que acompanha a estimativa) ou em relação ao valor da estimativa do parâmetro (ou seja, uma proporção ou porcentagem da estimativa; por exemplo, o valor da média). Quando o erro-padrão é expresso em termos relativos, é possível especificar critérios relacionados a ele com mais facilidade. Por exemplo, você pode especificar uma meta em que o erro-padrão não exceda 30% do valor da estimativa de parâmetro. Sendo possível atingir esse objetivo apenas coletando uma quantidade suficiente de dados que atinjam certo grau de precisão, esse requisito contribuiria para os critérios de desempenho ou aceitação estabelecidos para os dados coletados.

Intervalos estatísticos

Muitas vezes, as decisões devem ser feitas a partir de uma quantidade limitada de dados de amostra. Por exemplo, os proprietários precisam avaliar as concentrações de chumbo no solo antes de converter a área em uma comunidade residencial. Seis valores aleatórios de dados de amostra podem ser descritos por uma "estimativa pontual", que fornece um resumo conciso dos resultados obtidos. Uma declaração como "A concentração média de chumbo para as amostras de 6 sedimentos foi de 2,3 ug/g." dá uma visão geral das concentrações de chumbo nessas 6 amostras, mas não fornece nenhuma informação sobre a precisão da estimativa. É improvável que as concentrações de chumbo na área toda sejam de 2,3 ug/g. No entanto, espera-se que as concentrações de chumbo sejam próximas desse valor.

Portanto, uma maneira de quantificar a incerteza é construir um intervalo estatístico em torno de uma estimativa pontual. Há uma variedade de intervalos estatísticos que podem ser construídos a partir de dados de amostra. O intervalo apropriado depende da aplicação específica. Três dos intervalos mais utilizados são os intervalos de confiança, de tolerância e de predição.

Qual intervalo estatístico devo usar?

Para descrever a população a partir da qual a amostra foi tomada, é possível utilizar os intervalos de confiança para a média ou o desvio-padrão da população. Ainda, é possível aplicar os intervalos de tolerância para uma parcela particular da população que tenha uma probabilidade especificada (por exemplo, para determinado percentil da população). Já os intervalos de predição podem ser usados para um único valor futuro, uma média futura ou um desvio-padrão futuro.

O resultado principal da Etapa 6 do processo DQO é um conjunto de critérios de desempenho ou de aceitação que os dados coletados devem alcançar (ou seja, objetivos de qualidade de dados) a fim de minimizar a possibilidade de que haja um erro de decisão ou de que as incertezas das estimativas não fiquem dentro de níveis aceitáveis.

Os critérios são estabelecidos de acordo com o problema. Se for um problema de tomada de decisão, ele requer testes de hipóteses (Etapa 6A); se for um problema de estimação (Etapa 6B), requer que valores de parâmetros populacionais desconhecidos sejam estimados e que a incerteza da estimativa seja descrita (por exemplo, o erro-padrão ou o intervalo estatístico).

Os resultados da execução da Etapa 6A do processo DQO incluem:

- Determinação da hipótese nula e da hipótese alternativa.
- Determinação dos impactos dos erros de decisão.
- Especificação da região cinzenta para a Curva de Desempenho de Decisão.
- Seleção dos limites dos erros de decisão toleráveis e elaboração do Diagrama do Objetivo de Desempenho da Decisão.

As saídas são geradas considerando as consequências de cometer erros de decisão ao longo do intervalo de possíveis valores reais do parâmetro de interesse: erros de falsa rejeição dentro do intervalo que representa a condição de hipótese nula e erros de falsa aceitação dentro do intervalo que representa a hipótese alternativa. O Diagrama do Objetivo de Desempenho da Decisão é um meio de comunicação gráfico efetivo para a apresentação dos resultados para a equipe de planejamento e outras partes interessadas.

Os resultados da execução da Etapa 6B do processo DQO são:

- O nível de confiança que especifica a probabilidade de o intervalo conter o valor verdadeiro do parâmetro;
- Uma largura aceitável associada ao intervalo, expresso em termos absolutos ou relativos.

Etapa 7: Desenvolver o plano para obtenção dos dados

A Etapa 7 fornece uma visão geral dos passos necessários para desenvolver um Plano de Amostragem e Análise que gere dados que atendam aos critérios de desempenho ou de aceitação por meio da compilação das informações e dos resultados desenvolvidos nas Etapas 1 a 6 do Processo DQO. Isso corresponde a gerar (a) um processo de coleta de dados eficiente em termos de recursos, mas que seja suficiente para cumprir os objetivos do estudo; ou (b) um processo de coleta de dados que maximize a quantidade de informação disponível para síntese e análise considerando um orçamento fixo.

Quais os tipos de informações necessárias para desenvolver um Plano de Amostragem e Análise?

Para selecionar de forma criteriosa os tipos de dados a serem coletados em um intervalo de espaço-tempo e as técnicas de medição analíticas capazes de controlar o erro total do estudo (Etapa 6), são necessárias as seguintes informações:

- Objetivos e uso pretendido dos dados.
- Os resultados das Etapas 1 a 6.
- A variabilidade esperada dos dados com base em estudos semelhantes ou opinião profissional.
- Informações preliminares sobre a distribuição dos dados que afetarão os cálculos sobre quantidades mínimas a serem coletadas.

Quais são os dois tipos básicos de Planos de Amostragem?

A equipe de planejamento precisa determinar se irá considerar apenas projetos com base na probabilidade ou se certos projetos de julgamento são aceitáveis. Geralmente, essa decisão depende das restrições do estudo.

Em um projeto de amostragem baseado em probabilidade, cada unidade amostral possui uma probabilidade conhecida de ser selecionada e somente as unidades de amostragem selecionadas fornecerão dados para o estudo. Esse tipo de amostragem é o mais recomendado para o Processo DQO, pois permite quantificar as incertezas inerentes à coleta de dados. Exemplos de abordagens comuns de amostragem baseada em probabilidade incluem: amostragem aleatória simples, amostragem estratificada e amostragem sistemática.

Em um projeto de amostragem por julgamento, as unidades de amostragem não recebem uma probabilidade conhecida de serem selecionadas, pois elas são selecionadas a critério da pessoa responsável pela amostragem com base em seu conhecimento profissional.

Esses dois projetos de amostragem têm diferentes tipos de inferência que podem ser extraídos dos dados da unidade amostral. Maiores detalhes são encontrados no *Guidance for Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection* (U.S. EPA, 2002b).

Quais são os fatores importantes na seleção de Planos de Amostragem e Análise?

Deverão ser selecionados projetos de qualidade técnica e economicamente viáveis, que apresentem amostragem temporal/espacial e métodos de medição condizentes uns com os outros. Por exemplo, se em determinada situação espera-se que a variabilidade espacial ou temporal dos dados seja muito alta, então podem ser considerados projetos que usem métodos analíticos menos dispendiosos e, conseqüentemente, menos precisos. Assim, será possível concentrar os recursos na coleta de um maior número de amostras ao longo do espaço e do tempo, a fim de controlar o erro de amostragem, que é um dos componentes do erro total de estudo.

Entretanto, se a distribuição de contaminantes no espaço/tempo for relativamente homogênea e se o uso pretendido dos dados for determinar os níveis médios de contaminantes que excedem um determinado nível de ação que está muito próximo do limite de detecção do método, podem ser considerados projetos que usam métodos analíticos mais caros, mais precisos ou mais sensíveis. Assim, o erro de medição analítica, que é uma das componentes do erro total de estudo, será reduzido, e é possível coletar um número menor de amostras.

Um ponto importante a ser considerado é a estratificação da população, com o objetivo de reduzir a variabilidade dos dados (Etapa 4).

Como a representatividade é abordada no desenvolvimento de um Plano de Amostragem?

A representatividade é um indicador de qualidade de dados extremamente importante, pois ela avalia se as medições realmente refletem a unidade amostral a partir da qual foram colhidas, bem como o grau em que as amostras realmente representam a população-alvo. Um componente da representatividade é a especificação correta do número e da localização das amostras dentro do projeto. Como muitos crité-

rios de qualidade, a representatividade só pode ser interpretada corretamente no contexto do uso pretendido dos dados coletados. Recomenda-se o uso da amostragem probabilística clássica para se obter a representatividade desejada dos dados.

Uma vez selecionados os Planos de Amostragem e Análise, o que é preciso fazer para determinar a quantidade de dados a serem coletados em cada projeto?

O processo de determinação de um tamanho mínimo de amostra depende de uma estimativa da variabilidade total dos dados a serem coletados. As fontes de informação sobre essa estimativa podem incluir um estudo-piloto da mesma população, um estudo realizado com uma população similar ou uma estimativa baseada em um modelo de variância.

Maiores informações sobre testes estatísticos estão no documento *Decision Error Feasibility Trials (DEFT) Software* (U.S. EPA, 2001a). O DEFT usa os resultados gerados nas Etapas 1 a 6 do Processo DQO para avaliar se os critérios de desempenho ou de aceitação serão alcançados com os recursos disponíveis e, em seguida, estima os custos associados ao projeto. O DEFT apresenta seus resultados na forma de um Diagrama do Objetivo de Desempenho da Decisão (**figuras 2.5 e 2.7**).

O *Visual Sample Plan* (VSP) é um programa para selecionar a localização e o número de amostras que sejam suficientes e adequados para possibilitar as conclusões necessárias, de modo que os resultados das análises estatísticas tenham a confiança desejada para a tomada de decisão.

O que deve ser considerado ao selecionar o Plano de Amostragem de dados mais eficiente em termos de recursos para satisfazer todos os critérios de desempenho ou de aceitação?

Para problemas de tomada de decisão que requerem o uso de um teste de hipóteses estatístico, o conceito estatístico de “função poder” é extremamente útil na avaliação do desempenho de projetos alternativos. A Curva de Desempenho de Decisão (**figura 2.4**) é uma representação gráfica de uma “função poder”, em que o eixo vertical da curva corresponde à probabilidade de rejeição da hipótese nula.

Para problemas de estimação que precisam do cálculo dos intervalos estatísticos, um gráfico semelhante à Curva de Desempenho de Decisão pode ser plotada para representar o tamanho da amostra versus a largura do intervalo estatístico estimado. Por exemplo, sob certas abordagens estatísticas, o

tamanho da amostragem pode ser selecionado em função da razão da largura do intervalo estatístico sob a variabilidade dos dados.

O que fazer se nenhum dos projetos selecionados gerar dados que satisfaçam os critérios de desempenho ou de aceitação?

Talvez seja necessário considerar outras abordagens de amostragem em situações em que o modelo proposto não permita que sejam atendidos todos os critérios de desempenho ou de aceitação. Também pode ser necessário rever as etapas anteriores do Processo DQO cuja alteração seja capaz de satisfazer os critérios de desempenho e de aceitação, como alterar os limites toleráveis de erros de decisão. Outra possibilidade seria alterar uma amostragem aleatória simples de amostras ambientais em um problema de tomada de decisão para uma abordagem alternativa, estratificando a área ou a população em grupos mais homogêneos.

Quais os requisitos necessários para documentar os Planos de Amostragem e Análise selecionados?

Os requisitos gerais são: Plano de Amostragem e Análise, informações operacionais e procedimentos associados à implementação do plano e planejamento de campo. Algumas das informações que devem ser documentadas são:

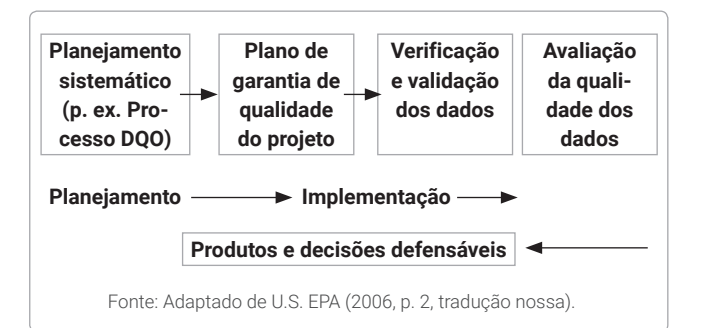
- Número de amostras.
- Tipo de amostra (por exemplo, amostras compostas versus amostras individuais).
- Técnicas gerais de coleta.
- Amostra física (quantidade de material a ser coletado para cada amostra).
- Suporte de amostras (área ou quantidade que representa cada amostra individual).
- Localização dos pontos de amostragem (coordenadas de superfície e profundidade) e como foram selecionados.
- Horário da coleta, tempo de armazenamento e tratamento e análise de amostras.
- Métodos analíticos (ou padrões de medição baseados em desempenho)w
- Método de amostragem estatística.

A documentação adequada do estudo (como modelo conceitual, abordagem analítica e suposições feitas

antes da coleta e da análise estatística dos dados) é importante para a validação do projeto original. Além disso, a documentação servirá como um recurso valioso para as atividades de avaliação da qualidade dos dados – que devem ser executadas depois da coleta – quando será determinado se os dados coletados atingiram os critérios de desempenho ou aceitação.

Para que os objetivos do projeto sejam alcançados, o Sistema de Qualidade deverá ser implementado em sua totalidade. A **figura 2.6** apresenta as atividades e ferramentas que deverão ser aplicadas para detectar e corrigir problemas, garantindo resultados defensáveis. Dessa forma, é possível perceber que o Processo DQO é parte do ciclo de vida do projeto. Para maiores informações sobre o Sistema de Qualidade, consultar o documento “*Overview of the EPA Quality System for Environmental Data and Technology*” (U.S. EPA, 2002b).

Figura 2.6. Componentes do Ciclo de Vida do Projeto



Os principais resultados da Etapa 7 são:

- Documentação do Plano de Amostragem e Análise, juntamente com a discussão das principais hipóteses relacionadas ao projeto;
- Detalhamento de como o projeto deve ser implementado e do plano de contingência caso ocorra um evento excepcional.

Exemplo para um problema de tomada de decisão

O nosso exemplo trata de um problema de decisão que visa definir se as concentrações de cádmio no solo de uma determinada área estão acima ou abaixo do valor limite estabelecido pela agência ambiental responsável.

1 - Definição do problema

Uma área localizada na região Norte do Brasil deve ser investigada para determinar se a concentração

média de cádmio no solo está acima dos limites de intervenção estipulados pela agência ambiental responsável. Os técnicos da agência exigem que se prove que a área não está contaminada antes de permitir que seja utilizada para outros fins.

A equipe de planejamento é formada por: gerente do projeto, equipe técnica, proprietários da área e técnico do órgão ambiental. Os tomadores de decisão serão o dono da área e o gerente do projeto, que está familiarizado com o problema e com as restrições orçamentárias e de tempo que a equipe está enfrentando.

A equipe técnica deverá realizar todas as etapas da Avaliação Preliminar e, ao final, elaborar o Modelo Conceitual Inicial da Área (MCA 1) e o Plano de Investigação Confirmatória. Conforme mencionado anteriormente, o Processo DQO deve ser a base do Plano de Investigação Confirmatória.

O modelo conceitual descreve uma área de 5000 m² com atividades industriais encerradas há 10 anos. A área é limitada ao sul e ao leste por um rio, enquanto que ao norte há presença de residências e, a oeste, uma indústria. Com base em fotos históricas da região, é possível perceber a presença de um local com disposição inadequada de resíduos industriais. Ou seja, tambores foram colocados sobre o solo sem qualquer pavimentação, caracterizando suspeita de contaminação em solo superficial.

Os custos incluem: custos fixos de R\$ 20.000,00, custos de amostragem de R\$ 50,00 e custos de análise de R\$ 210,00. O orçamento disponível é de R\$ 40.000,00 para a execução do Plano de Investigação Confirmatória.

2 - Objetivos do estudo

Para definir o objetivo do estudo, devem ser formuladas perguntas-chave. Em seguida, serão avaliadas ações alternativas ou resultados possíveis baseados nas respostas a essas perguntas.

Pergunta-chave do estudo: Existem níveis significativos de cádmio no solo superficial da área?

Ações alternativas:

- Se houver níveis significativos de cádmio no solo superficial da área, devem ser realizadas as próximas etapas do gerenciamento.
- Se não houver níveis significativos de cádmio no solo superficial da área, o estudo será descontinuado e a obra poderá ser realizada.

3 - Informações de entrada

- Variáveis necessárias para o estudo: determinação da concentração de cádmio no solo por meio de amostras de solo superficial coletadas somente na região de disposição dos resíduos.
- Bases de informações ambientais necessárias para a tomada de decisões: o nível de ação será definido pela regulamentação CONAMA 420/2009.
- Informações sobre os métodos apropriados de amostragem e análise: Os métodos utilizados para amostragem, preparo de amostra e análise foram ABNT NBR 10007 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004), Método 3050B (U.S. EPA, 1996) e Método 6010D (U.S. EPA, 2018), respectivamente.

4 - Limites de estudo

- Definição da população-alvo: todas as amostras possíveis de serem coletadas dentro da área de estudo de 5000 m².
- Unidade métrica amostral: massa (g).
- Prazo adequado para a coleta de dados e tomada de decisão ou estimação, juntamente com as restrições práticas que possam interferir na coleta de dados: o prazo de coleta das amostras será de uma semana.
- Escala de inferência para a tomada de decisão: 30 g.

5 - Desenvolvimento da abordagem para análise dos dados

- Especificando o nível de ação: o nível de ação está de acordo com a regulamentação CONAMA 420/2009, que é de 20 mg.kg⁻¹ para concentração de cádmio em cenário de solo industrial.
- Identificação dos parâmetros populacionais mais relevantes para se chegar a inferências e conclusões sobre a população-alvo: o valor médio da concentração de cádmio na área de estudo foi selecionado como um parâmetro apropriado para caracterizar a população de interesse.
- Regras teóricas de decisão baseadas no nível de ação: se a concentração média de cádmio no solo for igual ou estiver acima de 20 mg.kg⁻¹, então a área é considerada contaminada e as próximas etapas do gerenciamento de áreas contaminadas devem ser realizadas. Caso contrário, a área será considerada como não contaminada e não serão necessários estudos posteriores.

6 - Critérios de desempenho e de aceitação

• Determinação da hipótese nula (H₀) e da hipótese alternativa (H_a): a equipe de planejamento definiu que a H₀ seria que a média da concentração de cádmio é igual ou superior ao nível de ação, devido à severidade das consequências em caso de um erro de tomada de decisão. Ha seria, portanto, que a média da concentração de cádmio é inferior ao nível de ação.

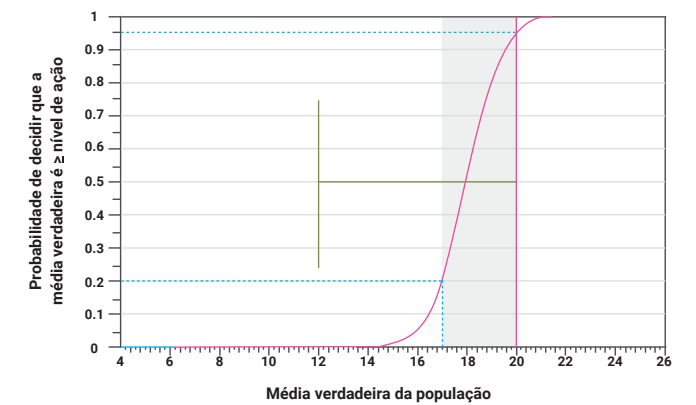
• Determinação dos impactos dos erros de decisão: A consequência primária de cometer um erro de decisão de falsa aceitação (β) de H₀, para esse exemplo, está relacionada aos custos envolvidos na execução das etapas seguintes do gerenciamento de área contaminada. Nessa situação, a área seria considerada contaminada quando, na realidade, não está contaminada. A consequência primária de cometer um erro de decisão de falsa rejeição (δ) de H₀, para esse exemplo, está relacionada aos riscos aos receptores. Nessa situação, a área seria considerada não contaminada, quando, na realidade, ela está contaminada. Portanto, a empresa poderia ser responsabilizada por danos no futuro. Além disso, cometer um erro de decisão de falsa rejeição comprometeria a reputação da empresa e, consequentemente, sua lucratividade futura.

• Especificando a região cinzenta para a Curva de Performance de Decisão: a região cinzenta, localizada no lado da hipótese alternativa, é limitada pelo próprio nível de ação e por um valor em que se considera que os riscos de falsa aceitação da hipótese nula são aceitáveis. A equipe de planejamento decidiu que a largura da região cinzenta será de 3 mg.kg⁻¹, para evitar erros de decisão de falsa aceitação para concentrações menores que 17 mg.kg⁻¹.

• Seleção dos limites dos erros de decisão toleráveis para elaboração do Diagrama do Objetivo de Desempenho da Decisão: para um problema de decisão, os critérios de desempenho devem ser especificados para minimizar a possibilidade de tomar decisões erradas. Para o teste de hipóteses, o documento *Soil Screening Guidance: User's Guide* (U.S. EPA, 1996a) recomenda definir os erros de decisão de falsa aceitação (β) e de falsa rejeição (δ) em 20% e 5%, respectivamente. Entretanto, essa decisão depende das características do problema investigado. Neste exemplo, considerando os riscos à saúde humana, a equipe de planejamento definiu que o erro de decisão de falsa rejeição da hipótese nula não deveria ser superior a 5% (δ), e o erro de decisão

de falsa aceitação (β) seria de 20%; isto é, de acordo com o recomendado no documento supracitado. Por fim, o desvio-padrão total é de 8 mg.kg⁻¹ e foi definido de acordo com estudos anteriores. A **figura 2.7** apresenta o Diagrama do Objetivo de Desempenho da Decisão construído para esse cenário.

Figura 2.7. Diagrama do Objetivo de Desempenho da Decisão



7 - Desenvolver o plano para obtenção de dados

Por fim, com base nas informações coletadas nas etapas anteriores, é montado um Plano de Amostragem visando um processo eficiente de coleta de dados, capaz de cumprir os objetivos do estudo e atender aos critérios de desempenho estabelecidos.

Selecionando o Plano de Amostragem: a equipe de planejamento determinou que as amostras seriam coletadas de forma aleatória na área. A **equação 2.1** foi utilizada para calcular o número de amostras necessárias.

Equação 2.1

$$n = \frac{S^2}{\Delta^2} (Z_{1-\delta} + Z_{1-\beta})^2 + 0,5 Z_{1-\delta}^2$$

Sendo n o número de amostras; S é o desvio-padrão total estimado para os valores medidos; Δ é a largura da região cinzenta; δ é a probabilidade aceitável de rejeitar H₀ quando, na realidade, ela é verdadeira (erro de falsa rejeição); β é a probabilidade aceitável de aceitar H₀ quando, na realidade, é falsa (erro de falsa aceitação); Z_{1-δ} é o valor da distribuição-padrão, de forma que a proporção da distribuição menor que Z_{1-δ} é 1-δ; Z_{1-β} é o valor da distribuição-padrão, de forma que a proporção da distribuição menor que Z_{1-β} é 1-β.

Mais informações sobre o cálculo dos valores de Z_{1-δ} e Z_{1-β} podem ser encontradas no guia

Data Quality Assessment: Statistical Tools for Practitioners (U.S. EPA, 2006b).

A **tabela 2.5** apresenta os critérios de desempenho utilizados na **equação 2.1**, cujo cálculo resulta em 46 amostras.

Tabela 2.5. Parâmetros utilizados para o cálculo do número de amostras (n)

Parâmetros						
n	S	Δ	δ	β	$Z_{1-\alpha}$	$Z_{1-\beta}$
46	8	3	0,05	0,2	1,645	0,841

Após essa etapa, foi verificado se os recursos disponíveis para o Plano de Amostragem são suficientes para a coleta e análise de 46 amostras.

Suposições principais que suportam o Plano de Amostragem selecionado: os custos associados ao Plano de Amostragem foram baseados nos custos médios para coletar (R\$ 50,00) e analisar (R\$ 210,00) uma amostra. Além disso, considerou-se o custo fixo de R\$ 20.000,00. Portanto, para 46 amostras, o custo total estimado é de R\$ 31.960,00, o que está dentro do orçamento inicial previsto, de R\$ 40.000,00.

O Plano de Amostragem assumiu que as medições feitas serão normalmente distribuídas (análise paramétrica). Essa suposição será avaliada assim que os resultados forem obtidos. Se essa suposição não for válida, a equipe de planejamento recomendará que a análise seja feita a partir da distribuição do conjunto de 30 médias obtidas aleatoriamente a partir de 5 amostras. É muito mais provável que os resultados do conjunto de médias sejam normalmente distribuídos.

A equipe de planejamento havia definido, com base em estudos anteriores, que o desvio-padrão total da concentração de cádmio na área seria de 8 mg.kg⁻¹. Serão feitas medições das amostras para testar essa suposição e, se for determinado que esse valor não é apropriado, amostras adicionais serão coletadas.

2.2 Metodologia Triad

Conforme descrito no documento ITRC (2003), a metodologia *Triad* envolve três elementos: planejamento sistemático, estratégias de trabalho dinâmico e tecnologias de medição em tempo real (apresenta-

das no Capítulo 4 desta obra). Ela tem como princípio central o gerenciamento de incertezas em decisões que podem levar a erros. Ainda, gerencia as incertezas de dados causadas pela sua variabilidade, geralmente devido à heterogeneidade de contaminantes químicos e das matrizes ambientais impactadas.

O principal produto da metodologia *Triad* é um MCA com baixos níveis de incertezas, capaz de suportar decisões como, por exemplo, de exposições a contaminantes ou de identificação e reabilitação de áreas contaminadas (U.S. EPA, 2008). Como a *Triad* se concentra no gerenciamento de incertezas, ela garante que as lacunas que dificultam a tomada de boas decisões sejam identificadas e documentadas, para que todas as partes envolvidas possam avaliar abertamente os riscos relativos a cada decisão.

A *Triad* tem foco no estabelecimento de objetivos claros para o projeto e, portanto, o "planejamento sistemático" é o seu pilar mais importante (para o qual o Processo DQO pode ser aplicado). O pilar "estratégias de trabalho dinâmico" baseia-se na tomada de decisões em tempo real, diminuindo o tempo de duração do projeto e, possivelmente, seus custos. A qualidade do projeto é melhorada porque mais dados são adquiridos, visando preencher lacunas do MCA. As tecnologias de medição em tempo real, terceiro pilar da *Triad*, tornam possível tomar essas decisões em tempo real por meio das tecnologias de cravação (*Direct Push*), que são acopladas a diferentes dispositivos. O estado da arte é usar programas que processam e exibem (ou mapeiam) dados em tempo real. As estratégias de trabalho dinâmico e as tecnologias de medição em tempo real funcionam lado a lado para que a coleta de dados seja focada e informativa.

Portanto, as tomadas de decisões em tempo real possibilitam a obtenção de maior densidade de amostras e de um *feedback* rápido das informações necessárias para amadurecimento do projeto, de forma eficiente e com suficiente precisão, permitindo, então, a redução de análises em laboratórios fixos. É fundamental atualizar continuamente o MCA para evitar erros de amostragem e interpretação dos resultados de vários conjuntos de dados. Essa prática é recomendada quando tecnologias de medição em tempo real estão disponíveis.

Assim, os elementos do MCA fornecem uma plataforma informativa para os tomadores de decisão ao permitir a avaliação dos dados em tempo real. Isso ajuda a diminuir o número de mobilizações em cam-

po necessárias para caracterizar a área, minimiza a necessidade de recharacterizá-la ao final de um projeto e otimiza os elementos de reabilitação da área.

Para algumas áreas, as estratégias de trabalho dinâmico e as tecnologias de medição em tempo real podem não ser aplicáveis. No entanto, um planejamento sistemático, como o Processo DQO, é essencial para todos os projetos de recuperação ambiental.

A **tabela 2.6** lista os principais componentes da *Triad* e as questões a serem respondidas por cada um deles. Por meio dela vemos que o processo começa com um planejamento sistemático (por exemplo, o Processo DQO) e continua com as tomadas de decisões, possivelmente com várias iterações até que esteja completo. Já as vantagens e desvantagens da metodologia *Triad* são apresentadas na **tabela 2.7**.

Tabela 2.6. Visão geral da metodologia *Triad*

Tabela 2.6. Visão geral da metodologia <i>Triad</i>		
Planejamento sistemático do projeto	Início do projeto <ul style="list-style-type: none"> Reunir equipe do projeto Definir objetivos do projeto Identificar os principais tomadores de decisão Definir as decisões a serem tomadas Desenvolver o Modelo Conceitual Inicial da Área (MCA 1) 	Perguntas: <ul style="list-style-type: none"> Quem? O quê? Por quê?
Estratégias de trabalho dinâmico	Inicialização do trabalho <ul style="list-style-type: none"> Revisão contínua do MCA Rascunhar um plano de trabalho adaptativo e uma lógica para as estratégias/decisões de amostragem Desenvolver uma estratégia analítica detalhada: em campo ou em laboratório fixo Desenvolver um plano de gerenciamento de dados Desenvolver um plano de controle de qualidade Desenvolver um plano de segurança e saúde do trabalho 	Perguntas: <ul style="list-style-type: none"> O quê? Por quê? Como? Quando? Onde? Quem?
Implementação do plano de trabalho adaptativo	Aprovação do plano <ul style="list-style-type: none"> Revisão/aprovação do cliente/regulador/parte interessada Refinamento da lógica de decisão do projeto e finalização dos planos 	Perguntas: <ul style="list-style-type: none"> Quem? O quê? Por quê? Como?
Tecnologias de medição em tempo real	Plano de campo <ul style="list-style-type: none"> Amostragem e análises para preencher lacunas de dados Validação, verificação e avaliação dos dados 	Perguntas: <ul style="list-style-type: none"> Quando? Onde? Quem? O quê? Como?
Tomada de decisão	Os objetivos do projeto foram cumpridos? <ul style="list-style-type: none"> Evoluir/refinar o MCA Modificar o plano de trabalho adaptativo Revisão/aprovação do cliente/parte interessada/ órgão regulador 	Perguntas: <ul style="list-style-type: none"> Por que? O quê? Como? Quem?

Fonte: adaptado de ITRC (2003, p. 4, tradução nossa).

Tabela 2.7. Resumo das vantagens e desvantagens da metodologia *Triad*

Vantagens	Desvantagens
Melhor qualidade na investigação	Custo inicial mais elevado
Investigações, restaurações e redensolvimento ocorrem mais rapidamente	Mudanças na abordagem para melhor qualidade dos dados
Custos menores durante o ciclo de vida do projeto	Falta de ferramentas para gerenciar as incertezas
Melhor comunicação com as partes interessadas	Maior necessidade de treinamentos sobre <i>Triad</i>
Remediações mais efetivas	Viés negativo em relação aos dados gerados em campo

Fonte: adaptado de ITRC (2003, p. 36, tradução nossa).

3.

FERRAMENTAS PARA O DESENVOLVIMENTO E A REPRESENTAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DA ÁREA

Alexandre Muselli Barbosa
Lucas Andreato F. S. Ribeiro
Gabriela Paupitz Mendes

As ferramentas que realizam a representação de modelos conceituais são bastante úteis no auxílio a tomadas de decisões por parte dos envolvidos no processo de gestão de áreas contaminadas. Essas ferramentas são programas iterativos, públicos ou privados, usados para elaborar um MCA (figura 3.1). Eles gerenciam dados, fornecem visualizações espaciais e realizam avaliações de risco, além de ajudarem a responder perguntas, resolver problemas e apoiar ou refutar as conclusões tomadas (FRTR, 2017). Tais ferramentas são importantes principalmente em áreas contaminadas de grande complexidade, seja por fatores físicos como, por exemplo, a heterogeneidade geológica, ou químicos, como misturas complexas.

A representação de um MCA deve apresentar informações relevantes para a compreensão do problema, entre eles: o histórico da área, os fatores naturais de formação (geologia, geomorfologia, estratigrafia, hidrogeologia), os fatores externos (estruturas, edificações, receptores), as características das Substâncias Químicas de Interesse (SQI), o comportamento delas e as vias de exposição (quais são as substâncias, os mecanismos de transporte, a matriz em que se encontram, os riscos associados etc.).

Assim, a compilação e apresentação desses dados se tornam mais práticas por meio de ferramentas que:

- Sintetizam múltiplos resultados independentes e maximizam o valor de informações históricas da área.
- Capturam e sintetizam novos dados para o MCA por meio de visualização 2D e 3D e de estratégias apropriadas para o gerenciamento de dados.
- Capturam e sintetizam dados para estimar o risco cumulativo e identificar imediatamente os riscos à saúde humana e ecológicos.
- Integram a caracterização geológica, hidrogeológica e química, as quais podem respaldar uma triagem eficaz de reabilitação da área.
- Armazenam e acompanham os dados reais, que podem ser compartilhados com toda a equipe e também com clientes e a comunidade como um todo.

Figura 3.1. Ferramentas que podem ser utilizadas como parte de um processo estruturado de tomada de decisão para remediação de áreas contaminadas



Fonte: Federal Remediation Technologies Roundtable – FRTR (2017). Decision Support Tools (tradução nossa). Disponível em: <https://frtr.gov/decisionsupport/index.htm>.

3.1 Representações do MCA

O MCA pode ser representado em vários formatos, cuja escolha dependerá da complexidade da área e da quantidade de informações disponíveis (NJDEP, 2019). Quando há necessidade de se mudar os membros de uma equipe de planejamento, por exemplo, a organização adequada do MCA facilita a transferência de informações entre as pessoas. O Capítulo 6 (Estudos de Caso) apresenta alguns dos formatos de MCA descritos abaixo.

Narrativa

Estrutura de apresentação em forma de texto. O conteúdo geralmente é subdividido em tópicos, que são distribuídos de acordo com os temas (e.g. histórico de uso, *background*, características da área, vias de exposição, receptores etc.). A apresentação pode ser apenas escrita, em casos mais simples, ou complementada com mapas, perfis e seções, em casos mais complexos. Deve também incluir uma discussão das incertezas relacionadas à área (NJDEP, 2019).

Figura

Inclui os elementos necessários a um MCA, como as fontes de contaminação, os receptores e a interação entre eles. Por exemplo, a figura do MCA pode indicar como o fluxo de água subterrânea em uma camada de sedimento aparentemente uniforme torna-se complexo por causa da geologia subjacente do aquífero. Também, a figura deve apresentar os pontos de incerteza do modelo conceitual. Seções, gráficos e mapas esquemáticos são usados, especialmente quando há vários stakeholders envolvidos que possuem diferentes níveis de conhecimento sobre a área (U.S. ARMY, 2012).

Diagrama

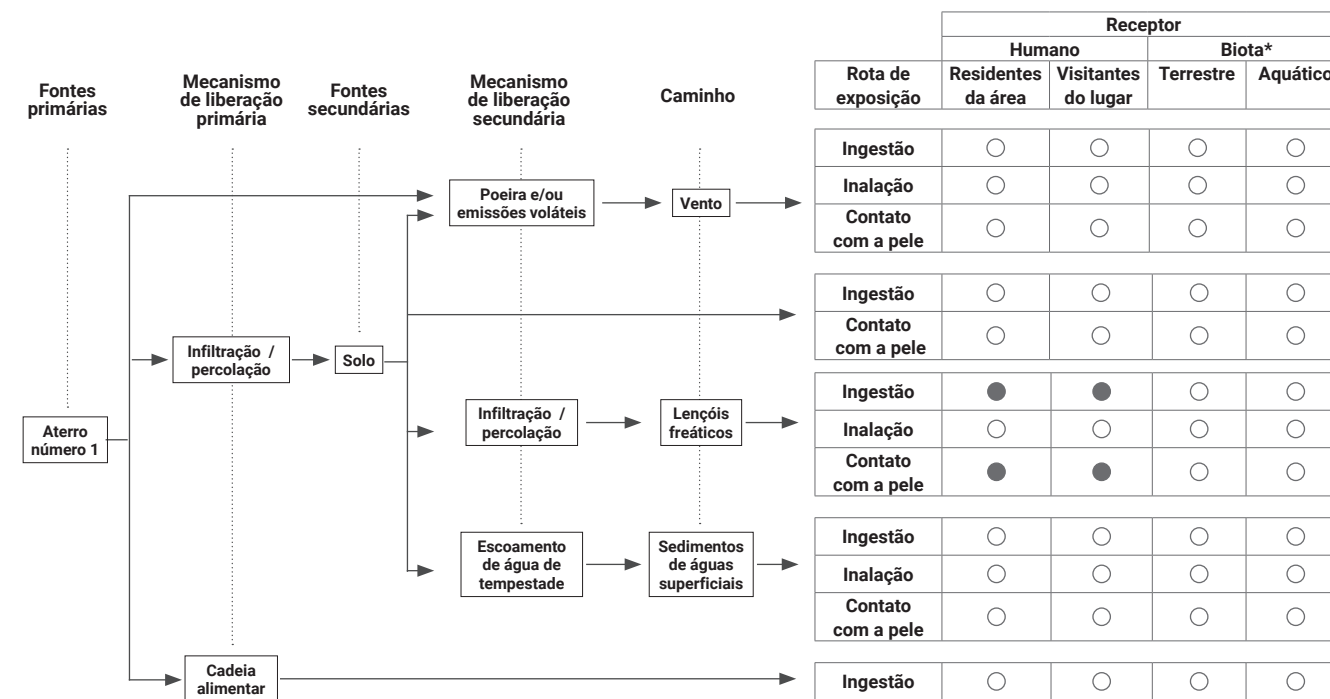
A representação por diagrama é uma forma de organização dos dados que permite inter-relacionar as informações obtidas por meio da criação de fluxos, consolidando-as em uma mesma figura. Neste modelo, as interações entre fontes e receptores são avaliadas e visualizadas. Fontes ou vias de exposição secundá-

rias e cenários de risco potenciais também podem ser identificados e adicionados ao diagrama (figura 3.2).

No exemplo, é possível visualizar a fonte de contaminação, a via principal de distribuição, as matrizes

impactadas, os mecanismos secundários de distribuição, as interações, as rotas de exposição e os receptores reais e potenciais. É, portanto, uma representação sistemática e simplificada do MCA da área.

Figura 3.2. Exemplo de um MCA representado por diagrama



Fonte: American Society for Testing Materials – ASTM (2008). Standard Guide for Developing Conceptual Site Models for Contaminated Sites - E1689 – 95 (reaprovado em 2008, p. XX, tradução nossa).

● = caminho completo, avaliação adicional recomendada.
 ○ = caminho avaliado e encontrado incompleto, nenhuma avaliação adicional recomendada.
 * = as colunas terrestres e aquáticas podem ser subdivididas conforme apropriado.
 exemplos de receptores terrestres são: plantas, insetos, vermes, mamíferos e pássaros. exemplos de receptores aquáticos são: perifiton, invertebrados bentônicos, insetos e peixes.

Tabela

O princípio de apresentação e organização das informações em uma tabela é similar ao da representação por diagrama. Os dados são divididos por temas e em sequência, de acordo com suas inter-relações. Ela tende a facilitar o entendimento da evolução do MCA em função das disciplinas que o compõem (geologia, hidrogeologia, contaminantes etc.) e em função das diversas atualizações que ele sofre com o tempo, após cada campanha de coleta de dados.

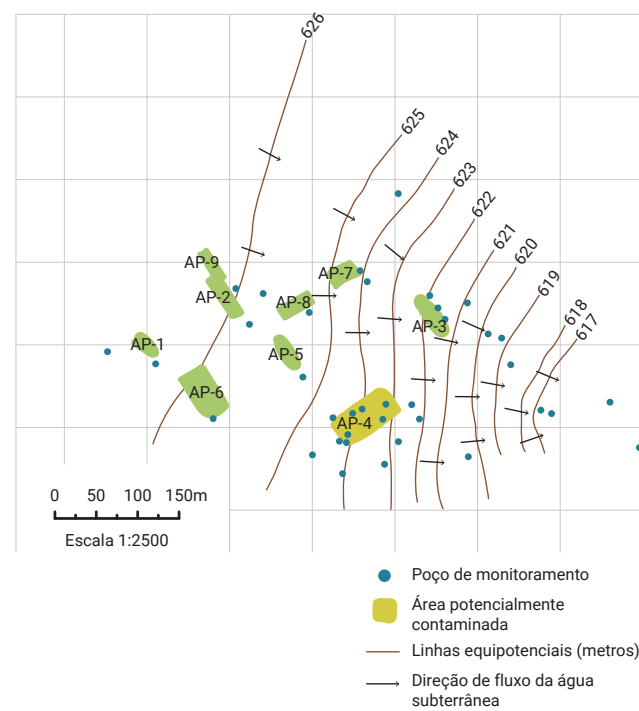
Representações geoespacializadas

Os dados coletados e armazenados para um projeto podem ser complexos e volumosos, principalmente em locais onde os estudos duram alguns anos. Dessa maneira, a sistematização e espacialização dos dados por meio de programas de computador é uma forma de facilitar a interpretação e gestão do projeto pela equipe de planejamento.

Os sistemas podem ser aplicados nas plataformas CAD (Computer Aided Design) ou SIG (Sistema de Informações Geográficas), que foram projetados para coletar, armazenar, integrar, manipular, analisar e exibir dados em um ambiente com referência espacial. Esses sistemas permitem que os dados sejam estudados visualmente, facilitando a detecção de padrões, tendências e relacionamentos que podem não ser visíveis em forma de tabela ou textualmente. Além disso, eles também permitem o rápido compartilhamento de informações entre todos os envolvidos.

As representações geoespacializadas podem ser construídas tanto em duas dimensões (2D) quanto em três dimensões (3D). As figuras 3.3 e 3.4 ilustram a representação em 2D, apresentando os dados espacializados em planta e em seção, respectivamente.

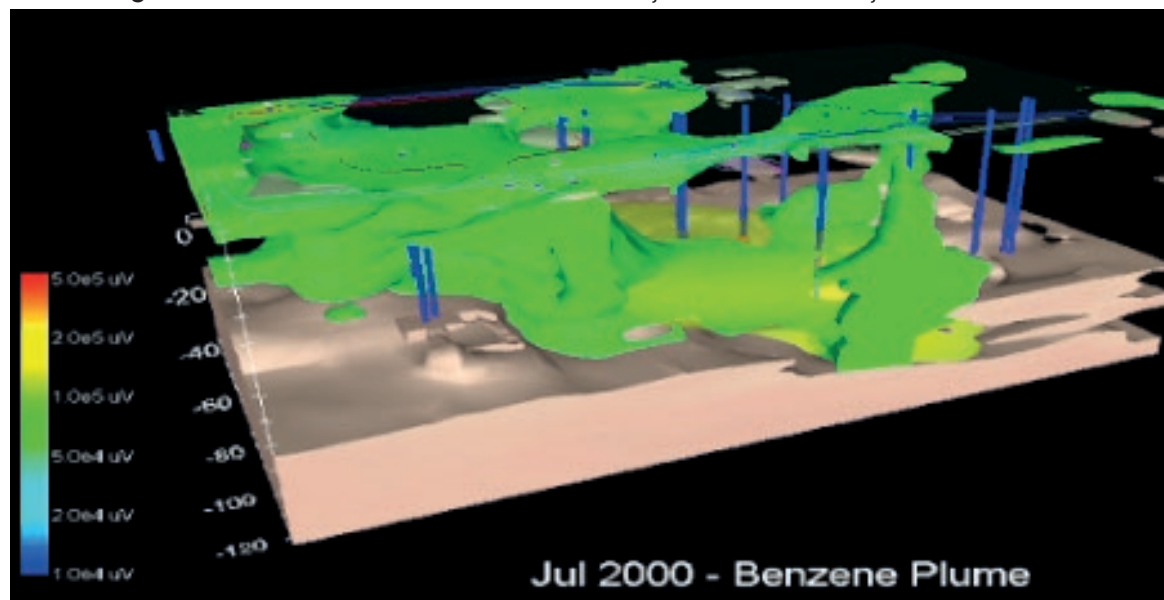
Figura 3.3. Modelo Conceitual – representação em planta e mapa potenciométrico



Fonte: McMahon, A.; M.Heathcote, J.; Erskine, A. (2001). Guide to Good Practice for the Development of Conceptual Models and the Selection and Application of Mathematical Models of Contaminant Transport Processes in the Subsurface (p. XX, tradução nossa). National Groundwater & Contaminated Land Centre report NC/99/38/2, Environment Agency (UK).

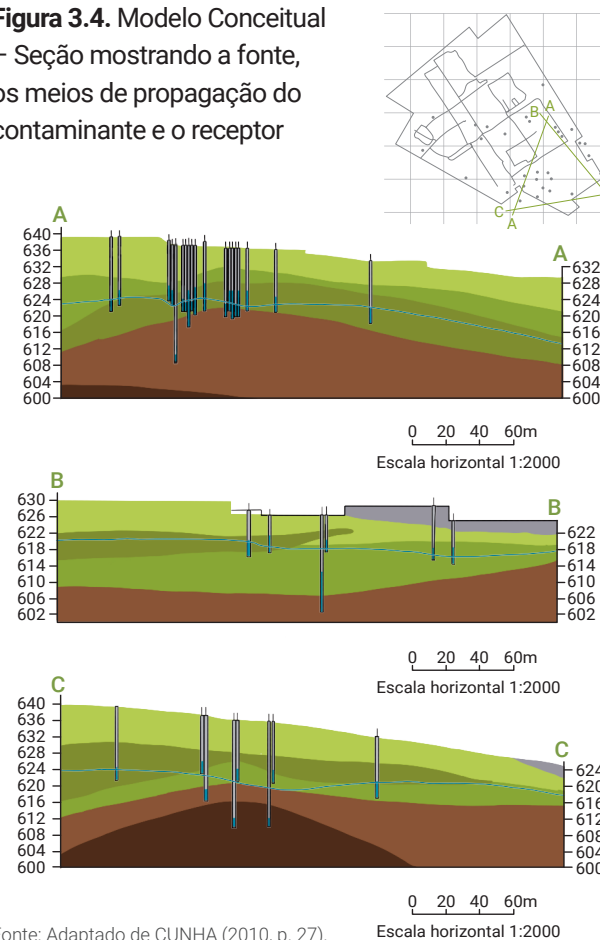
As análises em 3D levam em consideração a distribuição espacial e a profundidade da contaminação. Por meio de modelos geoestatísticos, é possível estimar o padrão da distribuição na área (figura 3.5), permitindo interpretações espaciais (3D) ou espaciais e temporais (4D) de dados ambientais, bem como avaliações de sua incerteza.

Figura 3.5. Modelo tridimensional de distribuição das concentrações de benzeno



Fonte: U.S. ARMY - Corps of Engineers (2012). Engineer Manual: Environmental Quality – Conceptual Site Models (p. 76, tradução nossa).

Figura 3.4. Modelo Conceitual – Seção mostrando a fonte, os meios de propagação do contaminante e o receptor



Fonte: Adaptado de CUNHA (2010, p. 27).

A utilização desses modelos auxilia a visualização dos dados e permite uma melhor compreensão da situação na área, facilitando a tomada de decisão. Tais modelos também auxiliam na comunicação com os stakeholders, ajudando, por exemplo, os órgãos competentes e a comunidade a compreenderem a situação.

Desenhos técnicos

Freqüentemente, é necessário compartilhar informações com partes leigas interessadas na gestão da área, como moradores, juizes e promotores. Nesses casos, o MCA pode ser apresentado de uma forma pictórica e didática, como o desenho técnico apresentado na figura 3.6.

Impressão 3D

Outra ferramenta útil para fortalecer a comunicação com os stakeholders é a tecnologia de impressão 3D. Tais modelos requerem a elaboração de um modelo digital 3D (o que pode ser feito em programas como AutoCAD, EVS, EarthVision, RockWorks, Leapfrog), seguida da conversão dos dados para impressão, da seleção de estruturas para a impressão (camadas estratigráficas, poços, prédios etc.), da confirmação da paleta de cores e, finalmente, da impressão e do acabamento. Alguns modelos impressos em 3D ainda permitem o desmembramento das diferentes peças do modelo em blocos montáveis.

Animação digital

O recurso de animação digital possibilita a consolidação de diversos elementos visuais em formato de frames ou vídeo. Tais modelos capturam: a variação temporal de processos históricos relacionados às fontes de contaminação (e.g. vazamentos, armazenamento de resíduos etc.); o resumo histórico das campanhas de investigação; e as intervenções de remediação e seu desempenho (e.g. processos de expansão e redução do volume pluma de contaminação, a evolução da remoção de massa de contaminantes). Além disso, podem ser adicionadas narrativas institucionais relacionadas aos requisitos legais e à transição de propriedade. As animações digitais são particularmente úteis no engajamento de stakeholders e também quando há necessidade de se comunicar com partes cujo envolvimento técnico nas atividades de investigação e remediação é pouco frequente.

Figura 3.6. Exemplo de um desenho técnico que ilustra o Modelo Conceitual da Área

Fonte: Autoria própria.

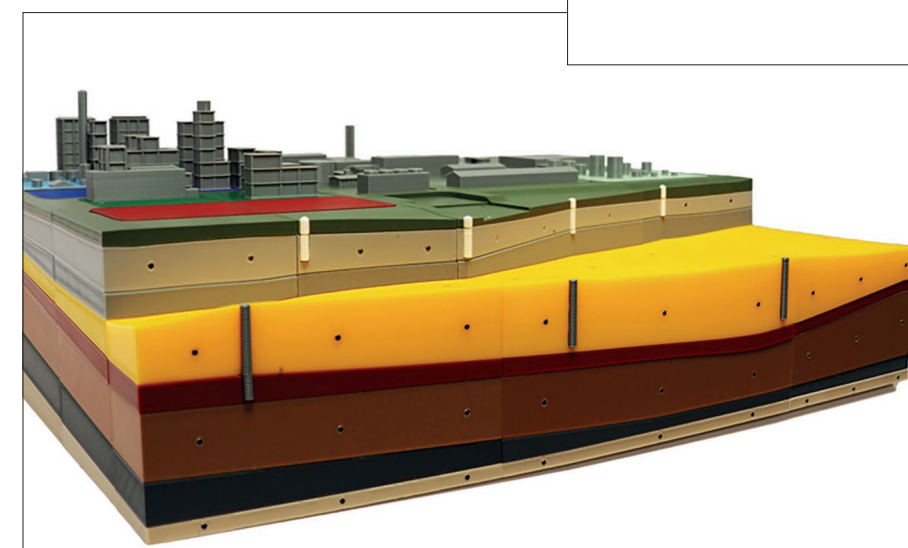
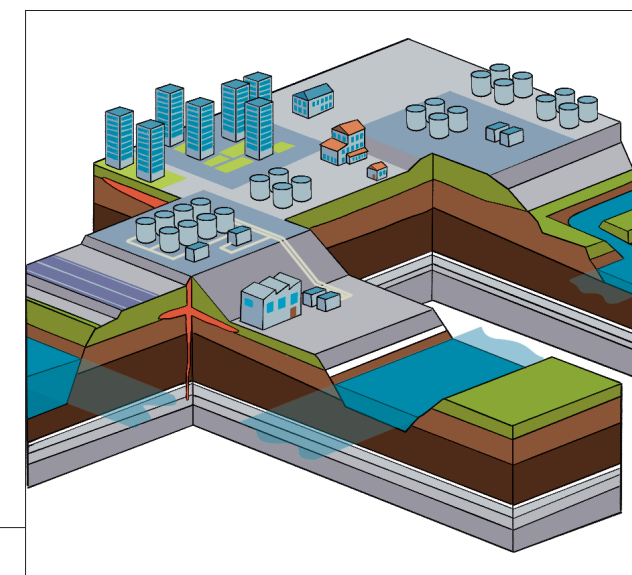


Figura 3.7. Exemplo de um modelo impresso em 3D

Fonte: Autoria própria.

4.

TECNOLOGIAS DE INVESTIGAÇÃO EM ALTA RESOLUÇÃO

Paulo Lima
Cesar Malta
Marcos Tanaka
Ricardo Pompeu
Júlio Vilar
Alexandre Muselli Barbosa
Lucas Jardim

O presente capítulo apresenta um sumário de aplicação das diferentes tecnologias de investigação em alta resolução (High-Resolution Site Characterization – HRSC) usada para construção do modelo conceitual de áreas contaminadas.

A utilização combinada de tecnologias de investigação permitem o mapeamento da geometria tridimensional das áreas fontes e plumas de contaminação (em zona não saturada e saturada) e da distribuição da massa de contaminantes, durante a própria execução em campo, em tempo real, de forma dinâmica, com robusta quantidade de dados. A compreensão das condições tridimensionais de fluxo e transporte de uma determinada área são premissas fundamentais para elaboração do MCA.

O entendimento da heterogeneidade do meio é um ponto chave do processo de investigação. Por exemplo, as zonas de alta condutividade hidráulica favorecem a mobilidade ou o espalhamento da contaminação via mecanismos de advecção e dispersão. Enquanto que as zonas de baixa condutividade hidráulica podem permitir o armazenamento de massa (decorrente do processo de difusão), que podem exercer controle na persistência de uma contaminação em escalas de longo prazo.

Dessa forma, o mapeamento em escala de detalhe das zonas de contraste de condutividade hidráulica e de distribuição de massa é condição primordial para elaboração de qualquer modelo conceitual que vise subsidiar o processo de reabilitação da área.

Em escala de projeto, a utilização dessas tecnologias deve ser preferencialmente precedida de um planejamento sistemático e dinâmico, levando-se em conta o reconhecimento adequado dos objetivos do processo investigativo e a representatividade do dado a ser coletado. Outros aspectos relacionados a característica geotécnica da área a ser investigada são também determinantes para escolha apropriada da tecnologia ou do método de investigação a ser empregado e de suas limitações.

A maioria das tecnologias apresentadas aqui fornecem a aquisição de dados em tempo real, que devem ser interpretados em campo para o prosseguimento adequado do processo investigativo durante a etapa de aquisição de dados. Uma vez gerado o dado, ferramentas de gerenciamento de dados, geoestatística e de visualização de dados devem ser usadas para tratamento e interpretação visando dar subsídios para uma rápida tomada de decisão dentro do processo investigativo.

Naturalmente, este capítulo não apresenta informações relativas às investigações tradicionais baseadas meramente na construção e amostragem de poços de monitoramento devido a existência de normas técnicas nacionais, que já acomodam essas atividades com uso de ferramentas “convencionais” (trado manual, ensaio SPT, sondagem rotativa, entre outros).

4.1 Caracterização Direta da Geologia e Hidrogeologia em Alta Resolução

Este item visa apresentar um sumário das diferentes tecnologias de investigação de alta resolução que tem como objetivo a caracterização da heterogeneidade do meio subterrâneo em escala de detalhe.

Essas tecnologias são baseadas na utilização do sistema de perfuração *Direct Push*, seja de cravação estática (CPT) ou de cravação dinâmica (martetele hidráulico). Dessa forma, o uso dessas tecnologias se restringe a capacidade de avanço da manobra de cravação da ponteira com o sensor, sendo, portanto, por vezes, de difícil aplicação em camadas extremamente compactas, alguns solos de alteração de rocha ou com presença de cascalho.

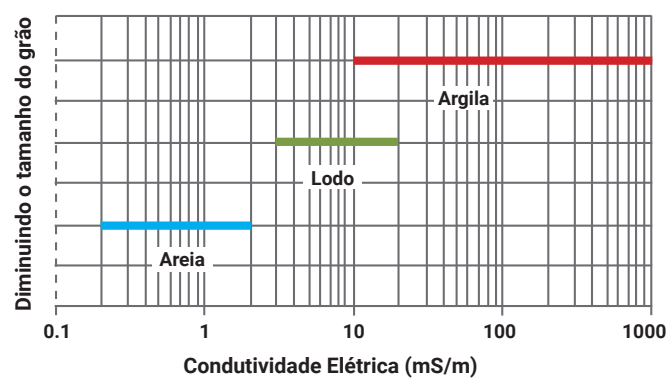
Perfilagem por Condutividade Elétrica (EC)

Esta metodologia de investigação é apresentada em detalhe no trabalho desenvolvido por Schulmeister et al. (2003) e Geoprobe (2017a). Segundo os autores, a condutividade do solo, em geral, varia conforme o tamanho do grão (figura 4.1). Solos com grãos mais finos como silte e argila tendem a produzir maior condutividade elétrica (EC) do que grãos de areia e cascalho. Diante dessa premissa, a análise de contrastes de valores de condutividade elétrica ao longo de uma seção vertical ou ao longo de uma seção em corte de uma zona aquífera, por exemplo, permite associar a presença e geometria de contatos geológicos existentes entre zonas mais ou menos condutivas hidráulicamente.

Segundo o referido estudo, os valores de condutividade elétrica do solo também são influenciados por forças iônicas da água dos poros do solo. Solos contaminados em áreas com alta salinidade (natural ou ocasionada por aplicação de produtos remediadores) podem exibir valores de condutividade elétrica mais altos do que os limites normais do solo natural da área e, portanto, dificultar, por vezes, a interpretação hidroestratigráfica de uma dada região.

Para o uso do sensor de condutividade elétrica em campo é necessário utilizar-se de um sistema de cravação *Direct Push*, seja ele de cravação estática (CPT) ou de cravação dinâmica (martetele hidráulico). A figura 4.2 apresenta um desenho esquemático do uso do sensor CE com sistema de cravação *Direct Push*.

Figura 4.1. Gráfico do potencial de valores de condutividade elétrica versus tipo de solo

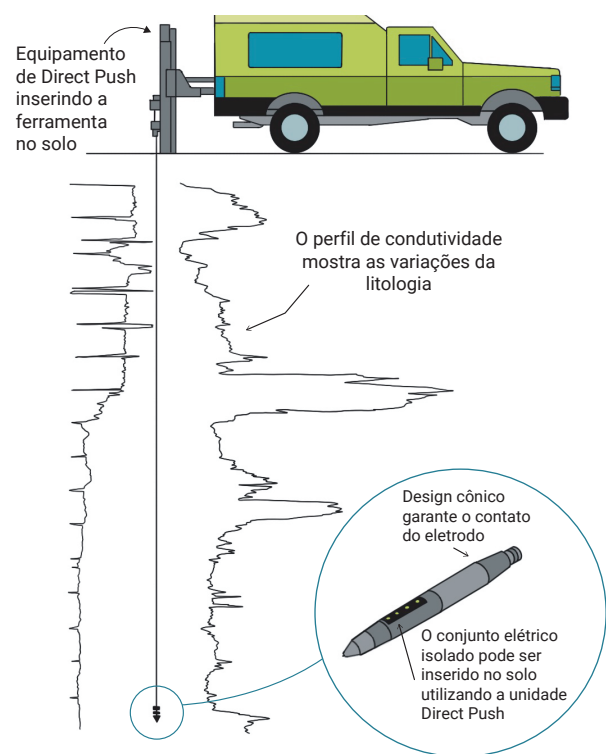


Fonte: adaptado de Geoprobe (2017a).

O uso desta tecnologia possui a seguinte aplicação:

- Determinar a largura e extensão lateral de aquíferos, aquíferos e unidades litológicas;
- Delimitar aquíferos e aquíferos em subsuperfície;
- Construir seções geológicas;
- Auxiliar na localização vertical e lateral para instalação de poços e seções filtrantes;
- Verificar a extensão e abrangência de aplicação de determinados produtos remediadores;
- Construir mapas por unidades litológicas.

Figura 4.2. Sistema de cravação *Direct Push* com o sensor EC (Geoprobe, 2017a)



O resultado do levantamento é compilado em um perfil vertical (log) por ponto investigado, sendo os valores reportados na unidade de milisiemens por metro (mS/m).

Como em qualquer método de investigação, é recomendada a coleta de amostras de solos ao longo de uma sondagem para confirmação dos resultados do perfil da condutividade elétrica em diferentes profundidades e em alguns pontos estratégicos da área em estudo para confirmação dos resultados dos logs gerados. Em determinadas condições hidroquímicas existentes num dado aquífero, estas coletas podem também confirmar ou descartar incertezas dos dados gerados com relação à influência iônica de contaminantes ou salinidade do meio.

Perfilagem por Hydraulic Profiling Tool (HPT)

O princípio de funcionamento da sonda HPT (*Hydraulic Profiling Tool*) é baseado na relação entre a pressão necessária para injetar um fluxo de água no solo a uma vazão de injeção relativamente constante à medida que a sonda é avançada na subsuperfície, sendo a variação das pressões e vazões mensuradas e registradas de forma contínua ao longo de todo o perfil de cravação. A medição da pressão de injeção no sistema é realizada através de um transdutor posicionado na sonda, isso garante que apenas a pressão de injeção seja mensurada, excluindo as perdas de carga do tubo de fluxo de linha (figura 4.3). Além da medição da pressão de injeção, o HPT também pode ser usado para medir a pressão hidrostática sob a condição de fluxo zero (injeção desligada). Isso permite o desenvolvimento de um gráfico de pressão hidrostática para o registro e a predição da posição do nível d'água sob influência da pressão atmosférica.

A aplicação do método e as boas práticas para sua execução podem ser apresentadas pela norma ASTM D8037/D8037M-16: *Standard Practice for Direct Push Hydraulic Logging for Profiling Variations of Permeability in Soils*, sendo este o material de referência utilizado para a elaboração deste texto.

A pressão registrada no sistema é uma relação direta das características estratigráficas do meio e de sua transmissividade. Dessa maneira, quanto maior a pressão necessária para criar o fluxo, menor será a permeabilidade da camada.

Ou seja, o resultado obtido pelo HPT pode ser usado para identificar potenciais caminhos de migração de

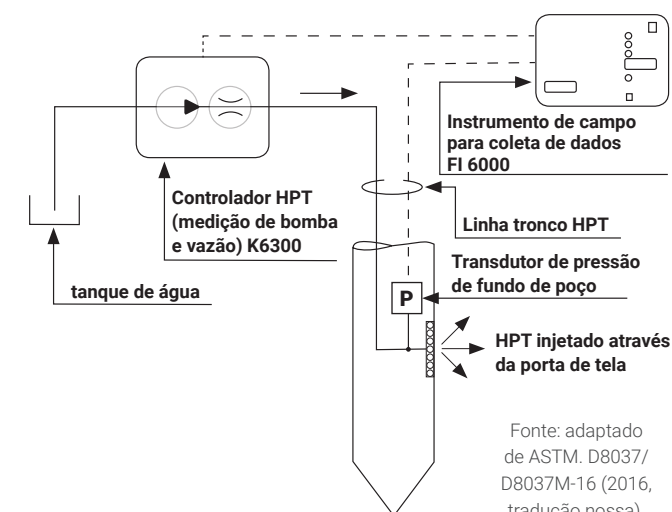
contaminantes (zonas de alta condutividade hidráulica) ou zonas de retenção de massa (zonas de baixa condutividade hidráulica) e a criação de um perfil hidroestratigráfico em detalhe, com a identificação de zonas ideais para realização de amostragens ambientais, zonas para injeção de material remediador ou fornecer orientação qualitativa sobre a dificuldade de injeção em diferentes zonas da formação.

Um das vantagens do sistema é a possibilidade da utilização de ferramentas conjugadas na mesma sonda, como o sistema EC simultâneo ao HPT. Como o sistema HPT faz medições diretamente dependente das características físicas do meio, a associação com o EC permite que durante as análises dos resultados, anomalias presentes, como ambientes salinos ou alterações causadas pelos efeitos de contaminantes, possam ser determinadas, refinando ainda mais os dados obtidos.

Um ponto a se ressaltar é a realização dos testes de resposta e ensaios em duplicatas. O teste de resposta é realizado antes e depois da realização do ensaio (pré-teste e pós-teste). O intuito é verificar a integridade do sistema e avaliar se a operação de campo ocorreu de maneira adequada, antes da realização da cravação e ao final do ensaio, permitindo a verificação de algum problema durante a execução, como entupimentos ou mal funcionamento.

As duplicatas podem ser realizadas dentro de um pequeno espaço amostral e garantem a replicabilidade dos resultados. Estes procedimentos de garantia e controle de qualidade (QA/QC) garantem que os dados sejam confiáveis e possam ser utilizados durante o projeto com o menor grau de incerteza possível.

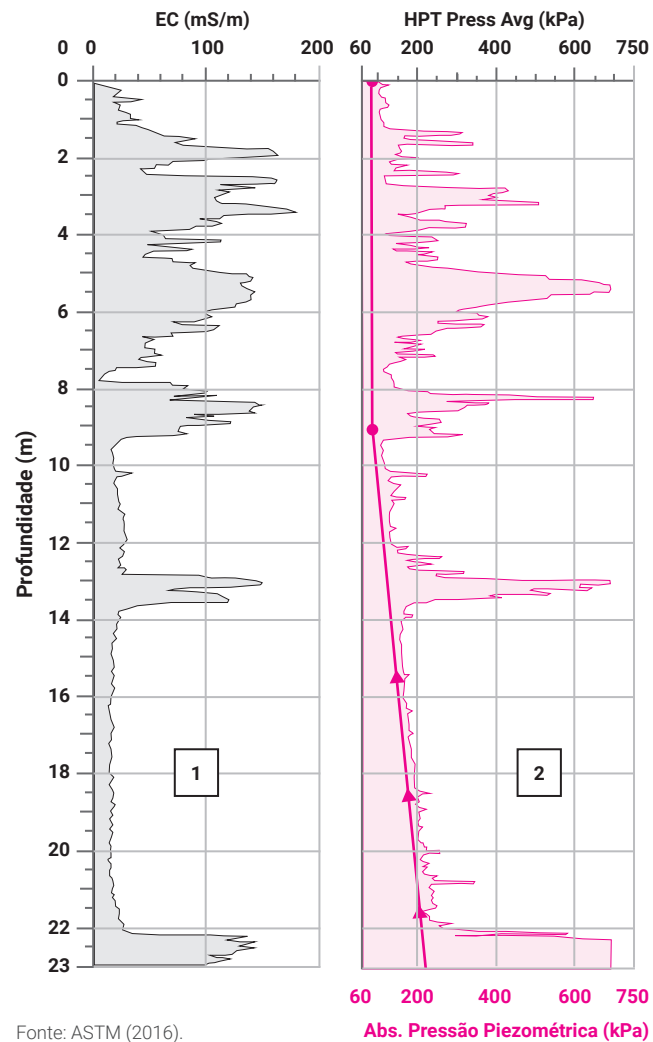
Figura 4.3. Esquema de composição do sistema HPT



Fonte: adaptado de ASTM. D8037/D8037M-16 (2016, tradução nossa).

A realização do ensaio é relativamente simples, seguindo os mesmos procedimentos de operação de sistemas percussivos de cravação e outros sistemas de alta resolução. Um exemplo dos resultados obtidos após a realização dos ensaios de HPT é apresentado nos logs de sondagem abaixo, em que a **figura 4.4** apresenta um exemplo de leitura padrão.

Figura 4.4. Registro padrão de perfilagem conjunta de EC (1) e HPT (2).



Fonte: ASTM (2016).

Ensaio de Piezocone (CPTu) e Piezocone de Resistividade (RCPTu)

O ensaio de *Cone Penetration Test* (CPT) é uma ferramenta oriunda da geotecnia, que, através de seus sensores de pressão, mede a resistência de ponta (q_c) e a resistência ao atrito lateral (f_s). Os estudos apresentados por Robertson & Campanella (1986) permitem relacionar esses dois valores obtidos através do ensaio CPT às diversas características de comportamento do solo, entre elas, a condutividade hidráulica do meio (K).

Conforme Riyis (2012), o CPT pode ser agregado a outras ferramentas, tais como os sensores CPTu (uma adição do sensor de poropressão ao CPT) e RCPTu (uma adição do sensor de condutividade elétrica ao CPTu). Neste trabalho, os autores mostraram que utilizando ferramentas de obtenção de dados hidroestratigráficos por monitoramento de pressão (CPTu, RCPTu) é possível obter dados quantitativos de condutividade hidráulica com baixas incertezas, da mesma maneira que os ensaios tipo slug test, métodos já consagrados na hidrogeologia.

Os ensaios de piezocone são feitos por penetração dos sensores por força hidráulica, sem cravação por percussão e permitem identificar o perfil estratigráfico e avaliar preliminarmente os parâmetros do subsolo. Esse ensaio é conduzido por uma ponteira em forma cônica, instalada na extremidade de um conjunto de hastes e introduzida no solo a uma velocidade constante igual a 2 cm/s. O cone tem um vértice de 60° , 10 cm^2 de área da ponta e 150 cm^2 de área da luva de atrito. O piezocone possui células de carga que registram a resistência de ponta (q_c) e o atrito lateral (f_s), além de um ou mais transdutores que medem a poropressão (u) durante a cravação (Giacheti et al., 2015). De modo geral, a resistência de ponta (q_c) é tipicamente alta em areias e cascalhos e é baixa em siltes e argilas, enquanto o atrito lateral é baixo em areias e alto em argilas.

Um resultado típico de um ensaio de piezocone é apresentado na **figura 4.5**, onde pode-se observar um perfil de variação com a profundidade de parâmetros medidos.

Além disso, durante o ensaio CPTu, é possível realizar também um ensaio de dissipação de excesso de poropressões (PPDT) em qualquer profundidade durante a execução do ensaio, registrando-se a dissipação do excesso de poropressão gerado durante a cravação com o tempo. A determinação da poropressão de equilíbrio pode fornecer o valor da condutividade hidráulica horizontal (K_h) do aquífero naquele ponto.

Segundo Payne, Quinnan & Potter (2008) e Robertson (1990), o CPTu é capaz de detectar diferenças de unidades hidroestratigráficas, como a matriz do aquífero (areias e cascalhos), de aquitardes (siltes e argilas) devido a maneira como os sensores, listados abaixo, respondem às características do solo:

- **Resistência de ponta:** é proporcional ao tamanho do grão, quando os solos exibem níveis comparáveis de compactação ou densidade no local. Maior resis-

tência de ponta implica em um aumento de tamanho do grão, mas pode também indicar cimentação, condições muito densas do solo e argilas mais consolidadas.

- **Atrito lateral:** é proporcional ao teor de argila e silte por conta de sua natureza coesiva. Geralmente, maior atrito lateral implica em um maior teor de silte e argila. A razão entre atrito lateral e resistência de ponta, denominada razão de atrito, é comumente usada com a resistência de ponta no ábaco de tipo de comportamento de solo.

- **Poropressão:** a pressão hidrostática aumenta linearmente com a profundidade abaixo do nível freático. Conforme a ponteira avança na zona saturada a água subterrânea vai sendo deslocada. Elevadas permeabilidades de areias e cascalhos facilmente dissipam essa água deslocada, produzindo medidas próximas à pressão hidrostática. Siltes e argilas não

dissipam o excesso de pressão na água facilmente, resultando em valores elevados de poropressão.

O procedimento do ensaio de penetração de cone com medidas de poropressão está padronizado pela ASTM D6067/ D6067M-17. A **figura 4.6** ilustra a representação gráfica de uma ponteira de piezocone.

Segundo Riyis (2012), o piezocone de resistividade (RCPTu) consiste em um sensor de resistividade (ou condutividade elétrica), instalado atrás de um piezocone padrão, que permite medir continuamente a resistência a um fluxo de corrente elétrica aplicada ao solo. Assim, é possível detectar a presença, por exemplo, de íons dissolvidos decorrentes de: degradação de matéria orgânica, intrusão salina, pH ácido, entre outros ou detectar a presença de minerais de argila, mais condutivos eletricamente que as areias.

Figura 4.5. Resultado típico de um ensaio de piezocone e sua interpretação

Fonte: Riyis (2012).

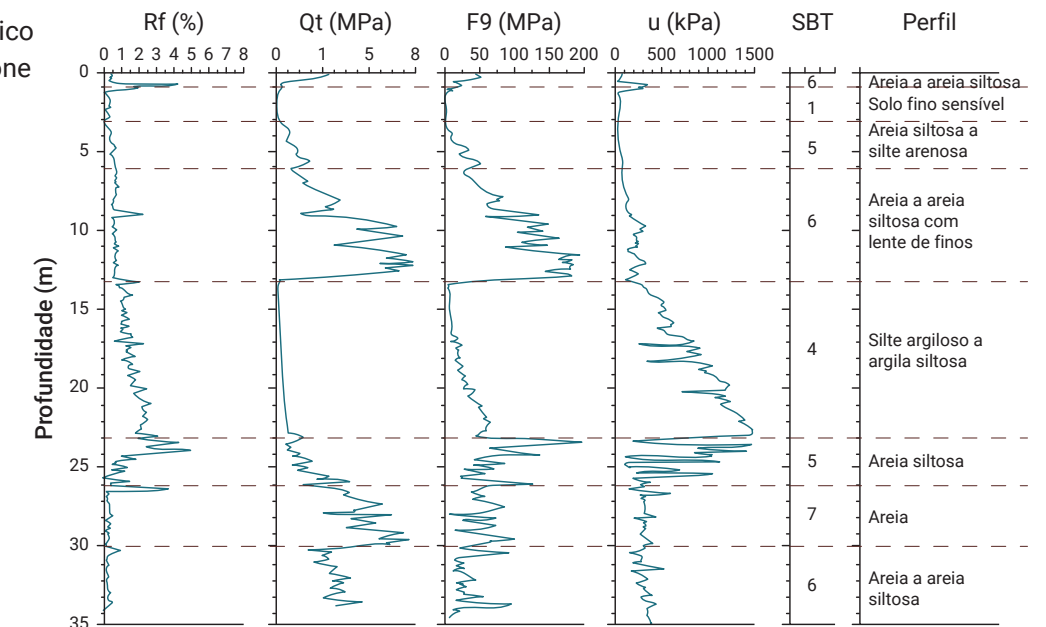
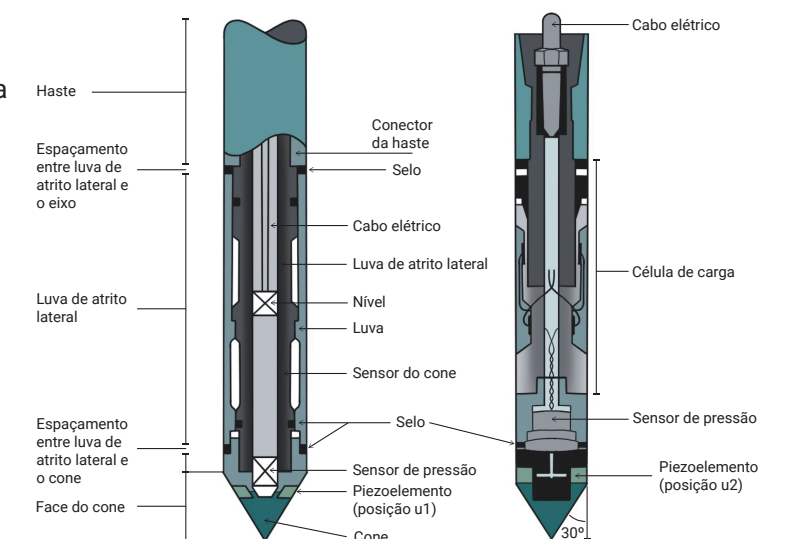


Figura 4.6. Representação esquemática de uma ponteira de piezocone

Fonte: Derrite (2017).



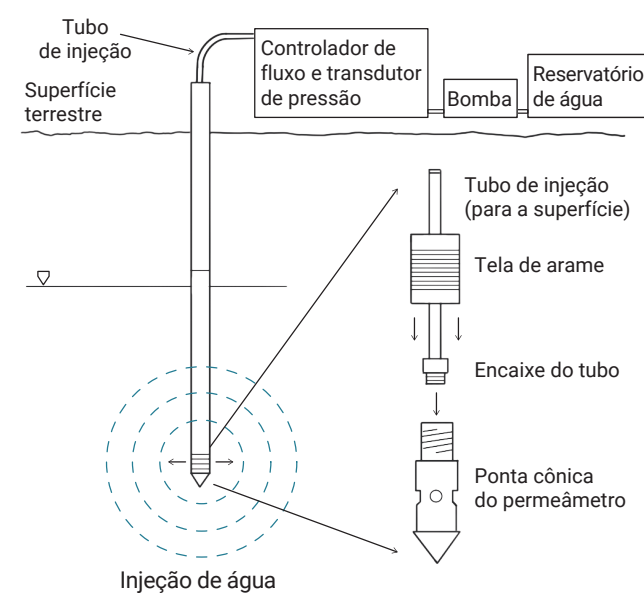
Direct Push Injection Logging (DPIL)

Segundo Dietrich et al. (2008), a condutividade hidráulica horizontal relativa (K_r) ao longo de um perfil vertical pode ser calculada usando a taxa de injeção, pressão e alguns parâmetros para corrigir a resistência do sistema de injeção. Por este meio, a resistência do sistema deve ser removida a partir da resistência total medida no transdutor, que compõe a instrumentação do sistema, localizado na superfície. Os problemas técnicos ou influências sobre as taxas de vazão podem ser determinadas pela aplicação de diferentes taxas e medições das pressões totais, cujos resultados calculados de K_r devem ser iguais nas mesmas profundidades. A teoria e detalhes deste método, assim como a determinação da resistência do tubo, foram apresentados em detalhes por Dietrich et al. (2008).

O DPIL é uma ferramenta de pequeno diâmetro com um filtro curto (figura 4.7) que está ligado à extremidade inferior de um tubo com ponteira e avança para dentro da subsuperfície por meio de tecnologia de sondagem *Direct Push*. À medida que a ferramenta avança, a água é continuamente injetada através do filtro a uma taxa relativamente elevada para manter o filtro limpo.

Ao atingir uma profundidade em que a informação sobre a condutividade hidráulica horizontal é desejada, o avanço cessa e a pressão da água no tubo de injeção é medida em diferentes taxas de injeção, usando um transdutor de pressão e um controlador de fluxo na superfície.

Figura 4.7. Esquema da ferramenta DPIL



Fonte: Dietrich et al. (2008).

Ainda segundo Dietrich, a resistência no filtro (resistência total - resistência do tubo) é inversamente relacionada com a condutividade hidráulica relativa dos estratos adjacentes ao filtro. Assim, utilizando esta resistência, uma relação pode ser calculada para servir como uma representação para o cálculo do K_{DPIL} (equação 1):

Equação 1

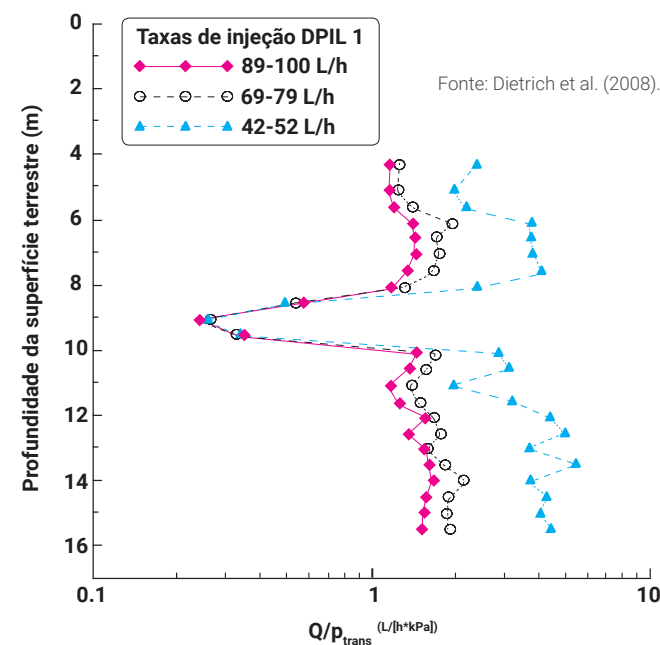
$$K_{DPIL} = 1 / (R_{total} - R_{tubo})$$

R = fator de retardação (adimensional)

K_{DPIL} = coeficiente de partição entre o solo e a água [L^3/M]

Conforme os autores, o cálculo da razão de K_{DPIL} requer que a resistência do tubo seja conhecida. Assim, uma linearização da relação entre a resistência do tubo e a taxa de fluxo deve ser utilizada para condições de fluxo laminar ou turbulento. Como ocorre em outras ferramentas de investigação, os resultados do ensaio são plotados na forma gráfica, conforme a figura 4.8.

Figura 4.8. Perfilagem vertical DPIL para diferentes vazões



Assim como outras ferramentas de investigação baseadas no avanço do sistema de *Direct Push*, o potencial de avanço em profundidade desta tecnologia é determinado pelo grau de compactação do solo ou sedimento da área investigada. Cabe ressaltar que ambos os sistemas possuem limitações nas velocidades de cravação, sendo necessário um maior controle do processo de forma a se obter dados de maior qualidade.

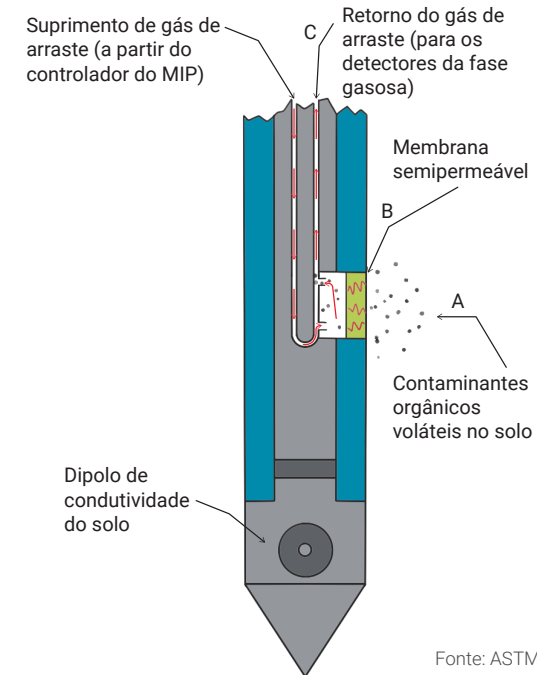
4.2 Caracterização Direta de Contaminantes em Alta Resolução

Membrane Interface Probe (MIP)

A tecnologia MIP (*Membrane Interface Probe*) é um sistema semi-quantitativo ágil, de campo e que detecta compostos orgânicos voláteis (COV) no solo e água subterrânea, onde a cravação é realizada de forma contínua por um sistema de avanço de perfuração tipo *Direct Push*.

A tecnologia MIP é constituída de uma sonda que possui uma placa de aquecimento (120°C) localizada na sua parte média, onde cria-se uma situação de aumento da pressão de vapor através da volatilização dos contaminantes. Esses são capturados através de uma membrana permeável (somente para vapores) e carregados até um cromatógrafo com diferentes detectores posicionado no local (figura 4.9). As quantificações são correlacionadas com as profundidades, gerando um log que permite avaliar a distribuição das concentrações ao longo do perfil vertical.

Figura 4.9. Princípio de funcionamento da sonda MIP

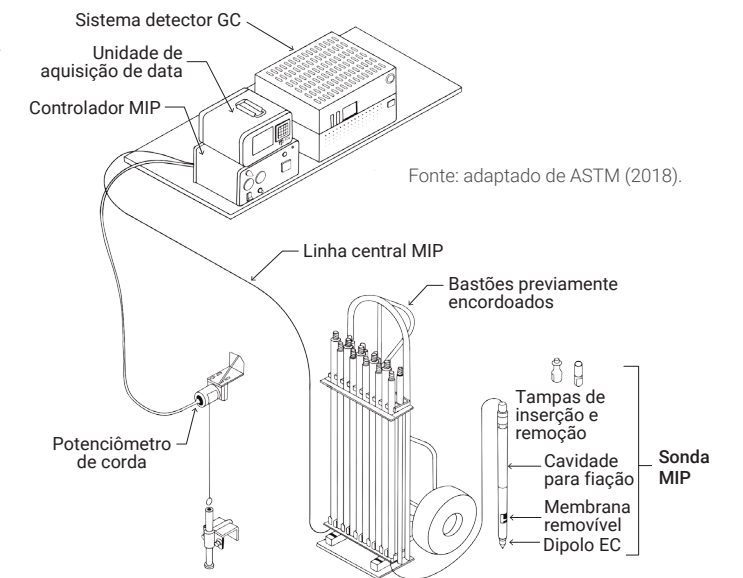


Fonte: ASTM (2018).

A aplicação do método e as boas práticas para sua execução estão lastreadas pela norma ASTM D7352-18: *Standard Practice for Volatile Contaminant Logging Using a Membrane Interface Probe (MIP) in Unconsolidated Formations with Direct Push Methods*, sendo este o material de referência utilizado para a elaboração deste texto.

O sistema MIP (figura 4.10) fornece de forma rápida e econômica a delimitação e uma varredura diversa de compostos orgânicos voláteis (benzeno, tolueno, tricloroetano, tetracloroetano etc.) em profundidade e em tempo real, otimizando as tomadas de decisão em campo, como os locais de amostragem mais representativa para a área. A aplicação do MIP para investigação das fases livre e retida também é realizada a partir do uso de detectores específicos acoplados ao cromatógrafo (p. ex. detectores XSD ou DELCD).

Figura 4.10. Composição do sistema MIP



O sistema possui a possibilidade de configuração de acordo com as necessidades e planejamento de aplicação do equipamento. Na sonda, além da membrana permeável, existe um sensor de EC já acoplado, que coleta dos dados de condutividade elétrica do meio, sendo uma determinação indireta do arranjo estratigráfico (como já discutido anteriormente). Também existe a possibilidade desta sonda ter o HPT.

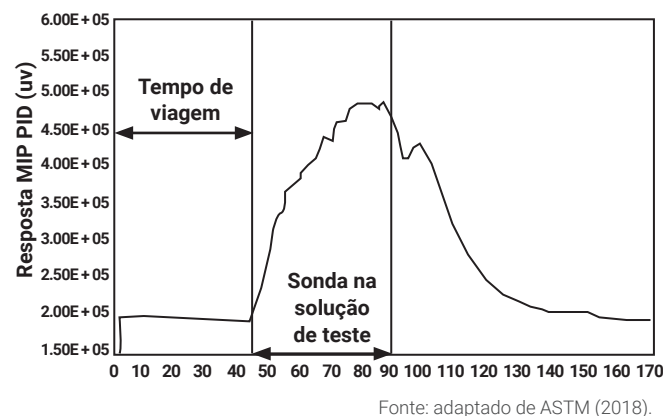
Na parte analítica, o cromatógrafo conta com detector de PID (detector de fotoionização), que utiliza radiação ultravioleta para ionizar moléculas, sendo um método praticamente não destrutivo, o que permite a utilização de outros sensores em série e é utilizado para a detecção de compostos aromáticos, como os isômeros BTEX (benzeno, tolueno, etilbenzeno e xilenos).

O detector FID (detector de ionização por chama), como o nome já diz, usa uma chama de hidrogênio para ionizar as moléculas. Este é um sensor com propriedades destrutivas instaladas posteriormente ao PID, aplicado na detecção de contaminante de alto teor de carbono (propano, octano, heptano e hidrocarbonetos alifáticos voláteis).

O XSD (detector específico de halogenados) é um detector de simples manutenção, também destrutivo dos vapores analisados pelo cromatógrafo e utilizado conclusivamente para validar plumas ou áreas fontes envolvendo solventes clorados (p. ex. TCE, PCE, DCE etc). Um outro detector que pode ser acoplado no lugar do XSD é o DELCD (detector de condutividade eletrolítica seca), uma alternativa não radioativa ao antigo detector ECD, que usa pirólise para reagir com as substâncias presentes no gás de arraste. Neste processo é formado o dióxido de cloro, sendo este determinado através das correntes geradas e registradas. O DELCD também é um detector destrutivo usado tipicamente para a determinação seletiva de espécies cloradas.

Os procedimentos de garantia de controle de qualidade (figura 4.11) dos dados se iniciam na preparação do equipamento antes da realização do ensaio e conta com a realização de um teste de resposta realizado especificamente para o contaminante alvo (pré-teste). Como o princípio de funcionamento do sistema é baseado no transporte da molécula de interesse, da subsuperfície até o cromatógrafo, para a sua detecção e registro, o tempo entre a captura e detecção deve ser determinado (*trip time*) para compensação no sistema de aquisição de dados. Este tempo varia de acordo com o fluxo do gás de arraste utilizado (nitrogênio), o tamanho do cabo utilizado em campo (*trunkline*) e o tamanho das moléculas volatilizadas (quanto maiores as moléculas, maior será o seu tempo de transferência).

Figura 4.11. Teste de resposta com a determinação do *trip time* para benzeno no sensor PID



Os testes de resposta devem ser realizados também depois de cada perfilagem (pós-teste). Isso garantirá a validade dos dados e a integridade das informações geradas pelo sistema.

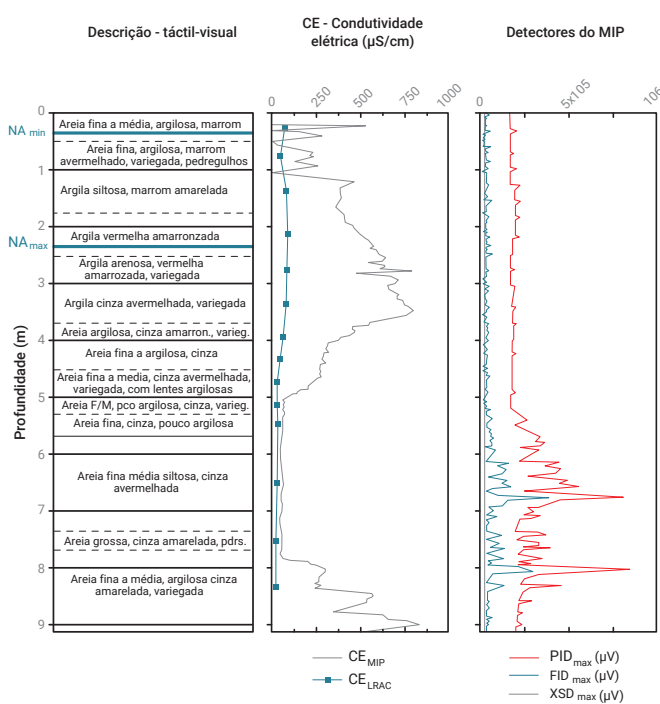
Além dos testes químicos mencionados anteriormente, outras inspeções também são realizadas: de

integridade da membrana, verificando se suas características não foram alteradas; de medições do fluxo do gás em linha, garantindo assim que os registros obtidos são válidos; e durante a realização do ensaio, garantindo que não houve variação do fluxo do gás de arraste (nitrogênio).

Outro procedimento que pode ser aplicado em campo é a realização de cravações em caráter de duplicatas, garantindo a replicabilidade dos resultados, ressaltando que em algumas situações, as variações espaciais de concentração podem ser grandes, sendo um procedimento cujos resultados devem ser analisados com critério técnico.

Um resultado típico de perfilagem com MIP é apresentado na figura 4.12, onde é possível verificar que a variação de sinais da perfilagem de EC com os demais sensores do MIP. Nesse caso, é possível verificar altos valores detectados pelos sensores PID e FID a partir de 5 m de profundidade, com maiores picos a cerca de 7 m e 8 m, estando estes na camada arenosa, demonstrando que as concentrações estão situadas nas camadas mais permeáveis da área, corroborando com o conceito de que se trata de um ponto fora da fonte (sinais apenas em posições mais profundas), mas com um processo relevante de fluxo de massa pelo aquífero.

Figura 4.12. Perfis comparativos com os resultados precisos e em tempo real dos sensores CE e MIP (PID, FID e XSD)



Fonte: adaptado de Mondelli et al. (2014).

Os resultados do uso da tecnologia MIP permitem a elaboração de um plano de ação mais confiável, com dados semi-quantitativos, de modo que o modelo conceitual da área seja construído com um menor grau de incertezas, com maior agilidade e com um menor custo associado.

O uso da tecnologia MIP pode ser utilizado em diversas etapas do gerenciamento de áreas contaminadas: a revisitação da avaliação preliminar, ao longo das etapas de investigação confirmatória e detalhada, na investigação para remediação, como verificação de eficácia de processos investigativos prévios ou de remediações em curso e direcionando as etapas de monitoramentos/acompanhamentos periódicos.

Para o sistema MIP, são disponibilizadas ferramentas que podem ser acopladas às ponteiros de cravação, permitindo a aquisição de uma maior quantidade de dados em uma única sondagem e otimizando as atividades. Dentre estas ferramentas estão o HPT, no qual a porta de injeção fica na porção superior da sonda, permitindo a obtenção de dados de permeabilidade do meio, nível d'água simultaneamente a cravação, além da vantagem da comparação entre os resultados do EC e do HPT, sendo possível a verificação da ocorrência de anomalias e interferências do meio físico nos dados do EC.

O sistema também conta com a possibilidade do acoplamento da ponteira de CPTu, que fica na porção inferior da sonda de cravação. Neste sistema é possível a obtenção dos parâmetros do CPTu (parâmetros físicos do meio), dados de EC e do MIP. Nesse arranjo, também é possível comparar os dados obtidos pelo EC com o CPTu, verificando a presença de anomalias.

Cabe ressaltar que ambos os sistemas possuem alguma limitação nas velocidades de cravação, sendo necessário um maior controle do processo de forma a se obter dados de maior qualidade. Outro ponto são os limites máximo de cravação do MIP, que dependendo da área, podem restringir o seu uso. Uma das dificuldades da operação de múltiplos sistemas é o aumento da quantidade de variáveis a serem controladas para uma real e confiável aquisição de dados, quanto mais complexo o sistema, maiores serão necessidades de controle.

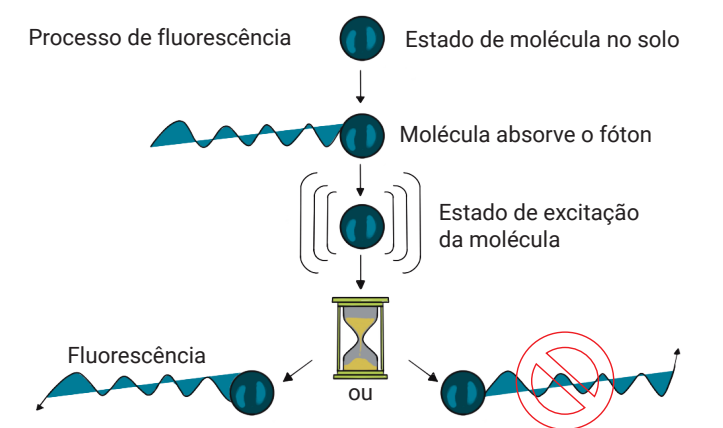
É importante destacar que algumas amostras precisam ser coletadas e analisadas em laboratório credenciado para correlacionar com os resultados obtidos através destas tecnologias de investigação.

Laser Induced Fluorescence (LIF)

O fenômeno da Fluorescência Induzida por Laser (LIF) tem ampla aplicação em vários processos industriais. Mais recentemente esta técnica foi adaptada para o mercado ambiental e atualmente pode ser utilizada para uma direta detecção de fase retida e/ou fase livre de produtos como: gasolina, diesel, querosene, óleo de motor, óleo de corte, óleo hidráulico, óleo combustível, óleo bruto, alcatrão, creosoto e alguns outros produtos hidrocarbonetos. O método é muito utilizado em investigação de fase livre de tanques enterrados, oleodutos, refinarias, áreas de armazenamento de combustíveis, derramamentos e vazamentos de combustíveis, centros de manutenção industrial, lagoas de resíduos, áreas de aplicação de creosoto em madeiras (ex. dormentes de ferrovias) entre outras áreas.

Os hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) fluorescem quando excitados eletricamente por luz ultravioleta de comprimentos de onda específicos. O fenômeno da fluorescência ocorre quando uma molécula absorve um fóton de alta energia e responde a este estímulo emitindo um fóton de baixa energia, ou seja, maior comprimento de onda. Tal processo resulta numa diferença de energia entre a absorção e a emissão, a qual é dissipada como calor. Em outras palavras, a substância retorna ao seu estado normal depois de ter sido levada a um estado elétrico de maior grau de energia. Todo o evento ocorre em um período de tempo extremamente reduzido (da ordem de milionésimos de segundos). A figura 4.13 apresenta de forma ilustrativa o processo de fluorescência.

Figura 4.13. Processo conceitual de fluorescência



A seguir, duas tecnologias que utilizam do princípio de fluorescência induzida por laser são descritas: *Optical Image Profiler* (OIP) e *Ultra Violet Optical Screening Tool* (UVOST).

Optical Image Profiler (OIP-UV e OIP-G)

A tecnologia *Optical Image Profiler* (OIP) utiliza LED ultravioleta (OIP-UV) ou diodo laser verde (OIP-G) para gerar comprimentos de onda de 275 nm e 520 nm, respectivamente. Quando a ponteira com os sensores é cravada por *Direct Push* e fica em contato com o solo contaminado, a exposição desses contaminantes aos seus respectivos comprimentos de onda em subsuperfície permitem o efeito de fluorescência, que é registrado por uma câmera fotográfica de alta definição (figura 4.14).

Dependendo do hidrocarboneto que estiver sendo excitado, cada sinal de fluorescência possui uma resposta típica em relação ao comprimento de onda emitido. As misturas leves de hidrocarbonetos, como a querosene ou o diesel tem maior reflectância quando excitados com baixos comprimentos de onda, sendo, portanto, recomendado o uso de OIP-UV. Os hidrocarbonetos mais pesados, como o alcatrão ou o creosoto possuem padrões de resposta

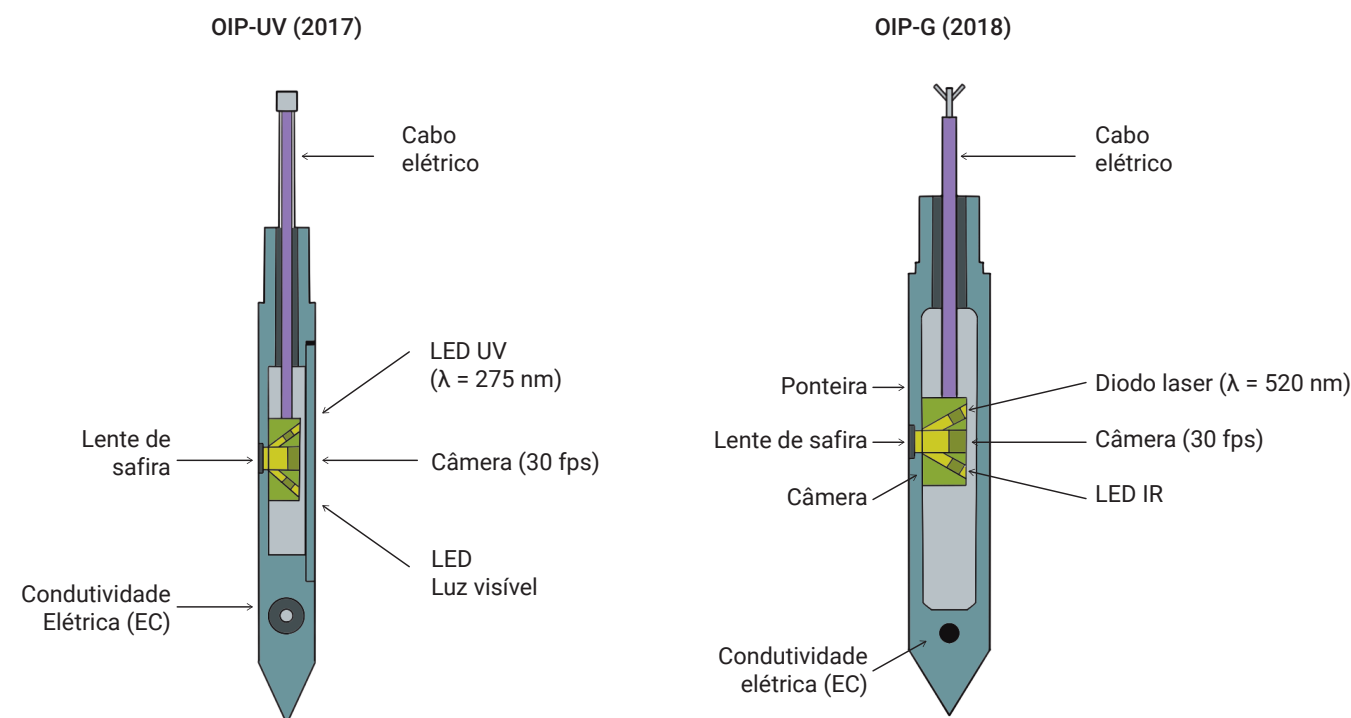
associados a comprimentos de ondas mais altos, sendo recomendado o uso do OIP-G (figura 4.15).

Conforme a figura 4.16, as imagens são geradas automaticamente a cada 1,5 cm de profundidade (66 imagens por metro) sendo filtradas e interpretadas pelo sistema de aquisição de dados que produz em tempo real um gráfico com o perfil vertical de fluorescência com suas imagens para interpretação técnica. O sistema permite também que imagens fotográficas com luz visível também sejam obtidas, possibilitando uma perfilagem do solo com visualização e detalhamento a nível granular e em cores, registrando a litologia também em alta definição.

Esta metodologia permite um detalhamento simultâneo das condições geotécnicas, geológicas, hidrogeológicas e químicas do subsolo em cada sondagem ao longo da profundidade estudada, quando utilizada em conjunto com os sensores HPT (Hydraulic Profiling Tool) e EC.

As boas práticas para a condução das tecnologias OIP encontram-se atualmente (2020) em discussão de normatização pela ASTM WK66935: *New Practice for Use of the Optical Image Profiler (OIP) to Delineate the Presence of LNAPLs in Unconsolidated Formations*.

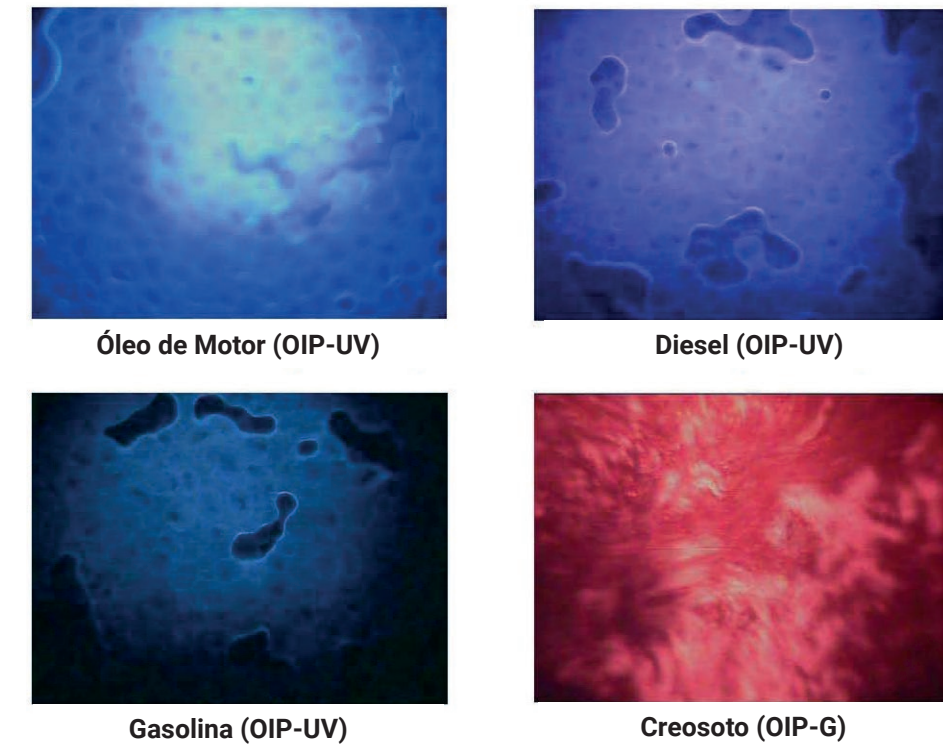
Figura 4.14. Arranjo das ponteiras OIP-UV e OIP-G



Fonte: adaptado de Malta-Oliveira (2019).

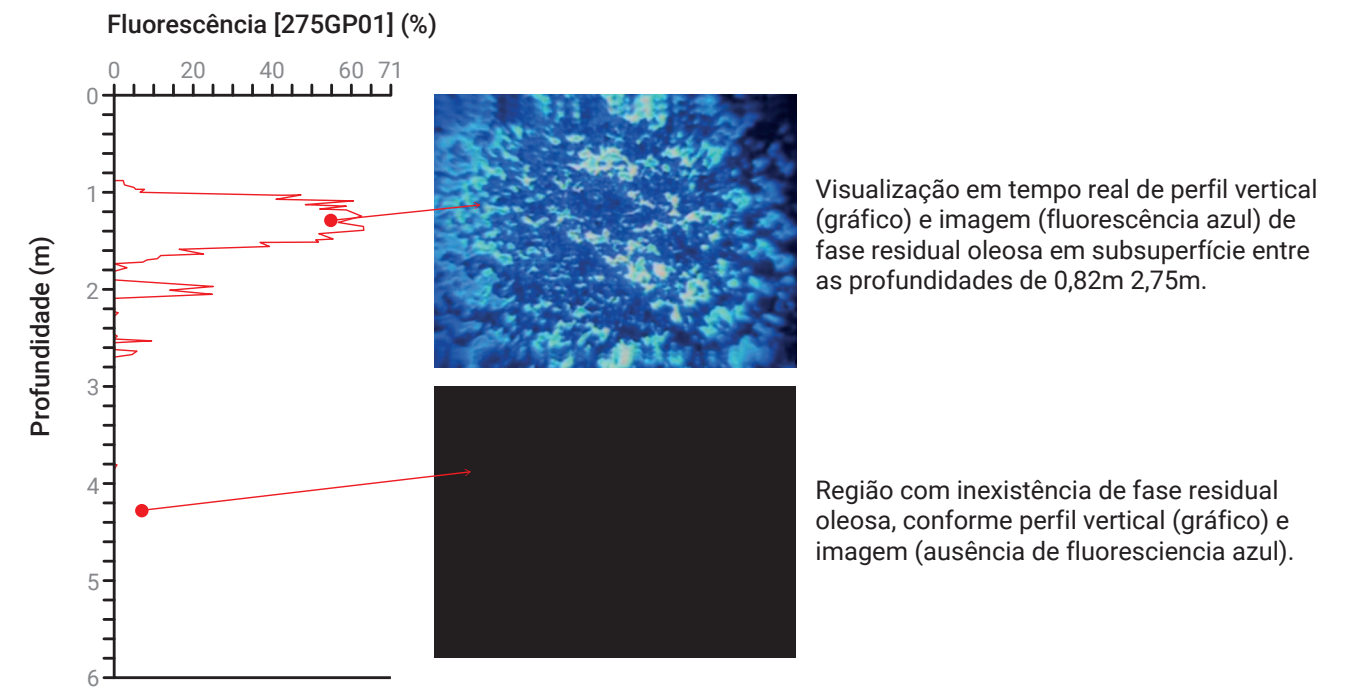
Figura 4.15. Exemplos de diversas colorações de fluorescências em função da contaminação detectada pelas tecnologias OIP-UV e OIP-G

Variações de Coloração de Fluorescência (OIP-UV e OIP-G)



Fonte: adaptado de Geoprobe (<https://geoprobe.com/oip-optical-image-profiler>).

Figura 4.16. Resultados de perfilagem com OIP-UV.



Fonte: adaptado de Malta-Oliveira (2019).

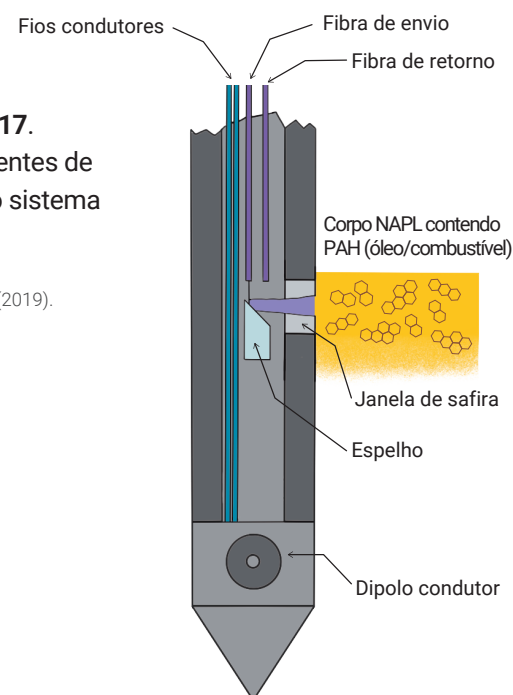
Ultra Violet Optical Screening Tool (UVOST)

O método UVOST é baseado no uso de um sensor de detecção, que é formado por uma luz de laser monocromática, composta de uma mistura complexa de gases (cloreto de hidrogênio, xenônio e hélio). A troca/recarga do cilindro com esta mistura específica é de difícil obtenção e de custo elevado. O feixe de laser é conduzido por um cabo de fibra ótica ao longo de todo o cabeamento através de hastes prolongadoras e chega ao subsolo/água subterrânea através de uma janela de safira, elemento circular acoplado a um SUB (haste oca especial, cilíndrica, com aproximadamente 60 cm de comprimento, janela de safira e ponteira iônica são acoplados). É por meio dele que o feixe de laser fará a varredura em subsuperfície. Os elementos componentes desta tecnologia são apresentados na **figura 4.17**.

Este método usa o comprimento de onda de 308 nm e uma frequência de 50 Hz. Em presença de hidrocarbonetos ocorre a fluorescência, que é captada pela mesma janela e o sinal é transmitido para a superfície. O sensor receptor então capta intervalos de comprimentos de onda específicos que são característicos dos compostos: 350 ± 20 nm para querosene de aviação e gasolina; 400 ± 20 nm para diesel; 450 ± 20 nm para creosoto; e 500 ± 20 nm para hidrocarbonetos não especificados. Isto significa que, considerando todo o comprimento de onda, tem-se um canal ou uma janela espectral com certa intensidade de fluorescência e uma característica de forma da onda, denominada de *wave form*.

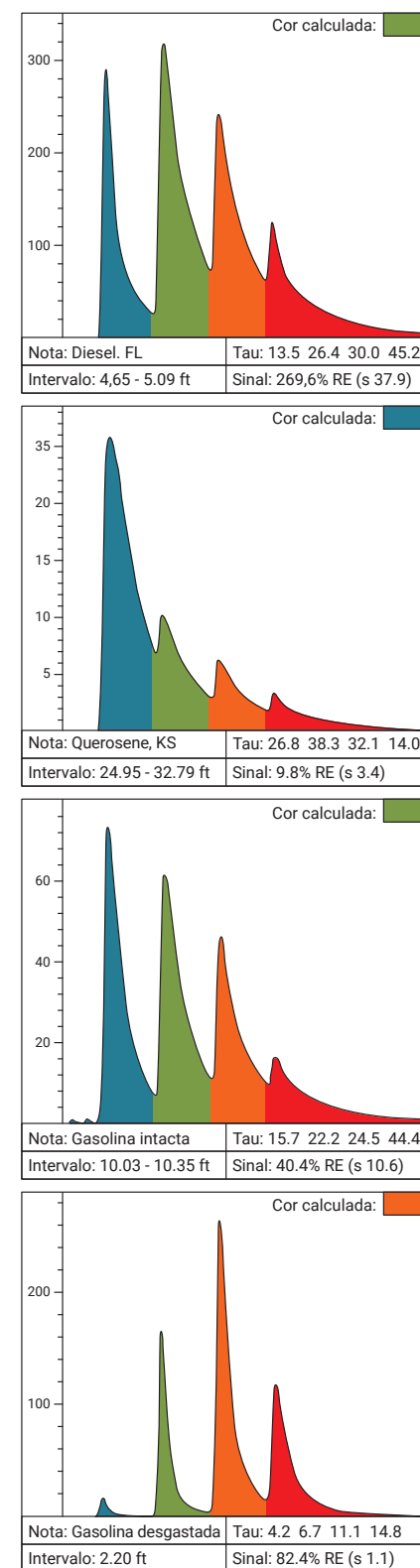
Figura 4.17. Componentes de leitura do sistema do LIF

Fonte: ITRC (2019).



Assim, dependendo do hidrocarboneto que estiver sendo excitado, para cada sinal de fluorescência observa-se uma forma de resposta dentro de um espectro de quatro diferentes comprimentos de onda emitidos. Com base nessas propriedades, também é possível identificar diferentes tipos de contaminantes (**figura 4.18**).

Figura 4.18. Wave forms de contaminantes detectados no UVOST

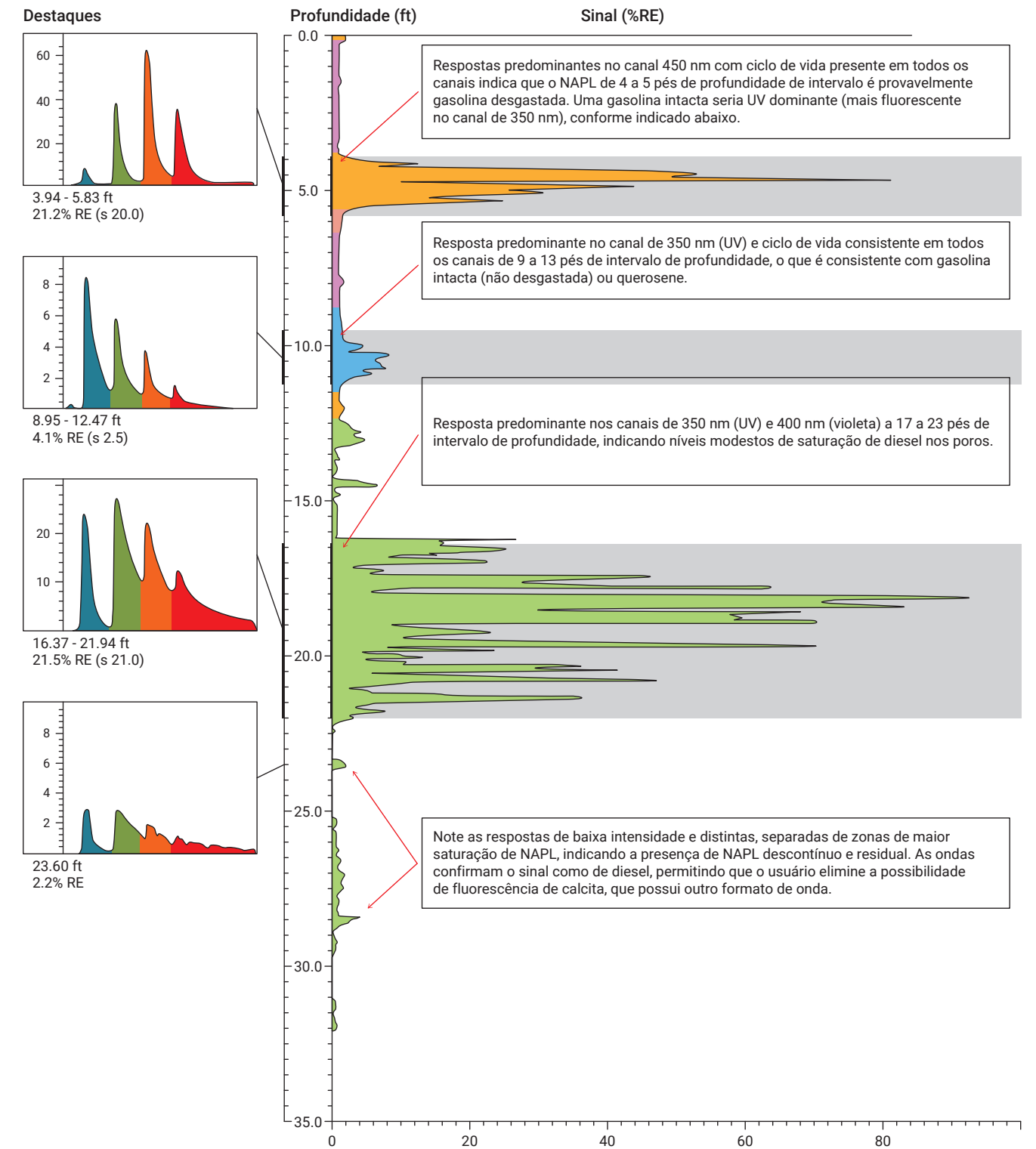


Fonte: ITRC (2019).

Os resultados são apresentados na forma de gráficos (logs), sendo definidas cores para os diferentes tipos de comprimento de ondas obtidos.

A **figura 4.19** apresenta um exemplo da representação gráfica obtida em uma perfilagem com a tecnologia UVOST.

Figura 4.19. Perfilagem com UVOST



Fonte: ITRC (2019).

4.3 Caracterização por meio de amostradores passivos

Introdução

A seguir é apresentada uma metodologia de investigação que proporciona a aquisição de dados com boa densidade. Contudo, a tomada de decisão quanto aos resultados não é feita em campo por depender de subsequentes resultados analíticos laboratoriais, não sendo, portanto, consideradas como técnicas investigativas em tempo real.

Entretanto, apesar do dado não ser interpretado em tempo real, os resultados obtidos podem reduzir as incertezas relativas à localização de centros de massa e nortear as tomadas de decisões em relação ao uso das demais técnicas apresentadas nesse capítulo.

Amostragem Passiva de Vapores Superficiais do Solo

A amostragem passiva de vapores do solo é uma técnica voltada para identificar compostos orgânicos voláteis (VOCs) e compostos orgânicos semi-voláteis (SVOCs) em zona vadosa.

A aplicação do método e as boas práticas para sua execução são apresentadas pela norma ASTM D7758-17: *Standard Practice for Passive Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Source Identification, Spatial Variability Assessment, Monitoring, and Vapor Intrusion Evaluations*.

Esse método de amostragem pode ser indicado para identificar regiões com fontes de contaminação por contaminantes voláteis e semi-voláteis presentes em zona vadosa. Se as amostras forem coletadas em malhas de menor espaçamento, os resultados podem fornecer uma representação gráfica com razoável densidade de informações. Ao comparar as concentrações, a variabilidade espacial dos dados e os detalhes granulométricos locais, a distribuição dos contaminantes em subsuperfície podem ser estimadas, melhorando assim a alimentação do modelo conceitual da área.

O plano amostral para a aplicação da tecnologia de forma adequada, deve levar em consideração a distribuição espacial dos amostradores. Visto que não existe espaçamento padrão para a sua utilização, se observa que o aumento da densidade amostral aumenta a densidade investigativa. Por outro lado,

uma malha com distanciamento amplo entre os amostradores pode gerar grandes incertezas, ocasionando um grande erro durante o tratamento dos dados e espacialização das distribuições das concentrações dos contaminantes alvos.

Outro ponto a ser considerado é a profundidade de instalação. Para uma interpretação adequada dos dados, os amostradores devem ser posicionados em uma profundidade padrão (podendo variar entre 0,15 m a 1 m). O tempo de permanência dos amostradores na área muitas vezes já apresenta uma indicação do fabricante, sendo normalmente utilizado um período de duas semanas de amostragem.

Em geral, quando as substâncias químicas de interesse apresentam maior peso molecular, menor é a pressão de vapor, como consequência, as concentrações de vapor no solo serão baixas. Logo, será necessário maior tempo de amostragem na zona vadosa.

Vale ressaltar, que a composição textural do solo pode influenciar diretamente nas permeabilidades relativas e, conseqüentemente, nas trocas gasosas existentes entre os compostos e o meio. Dessa maneira, solos mais argilosos tendem a ser mais porosos e ter uma baixa permeabilidade, exigindo maior tempo de permanência dos amostradores. Em contraponto, solos mais arenosos, possuem um menor tempo de permanência para estabelecimento do equilíbrio químico. Sendo assim, não é incomum que os *hot spots* das plumas apresentadas não estejam exatamente próximos das fontes geradoras de contaminação em fase vapor.

Outro fator importante é o teor de umidade do solo, já que a difusão de vapores de fontes subterrâneas para os amostradores passivos depende da presença de poros interconectados e cheios de ar dentro da coluna do solo. Assim, a umidade do solo pode ter um efeito significativo no fluxo de contaminantes e na massa do contaminante disponível para adsorção pelo dispositivo de amostragem. Como efeito, áreas de alta umidade do solo podem ter resultados de vapores do solo significativamente menores do que as áreas de baixa umidade do solo, mesmo que as concentrações subterrâneas sejam semelhantes.

O controle de qualidade de processo de amostragem também deve ser considerado dentro do plano amostral, levando em consideração a realização de amostras em duplicata, permitindo assim a avaliação do processo e a verificação se houve algum tipo de

erro ao longo do trabalho. Adicionalmente, amostras de brancos de campo são também recomendadas, permitindo a confrontação das informações da área e a verificação de possível influência externa durante o processo de amostragem (contaminação cruzada). A realização de branco de transporte é também recomendada, permitindo a verificação da ocorrência de contaminações durante o armazenamento e transporte das amostras.

O procedimento de amostragem é iniciado com um furo com diâmetro suficiente para a inserção do amostrador (aproximadamente 2,5 cm), com profundidade de acordo com as necessidades do projeto. As informações de campo são registradas durante a instalação e recuperação dos amostradores. No mínimo, devem ser registrados a identificação da amostra, data de implantação, data de recuperação e o registro das coordenadas com o auxílio de um GPS. A **figura 4.20** apresenta um modelo de instalação dos amostradores.

Após o período de permanência dos amostradores, estes devem ser coletados, etiquetados e embalados

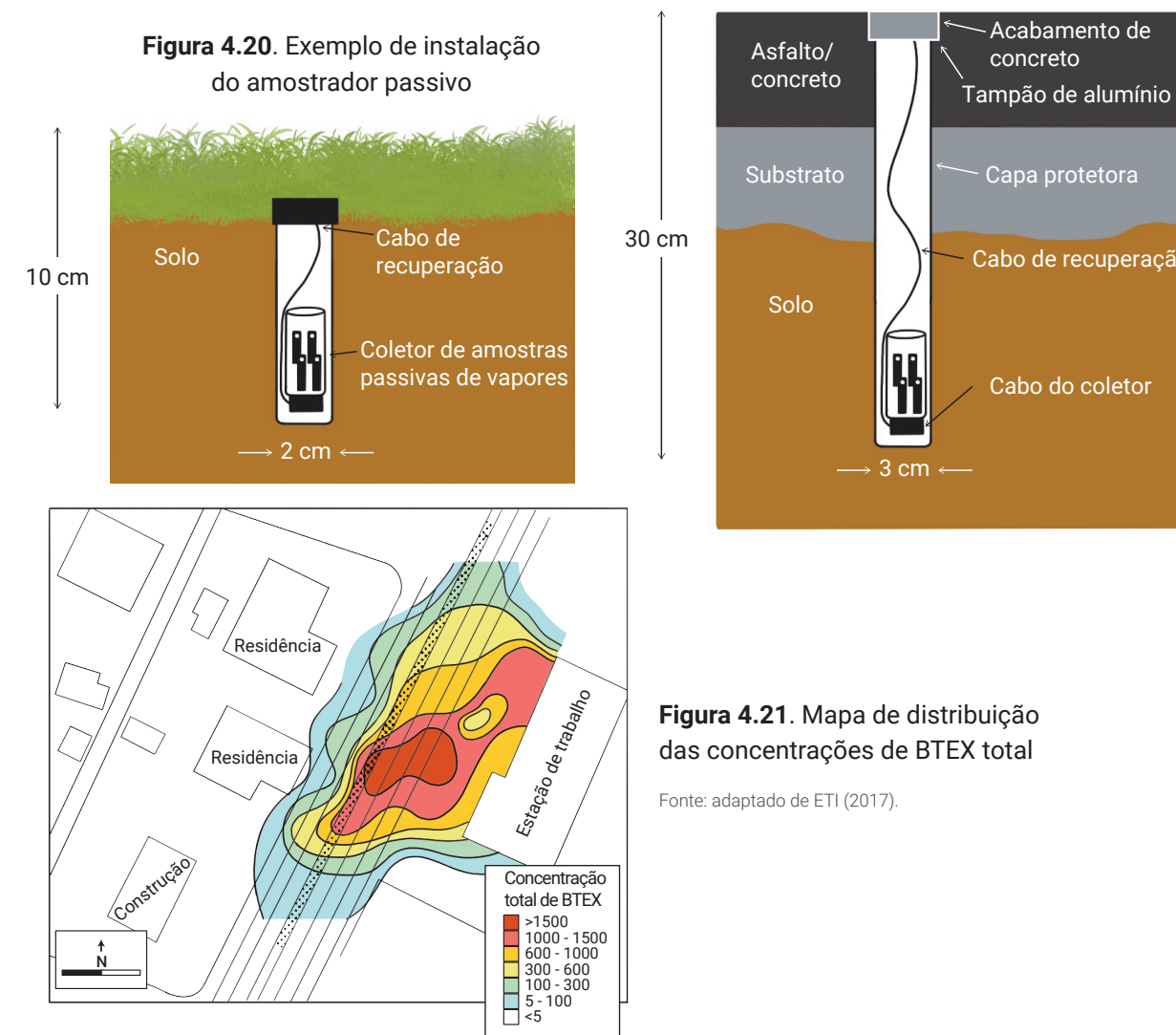


Figura 4.21. Mapa de distribuição das concentrações de BTEX total

Fonte: adaptado de ETI (2017).

4.4 Sondagens geoambientais e coleta de amostras de solo e água subterrânea representativas da área

Sondagens são muito executadas durante as etapas de caracterização e investigação de uma área contaminada. As sondagens são empregadas principalmente para aquisição de dados de uma área de interesse através da recuperação de testemunhos, coletas de amostras de solo e de água subterrânea, bem como de instalação de poços de monitoramento.

O método de perfuração e amostragem a ser adotado em um projeto depende das condições específicas de cada área de interesse, levando-se em consideração os aspectos geológicos e hidrogeológicos do local, o tipo de contaminante e principalmente o objetivo a ser atendido (informações que devem constar no modelo conceitual).

Recuperação de amostras de solo com técnica *Direct Push*

O método de amostragem de solo por cravação contínua, mais conhecido como *Direct Push* (DP) é a técnica de investigação geoambiental mais indicada para a coleta de amostras de solo e para caracterização das unidades hidroestratigráficas de uma área contaminada em meio poroso. Essa técnica consiste no avanço de um conjunto de ferramentas (amostrador e hastes prolongadoras) de pequeno diâmetro (no máximo 4") no solo por cravação, usando uma combinação entre peso estático do equipamento, pressão hidráulica e um martelamento hidráulico rápido (Poole et al., 2005).

Comumente, o equipamento é montado em uma sonda sob esteira ou um veículo ATV (*All-Terrain Vehicle*), o que facilita o deslocamento e o acesso em áreas pequenas e/ou de baixo pé direito. No entanto também pode ser encontrado acoplado à traseira de caminhões, caminhonetes, tratores ou vans.

Quando o amostrador (comprimento de 1,2 m a 1,5 m) é penetrado em subsuperfície, a amostra de solo é recuperada dentro de um *liner* descartável de material plástico (PEAD ou PVC) com diâmetro de 52 mm. Esse *liner* é fechado nas extremidades com tampas de PEAD, comumente uma vermelha na ponta inferior e uma preta na ponta superior.

Além de ser usada para coleta de amostras de solo, o *Direct Push* também pode ser utilizado para coleta

de amostras discretas de água subterrânea, coleta de amostras de gás, avanço de sensores de alta resolução como o MIP, HPT, OIP etc. Outros usos ainda incluem a coleta de amostras geotécnicas, instalação de poços pré-montados e ações de remediação utilizando, por exemplo, a injeção de produtos remediadores.

Comparada com os outros métodos convencionais de investigação direta (ex: trado manual, trado motorizado ou sondagem utilizando amostrador bipartido), os quais raramente fornecem os detalhes necessários para entender as heterogeneidades do subsolo, a técnica *Direct Push* apresenta uma melhor precisão, rapidez na coleta de dados e nível detalhe, apresentando o melhor custo benefício para os serviços de campo ao longo do gerenciamento da áreas contaminadas (Nielsen, 2005).

O amostrador *single tube* pode ser utilizado apenas quando há a necessidade de coleta de amostra em profundidades rasas (máximo de 4 m), desde que em solo mais consolidados, que não colapsam. A partir de maiores profundidades, principalmente abaixo do nível d'água (zona saturada), começa a aparecer a principal limitação dessa modalidade, que é a coleta de amostras de solo não representativas devido justamente ao colapsamento da parede do furo, principalmente em materiais mais inconsolidados, o que gera uma mistura de material na próxima amostra a ser coletada e conseqüentemente uma contaminação cruzada, ainda mais se existir a ocorrência de NAPL.

Para aumentar a profundidade de coleta pode ser utilizado o *Hollow Stem Auger* para revestir o furo, enquanto se faz a cravação com o *single tube* por dentro dos trados. Uma relevante limitação dessa modalidade é que em zonas saturadas ocorrem coletas de amostras de solo não representativas devido a penetração de solos mais inconsolidados para dentro do trado oco, inviabilizando a representatividade da coleta. Outros problemas dessa modalidade: há uma grande geração de resíduos de solos contaminados e a sondagem se torna mais demorada, o que aumenta o custo do projeto.

Uma técnica de coleta que elimina os problemas de manter o furo de sondagem aberto é realizar o *Direct Push* com o amostrador *dual tube*. Assim, a amostra é continuamente coletada em *liner* interno enquanto sucessivos avanços de um tubo externo revestem o furo de sondagem. Essa é a técnica de coleta de amostras indicada para manter a repre-

sentatividade das alíquotas definidas pelas técnicas de alta resolução destinadas a análises laboratoriais. Com esse amostrador é possível coletar amostras representativas mesmo abaixo do nível d'água, sendo necessário quase sempre o uso de *core catchers* ("aranhas") acoplados nos *liners* para reduzir a perda de amostras mais inconsolidadas quando as alíquotas forem sendo recuperadas. Além disso é a mais rápida modalidade para se realizar uma amostragem contínua, especialmente quando existe a presença de NAPL (Poole et al., 2005).

A técnica *piston sampler* pode ser utilizada em casos em que se pretende coletar uma única amostra representativa mesmo abaixo do nível d'água, pois o amostrador desce com sua ponteira fechada e somente é aberto no intervalo em que se pretende amostrar. Semelhante ao *dual tube*, é aconselhável o uso de *core catchers* acoplados aos *liners*. Duas desvantagens dessa modalidade são o tempo que cada sondagem demora para ser realizada e o fato de que a retirada do amostrador pode colapsar o furo de sondagem devido a ausência de revestimento externo.

Em geral, existem inúmeros benefícios em realizar uma investigação do solo utilizando *Direct Push*, o que faz essa abordagem ser aceita pelos órgãos ambientais, como ocorre na CETESB/SP. Abaixo seguem as vantagens e limitações do *Direct Push*:

- Mínimo solo gerado como resíduo, pois não há uso de sondagem rotativa, exceto quando se usa como revestimento do furo de sondagem a técnica *Hollow Stem Auger*.
- Rápida cravação (em certos solos), podendo atingir uma produção de até 20 a 30 m por dia (no mesmo furo de sondagem).
- Acarreta mínima perturbação nos aquíferos devido ao diâmetro pequeno do amostrador.
- As amostras são recuperadas relativamente íntegras, principalmente usando o amostrador *dual tube* ou *piston sampler* com o recurso de *liner* acoplado a *core catcher*, o que permite uma precisa descrição do solo devido à redução de perda de amostras.
- O uso de *liner* reduz as perdas (volatilizações) de compostos orgânicos voláteis.
- Ideal para acessar espaços limitados e restritos como aqueles que ocorrem dentro de áreas urbanas e indústrias.

• Não é necessário o uso de água ou lama de perfuração durante a sondagem, possibilitando a coleta de amostras mais limpas.

• As limitações incluem: a dificuldade de perfurar camadas extremamente compactas como alguns solos argilosos, alguns solos de alteração de rocha ou com presença de cascalho. Dependendo da potência da sonda, profundidades maiores do que 30 m costumam ser de difícil e trabalhoso alcance.

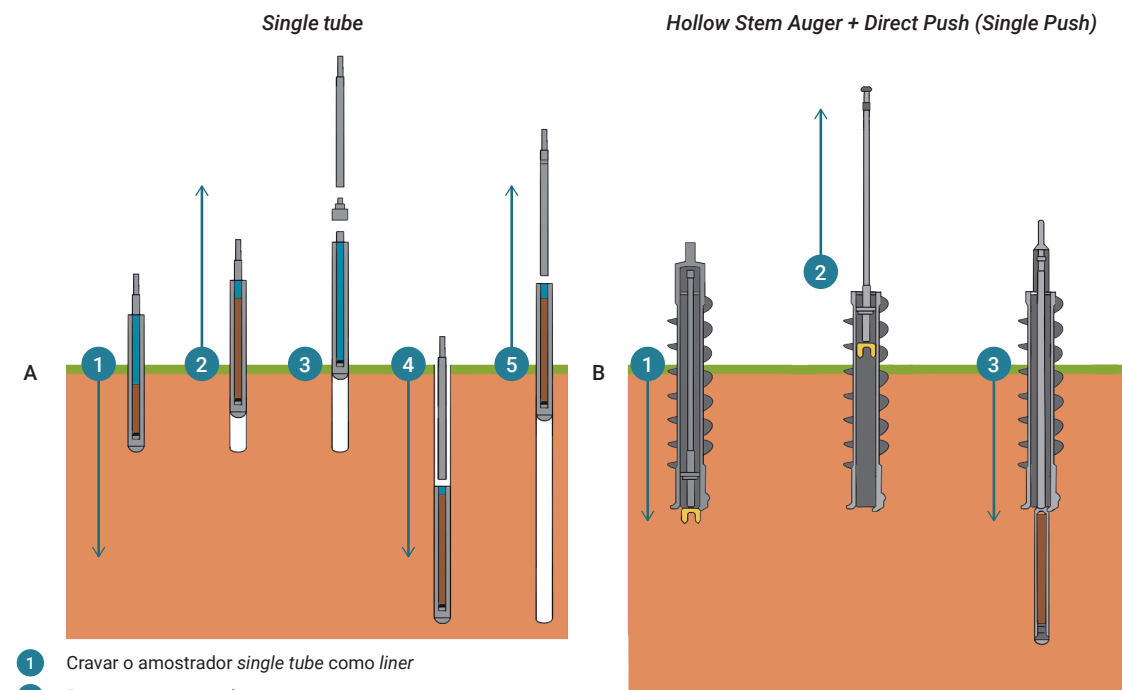
Amostragem de Solo de Perfil Completo (ASPC)

Também conhecida como *Whole Core Soil Sampling* (WCSS), esta metodologia consiste na coleta de um grande número de amostras de solo em intervalos regulares ao longo de uma mesma sondagem. Essas amostras são normalmente analisadas com medidores portáteis de gases (PID) para a verificação da presença de compostos orgânicos voláteis. A amostragem é conduzida em áreas fonte, preferencialmente, ao longo de todo perfil sondado, tanto em zona vadosa como em zona saturada, principalmente em faixas de contraste litológico, no contato entre zonas de baixa permeabilidade (zonas de armazenamento) e zonas de alta permeabilidade (zonas de fluxo) com espaçamentos verticais que não ultrapassem 30 cm, independentemente de leituras feitas com medidores portáteis de gases.

A metodologia de extração e manipulação de amostras de solo diretamente dos *liners* coletados é apresentada em detalhes pela ABNT NBR 16.434, como mostrado na **figura 4.24**

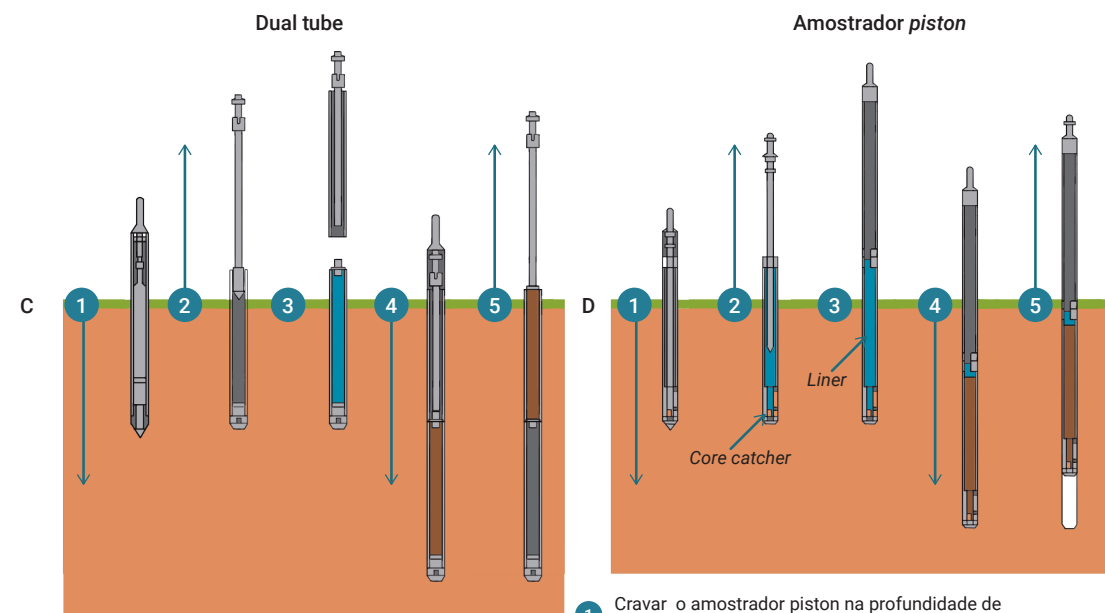
Por meio da coleta de amostras de solo, a massa total de uma determinada substância química em subsuperfície pode ser quantificada. Nessa massa total podem estar presentes a massa sorvida na matriz sólida do mineral e matéria orgânica, a massa de produto imiscível (NAPL) em fase retida e/ou livre, a fase dissolvida na água subterrânea além da massa aprisionada no meio poroso de materiais finos por difusão na matriz.

Figura 4.22 Diferentes modalidades dos amostradores *Direct Push*



- Cravar o amostrador *single tube* como *liner*
- Remover o amostrador e recuperar a amostra
- Encaixar um novo *liner* no amostrador
- Adicionar hastes e cravar o amostrador no intervalo seguinte
- Remover o amostrador e recuperar a amostra

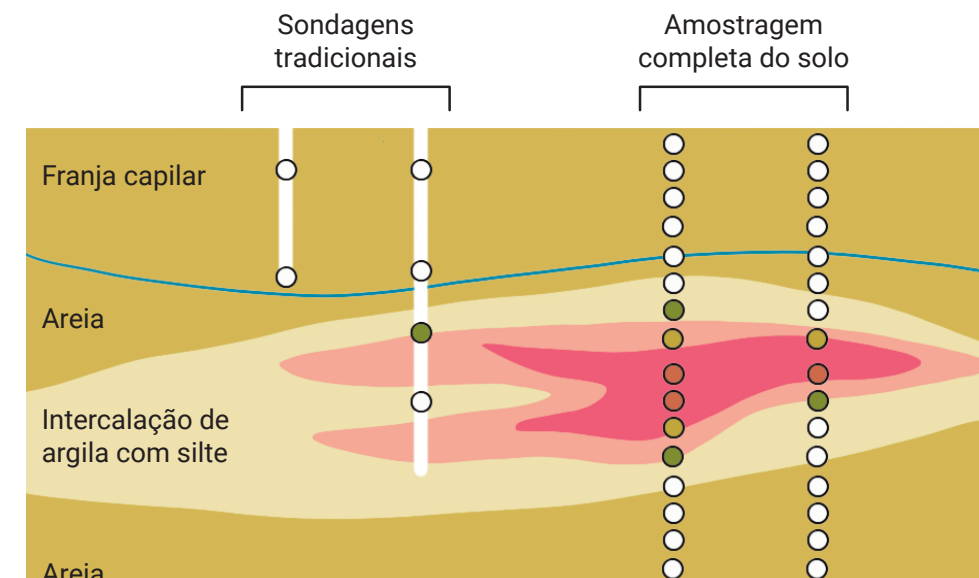
- Terminar a sondagem com a *Hollow Stem Auger* na profundidade desejada
- Remover os componentes internos, incluindo haste interior, a cabeça guia e a boca interna
- Cravar amostrador *single tube*, usando a técnica de sondagem telescópica



- Cravar o amostrador *dual tube* na profundidade de amostragem desejada
- Remover as hastes internas anexadas a ponteira guia
- Adicionar o *liner* e seus componentes, hastes internas e externas e a cabeça guia
- Cravar o amostrador *dual tube* para coletar a amostra de solo discreta
- Remover as hastes internas com o *liner* e recuperar a amostra. As hastes externas continuam cravadas a fim de proteger as paredes da sondagem e evitar a contaminação cruzada

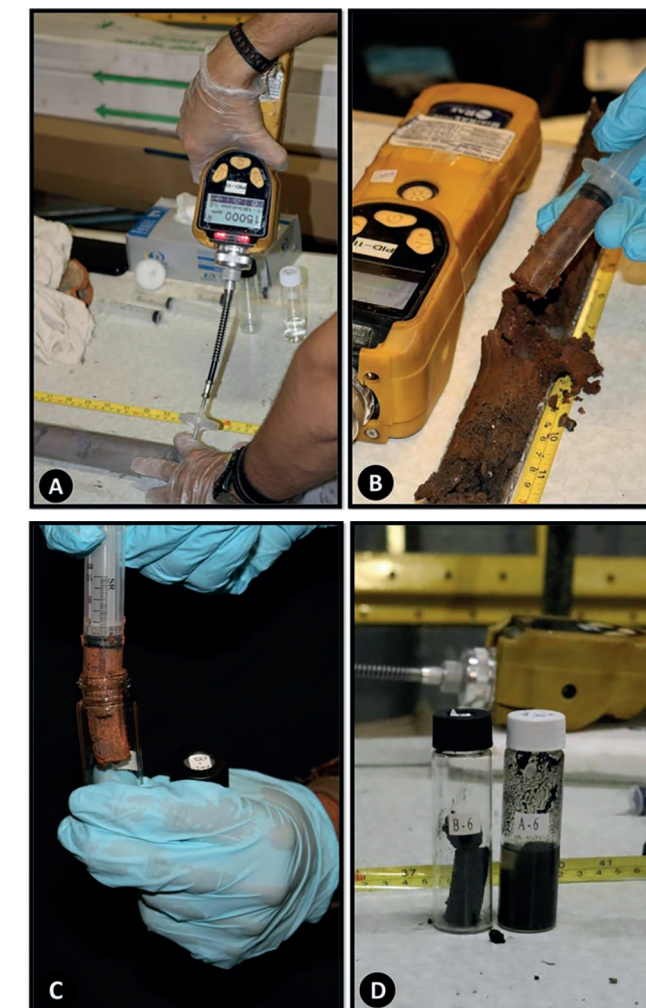
- Cravar o amostrador piston na profundidade de amostragem desejada
- Remover as hastes internas anexadas a ponteira guia, deixando o *liner* e o *core catcher* dentro
- Adicionar uma haste externa do mesmo piston sampler
- Cravar o amostrador piston e coletar a amostra discreta de solo
- Remover amostrador da sondagem e recuperar amostra

Figura 4.23. Comparação entre coletas de solo tradicionais e o WCSS



Fonte: adaptado de Vilar et al. (2018).

Figura 4.24. Subsequente amostragem de solo com preservação em metanol



Fonte: adaptado de Vilar et al. (2018).

Coleta de amostras indeformadas

Amostras de solo em estado indeformado também são de grande importância no processo de caracterização de uma área contaminada. Estas amostras são coletadas visando preservar o máximo possível a estrutura original da camada de interesse, para obtenção de parâmetros que representam e/ou se aproximam ao máximo das condições naturais do solo. O amostrador tipo *Shelby* é o mais indicado para obtenção de amostras em maiores profundidades e em zonas saturadas, o qual é também cravado com uma sonda do *Direct Push*. Amostras indeformadas apresentam informações importantes para caracterização física e reconhecimento da heterogeneidade do meio (porosidade total e efetiva, condutividade hidráulica vertical, retenção específica e massa específica do solo), assim como para caracterização de mecanismos de partição do contaminante no meio (quantificação de massa, particionamento de massa, avaliação de saturação de NAPLs etc.).

Instalação de poços com a técnica *Hollow Stem Auger*

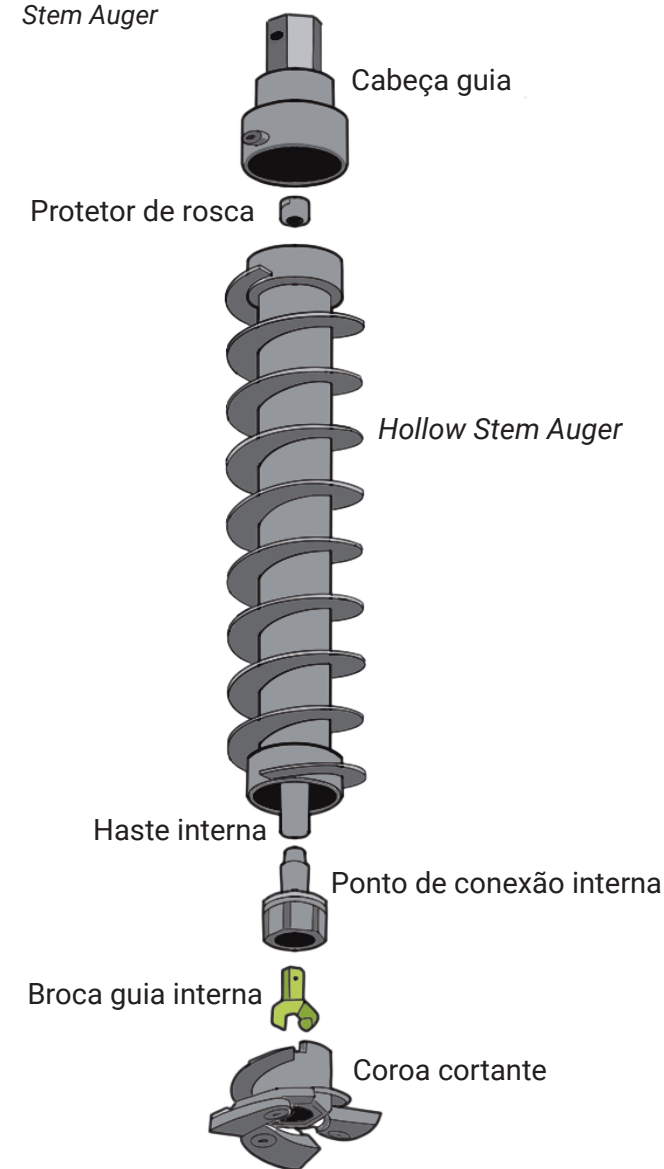
Os trados helicoidais são metodologias de perfuração amplamente utilizadas no mercado de geotecnia e construção civil. Existem basicamente quatro tipos no mercado: *bucket auger*, *digger auger*, *soild-stem continuous flight auger* e *Hollow Stem Auger*. Os três primeiros citados são basicamente trados sólidos que se diferenciam pelo comprimento dos helicoides, coroas de cravação, comprimento e diâmetro dos trados, os quais são raramente utilizados em sondagens ambientais. O mecanismo de funcionamento dos trados helicoidais se baseia na perfuração rotativa, que geralmente é realizada sem uso de fluídos de perfuração e na qual os helicoides (espirais) propiciam a saída do solo desagregado para a superfície durante o avanço da perfuração.

O método de perfuração utilizando o *Hollow Stem Auger* – HSA (trado oco helicoidal) é amplamente difundido no mercado ambiental mundial, sendo de alta aplicabilidade para instalação de poços de monitoramento e/ou de remediação em solos de aluviões e coluviões por apresentar bom desempenho em materiais não consolidados. Este método possibilita o revestimento da sondagem no decorrer da perfuração, evitando desmoronamento de materiais da parede do furo durante o avanço. As sondas do tipo *Hollow Stem Auger* são geralmente disponí-

veis com os trados de diâmetro interno que variam entre 2,25” e 12,25”, os quais podem apresentar algumas variações conforme os fabricantes das sondas.

Conforme **figura 4.28**, o ferramental básico consiste no trado oco com uma coroa cortante na ponta, que possui hastes internas com protetores em rosca fixas sobre uma broca guia interna que fica encaixada dentro da coroa cortante evitando a entrada de solo nos trados. O trado oco é encaixado na ponta sobre uma coroa cortante e fixa-se acima em um cabeçote guia realizando o encaixe do mesmo com o veículo-sonda.

Figura 4.25. Componentes da perfuração da *Hollow Stem Auger*



Fonte: adaptado de www.ams-samplers.com

Os trados mais utilizados para aplicação de estudos ambientais são os de diâmetro interno de 4,25”, usados para instalação de poços de monitoramento

de 2” de diâmetro. Já o trado de 6,25” é utilizado tanto para instalação de poços de 2” como de 4” de diâmetro. Maiores diâmetros internos, tais como de 8,25” e 10,25” são geralmente aplicados em instalação de poços de captação e bombeamento que necessitam de maiores diâmetros internos para rendimento hidráulico. Trados com maiores diâmetros também são usados para o revestimento permanente da parede da sondagem (*double casing drilling*), quando é necessário isolar horizontes hidroestratigráficos de interesse durante a perfuração, a fim de evitar a migração de contaminantes por arraste no decorrer da sondagem.

Para a correta instalação de poços de monitoramento é importante garantir que a seção filtrante do poço (filtro e pré-filtro) esteja exposta na camada de interesse. Assim, é fundamental reconhecer o perfil litológico (EC, HPT, RCPTu etc.) antes da instalação.

Alguns cuidados são destacados para a instalação de um poço de monitoramento de forma adequada:

- O intervalo da camada alvo deve ser identificado para determinação dos limites da seção filtrante do poço.
- A instalação do poço deve ser realizada com cautela na medida que o revestimento (trados) é retirado da sondagem, sendo que o pré-filtro e o selo devem ser aplicados concomitantemente à retirada dos trados;
- Os procedimentos de instalação e desenvolvimento devem seguir as recomendações da ABNTs NBR 15.495-1 e NBR 15.495-2.

Deve-se destacar que o poço de monitoramento é uma ferramenta para preferencialmente monitorar a qualidade da água subterrânea, portanto deve ser

instalado visando acompanhar e quantificar a massa de contaminante que realmente se move no aquífero. Conforme Suthersan et al. (2015), a caracterização de uma área não deve ser realizada exclusivamente com dados de amostras de água subterrânea provenientes de poços de monitoramento. Ferramentas de aquisição de dados de alta resolução e em tempo real (ex. MIP, HPT, OIP e RCPTu) auxiliam na atualização do modelo conceitual para que as tomadas de decisões sejam mais eficazes e econômicas.

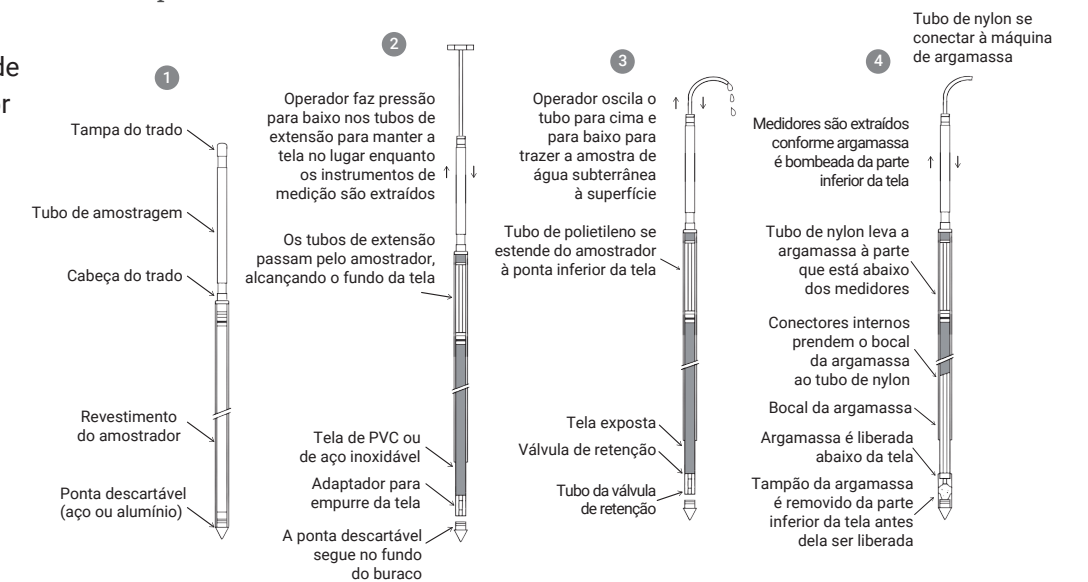
Coletas discretas de água subterrânea com a técnica *Screen Point*

As tecnologias apresentadas anteriormente permitem o detalhamento hidroestratigráfico do aquífero e a análise qualitativa ou semi-quantitativa da presença de contaminação. Dependendo dos objetivos do projeto, pontos para monitoramento em curto ou longo prazo de água subterrânea devem ser incluídos em profundidades específicas, em função da análise de dados derivados da alta resolução.

Na técnica *Screen Point* (SP), amostras de água subterrânea podem ser coletadas em pontos específicos da área para calibração ou complementação de informações levantadas por outras ferramentas de investigação em tempo real. O procedimento (**figura 4.26**) consiste na cravação via sistema *Direct Push* de um amostrador específico e fechado. Ao chegar na profundidade desejada, a ponteira é liberada por um sistema de conexões interna à haste, expondo a seção filtrante em aço inox de acordo com a espessura desejada. Uma vez exposta, a amostra de água subterrânea pode ser coletada por diferentes métodos (válvula de pé, bomba peristáltica etc.).

Figura 4.26. Sistema de coleta de amostras por *Screen Point*

Fonte: Geoprobe (2017b).



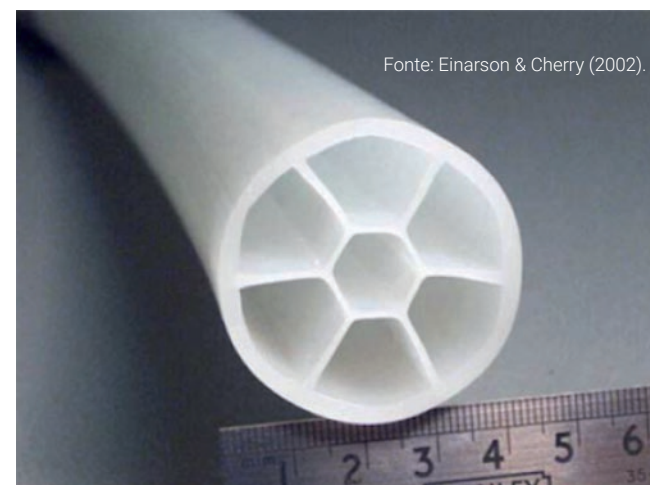
Coletas de água subterrânea em poços montados no sistema continuous multichannel tubing (CMT)

O sistema do tipo CMT (*Continuous Multichannel Tubing*), é um poço multinível contínuo (Einarson & Cherry, 2002) com um sistema interno de partições em formato de “favo de mel”, onde as partições **figura 4.27** isolam por completo as câmaras ao longo de toda a extensão do poço. Desta maneira, um mesmo tubo apresenta a possibilidade de criação de três ou sete pontos de amostragem de água subterrânea em diferentes profundidades. Por se tratar de um único tubo, esse sistema elimina a necessidade de conexões intermediárias e proporciona uma maior facilidade do isolamento adequado durante a instalação de selos entre as zonas de monitoramento.

Antes da instalação, o sistema é montado em campo. Como se trata de um conjunto contínuo, ele é todo previamente preparado. Os cortes são realizados e as portas instaladas de acordo com a profundidade de interesse. As profundidades de instalação das portas devem ser definidas previamente, de acordo com o modelo conceitual da área para atingir os pontos alvos da amostragem de água subterrânea. Por isso uma boa caracterização hidrogeológica é imprescindível para uma maior precisão durante a instalação do CMT.

As portas são criadas através de um simples furo (1 cm) na partição e cobertas com uma malha fina de aço inoxidável para evitar que a areia entre por meio delas. A fixação das malhas à tubulação é realizada usando grampos de aço inoxidável, sendo o tamanho das aberturas de malha selecionado com base na distribuição do tamanho do grão da zona que será monitorada.

Figura 4.27. Seção CMT com sete compartimentos



Fonte: Einarson & Cherry (2002).

Os dados obtidos através do sistema CMT permitem a criação de seções com representação das concentrações distribuídas horizontalmente e verticalmente, permitindo a obtenção de dados para os cálculos dos fluxos de massa dos contaminantes da área. É um sistema adequado para a criação de um modelo conceitual robusto e que reflete o comportamento da distribuição das contaminações na área de interesse.

A instalação do poço CMT pode ser realizada através de sistema *Direct Push*, mantendo-se o furo revestido e a instalação sendo realizada internamente ao revestimento. Isso garante que o furo não se feche durante a instalação em locais com maiores teores de areia e/ou solos mais colapsáveis. Desse modo, é feita uma melhor montagem da arquitetura do poço, evitando que os materiais da parede do furo se depositem sobre as portas de amostragem. Em locais de formações mais argilosas e/ou mais estáveis, pode-se optar cautelosamente pela instalação sem o revestimento. A inserção do pré-filtro e bentonita para selar as camadas é realizada como em um sistema convencional, atentando-se às profundidades de instalação das portas de amostragem, sendo necessária a realização de um isolamento adequado para evitar que ocorra fluxo externo vertical entre os diferentes pontos de coleta (**figura 4.28**).

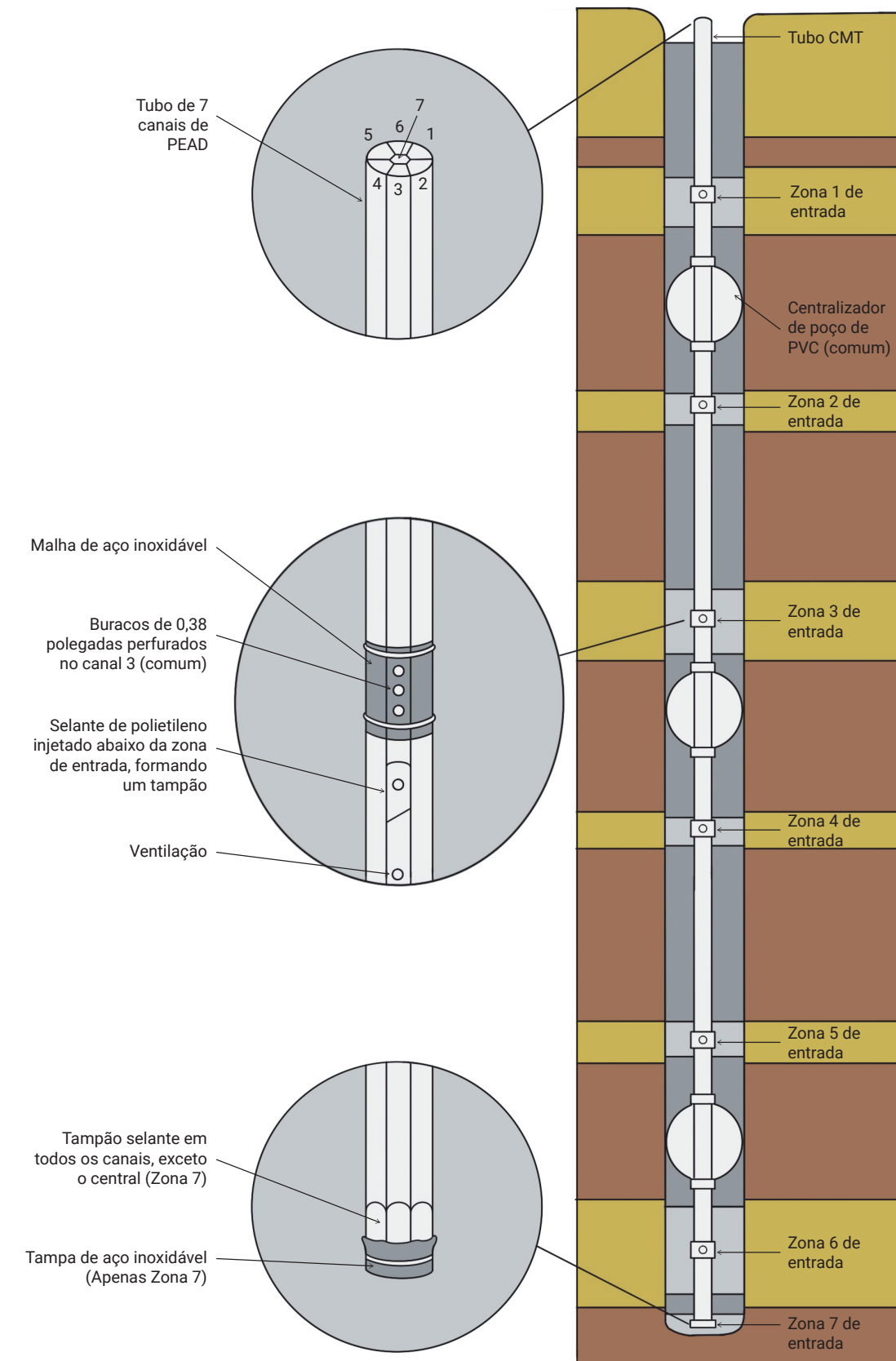
O desenvolvimento do CMT após a instalação pode se resumir a pequenos volumes se a instalação ocorrer de forma adequada e correta, sendo necessário apenas uma purga completa do sistema. Caso seja necessária a remoção de maiores volumes para a limpeza do sistema, a realização através das câmaras pode ser demorada devido ao volume de trabalho e pode não criar diferencial hidráulico necessário para a remoção de materiais impregnados.

Devido ao pequeno diâmetro das partições internas do CMT (cerca de 1,27 cm), as amostragens podem ser realizadas com sistema de bombas peristálticas, garantindo um processo de amostragem de baixa vazão. As medições de nível d'água podem ser realizadas com um medidor convencional, não sendo necessária a utilização de sistemas específicos. Para sistemas automatizados de aquisição de dados, existem transdutores que podem ser instalados, facilitando o monitoramento contínuo dos níveis de água durante os testes hidráulicos ou o monitoramento de longo prazo, como em estudos regionais do aquífero.

Outros sistemas de coleta de amostras de água subterrânea, tais como o uso de poços de monitoramento com seções filtrantes discretas ao longo da seção vertical de zonas impactadas, podem também ser utilizados de forma alternativa. Nesse caso, a premissa é de maximização das zonas alvo de monitoramento.

Figura 4.28. Instalação de um poço multinível de CMT, com a utilização de pré-filtro e bentonita como selantes entre camadas

Fonte: Einarson & Cherry (2002).



5.

LEGISLAÇÃO AMBIENTAL NO CONTEXTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

Marilda M. G. Ramos Vianna
Adriana Ponce Coelho Cerântola
Cláudia Gaudência Gonçalves
Carine Perussi Martins Forster

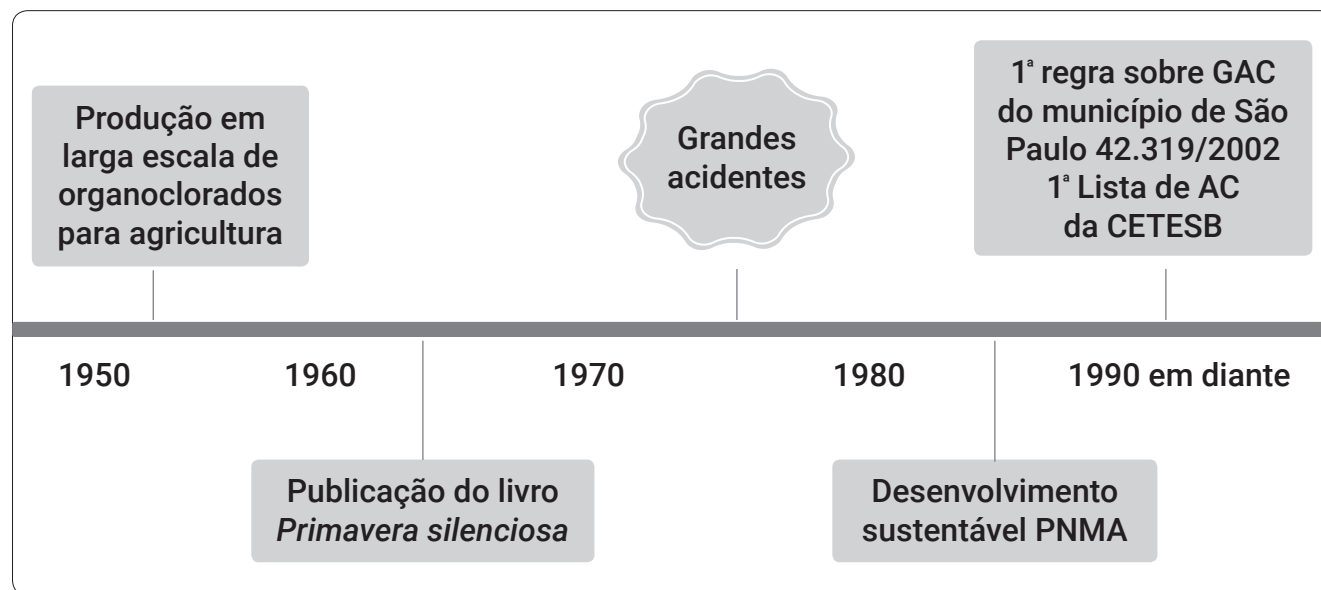
O advento da Revolução Industrial, a partir de 1760, trouxe por meio da industrialização como meio produtivo, o aumento expressivo do consumo de recursos naturais, o desenvolvimento e a fabricação de produtos químicos e, inexoravelmente, a geração de resíduos industriais e a contaminação ambiental.

A crença, no passado, de que o solo teria uma capacidade ilimitada para receber e depurar todo tipo de substâncias, permitiu a prática de deposição de resíduos sólidos e industriais, vazamentos de produtos e acidentes, entre outros, o que resultou em passivos ambientais e áreas criticamente contaminadas.

O caso do Love Canal na década de 1970 nos EUA, quando toneladas de resíduos industriais vieram à tona nos quintais, porões e encanamentos residenciais (IPT, 2013), bem como, na cidade de Lekkerkerk, na Holanda, onde, 268 casas foram abandonadas quando os moradores viram deteriorar as tubulações plásticas de água e esgoto pela ação de compostos orgânicos como tolueno e xileno (Sanchez, 2001), são exemplos de um período de pouco conhecimento com a preservação do meio ambiente.

Figura 5.1. Linha do tempo de grandes marcos da área ambiental

A linha do tempo abaixo contextualiza alguns fatos marcantes de cada década:



A percepção dos reflexos negativos de práticas contaminadoras, na forma de prejuízos tanto para o meio ambiente como para a saúde humana levaram ao desencadeamento de ações e estratégias de defesa ambiental, conforme apresentado na escala de tempo da **figura 5.1**. Um exemplo emblemático internacional é o relatado no livro *Primavera silenciosa*, que desencadeou uma verdadeira revolução em defesa ao meio ambiente, forçou a proibição de DDT, na década de 1970, nos EUA, e instigou mudanças na legislação ambiental (CARSON, 2010).

Dentre os exemplos nacionais estão: na década de 1970, a criação da Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA) e de diversas instituições ambientais estaduais, como a CETESB; na década de 1980, a edição da Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA, Lei Federal 6.938/81); e, na década de 1990, o Acordo Brasil-Alemanha para Cooperação “Recuperação do Solo e Águas Subterrâneas em Áreas de Disposição de Resíduos Industriais em São Paulo”.

Esses são marcos do início das discussões sobre áreas contaminadas, assim como o princípio de ações com vistas a mitigar impactos ambientais e controle de riscos. Dessa maneira, o Gerenciamento de Áreas Contaminadas passou a fazer parte da agenda ambiental (IPT, 2013).

5.1 Legislação ambiental brasileira e o gerenciamento de áreas contaminadas

Marco legal brasileiro, aspectos gerais jurídicos e legais, conceito de **tríplice responsabilidade**

No Brasil é possível identificar regras gerais e específicas sobre áreas contaminadas. As regras gerais tratam de diversos temas e de forma indireta produzem reflexos sobre a gestão de áreas contaminadas, como, por exemplo, a Lei Federal 6.766/79 que disciplina o parcelamento do solo urbano. Essa lei não abordou diretamente o tema “área contaminada”, sequer utiliza essa expressão, mas veda o parcelamento em: “II - terrenos aterrados com material nocivo antes do saneamento”, e “V - áreas poluídas até sua correção”.

Especificamente sobre gerenciamento de áreas contaminadas em nível nacional, foi publicada em 2009 a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente nº 420, de 28 de dezembro de 2009, que estabeleceu diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas.

Os Estados vêm igualmente estabelencendo seu arcabouço legal para enfrentar a questão. No entanto, havendo descumprimento dessas regras nasce um conjunto de medidas coercitivas para exigir a adequação do infrator e/ou responsável, ao qual denomina-se **tríplice responsabilidade** em matéria ambiental.

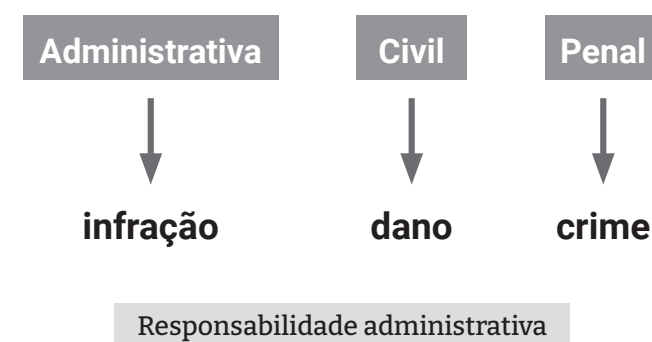
Tríplice responsabilidade ambiental

A tríplice responsabilidade em matéria ambiental tem sua origem no Princípio do Poluidor-Pagador e possui previsão constitucional. É o § 3º do artigo 225 que assim dispõe:

“As condutas e atividades consideradas lesivas ao meio ambiente sujeitarão os infratores, pessoas físicas e jurídicas, a sanções penais e administrativas, independentemente da obrigação de reparar os danos causados.”

Esse dispositivo reconhece a existência de três tipos independentes de responsabilidades na área ambiental: administrativa, civil e penal (**figura 5.2**).

Figura 5.2. Os três tipos independentes de responsabilidades na área ambiental



A responsabilidade administrativa é aquela que resulta de infração à norma administrativa, sujeitando o infrator a certas sanções (advertência, multa, restrição de direitos, suspensão parcial ou total da atividade etc.) que podem ser de origem federal, estadual ou municipal. Tal responsabilidade decorre de previsão expressa na Constituição Federal, no já citado § 3º do artigo 225 e, como define o artigo 70, da Lei Federal 9.605/98:

“Considera-se infração administrativa ambiental toda ação ou omissão que viole as regras jurídicas de uso, gozo, promoção, proteção e recuperação do meio ambiente.”

Diferentemente da responsabilidade civil, para a de caráter administrativo não existe a necessidade de configuração de um dano ao meio ambiente, basta a ocorrência de uma conduta em desrespeito ao ordenamento jurídico. Dessa forma, para se configurar infração ambiental bastaria ter em depósito produto ou substância tóxica, perigosa ou nociva à saúde humana ou ao meio ambiente em desacordo com as exigências estabelecidas em leis ou em seus regulamentos, independentemente de eventual degradação ambiental causada pela presença dessas substâncias no meio.

Essa responsabilidade é apurada em processo administrativo que tramita perante o órgão ambiental competente, com direito ao contraditório e a ampla defesa. Pode-se fazer todo tipo de prova capaz de demonstrar a veracidade dos fatos alegados, sendo que o resultado poderá ser também questionado na esfera judicial.

No estado de São Paulo, para apuração da infração adota-se a Teoria do Risco Proveito, segundo a qual responde na qualidade de infrator aquele que comete, que concorre ou se beneficia da prática ilícita, podendo ser punido com:

- I – advertência;
- II – multa;
- III – embargo;
- IV – demolição;
- V – suspensão de financiamento e benefícios fiscais.

A penalidade de multa será imposta considerando a gravidade da infração, suas circunstâncias e antecedentes do infrator, desde que respeitado o limite de R\$ 50.000.000,00 previstos no artigo 75 da Lei Federal 9.605/98.

Responsabilidade civil

A palavra dano, derivada do latim *damnu*, significa prejuízo ou perda. Caracteriza-se por uma lesão a um bem ou direito. No contexto ambiental, o dano pode ser resultado dos efeitos adversos de uma atividade ou produto sobre o meio ambiente, assim considerado o meio natural, artificial ou urbano, artístico, histórico, cultural e do trabalho. Não há na legislação brasileira a previsão expressa do que caracteriza um dano ambiental. Cabe à doutrina e à jurisprudência a tarefa de conceituá-lo.

A Constituição Federal, no entanto, oferece os primeiros elementos para essa conceituação quando determina que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado”. Assim, toda vez que estamos diante de um desequilíbrio ambiental há uma diminuição ou “prejuízo” de um direito, e difuso, pois que o ambiente é “bem de uso comum do povo”, conforme conceituação do artigo 225 da nossa Carta Magna. Nada impede, entretanto, que as vítimas involuntárias prejudicadas pelo dano ambiental, exerçam direito autônomo de indenização.

A responsabilidade civil é, portanto, aquela que decorre da “obrigação de reparar o dano” e já estava prevista na Política Nacional de Meio Ambiente de 1981 (Lei Federal 6.938/81), a saber:

“A Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) visará:

VII – à imposição, ao poluidor e ao predador, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados e, ao usuário, da contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos (Art. 4º, incisoVII).”

A PNMA impõe ao poluidor a obrigação de reparar o meio ambiente degradado e indenizar eventuais terceiros afetados por tal dano.

“Sem obstar a aplicação das penalidades previstas neste artigo, é o poluidor obrigado, independentemente da existência de culpa, a indenizar ou reparar os danos causados ao meio ambiente e a terceiros, afetados por sua atividade (Art. 14, §1º).”

O §1º, do citado artigo 14, ao determinar que essa responsabilidade será atribuída “independentemente da existência de culpa” anunciou para o sistema jurídico nacional a responsabilidade objetiva o que implica apenas na demonstração do nexo de causalidade, o liame entre a ação ou omissão do agente e o resultado danoso. São irrelevantes os elementos subjetivos da conduta: vontade de obter o resultado (dolo) ou ter o poluidor agido com negligência, imprudência ou imperícia (culpa). Mesmo com a atividade devidamente licenciada, verificado o dano, estará o agente compelido a repará-lo.

Segundo a Lei de Gerenciamento de Áreas Contaminadas do Estado de São Paulo (Lei 13.577/09) são considerados responsáveis legais e solidários pela prevenção, identificação e remediação de uma área contaminada (art. 13):

- I – o causador da contaminação e seus sucessores;
- II – o proprietário da área;
- III – o superficiário;
- IV – o detentor da posse efetiva;
- V – quem dela se beneficiar direta ou indiretamente.

Esta lei admite inclusive a desconsideração da personalidade jurídica quando for considerada obstáculo para a identificação e a remediação da área contaminada.

A Resolução CONAMA 420/2009 trata a responsabilização do causador pelo dano e suas consequências como um de seus princípios básicos para o gerenciamento de áreas contaminadas (art. 21, incisoV).

Um ponto bastante polêmico diz respeito à adoção da Teoria do Risco Integral na responsabilidade civil ambiental em oposição à Teoria do Risco Proveito ou

Risco Criado. Estas últimas teorias determinam o dever de indenizar em decorrência de um dano causado ao meio ambiente em razão de conduta ou atividade potencialmente causadora de degradação ambiental. Admitem como excludentes desse dever a ocorrência de caso fortuito ou força maior, bem como a culpa de terceiros. Para a Teoria do Risco Integral não há a possibilidade de invocar qualquer das excludentes. Até fatos da natureza, como enchentes, raios, furacões seriam capazes de elidir a responsabilidade, limitando o agente em sua defesa arguir a inexistência do dano ou a negação da atividade degradadora. A doutrina está dividida entre essas teorias.

A responsabilidade civil determina também a solidariedade pela recuperação do dano entre os responsáveis diretos ou indiretos pela atividade causadora da degradação ambiental, como determina o inciso IV, do artigo 3º da PNMA (Lei Federal 6.938/81). Dessa forma, qualquer pessoa que contribuir de alguma forma para o dano ambiental será obrigada à reparação, reservado o direito de, posteriormente, propor ação regressiva para apurar o grau de culpa de cada agente e se ressarcir do prejuízo. Assim, decidiu o Superior Tribunal de Justiça:

PROCESSO CIVIL – AÇÃO CIVIL PÚBLICA – LEGITIMIDADE PASSIVA: SOLIDARIEDADE. 1. “A solidariedade entre empresas que se situam em área poluída, na ação que visa preservar o meio ambiente, deriva da própria natureza da ação. 2. Para correção do meio ambiente, as empresas são responsáveis solidárias e, no plano interno, entre si, responsabiliza-se cada qual pela participação na conduta danosa. 3. Recurso especial não conhecido (Resp 18567/SP, Rel. Ministra ELIANA CALMON, DJU 2/10/2000).

A legislação brasileira trata de maneira ampla os sujeitos responsáveis pela recuperação ambiental por meio do conceito de poluidor adotado no artigo 3º, inciso IV, da Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938/1981), segundo a qual poluidor é

“(…) a pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, responsável, direta ou indiretamente, por atividade causadora de degradação ambiental.”

Igualmente a jurisprudência do STJ consolidou o entendimento segundo o qual a responsabilização pelo dano ambiental recairá sobre todo aquele que, direta ou indiretamente, tenha contribuído para o evento lesivo, abrangendo um amplo espectro de sujeitos, sejam pessoas físicas ou jurídicas, de direito público ou privado que responderão de forma

solidária, podendo recair a obrigação sobre todos, alguns ou aquele que tiver melhor condição financeira para suportar a recuperação.

“DANO AMBIENTAL – RESPONSABILIDADE OBJETIVA E SOLIDÁRIA – ARTS. 3º, INC. IV, E 14, § 1º, DA LEI 6.398/1981

A responsabilidade por um dano recairá sobre todos aqueles relativamente aos quais se possa estabelecer um nexo de causalidade entre sua conduta ou atividade e o dano [...] ainda que não tenha havido prévio ajuste entre os poluidores

(...)

Podendo o titular do direito da ação exigir o cumprimento da obrigação de alguns dos devedores, de todos, ou daquele que gozar de melhor situação financeira, hábil a garantir a efetiva reparação do dano (STJ REsp 1056540/GO, Rel. Ministra ELIANA CALMON, DJU 14/09/2009).”

A jurisprudência está consolidada no sentido de ser dispensável o estabelecimento de relação jurídica entre os poluidores. Neste sentido o celebre julgado do Ministro Herman Benjamin versando sobre o estabelecimento do nexo de causalidade.

“11. O conceito de poluidor, no Direito Ambiental brasileiro, é amplíssimo, confundindo-se, por expressa disposição legal, com o de degradador da qualidade ambiental, isto é, toda e qualquer ‘pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, responsável, direta ou indiretamente, por atividade causadora de degradação ambiental’ (art. 3º, inciso IV, da Lei 6.938/1981).

12. Para o fim de apuração do nexo de causalidade do dano urbanístico-ambiental e de eventual solidariedade passiva, equiparam-se quem faz, quem não faz quando deveria fazer, quem não se importa que façam, quem cala quando lhe cabe denunciar, quem financia para que façam e quem se beneficia quando outros fazem. (STJ REsp 1071741/SP, Relator Min HERMAN BENJAMIN, DJe 16/12/2010).”

Consequentemente, a responsabilidade pela recuperação do dano causado ao meio ambiente recairá sobre todos aqueles relativamente aos quais se possa estabelecer um nexo de causalidade, ainda que de forma indireta entre conduta ou atividade lesiva e a alteração adversa da qualidade ambiental.

Esta solidariedade se estende igualmente àquele que por ação ou omissão tenha perpetuado o dano,

inclusive ao adquirente de boa fé em razão da obrigação *propter rem* já sumulada pelo Superior Tribunal de Justiça (Súmula 623), sempre garantido o direito de regresso, evidentemente.

Princípio da reparação integral

O Ministério Público do Estado de São Paulo defende a necessidade de reparação integral das áreas contaminadas e, na sua impossibilidade, a compensação ou indenização ambiental, sendo contrário à aprovação pelo órgão ambiental estadual de projetos de reabilitação para uso declarado da propriedade elaborados com base apenas no afastamento do risco à saúde humana.

Decisão recente do TJSP julgando recurso de Apelação entendeu que a adoção do princípio da reparação integral não poderia impor obrigação excessiva ao empreendedor adquirente de imóvel com área contaminada por terceiro em atividades pretéritas à aquisição, pois tal entendimento seria um desestímulo à implantação de projetos de remediação para reutilização da propriedade.

“Desarrazoada, assim, qualquer outra exigência, que constituiria excesso e arbitrariedade, mesmo porque constitui objetivo na gestão das áreas contaminadas promover a reabilitação, a fim de possibilitar a reutilização da área remediada (art. 2º da Lei Estadual nº 13.577/2009; art. 22 da Resolução Conama nº 420/2009), como na hipótese dos autos, em consonância com a garantia do meio ambiente ecologicamente equilibrado e da função socioambiental da propriedade (TJSP Apel 1044699-12.2014.8.26.0053 – SP, Rel; Des Paulo Alcides, j. 2/10/2017).”

No julgamento da Apelação 1032789 75.2013.8.26.01001 (TJSP), o Rel. Des. Ruy Cavalheiro defendeu a adoção do Princípio da Razoabilidade ao asseverar que a “defesa do direito à reparação integral e do meio ambiente ecologicamente equilibrado, quando em desacordo com os demais princípios e com os valores comunitários, pode gerar arbitrariedades que não devem ser permitidas” e que deve ser considerado o “desenvolvimento sustentável, o direito de propriedade e as normas urbanísticas que permitem a ocupação do solo”.

Em 2011 foi proposta Ação Direta de Inconstitucionalidade (ADIn 0210197-50.2011.8.26.0000) contra a Lei Estadual nº 13.577/2009. Julgada improcedente, reconheceu a constitucionalidade do artigo 10 e seu

parágrafo único e afastou a adoção do princípio da precaução, pois entendeu não se tratar de incertezas quanto ao dano ambiental, “mas de critérios de avaliação a serem desenvolvidos com base em conceitos toxicológicos que, além de permitirem o exercício de atividades relevantes do ponto de vista econômico e social, previnam a ocorrência de transformações prejudiciais ao ser humano e ao meio ambiente”.

“O art. 10, caput, da Lei Estadual nº 13.577/09, não autoriza que se polua até níveis limítrofes de alterações prejudiciais à qualidade do solo e da água subterrânea, estabelecendo, em verdade, critérios de prevenção para o exercício das atividades econômicas.”

Em recente Incidente de Resolução de Demandas Repetitivas (Processo nº: 2016110-58.2017.8.26.0000) o Ministério Público do Estado de São Paulo pleiteou uniformização do tratamento jurídico aplicável à gestão de áreas contaminadas urbanas, em razão do grande potencial de judicialização dessas questões tendo em vista a posição antagônica do conceito de reparação integral das áreas contaminadas defendida pelo Parquet de um lado e de outro a reabilitação para uso declarado com base no afastamento do risco à saúde humana previsto na Legislação, em especial na Lei Estadual 13.577/2009 e normas correlatas, essas aplicadas pela CETESB.

A ação não foi conhecida e o mérito não chegou a ser analisado pois entendeu o Grupo Especial de Câmaras de Direito Ambiental do Tribunal de Justiça do Estado de São Paulo, por maioria, que ainda não há decisões divergentes que justifiquem a propositura de ação dessa natureza, restando até o momento expectativa de controvérsias.

É de se esperar que nos demais estados brasileiros, à medida que os sistemas de gerenciamento de áreas contaminadas sejam implantados, legislação criada, novos processos judiciais avolumem de maneira exponencial os Tribunais Superiores.

Responsabilidade penal

A Lei Federal 9.605/98 além de incorporar ao ordenamento jurídico a previsão de condutas antijurídicas para apuração na esfera administrativa, também ordenou boa parte das contravenções ao meio ambiente que se encontravam dispersas em várias leis (Código Florestal, Código Penal etc.), transformando algumas delas em crime, sem, no entanto, revogar explicitamente o que já existia. Esta lei tra-

tou dos crimes contra a fauna, flora, poluição, contra o ordenamento urbano e patrimônio cultural e à administração ambiental. Existem três tipos de penas: privativa de liberdade, multa e restrição de direitos. A pena privativa de liberdade deixou de ser regra geral e abriu espaço para sua conversão em restritiva de direitos, condicionando o benefício, em alguns casos, à comprovação ou o compromisso de recuperação do meio ambiente degradado.

Em relação às pessoas jurídicas, seguindo o comando constitucional, previu pena de multa, restritiva de direitos, prestação de serviços à comunidade e a liquidação forçada na hipótese de a pessoa jurídica ser constituída ou utilizada, preponderantemente, para a prática de crime ambiental.

Também é prevista a solidariedade entre os agentes que de qualquer forma concorreram para a prática delituosa, exemplificados na própria lei: o diretor, o administrador, membro do conselho e órgão técnico, auditor, gerente, preposto ou mandatário.

CRIMINAL. CRIME AMBIENTAL PRATICADO POR PESSOA JURÍDICA. RESPONSABILIZAÇÃO PENAL DO ENTE COLETIVO. POSSIBILIDADE. PREVISÃO CONSTITUCIONAL REGULAMENTADA POR LEI FEDERAL. OPÇÃO POLÍTICA DO LEGISLADOR. FORMA DE PREVENÇÃO DE DANOS AO MEIO AMBIENTE. CAPACIDADE DE AÇÃO. EXISTÊNCIA JURÍDICA. ATUAÇÃO DOS ADMINISTRADORES EM NOME E PROVEITO DA PESSOA JURÍDICA. CULPABILIDADE COMO RESPONSABILIDADE SOCIAL. CORRESPONSABILIDADE. PENAS ADAPTADAS À NATUREZA JURÍDICA DO ENTE COLETIVO. RECURSO PROVIDO.

I. Hipótese em que pessoa jurídica de direito privado, juntamente com dois administradores, foi denunciada por crime ambiental, consubstanciada em causar poluição em leito de um rio, através de lançamento de resíduos, tais como, graxas, óleo, lodo, areia e produtos químicos, resultantes da atividade do estabelecimento comercial. (...) V. Se a pessoa jurídica tem existência própria no ordenamento jurídico e pratica atos no meio social através da atuação de seus administradores, poderá vir a praticar condutas típicas e, portanto, ser passível de responsabilização penal. (...) VIII. "De qualquer modo, a pessoa jurídica deve ser beneficiária direta ou indiretamente pela conduta praticada por decisão do seu representante legal ou contratual ou de seu órgão colegiado (grifos nossos). (STJ, REsp 564.960/SC, Relator GILSON DIPP, DJ 13/06/2005).

Importante destaque deve ser dado ao artigo 69A desta lei que previu pena de reclusão de 3 a 6 anos para quem elaborar ou apresentar, no licenciamento, concessão florestal ou qualquer outro procedimento administrativo, estudo, laudo ou relatório ambiental total ou parcialmente falso ou enganoso, inclusive por omissão.

Pelo exposto, é possível verificar que coexistem as três responsabilidades: obrigação civil de reparar e/ou indenizar, a responsabilidade administrativa e a penal.

Em resumo, as obrigações e/ou sanções em matéria ambiental são as seguintes:

Responsabilidade	Obrigação / Sanção
Administrativa	<ul style="list-style-type: none"> • Advertência • Multa simples de R\$ 50,00 a R\$ 50 milhões • Multa diária • Apreensão animais, produtos... • Destruição ou inutilização do produto • Suspensão de venda e fabricação do produto • Embargo de obra ou atividade • Demolição de obra • Suspensão parcial ou total de atividades • Restritiva de direitos
Civil	<ul style="list-style-type: none"> • Reparação do dano • Indenização à coletividade e ao indivíduo
Penal	<ul style="list-style-type: none"> • Privação de liberdade • Restrição de direito • Multa

Fonte: Santos & Cerântola, 2017.

No quadro abaixo uma sistematização dos possíveis responsáveis pela eventual degradação ambiental.

Responsabilidade	Obrigação / Sanção
Civil	Pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, responsável direta ou indiretamente, por atividade causadora de degradação ambiental.
Administrativa	Aquele que cometeu, concorreu ou se beneficiou.
Penal	Aquele que cometeu ou concorreu, que, sabendo da conduta criminosa de outrem, deixou de impedir a sua prática, quando podia agir para evitá-la, na medida da sua culpabilidade. As pessoas jurídicas nos casos em que a infração seja cometida por decisão de seu representante legal ou contratual, ou de seu órgão colegiado, no interesse ou benefício da sua entidade.

Fonte: Santos & Cerântola, 2017.

O dano ambiental afeta um direito que pertence à coletividade, mas por via reflexa (indireta) pode alcançar o patrimônio individual de terceiros, nascendo para estes a possibilidade de reclamar o restabelecimento desses direitos.

Em 2010, a Política Nacional de Resíduos Sólidos criada pela Lei Federal 12.305, ao abordar Sítios Órfãos, estabeleceu:

"Art. 41. Sem prejuízo das iniciativas de outras esferas governamentais, o Governo Federal deve estruturar e manter instrumentos e atividades voltadas para promover a descontaminação de áreas órfãs.

Parágrafo único: Se, após descontaminação de sítio órfão realizado com recursos do Governo Federal ou de outro ente da Federação, forem identificados os responsáveis pela contaminação, estes ressarcirão integralmente o valor empregado ao poder público."

Previu a PNRS que o Poder Público poderá instituir medidas indutoras e linhas de financiamento para atender, prioritariamente, às iniciativas de "descontaminação de áreas contaminadas, incluindo as áreas órfãs" (artigo 42, inciso VI).

Iniciativas estaduais por região

Região Sudeste

São Paulo

No estado de São Paulo, a Lei nº 997/76 dispõe sobre o controle da poluição ambiental e seu artigo 2º considera poluição do meio ambiente a presença, o lançamento ou a liberação, nas águas, no ar ou no solo, de toda e qualquer forma de matéria ou energia, com intensidade, em quantidade, de concentração ou com características em desacordo com as que forem estabelecidas em decorrência desta lei ou que tornem ou possam tornar as águas, o ar ou o solo, impróprios, nocivos ou ofensivos à saúde, entre outros itens.

O artigo 3º proíbe o lançamento ou liberação de poluentes nas águas, no ar ou no solo, bem como, considera poluente toda e qualquer forma de matéria ou energia que, direta ou indiretamente, causa poluição do meio ambiente.

O Decreto nº sublinhar 8.468/76 aprova o regulamento da Lei nº 997/76, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. E os artigos 51º, 52º e 56º tratam da poluição do solo.

O estado de São Paulo foi pioneiro em promulgar legislações específicas com finalidade de proteção do solo e águas subterrâneas com a Lei Estadual nº 13.577 de 8 de julho de 2009 e, em 28 de dezembro do mesmo ano, o Ministério do Meio Ambiente publicou a Resolução CONAMA 420. Ambas apresentam parâmetros e valores referenciais para a qualidade e proteção dessas matrizes. No ano de 2013, a Lei nº 13.577 foi regulamentada através do Decreto nº 59.263.

A Lei nº 13.577/2009 dispõe sobre diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento de áreas contaminadas, e dá outras providências correlatas, tais como definição de responsabilidades, identificação e cadastramento de áreas contaminadas, e a remediação dessas áreas de forma a tornar seguros seus usos atual e futuro.

Ainda em 2009, o Decreto nº 54.544 regulamentou essa lei relativamente à compensação ambiental para instalação de obras/atividades que poderiam causar riscos de contaminação.

Posteriormente, no ano de 2013, a Lei nº 13.577 foi regulamentada através do Decreto nº 59.263, o qual aborda o processo de identificação das áreas contaminadas e classificação das áreas em AP (Áreas com Potencial de Contaminação), AS (Área Suspeita de Contaminação), ACI (Área Contaminada sob Investigação) e ACRI (Área Contaminada com Risco Confirmado). Outro ponto do decreto é o conteúdo de um Plano de Intervenção que deve ser elaborado para as ACRI e está relacionado com a avaliação de risco à saúde humana ou ecológico.

No artigo 4º são definidos os instrumentos, para a implantação do sistema de proteção da qualidade do solo e para o gerenciamento de áreas contaminadas. Entre outros, destacam-se: cadastro de áreas contaminadas; licenciamento e fiscalização; Plano de Desativação do Empreendimento; Plano Diretor e legislação de uso e ocupação do solo; Plano de Intervenção; critérios de qualidade para solo e águas subterrâneas.

A reabilitação é tratada a partir do artigo 40, que aborda a tomada de decisão sobre as medidas de intervenção a serem adotadas em uma Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRI).

"Artigo 41 - Classificada a área como Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRI), a CETESB adotará as seguintes providências:

- Incluir a área no Sistema de Áreas Contamina-

das e Reabilitadas como uma Área Contaminada com Risco Confirmado (ACRI);

- Comunicar a Secretaria Estadual de Saúde, quando houver riscos à saúde humana acima dos níveis aceitáveis;

- Determinar ao responsável legal pela área que proceda, no prazo de até 5 (cinco) dias à averbação da informação sobre os riscos identificados na Avaliação de Risco na respectiva matrícula imobiliária;

- Comunicar as Prefeituras Municipais;

- Comunicar ao DAEE para que possa adotar as providências cabíveis relativas aos atos de outorga;

- Iniciar os procedimentos para que se dê a reabilitação da área contaminada, em sintonia com as ações emergenciais já em curso."

A Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) possui papel de destaque no estabelecimento de diretrizes técnicas que servem como base fundamental para o estabelecimento e padronização de procedimentos em todo o país.

A primeira tentativa de desenvolver valores orientadores para a realidade brasileira ocorreu em 2001, ocasião em que a CETESB publicou a Decisão de Diretoria nº 014-01-E, de 26 de julho de 2001, com 37 substâncias.

O Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas elaborado pela CETESB aborda com mais detalhes tais etapas, sendo a etapa de diagnóstico ou investigação a que está relacionada ao foco do presente estudo. Segundo o manual, esta fase tem como objetivo principal a quantificação da contaminação através da identificação das "características da fonte de contaminação e dos meios afetados, determinando-se as dimensões das áreas ou volumes afetados, os tipos de contaminantes presentes e suas concentrações". O documento estende o objetivo para a determinação da pluma de contaminação, assim como seus limites e sua taxa de propagação.

Em 2005 novos valores orientadores para solos e águas subterrâneas foram estabelecidos em substituição aos valores orientadores de 2001 (Decisão de Diretoria CETESB 195/2005) e estabelecido prazo de até 4 anos para que sejam revisados e submetidos à deliberação da Diretoria Plena da CETESB. Estabeleceu ainda parâmetros de intervenção diferenciados segundo uso pretendido (agrícola, industrial ou residencial) para 84 substâncias.

Em 2014, uma nova Decisão de Diretoria CETESB, a DD nº 45, aprovou valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo em substituição àqueles de 2005 e reduziu para um ano o prazo de revisão pela CETESB.

Finalmente, em 22 de novembro de 2016, a CETESB publicou novos valores orientadores para solos e águas subterrâneas no estado de São Paulo, através da Decisão de Diretoria nº 256/2016/E, que inclui valores de prevenção e de intervenção para dioxinas e furanos no solo (CETESB, 2016).

A publicação da Decisão de Diretoria nº 125/2021/E, de 9 de dezembro de 2021 atualizou os valores orientadores para 9 substâncias na matriz água subterrânea, restringindo-os em sua maioria. Entre as classes de substâncias atualizadas estão inorgânicos, hidrocarbonetos aromáticos e poliaromáticos, etanos e etenos clorados.

Na sequência da evolução da legislação que aborda a proteção da qualidade do solo e das águas subterrâneas, em 7 de fevereiro de 2017, a CETESB publicou a Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, que dispõe sobre a aprovação do "Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas", da revisão do "Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas" e estabelece "Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no âmbito do Licenciamento Ambiental", em função da publicação da Lei Estadual nº 13.577/2009 e seu Regulamento, aprovado por meio do Decreto nº 59.263/2013, e dá outras providências.

A DD nº 038/2017/C inclui o Programa de Monitoramento Preventivo da Qualidade do Solo e da Água Subterrânea que deverá ser apresentado no órgão ambiental por ocasião da solicitação da Licença de Instalação ou da renovação da Licença de Operação nas áreas com Potencial de Contaminação, que deverá considerar o Modelo Conceitual da Área (MCA 1) obtido a partir do estudo de Avaliação Preliminar.

Além disso, descreve o Procedimento para Gerenciamento de Áreas Contaminadas, que devem estar em consonância com o Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas, e dá as Diretrizes para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas no âmbito do Licenciamento Ambiental.

No procedimento contido neste documento são descritas as etapas a serem executadas, os seus objetivos, a forma como devem ser desenvolvidas e os

responsáveis pela execução, que conforme o artigo 18 do Decreto 59.263/2013 caberá ao responsável legal e ao responsável técnico (artigos 38 e 49).

Por esse documento, o "Modelo Conceitual da Área é um relato escrito, acompanhado de representação gráfica, dos processos associados ao transporte das substâncias químicas de interesse na área investigada, desde as fontes potenciais, primárias e secundárias de contaminação, até os potenciais ou efetivos receptores. Esse relatório deve conter a identificação das substâncias químicas de interesse, das fontes de contaminação, dos mecanismos de liberação das substâncias, dos meios pelos quais as substâncias serão transportadas, dos receptores e das vias de ingresso das substâncias nos receptores". A Decisão de Diretoria número 038/2017 estabelece quatro níveis de Modelo Conceitual da Área (MCA), que dependem do conhecimento da área e da evolução da Metodologia de Gerenciamento de Áreas Contaminadas.

O GAC contempla dois processos: o Processo de Identificação de Áreas Contaminadas e o processo de Reabilitação de Áreas Contaminadas.

A identificação da área contaminada inclui a etapa de Avaliação Preliminar e a etapa de Investigação Confirmatória. Na primeira etapa será estabelecido o MCA 1, que, em função da qualidade das informações, poderá ser classificado em "A", "B" ou "C".

Com esses dados será elaborado o Plano de Investigação Confirmatória, o qual guiará a confirmação / identificação de área contaminada. Na conclusão desta etapa será produzido o MCA 2.

A Investigação Detalhada trará o MCA 3 e a Avaliação de Risco MCA 4.

A Reabilitação de Áreas Contaminadas (RAC) inclui três etapas: a elaboração do Plano de Intervenção, execução do Plano de Intervenção e Monitoramento para encerramento, com vistas a atingir as condições necessárias para a obtenção do Termo de Reabilitação para o Uso Declarado.

A Instrução Técnica nº 039/2018, da Diretoria de Controle e Licenciamento da CETESB esclareceu e detalhou os trâmites administrativos e as atribuições referentes à aplicação das regras previstas na Decisão de Diretoria nº 038/2017/C da CETESB (2017).

A recém publicada Decisão de Diretoria Nº 106/2022/P, de 24 de outubro de 2022, estabelece os procedimentos que devem ser seguidos no âmbito

dos processos administrativos de emissão de pareceres técnicos relativos ao gerenciamento de áreas contaminadas, à reutilização de áreas contaminadas, à desativação e desmobilização de Atividade Potencialmente Geradoras de Áreas Contaminadas Prioritárias para o Licenciamento e Desativação e à emissão de outorga de poços de captação de água subterrâneas no entorno de áreas contaminadas (CETESB, 2022).

A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 2013) propõe que o modelo conceitual seja uma representação gráfica ou escrita de um sistema ambiental e seus processos físicos, químicos e biológicos que delimitam o transporte dos contaminantes a partir das fontes, através dos meios, até os receptores envolvidos.

Outro passo importante adotado no estado de São Paulo foi a identificação de áreas potencialmente contaminadas a partir do levantamento de atividades ou empreendimento com grande propensão à geração de contaminação. Essa lista está prevista na Resolução da Secretaria de Estado do Meio Ambiente nº 10, de 8 de fevereiro de 2017.

Identificadas essas atividades potencialmente geradoras de contaminação, o próximo passo do Estado foi localizar as regiões prioritárias para identificação de áreas contaminadas. Isso se deu com a publicação da Resolução da Secretaria de Estado do Meio Ambiente nº 11, de 8 de fevereiro de 2017, que estabeleceu um prazo de 180 dias a partir da convocação pela CETESB para os empreendimentos em operação nestas regiões realizarem Avaliação Preliminar e Confirmatória, conforme o caso.

Minas Gerais

No estado de Minas Gerais, o gerenciamento de áreas contaminadas iniciou-se em 2008 com a edição da Deliberação Normativa COPAM 116/2008, que estabeleceu a obrigatoriedade da declaração de áreas suspeitas de contaminação e contaminadas. O estado conta com a parceria do Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa e da Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais (CETEC), o Programa Solos de Minas, que tem como meta principal a obtenção de valores de referência para os solos do estado de Minas Gerais. (FEAM, 2011).

Compõe ainda o arcabouço jurídico do estado a seguinte legislação:

1. Lei Estadual nº 18.031, de janeiro de 2009, que dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos.

2. Decreto Estadual nº 45.181, de 25 de setembro de 2009, que regulamenta a Lei Estadual nº 18.031, de 12 de janeiro de 2009, em especial o artigo 4º, inciso VI.

3. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 02, de 8 de setembro de 2010, que institui o Programa Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas, o qual estabelece as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas.

4. Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011, que altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM CERH nº 2/2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos.

5. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 05, de 14 de setembro de 2017, que estabelece diretrizes e procedimentos para a definição de áreas de restrição e controle do uso das águas subterrâneas e dá outras providências.

6. Portaria Igam nº 48, de 4 de outubro de 2019, que estabelece normas suplementares para a regularização dos recursos hídricos do domínio do estado de Minas Gerais.

Rio de Janeiro

Destaca-se a publicação anual do Inventário de Áreas Contaminadas e Reabilitadas no site da Fundação Estadual do Meio Ambiente – FEAM, desde 2009 (CETESB 2022).6.2.2.3 Rio de Janeiro

No Rio de Janeiro, o INEA (Instituto Estadual do Ambiente) divulgou em dezembro de 2013 o primeiro cadastro de áreas contaminadas do estado. As áreas são classificadas de acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 420/2009, que recomenda aos órgãos competentes divulgar em seus portais tais informações e classificar as áreas como: Área Contaminada sob Investigação (AI), Área Contaminada sob Intervenção (ACI), Área em Processo de Monitoramento para Reabilitação (AMR) e Área Reabilitada para Uso Declarado (AR) (INEA, 2013).

Para o GAC, no estado foi adotada a seguinte legislação:

1. Resolução Conema nº 44, de 14 de dezembro de 2012, que dispõe sobre a obrigatoriedade da identificação de eventual contaminação ambiental do solo e das águas subterrâneas por agentes químicos, no processo de licenciamento ambiental estadual.

2. Resolução Conema nº 46, de 10 de maio de 2013, que aprova a Norma Operacional NOP-INEA nº 05 – Licenciamento Ambiental e encerramento de Postos Revendedores de Combustíveis Líquidos e Gás Natural.

3. Decreto Estadual nº 46.890, de 23 de dezembro de 2019, que dispõe sobre o Sistema Estadual de Licenciamento e demais Procedimentos de Controle Ambiental – SELCA, em especial os artigos 39 e 30.

4. Lei Estadual nº 9.055, de 08 de outubro de 2020, que institui a obrigatoriedade do controle e tratamento do chorume nos sistemas de destinação final de resíduos sólidos, vazadouros, aterros controlados e aterro sanitários, bem como a remediação de vazadouros (CETESB, 2022).

Espírito Santo

Para o estado foi criada a seguinte legislação:

1. Instrução Normativa nº 02, de 22 de janeiro de 2007, que estabelece critérios técnicos referentes a execução de trabalhos de investigação ambiental para a detecção de contaminação de solo e água por hidrocarbonetos e procedimentos para sua remediação em áreas ocupadas por postos revendedores varejistas de combustíveis derivados de petróleo no estado do Espírito Santo.

2. Lei Estadual nº 9.264, 15 de julho 2009, que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos, em especial, os artigos 4º, inciso XV; 5º, XI e XII; 12; 34, §2º.

3. Portaria Conjunta Seama/IEMA nº 16-S, de 7 de dezembro de 2016, que dá publicidade à Instrução Normativa IEMA nº 014-N, de 07 de dezembro de 2016, que dispõe sobre o enquadramento das atividades potencialmente poluidoras e/ou degradadoras do meio ambiente com obrigatoriedade de licenciamento ambiental junto ao IEMA e sua classificação quanto a potencial poluidor e porte.

4. Instrução Normativa IEMA nº 15-N, de 07 de dezembro de 2016, que estabelece critérios téc-

nicos para apresentação de resultados de monitoramento de efluentes líquidos industriais, efluentes líquidos sanitários, dos corpos de água, do solo e da água subterrânea no âmbito do licenciamento ambiental do IEMA.

5. Instrução Normativa IEMA nº 016-N, de 07 de dezembro de 2016, que institui procedimentos administrativos e critérios técnicos para regularização ambiental da atividade de postos revendedores de combustíveis e dá outras providências.

6. Decreto Estadual nº 4039-R, de 07 de dezembro de 2016, que atualiza as disposições sobre o Sistema de Licenciamento Ambiental e Controle das Atividades Poluidoras ou Degradadoras do Meio Ambiente – SILCAP.

7. Instrução Normativa IEMA nº 1, de 24 de fevereiro de 2017, que dispõe sobre o licenciamento ambiental e estudos ambientais a serem apresentados quando do requerimento de licença para a atividade de cemitério.

8. Instrução Normativa nº 03-N, de 12 de março de 2019, que altera o Anexo II da Instrução Normativa nº 014-N, de 07 de dezembro de 2016.

9. Termo de Referência – TRCQAI-DT Nº001/2019 (versão 01): Termo de Referência para Elaboração de Estudos de Passivo Ambiental – Avaliação Preliminar e Investigação Confirmatória em solo e água subterrânea pela disposição irregular de Resíduos Sólidos Urbanos – RSU.

10. Instrução Normativa IEMA nº 015-N, de 23 de setembro de 2020, que dispõe sobre o enquadramento das atividades potencialmente poluidoras e/ou degradadoras do meio ambiente com obrigatoriedade de licenciamento ambiental no IEMA e sua classificação quanto ao potencial poluidor e porte.

11. Portaria Conjunta SEAMA/IEMA nº 17-S, de 07 de dezembro de 2020, que dá publicidade à Instrução Normativa IEMA nº 15-N, de 07 de dezembro de 2016, que estabelece critérios técnicos para apresentação de resultados de monitoramento de efluentes líquidos industriais, efluentes líquidos sanitários, dos corpos de água, do solo e da água subterrânea no âmbito do licenciamento ambiental do IEMA (CETESB, 2022).

Região Sul

Paraná

A resolução CEMA 107, de 09 de setembro de 2020, que dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece critérios e procedimentos a serem adotados para as atividades poluidoras, degragadoras e/ou modificadoras do meio ambiente, no artigo 60º esclarece que a construção, instalação, ampliação e funcionamento de estabelecimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores, dependerão de prévio licenciamento ambiental.

E ainda, o licenciamento será realizado de forma preventiva, consideradas as modalidades aplicáveis e os estágios de planejamento, instalação ou operação da atividade ou empreendimento.

Além disso, o estado conta com a seguinte legislação:

1. Lei Estadual nº 14.984, de 28 de dezembro de 2005, que dispõe sobre a localização, construção e modificação de postos revendedores, que, conforme especifica, dependerão de prévia anuência municipal.
2. Lei Estadual nº 16.346, de 18 de dezembro de 2009, dispõe sobre a obrigatoriedade das empresas potencialmente poluidoras de contratarem responsável técnico pela área ambiental.
3. Lei Estadual nº 19.261, de 07 de dezembro de 2017, que cria o Programa Estadual de Resíduos Sólidos para atendimento às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos, em especial o artigo 8º, incisos VII e VIII.
4. Resolução Sedest 3, de 17 de janeiro de 2020, que dispõe sobre o Licenciamento Ambiental, estabelece condições e critérios para Posto Revendedor, Posto de Abastecimento, Instalação de Sistema Retalhista de Combustível – TRR, Posto Flutuante, Base de Distribuição de Combustíveis (Substitui a Resolução SEMA 32/2016 e Resolução Sedest 56/2019).
5. Resolução CERH nº 9, de 29 de setembro de 2020, estabelece diretrizes e critérios gerais para a definição de áreas críticas quanto ao uso de águas superficiais e subterrâneas de domínio do estado do Paraná (CETESB, 2022).

Santa Catarina

A Resolução CONSEMA nº 98, de 05 de julho de 2017, aprova nos termos do inciso XIII, do artigo 12, da Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009, a listagem das atividades sujeitas ao licenciamento ambiental e define os estudos ambientais necessários. Já o artigo 8º esclarece que dependerão de prévio licenciamento ambiental a construção, a instalação, a ampliação e o funcionamento de atividades ou empreendimentos utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, listados no Anexo VI, com a indicação do respectivo estudo ambiental.

Além disso, há também a seguinte legislação para GAC:

1. Instrução Normativa IMA nº 01, de 11 de fevereiro de 2015, define a documentação necessária ao licenciamento e estabelece critérios para apresentação dos planos, programas e projetos ambientais para comércio de combustíveis líquidos e gasosos em postos revendedores, postos flutuantes e instalações de sistema retalhista, com ou sem lavagem e/ou lubrificação de veículos, incluindo o tratamento de resíduos líquidos, tratamento e disposição de resíduos sólidos, emissões atmosféricas e outros passivos ambientais.
2. Resolução CONSEMA nº 114, de 10 de novembro de 2017, que estabelece diretrizes e critérios para elaboração de Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PGRS).
3. Instrução Normativa IMA nº 74, de 24 de agosto de 2018, que define a documentação necessária ao licenciamento e estabelece critérios para apresentação dos planos, programas e projetos ambientais a serem executados na Recuperação/Gerenciamento de Áreas Contaminadas, incluindo identificação, investigação e reabilitação da área.
4. Portaria IMA nº 45, de 19 de março de 2021, que aprova valores orientadores de qualidade dos solos e águas subterrâneas de Santa Catarina (CETESB, 2022).

Rio Grande do Sul

A Lei nº 15.434, de 09 de janeiro de 2020, institui o Código Estadual do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. Tem como instrumentos da Política

Estadual do Meio Ambiente; o cadastro técnico estadual de atividades potencialmente poluidoras e o gerenciamento de áreas potencialmente contaminadas, contaminadas e reabilitadas.

Dispõe da seguinte legislação:

1. Lei Estadual nº 9.921, de 27 de julho de 1993, que dispõe sobre a gestão dos resíduos sólidos, nos termos do artigo 247, §3º, da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul.
2. Decreto Estadual nº 38.356, de 1º de abril de 1998, que regulamenta a Lei Estadual nº 9.921/1993.
3. Diretriz Técnica nº 001/2011 – DIRTEC, que trata do licenciamento ambiental de área industrial degradada.
4. Prov. 12/2014 TJRS averbação – Provimento nº 012/2014-CGJ.
5. Lei Estadual nº 14.528, de 17 de abril de 2014, que institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos.
6. Portaria FEPAM nº 49, de 22 de maio de 2014, que dispõe sobre a criação do Programa de Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Áreas Contaminadas no âmbito da Fundação Estadual de Proteção Ambiental.
7. Portaria FEPAM nº 85, de 05 de setembro de 2014, que dispõe sobre o estabelecimento de Valores de Referência de Qualidade (VRQ) dos solos para nove elementos químicos naturalmente presentes nas diferentes províncias geomorfológicas/geológicas do estado do Rio Grande do Sul.
8. Portaria FEPAM nº 26, de 02 de abril de 2015, que dispõe sobre a Convalidação do Programa de Gerenciamento de Resíduos Sólidos e Áreas Contaminadas – PGRSAC.
9. Resolução CONSEMA nº 372, de 02 de março de 2018, que dispõe sobre os empreendimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental, passíveis de licenciamento ambiental no estado do Rio Grande do Sul, destacando os de impacto de âmbito local para o exercício da competência municipal no licenciamento ambiental.
9. Portaria Fepam nº 99, de 5 de dezembro de 2018, que institui procedimentos para emissão de ato administrativo – Declaração de Passivo Ambiental.

10. Portaria FEPAM nº 82, de 13 de novembro 2020, que dispõe sobre critérios, diretrizes gerais e os procedimentos a serem seguidos no licenciamento ambiental de empreendimentos do ramo comércio varejista de combustíveis, no estado do Rio Grande do Sul (substitui Portaria FEPAM nº 22/2019).

12. Diretriz Técnica nº 003/2021 – DIRTEC, de 5 de fevereiro de 2021, que trata do licenciamento ambiental de áreas suspeitas, com potencial de contaminação ou contaminadas ou de áreas degradadas pela disposição irregular de resíduos sólidos.

13. Diretriz Técnica nº 04/2021 – DIRTEC, de 21 de julho de 2021, que trata do monitoramento da água subterrânea no gerenciamento de áreas contaminadas.

14. Portaria Conjunta SEMA – FEPAM nº 14, de 08 de julho de 2021, que altera a Portaria Conjunta SEMA– FEPAM nº 13, de 8 de novembro de 2019, que estabelece as regras de inscrição no Cadastro Técnico Estadual de Atividades Potencialmente Poluidoras ou Utilizadoras de Recursos Ambientais – CTE e de recolhimento da TCFA-RS (CETESB, 2022).

Região Centro-Oeste

Distrito Federal

A Lei Distrital nº 5.418, de 24 de novembro de 2014, institui a Política Distrital de Resíduos Sólidos, especialmente o artigo 14, que determina que o Distrito Federal deve elaborar o Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, tendo como conteúdo mínimo, entre outros, a identificação dos passivos ambientais relacionados aos resíduos sólidos, incluindo áreas contaminadas, e respectivas medidas saneadoras (XVIII).

A Resolução CONAM nº 03, de 18 de dezembro de 2018, estabelece os procedimentos para o licenciamento ambiental de postos revendedores, pontos de abastecimento, instalações de sistemas retalhistas, postos flutuantes de combustíveis e posto revendedor lacustre, revoga e substitui a Instrução IBRAM 213/2013.

A Instrução Normativa Brasília Ambiental nº 28, de 11 de agosto de 2020, estabelece os procedimentos para o licenciamento ambiental de postos revendedores, pontos de abastecimento, instalações de sistema retalhistas, postos flutuantes de combustíveis e posto revendedor lacustre e dá outras providências.

Goiás

O Decreto Estadual nº 9.710, de 03 de setembro de 2020, regulamenta a Lei Estadual nº 20.694, de 26 de dezembro de 2019, que dispõe sobre as normas gerais para o licenciamento ambiental no estado de Goiás.

1. O artigo 2º explica que o licenciamento ambiental é o processo por meio do qual ficam previamente autorizadas a construção, a instalação, a ampliação e o funcionamento de empreendimentos e atividades utilizadoras de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental. E, também dispõe da seguinte legislação: Lei Estadual nº 14.248, de 29 de julho de 2002, que dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos.

2. Resolução CEMAm nº 29, de 10 de dezembro de 2018, dispõe sobre os critérios e procedimentos relativos ao licenciamento ambiental de Ponto de Abastecimento, Posto Revendedor e Instalação de Sistema Retalhista de Combustíveis no Estado de Goiás.

3. Lei Estadual nº 21.231, de 10 de janeiro de 2022, que dispõe sobre a regularização de passivos ambientais de imóveis rurais e urbanos, bem como a compensação florestal e a compensação por danos para regularizar a supressão da vegetação nativa realizada sem a prévia autorização do órgão ambiental competente, também a definição dos parâmetros da compensação florestal no estado de Goiás, destacando o artigo 4º, inciso V (CETESB, 2022).

Mato Grosso do Sul

A Resolução SEMAC nº 10, de 06 de maio de 2014, disciplina o procedimento de licenciamento integrado de atividades e empreendimentos que compõem o sistema municipal de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (CETESB, 2022).

Região Nordeste

Alagoas

A Lei Estadual nº 7.749, de 13 de outubro de 2015, institui a Política Estadual de Resíduos Sólidos e Inclusão Produtiva, destacando-se o artigo 6º, inciso XIV, que aborda a descontaminação de áreas contaminadas, incluindo as áreas órfãs.

E a Resolução CEPRAM nº 15, de 25 de agosto de 2020, estabelece os valores orientadores de qualidade do solo do estado de Alagoas quanto à presença de metais pesados (CETESB, 2022).

Bahia

A Lei Estadual nº 10.431, de 20 de dezembro de 2006, dispõe sobre a Política de Meio Ambiente e de Proteção à Biodiversidade do Estado da Bahia, destacando-se os artigos 25, 26, 28, 32, 33 e 34.

O Decreto Estadual nº 14.024, 05 de junho de 2012, regulamenta a Lei Estadual nº 10.431/2006, destacando-se os artigos 33, 34, 35, 37, 38, 39, 74, 75, 103 e 254.

A Lei Estadual nº 12.932, de 07 de janeiro de 2014, institui a Política Estadual de Resíduos, destacando-se os artigos 9º, 11, 20, 33.

A Instrução Normativa INEMA nº 22.181, de 22 de janeiro de 2021, estabelece critérios para implantação de sistema de medição para monitoramento dos usos e intervenções em recursos hídricos visando à adoção de medidas de controle no estado da Bahia, destacando-se o artigo 12.

A Instrução Normativa INEMA nº 2, de 18 de junho de 2021, dispõe sobre a desativação total ou parcial de empreendimentos potencialmente poluidores, encerramento de atividades potencialmente poluidoras, reabilitação de área e dá outras providências (CETESB, 2022).

Ceará

A Lei Estadual nº 16.032, de 20 de junho de 2016, trata da Política Estadual de Resíduos, destacando-se os artigos 3º e 19 (CETESB, 2022).

Maranhão

A Portaria SEMA nº 1, de 16 de janeiro de 2018, disciplina o Licenciamento Ambiental dos Sistemas de Armazenamento de derivados de Petróleo e outros Combustíveis de competência da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais – SEMA (CETESB, 2022).

Paraíba

A Deliberação Copam nº 3.602, de 18 de dezembro de 2014, estabelece os valores Orientadores de qualidade do solo quanto à presença de metais pesados (CETESB, 2022).

Pernambuco

O estado conta com a seguinte legislação:

1. Instrução Normativa CPRH nº 5, de 25 de setembro de 2006, que disciplina o processo de licenciamento ambiental dos postos revendedores de combustíveis, bem como os procedimentos a serem adotados em caso de vazamentos de combustíveis e constatação de passivos ambientais nos postos.

2. Lei Estadual nº 14.236, de 13 de dezembro de 2010, que dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos.

3. Instrução Normativa CPRH nº 07, de 7 de julho de 2014, que estabelece os valores de referência da qualidade do solo do estado de Pernambuco quanto à presença de substâncias químicas para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias (CETESB, 2022).

Região Norte

Rondônia

O Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Rondônia, especificamente o Subproduto 4.3¹ – “Proposição de medidas a serem aplicadas em áreas degradadas, objeto de recuperação em razão da disposição inadequada de resíduos sólidos ou rejeitos” (CETESB, 2022).

Roraima

A Lei Estadual nº 416, de 14 de janeiro de 2004, dispõe sobre a Política Estadual de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos, bem como, a Instrução Normativa Femarh/Pres/Gab nº 5, de 21 de junho de 2021, dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas no estado de Roraima com uso de protocolo com parâmetros básicos (CETESB, 2022).

Iniciativas municipais

Município de São Paulo

Primeira regra específica sobre gerenciamento de áreas contaminadas no Brasil, o Decreto 42.319/2002 foi editado pelo município de São Paulo considerando o avançado processo de desativação industrial e a consequente ocupação dessas áreas para novas finalidades. Assim determinou que:

"Art. 3º – Qualquer forma de parcelamento, uso e ocupação do solo, inclusive de empreendimentos públicos, em áreas consideradas contaminadas ou suspeitas de contaminação, só poderá ser aprovada ou regularizada após a realização, pelo empreendedor, de investigação do terreno e avaliação de risco para o uso existente ou pretendido, a serem submetidos à apreciação do órgão ambiental competente."

Mas foi apenas no ano seguinte que a Lei 13.564, de 24 de abril de 2003, relacionou quais seriam as atividades consideradas suspeitas de contaminação, condicionando a mudança de uso à apresentação de laudo técnico de avaliação de risco que comprove a existência de condições ambientais aceitáveis para o uso pretendido no imóvel. As áreas suspeitas de contaminação ou passível de risco de uso estão relacionadas no artigo 2º.

As atividades potencialmente contaminadoras foram ampliadas na Lei nº 13.885, de 24 de agosto de 2004, cujo mote era o parcelamento, o uso e a ocupação do solo descritas em seu artigo 201, as quais, se mantiveram na Lei nº 16.402/2016 que a sucedeu.

Em 2016, a Lei nº 16.402 disciplinou o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no município de São Paulo, de acordo com a Lei nº 16.050, de 31 de julho de 2014 – Plano Diretor Estratégico (PDE).

Município de Campinas

O município de Campinas utiliza o Decreto Municipal nº 14.091, de 26 de janeiro de 2002; e, o Decreto Municipal nº 18.669, de 13 de março de 2015 (CETESB, 2022).

Município de Porto Alegre

No estado do Rio Grande do Sul, a prefeitura municipal de Porto Alegre, através da Secretaria do Meio Ambiente e da Sustentabilidade (SMAMS), publicou em setembro de 2018 a Instrução Técnica nº 01/2018 sobre o gerenciamento de áreas contaminadas. A referida instrução técnica tem o objetivo de apresentar as diretrizes para o gerenciamento de áreas contaminadas na cidade de Porto Alegre, visando “assegurar as condições necessárias ao desenvolvimento socioeconômico e à proteção da dignidade da vida em todas as suas formas; os requisitos legais aplicáveis destinados a orientar os interessados, promover a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental favorável à vida,

estabelecendo ritos e processos padronizados para todas as partes envolvidas”.

O documento aplica-se para Áreas consideradas com Potencial de Contaminação (AP), Suspeita de Contaminação (AS) e Contaminadas (AC) e objetiva a implementação de um sistema de gestão ambiental eficiente e eficaz, capaz de estabelecer ritos nos processos de uso e reutilização dessas áreas.

5.2 Iniciativas/ações ambientais internacionais

Ações nos Estados Unidos

Nos Estados Unidos, o gerenciamento de áreas contaminadas teve início em 1980, quando, para sustentar o programa de recuperação de áreas contaminadas, o fundo de crédito (*Superfund*) junto à Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*United States Environmental Protection Agency – U.S. EPA*) propuseram uma lei que criou um imposto sobre as indústrias química e petrolífera e que deu autoridade federal à referida agência para responder aos lançamentos ou liberações de substâncias perigosas que tivessem o poder de colocar em risco a saúde pública e/ou o meio ambiente (SOARES, 2011).

Desde então, os recursos do programa *Superfund* da U.S. EPA têm sido utilizados para proteger a saúde humana e o meio ambiente por meio do gerenciamento da revitalização das áreas mais críticas do país (no que diz respeito a contaminação por resíduos perigosos) e na resposta a emergências ambientais em nível local e nacional.

Uma das ferramentas mais importantes para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas nos Estados Unidos (U.S. EPA, 2011) é o Modelo Conceitual da Área (MCA) que dá suporte a tomadas de decisões corretas. Sendo que, para a U.S. EPA (2011), considera-se que o MCA como um ciclo de vida, que possui seis etapas divididas em dois pontos-chaves: Desenvolvimento do MCA e Evolução/Refinamento do MCA. O desenvolvimento do MCA é composto do MCA Preliminar (*Preliminary*) e do MCA Base (*Baseline*). Os quatro ciclos de vida da Evolução/Refinamento do MCA são: MCA da Caracterização (*Characterization CSM Stage*), MCA do Projeto (*Design CSM Stage*), MCA da Remediação e Mitigação (*Remediation/ Mitigation CSM Stage*) e o MCA da Pós Remediação (*Post Remedy CSM Stage*).

Ações na União Europeia e Alemanha

De acordo com Spínola (2011), a União Europeia estabeleceu as bases de sua atuação na área ambiental através do “Sexto Programa Comunitário de Ação em Matéria de Ambiente” (aprovado por meio de uma Decisão nº 1600/2002/CE do Parlamento Europeu do Conselho), sendo intitulado “Ambiente 2010: o nosso futuro, a nossa escolha”. Neste momento, reconheceu-se o solo como um “recurso finito sob pressão ambiental”, devendo ser criada uma estratégia que tivesse por objetivo sua utilização sustentável (PARLAMENTO EUROPEU E CONSELHO, 2002 apud SPÍNOLA, 2011).

Apenas no ano de 1985 surgiu o tratamento da proteção do solo como ponto-chave na política ambiental alemã, tendo sua abrangência a nível federal, de modo a promover a minimização da introdução de substâncias poluentes e a reversão do “consumo de solo”, visando ao “uso ajustado” das áreas contaminadas (SPÍNOLA, 2011).

De modo geral, entre os países europeus, modelos conceituais nas políticas referentes às áreas contaminadas relacionam aspectos de viabilidade econômica e legais. Em sua maioria, o sucesso de projetos complexos de revitalização de áreas dependem de uma “rede de relações entre diversos fatores de influência relacionados”, sendo esta rede composta pela preparação da área, viabilidade econômica, uso futuro e quadro legal (SPÍNOLA, 2011).

Valores Orientadores Internacionais

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency – Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos

Apresenta valores de referência para a qualidade de solo e água subterrânea em áreas industriais desenvolvidos tendo como base os valores de risco do EPA Superfund Program.

Para compostos em água superficial não listados pela CONAMA 430/2011 ou Portaria 888/2021, pode ser utilizada a lista da U.S. EPA – *National Recommended Aquatic Life Criteria Table* (Tabela Nacional dos Estados Unidos Recomendada para Critérios de Vida Aquática), datada do ano de 2006.

Para amostras de sedimentos, pode ser utilizada a lista da U.S. EPA de referência para classificação de sedimentos de água doce (*Freshwater Sediment*

Screening Benchmarks), datada do ano de 2006, na ausência de padrões da CONAMA 454/2012.

Para os compostos em solo superficial não listados pela CONAMA 420 nem pela CETESB, pode-se utilizar alternativamente a referência do órgão ambiental dos Estados Unidos definida como *Regional Screening Levels* (RSL) – Níveis de Avaliação Regionais. Até o momento da publicação deste guia, a mais recente atualização dos RSL foi emitida em maio de 2022. Para compostos em águas subterrâneas não listadas pela CETESB, a U.S. EPA também pode ser utilizada alternativamente.

Para os valores da *Regional Screening Levels* (U.S. EPA, 2019), recomenda-se adotar um coeficiente de risco total (THQ) de 1.0 e coeficiente de risco carcinogênico de 10-6.

Os valores a serem usados vêm de uma tabela genérica de Níveis de Classificação, que são baseados em parâmetros de exposição padrão e em fatores que representam condições razoáveis de exposição máxima (*Reasonable Maximum Exposure*) para longos períodos de exposição. Visto que a tabela é genérica, as concentrações podem ser usadas para priorizar diferentes propriedades ou diferentes áreas de enfoque, por exemplo: para estabelecer limites de detecção baseados em risco de contaminantes de interesse potenciais para uma avaliação de risco; para identificar contaminantes que indiquem a necessidade de ação de remediação; para identificar na propriedade ou em parte dela a necessidade de ações de investigação.

Diversas leis, programas e diretrizes nos âmbitos municipal, estadual e federal foram desenvolvidas ao longo do tempo, de modo a melhorar o planejamento dos municípios. A reinserção de antigas áreas contaminadas, hoje revitalizadas, ao tecido urbano, possibilita a continuidade do ciclo econômico, além de afastar o risco à saúde pública.

Cabe aqui ressaltar o exemplo do Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Estado de São Paulo, que com quase 40 anos de história mostra uma forte tendência do crescimento do número de Áreas Reabilitadas. De acordo com a “Relação de Áreas Contaminadas e Reabilitadas”, de dezembro de 2020, 51% das áreas cadastradas (total de áreas cadastradas: 6.434), já estão aptas para o uso declarado, não sendo mais classificadas como “áreas contaminadas” (CETESB, 2022).

Nesse sentido, as áreas contaminadas podem ser reutilizadas desde que sejam tomadas medidas de remediação e afastamento de risco à saúde humana, ainda que voltar a condição inicial, anterior a contaminação, nem sempre seja possível.

Conhecer os processos associados ao transporte das substâncias químicas desde as fontes potenciais até as vias de ingresso aos receptores, inclui o contínuo investimento em pesquisas tecnológicas visando ao refinamento do Modelo Conceitual da Área.

Dessa maneira, a legislação ambiental continuará sendo aperfeiçoada com respaldo nas evidências científicas e considerando as necessidades econômicas.

6.

ESTUDOS DE CASO

Sasha Tom Hart
Reginaldo A. Bertolo
Lucas Andreato F. S. Ribeiro
Carine Martins
César Malta

6.1 Modelo conceitual temporal de uma pluma combinada de solventes organoclorados em aquífero de rocha fraturada e alterada

Este modelo conceitual foi elaborado para auxiliar o público, especializado e leigo, a entender a evolução histórica de uma área na qual foi identificada uma pluma combinada (mistura de plumas de fase dissolvida formada a partir de duas ou mais áreas fontes). Trata-se de uma antiga área industrial que passou por processos de mudança de uso do solo depois de realizadas as etapas de investigação, remediação e monitoramento para encerramento.

A geologia da região apresenta sedimentos aluvionares, extenso manto de intemperismo e rocha cristalina fraturada. A água subterrânea ocorre nessas três unidades estratigráficas de forma interconectada, conforme indicado pelo perfil geológico (testes com traçadores de bombeamento).

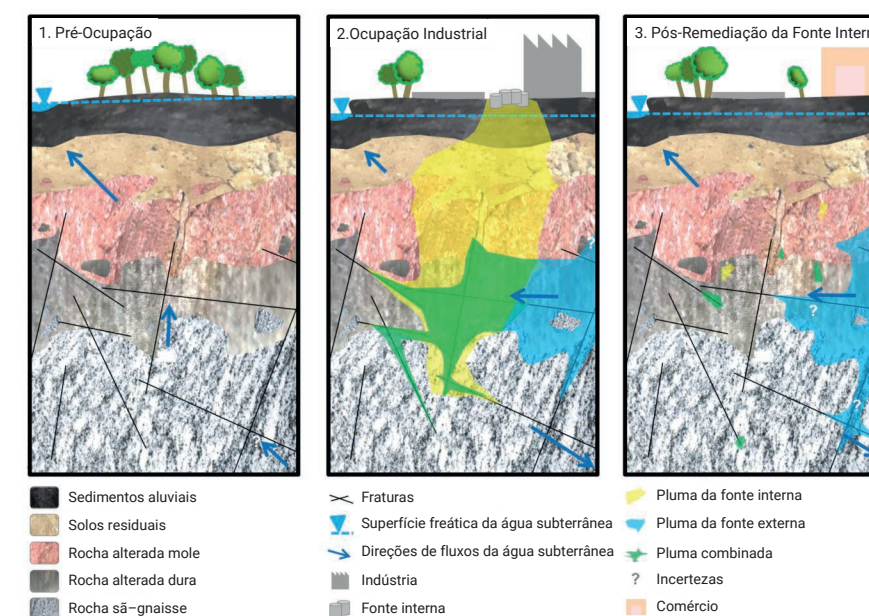
O cenário inicial apresentado no modelo conceitual temporal é o da “Pré-Ocupação Industrial”, quando a região contava com um intenso fluxo ascendente de água subterrânea, que desaguava no rio adjacente e na sua planície de inundação. O segundo cenário é o de “Ocupação Industrial”, no qual a infiltração de água de chuva foi limitada pela rede de drenagem superficial; assim, parte do fluxo subterrâneo pas-

sou a ser descendente, o que foi intensificado pelo bombeamento em diversos poços de abastecimento, e a qualidade das águas subterrâneas passa a ser impactada conjuntamente por múltiplas fontes de solventes organoclorados localizadas em diferentes propriedades. Com isso, formou-se uma pluma combinada, evidenciada inclusive por estudos isotópicos. Os contaminantes se movimentaram no aquífero de rocha via fraturas, com limitada entrada na matriz devido à sua baixa porosidade intergranular. A água dos poços de abastecimento foi avaliada e o seu uso restringido de modo a evitar riscos.

O terceiro cenário representa a condição de “Pós-Remediação da Fonte Conhecida”, em que a interrupção no bombeamento dos poços fez diminuir o fluxo descendente de águas subterrâneas. Os resultados dos monitoramentos indicaram que a Fonte Conhecida, a sua pluma e a pluma combinada foram remediadas e as concentrações mantidas dentro das metas previstas. Eles também indicaram que persistiam impactos a montante relacionados com (uma ou mais) fontes desconhecidas e que, caso eles não fossem gerenciados, possivelmente migrariam para a área remediada.

Este modelo conceitual temporal demonstra a importância de comunicar adequadamente o que se conhece sobre uma pluma combinada, assim como de gerenciar tais áreas de forma efetiva e integrada.

Figura 6.1. Modelo conceitual evolutivo de uma pluma combinada de solventes organoclorados

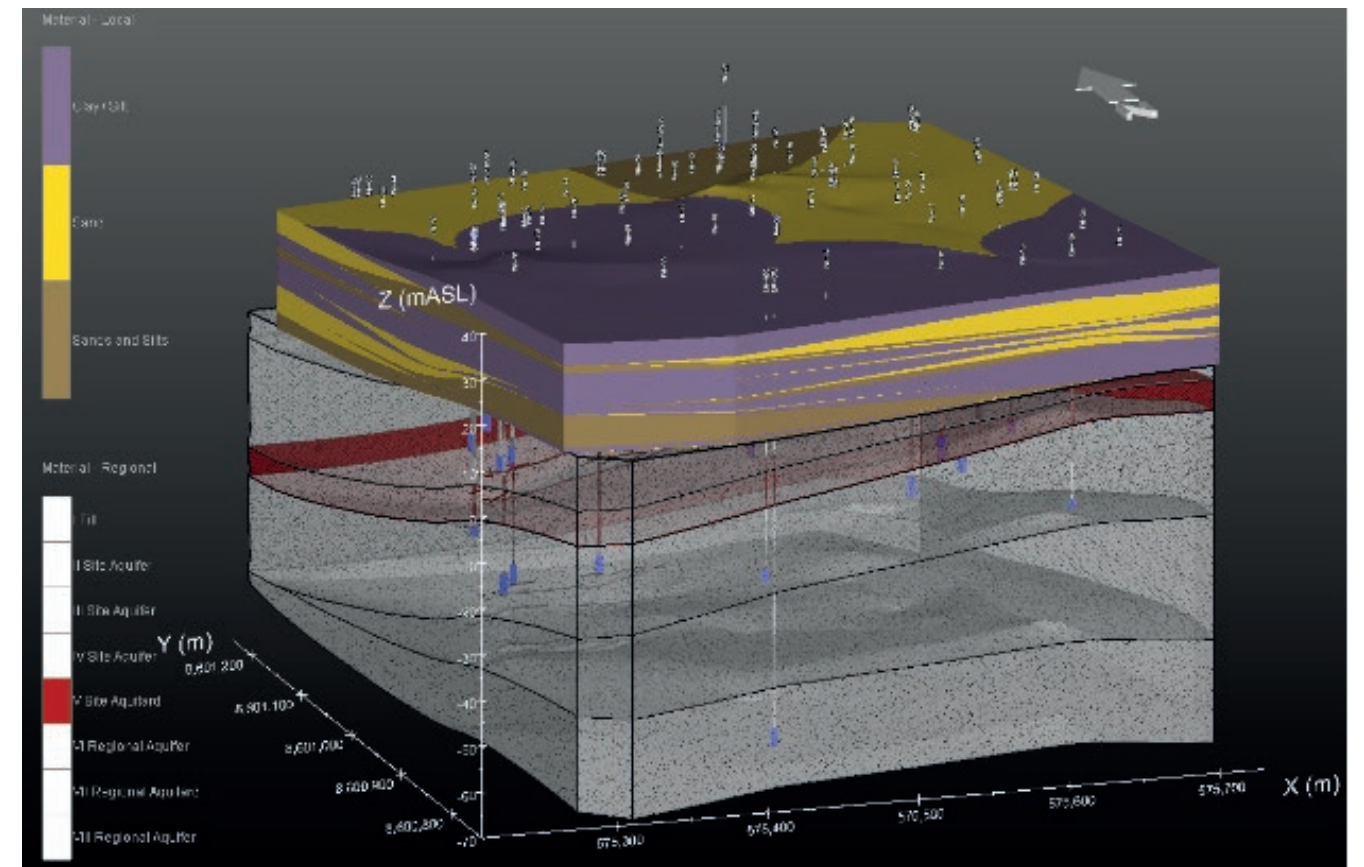


Fonte: HART, S. T.; BERTOLO, R. A.; AGOSTINI, M. A.; FEIG, R.; BARBOSA, M. B.; LIMA, P. L. Temporal conceptual model of contaminated complex sites applied for the management of a former supply well area in tropically weathered bedrock. Sustainable Water Resources Management, v. 7, n. 11, p. 14, 2021.

6.2 Modelo conceitual – sítio em um complexo industrial no Nordeste do Brasil

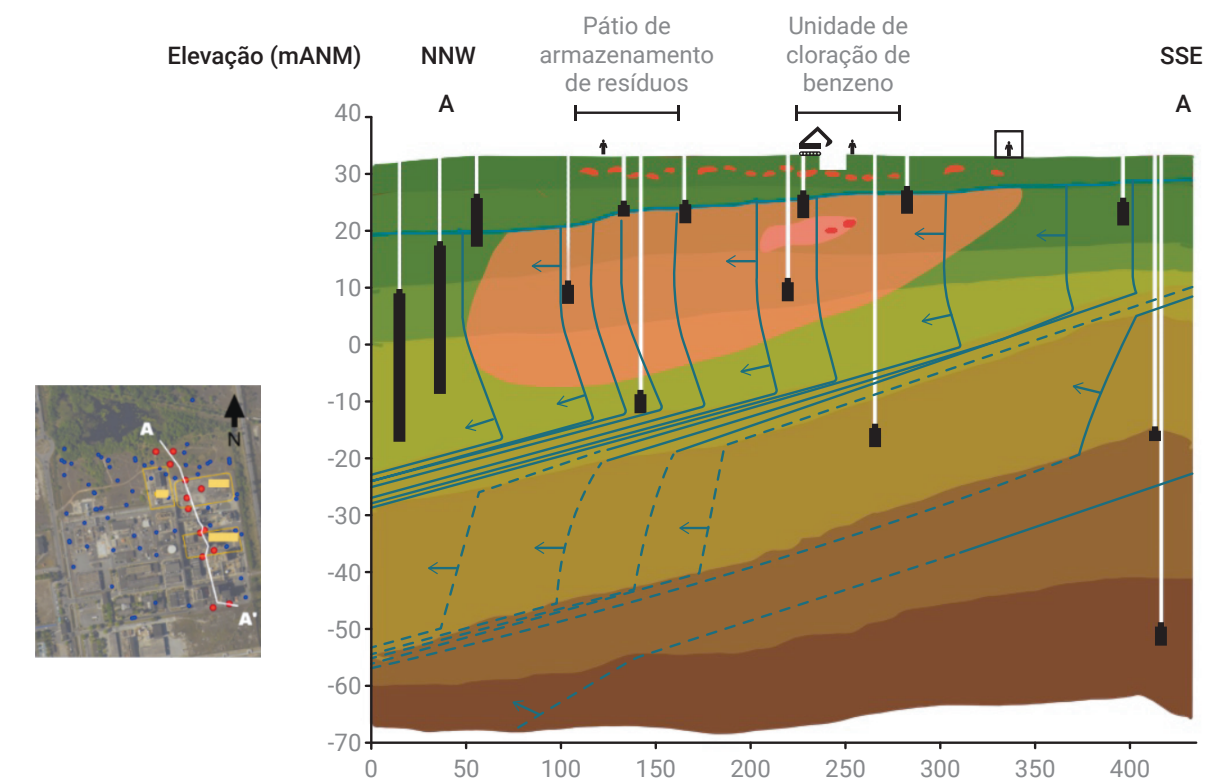
Uso e ocupação do solo	<p>Produção de compostos orgânicos para as indústrias agroquímica e farmacêutica Entorno: indústrias químicas de produção de soda, cloro, gases e resinas plásticas 1987 - Início das operações. Armazenamento de resíduos em tambores no local, aguardando início de operação de incineradores no complexo industrial 1994 - Fábrica passa por mudança de proprietário 1995 - Nova mudança de proprietário, por meio de sociedade 1997 - Início da operação dos incineradores no polo industrial. Tambores de resíduos estavam armazenados no local havia 10 anos 1998 - Nova mudança de proprietário, por meio de sociedade 2003 - Compra da fábrica pelo atual proprietário 2014 - Fechamento da fábrica, restando apenas a equipe de remediação 2016 - Descomissionamento, demolição e remoção de fontes primárias ainda presentes nas antigas unidades de produção. Seleção de áreas prioritárias para remediação em escala piloto</p>	
Substâncias Químicas de Interesse	<p>Grupos de substâncias: CB, DCB, DCNB, BTEX Distribuição multifásica: dissolvida, adsorvida, gás, líquida (NAPL) e sólida (cristal) em temperatura ambiente</p>	
Fontes primárias	<p>Antigas unidades principais identificadas como prioritárias para remediação:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Unidade de cloração de benzeno • Pátio de armazenamento de resíduos <p>Outras unidades identificadas:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Unidade de tratamento de resíduos • Unidade de matérias-primas 	
Caracterização do meio físico (figura 6.2)	Métodos	<ul style="list-style-type: none"> • Amostragem passiva de gás no solo (104 amostras) • Perfilagem de alta resolução em solo (34 perfis de MiHPT) • Amostragem de solo (centenas de amostras discretas) • Amostragem de água subterrânea (campanhas semestrais) • Perfilagem de raios gama natural (17 poços de monitoramento) • Geofísica de superfície: GPR (varredura das áreas prioritárias), eletrorresistividade (24 linhas), sísmica de refração e reflexão (11 linhas) • Modelagem digital: geológica (EVS) e de fluxo (MODFLOW)
	Geologia	<p>Regional: Fm Marizal e Fm São Sebastião Local: 8 unidades hidroestratigráficas (HSUs) I) 0-6 m / Aterro: heterogêneo, argilas, siltes e areias médias II) 6-15 m / Fm Marizal superior: aquífero local, heterogêneo, areias caulínicas III) 15-25 m / Fm Marizal inferior: aquífero local, heterogêneo, areias médias IV) 25-55 m / Fm São Sebastião aquífero: aquífero local, areias finas bem selecionadas V) 55-62 m / Fm São Sebastião: aquitarde silto argiloso VI) 62-80 m / Fm São Sebastião: aquífero regional superior, areia fina VII) 80-90 m / Fm São Sebastião: aquitarde regional argiloso bem consolidado VIII) 90 m / Fm São Sebastião: aquífero regional inferior, areia fina</p>
Distribuição espacial dos impactos	Hidrogeologia	<p>Nível d'água (NA) varia entre 2 e 8 m de profundidade Variação sazonal do NA ~1m Direção de fluxo preferencial: N-NE, em direção aos poços de bombeamento K (cm/s): valores calibrados em modelo numérico variam de 10⁻⁷ a 10⁻² cm/s Gradiente hidráulico horizontal: 0.5-1.5% Velocidade da água subterrânea: 5-250 m/ano</p>
	Evidências de fontes secundárias: produto visível em amostras de solo e água subterrânea, solubilidade efetiva, cálculos de particionamento, análise de saturação de NAPL em matriz porosa, geofísica de superfície por eletrorresistividade. Maioria dos impactos observados nas HSUs I a III. Fase dissolvida se estende:	<ul style="list-style-type: none"> • horizontalmente: porção do sítio correspondente às antigas unidades de produção, incluindo as unidades de cloração de benzeno e armazenamento de resíduos • verticalmente: HSU I a III, traços na HSU IV
Vias de ingresso, cenários de exposição e pPotenciais receptores (figura 6.3)	<p>Atualmente, não há nenhuma atividade industrial no local, portanto os cenários descritos devem ser avaliados futuramente em função do uso pretendido para a área. A via de contato com água subterrânea proveniente de poços de abastecimento foi mencionada apenas como hipotética, uma vez que não existe uso do recurso hídrico subterrâneo para fins de consumo no sítio. Cenários hipotéticos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Inalação de vapores orgânicos em ambientes fechados (áreas de manutenção e administrativa/operação) e abertos – Operadores, Subcontratados e Visitantes • Contato dermal com solo e água subterrânea contaminados – Trabalhadores de obras civis • Hipotético: Contato dermal e consumo de água subterrânea contaminada proveniente de poços de abastecimento 	

Figura 6.2. Integração de dados em modelo hidrogeológico tridimensional



Fonte: Autoria própria.

Figura 6.3. Modelo conceitual de exposição



Fonte: Autoria própria.

6.3 Modelo conceitual baseado em Investigação Ambiental de Alta Resolução

O Modelo Conceitual baseado em Investigação Ambiental de Alta Resolução (HRSC) foi elaborado de forma a reduzir as inúmeras incertezas do modelo anterior, construído com base em diversos resultados de investigações convencionais.

Para o diagnóstico de Alta Resolução, as tecnologias HPT – *hydraulic profiling tool* – e MIP – *membrane interface probe* (sensores PID, *photoionization detector*; FID, *flame ionization detector*; e XSD, *halogen specific detector*) foram utilizadas. Ainda que houvessem serviços ambientais anteriores de caracterização da contaminação, os resultados de Alta Resolução direcionaram novos trabalhos, visando obter um maior nível de exatidão e caracterização dos meios impactados.

Mediante a imensa quantidade de dados coletados pela HRSC, em tempo real, foi possível identificar e direcionar o diagnóstico; principalmente para próximo de anomalias rasas que, posteriormente, confirmaram a principal fonte primária causadora da contaminação: um "sumidouro tamponado e esquecido há 15 anos. No presente modelo, ficou constatada uma migração preferencialmente vertical dos contaminantes abaixo desse sumidouro até o horizonte freático e, a partir daí, um espalhamento horizontal até o contato com o embasamento rochoso local.

Observou-se a ocorrência de uma camada superficial de aterro seguida de uma camada de solo aluvial, composta de areia pouco argilosa, e, após essa camada, um solo de alteração predominantemente argilo-siltoso. O embasamento local ocorre logo

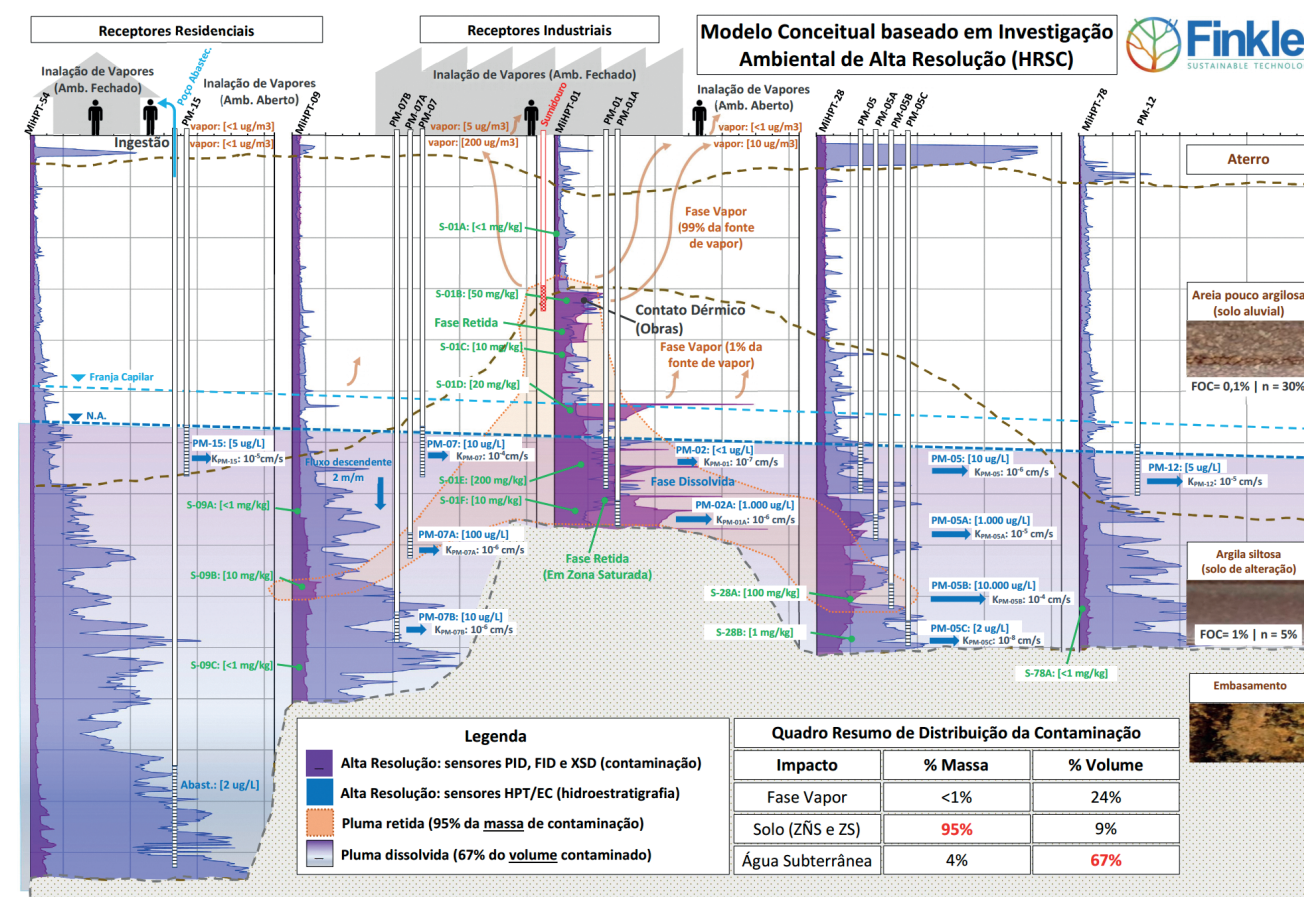
subjacente a estes estratos, identificados e detalhados pela tecnologia HPT e por coletas de caracterização feitas com a tecnologia *Direct Push* com uso de *dual tube*. Usando os dados indicados por esse sensor, foram instalados novos poços, com filtros posicionados nas zonas de fluxo que haviam sido identificadas. Também foram considerados os sinais de contaminação (PID, FID e XSD).

A partir dos resultados analíticos das amostras coletadas, constatou-se que 95% da massa estimada de compostos encontrava-se no solo (concentrações de até 200 mg/kg), tanto em ZÑS (zona não saturada) quanto em ZS (zona saturada), mas ocupando apenas 9% de todo o volume da pluma de contaminação. Enquanto isso, apenas 4% da massa de contaminantes encontrava-se em água subterrânea, que representava 67% do volume total da pluma, com concentrações variando de 2 µg/L (poços distantes, com filtros longos ou em camadas de armazenamento) a até 10.000 µg/L em zonas de maior fluxo (poços posicionados pelos dados de HPT).

Com esses resultados, ficou evidente que a principal alimentação da pluma de vapores sob e dentro do empreendimento industrial advinha das altíssimas (e próximas) massas retidas em solo, em vez de advirem meramente de migração vertical partindo da pluma dissolvida, como o Modelo Conceitual anterior havia definido em função da insistente ausência de concentrações em solo (observada após as investigações tradicionais).

As principais vias de exposição também encontram-se apresentadas e foram definidas em função das concentrações precisas detectadas nos meios de interesse, nos bens a proteger e em relação ao uso e ocupação do local e do entorno.

Figura 6.4. MCA baseado em Investigação Ambiental de Alta Resolução.



Fonte: Autoria própria

Referências bibliográficas

Capítulo 1 - O QUE UM MODELO CONCEITUAL DA ÁREA DEVE CONTER

- ABBOTT, M. B.; BATHURST, J. C.; CUNGE, J. A.; O'CONNELL, P. E.; RASMUSSEN, J. An introduction to the European Hydrological System — Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. **Journal of Hydrology**, v. 87, n. 1-2, p. 45-59, 1986.
- ADAMSKI, M.; KREMESEC, V.; CHARBENEAU, R. J. Residual Saturation: What is it? How is it measured? How should we use it? In: **PETROLEUM HYDROCARBONS AND ORGANIC CHEMICALS IN GROUND WATER: PREVENTION, ASSESSMENT, AND REMEDIATION**, 20., 2003, Costa Mesa, CA. Proceedings [...]. Costa Mesa, CA, 2003.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6502: Rochas e solos - Terminologia**. Rio de Janeiro, 1995.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15492: Sondagens de reconhecimento para fins de qualidade ambiental – Procedimento**. Rio de Janeiro, 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6484: Solo – Sondagem de simples reconhecimento com SPT - Método de ensaio**. Rio de Janeiro, 2020.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15515-1: Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 1: Avaliação preliminar**. Rio de Janeiro, 2021.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15515-2: Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 2: Investigação confirmatória**. Rio de Janeiro, 2011.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15515-3: Passivo ambiental em solo e água subterrânea. Parte 3: Investigação detalhada**. Rio de Janeiro, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16210: Modelo conceitual no gerenciamento de áreas contaminadas - Procedimento**. Rio de Janeiro, 2022.
- APPELO, C. A. J.; POSTMA, D. **Geochemistry, groundwater and pollution**. A.A.Balkema Publishers, 2005. 627 p.
- ARTIOLA, J. F. Environmental chemical properties and processes. In: ARTIOLA, J. F. **Environmental Monitoring and Characterization**. Elsevier Inc., 2004. p. 241-261.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM E1689: Standard guide for developing conceptual site models for contaminated sites**. ASTM Internacional, 2020.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM E1903-19: Standard Practice for Environmental Site Assessments: Phase II Environmental Site Assessment Process**. ASTM Internacional, 2020.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM D2487-17: Standard Practice for Classification of Soils for Engineering Purposes (Unified Soil Classification System)**. ASTM Internacional, 2020.
- BEAR, J. **Dynamics of Fluids in Porous Media**. American Elsevier, 1972. 764 p.
- BEAR, J. **Hydraulics of Groundwater**. McGraw-Hill, 1979. 544 p.
- BERKOWITZ, B.; DROR, I.; YARON, B. **Contaminant Geochemistry - Interactions and Transport in the Subsurface Environment**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2008. 409 p.
- BERTOLO, R.; ALVES, C. F. C.; MAXIMIANO, A. Áreas Contaminadas. In: OLIVEIRA, A. M. dos S.; MONTICELI, J. J. (org.). **Geologia de Engenharia e Ambiental**. 1. ed. São Paulo: ABGE, 2018. v. 3, cap. 35. p. 227-251.

- BOULDING, J. R.; GINN, J. S. **Practical Handbook of Soil, Vadose Zone and Ground-water contamination: Assessment, Prevention and Remediation**. 2. ed. Boca Raton: Lewis Publishers, 2003. 728 p.
- BRUNNER, P.; SIMMONS, C. T. HydroGeoSphere: A Fully Integrated, Physically Based Hydrological Model. **Groundwater**, v. 50, p. 170-176, 2012. Doi:10.1111/j.1745-6584.2011.00882.x
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 038/2017/C**. Dispõe sobre a aprovação do "Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas", da revisão do "Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas" e estabelece "Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no âmbito do Licenciamento Ambiental". **Diário Oficial Estado de São Paulo, São Paulo**, Caderno Executivo I, Seção I, edição nº 127(28), p. 47-52, 10 fev. 2017.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Manual de Gerenciamento de Áreas Contaminadas**. 3. ed. São Paulo, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/manual-de-gerenciamento-de-areas-contaminadas/informacoes-gerais/apresentacao/>. Acesso em: 20 jan. 2022.
- CLEARY, R. Águas Subterrâneas. In: **Engenharia Hidrológica**. v. 2, cap. 5. Coleção ABRH. Rio de Janeiro: UERJ, 1989.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009.
- CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Dados, informações e produtos do Serviço Geológico do Brasil**. 2022a. Disponível em: <http://geosgb.cprm.gov.br/>. Acesso em: 19 out. 2022.
- CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **SIAGAS - Sistema de Informações de Águas Subterrâneas**. 2022b. Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/>. Acesso em: 19 out. 2022.
- CUNHA, A. S. **Aplicação de técnicas químicas de remediação em áreas contaminadas por compostos organoclorados**. 2010. Dissertação (Mestrado em Geologia Sedimentar e Ambiental) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.
- DEL GRANDE, M.; REZENDE, M. A. O.; ROCHA, O. Distribuição de compostos organoclorados nas águas e sedimentos da bacia do rio Piracicaba/SP – Brasil. **Química Nova**, v. 26, n. 5, p. 678-686, 2003.
- DIERSCH, H. J. G. **FEFLOW – Finite element modeling of flow, mass and heat transport in porous and fractured media**. Springer, 2014. 996 p.
- DOHERTY, J. E.; HUNT, R. J. **Approaches to highly parameterized inversion – A guide to using PEST for groundwater-model calibration**. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2010–5169, 2010. 59 p.
- DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. **Physical and chemical hydrogeology**. 2. ed. John Wiley & Sons Inc., 1998.
- DONER, L. A.; SALE, T. **Three-minute video showing the effect of matrix diffusion in ground-water systems**. 2022. Disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=iLwsljkVyBU>; Test description: <https://www.gsienv.com/colorado-state-matrix-diffusion-video/>. Acesso em: 19 out. 2022.
- DREVER, J. I. **The geochemistry of natural waters – Surface and groundwater environments**. 3. ed. Prentice Hall, 1997. 425 p.

• Lista de Referências Formatada segundo a ABNT

• Utilizando as informações do arquivo "Páginas de Referencias_2.pdf", a lista de referências foi reformatada de acordo com a ABNT NBR 6023:2018:

- FETTER, C.W. *Applied Hydrogeology*. Pearson New International Edition. 4. ed. 610 p. 2014.
- FETTER, C.W.; BOVING, T.; KREAMER, D. *Contaminant Hydrogeology*. Waveland Press Inc. 3. ed. 647 p. 2018.
- FOSTER, S.; HIRATA, R. *Groundwater pollution risk assessment: a methodology using available data*. 2. ed. LIMA: Pan American Sanitary Engineering and Environmental Science Center (CEPIS/PAHO/WHO). 91 p. 1988.
- GERHARD, J.I.; KUEPER, B.H. Capillary pressure characteristics necessary for simulating DNAPL infiltration, redistribution, and immobilization in saturated porous media. *Water Resources Research*, v. 39, n. 8, p. SBH 7-1 – 7-17, 2003.
- GOUVÊA JÚNIOR, J.C.R.; DELGADO, A.V.B.; TAKAMORI, A.; HENDERSON, J.; ALBERTO, M.; MELLO, R. *Intrusão de Vapores em Ambientes Fechados – Conceitos Básicos, Avaliação e Gerenciamento de Áreas Contaminadas no Brasil*. São Paulo. 88 p. 2016.
- GSI – GROUNDWATER SERVICES INC. *RBCA - Risk-Based Corrective Action Tool Kit. Software for chemical releases*. Groundwater Services, Inc (GSI). 1998.
- HE, Y.T.; WILSON, J.T.; SU, C.; WILKIN, R.T.. Review of abiotic degradation of chlorinated solvents by reactive iron minerals in aquifers. *Groundwater Monitoring & Remediation*, v. 35, n. 3, p. 57-75, 2015.
- INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. *Tempo e Clima*. 2022. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/>. Acesso em: 19 out. 2022.
- INPE - INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. *Tempo e Clima*. 2022. Disponível em: <http://www.inpe.br/>. Acesso em: 19 out. 2022.
- IO-USP – INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO. MONTONE, R. C. *Bioacumulação e Biomagnificação*. 2022. Disponível em: <https://www.io.usp.br/index.php/oceanos/textos/antartida/31-portugues/publicacoes/series-divulgacao/poluicao/811-bioacumulacao-e-biomagnificacao>. Acesso em: 14 fev. 2022.
- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. *Integrated DNAPL site strategy*. 209 p. 2011. Disponível em: <https://connect.itrcweb.org/HigherLogic/System/DownloadDocumentFile.ashx?DocumentFileKey=fc8fdb2-1ccf-41ff-8e36-cb26bada2832>. Acesso em: 08 fev. 2022.
- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. *Light Non-Aqueous Phase Liquids (LNAPL) Document Update (LNAPL-3)*. Washington, DC. 2018.
- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. *LNAPL Training Part 1: An Improved Understanding of LNAPL Behavior in the Subsurface*. Washington, DC. 2013. Disponível em: https://clu-in.org/conf/itrc/iuLNAPL_030513/prez/ITRC_LNAPL_Part1_022813p-df.pdf. Acesso em: 05 fev. 2022.
- KABATA-PENDIAS, A.; ADRIANO, D. Trace metal. In: RECHCIGL, J.E. (ed.). *Soil amendments and environmental quality*. Flórida: Lewis Publishers, p. 139-167, 1995.
- KEHEW, A.E. *Applied chemical hydrogeology*. Prentice Hall. 368 p. 2001.
- LERNER, D. N.; KUEPER, B. H.; WEALTHALL, G. P.; SMITH, J. W. N.; LEHARNE, S. A. *An illustrated handbook of DNAPL transport and fate in the subsurface*. 63 p. 2003.

- LYMAN, W.J.; REEHL, W.F.; ROSENBLATT, D.H. *Handbook of chemical property estimation methods: environmental behavior of organic compounds*. American Chemical Society. 960 p. 1990.
- MACKAY, D.M.; CHERRY, J.A. Groundwater contamination: pump-and-treat remediation. *Environmental Science & Technology*, v. 23, n. 6, p. 630-636, 1989.
- MACKAY, D.M.; FREYBERG, D.L.; ROBERTS, P.V.; CHERRY, J.A. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: 1. Approach and overview of plume movement. *Water Resources Research*, v. 22, n. 13, p. 2017-29, 1 dez. 1986.
- MCCARTY P.L.; SEMPRINI, L. Ground-water treatment for chlorinated solvents. In: NORRIS R.D. et al. *Handbook of Bioremediation*. Lewis Publishers, Boca Ratón, FL, USA, p. 87-116, 1994.
- MCCARTY P.L.; WILSON, J.T. Natural anaerobic treatment of TCE plume, St. Joseph, Michigan, NPL site. In: U.S. EPA. *Bioremediation of hazardous wastes*. EPA/600/R-92/126. Cincinnati, OH, p. 47-50, 1992.
- MCDONALD, M.G.; HARBAUGH, A.W. *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model*. Open-File Report 83-875. U.S. Geological Survey. 1983. Disponível em: <https://pubs.er.usgs.gov/publication/twri06A1>. Acesso em: 19 out. 2022.
- MCMAHON, A.; HEATHCOTE, J.; CAREY, M.; ERSKINE, A. *Report NC/99/38/2: Guide to Good Practice for the Development of Conceptual Models and the Selection and Application of Mathematical Models of Contaminant Transport Processes in the Subsurface*. National Groundwater & Contaminated Land Centre. Environment Agency (UK). 108 p. 2001.
- MERCER, J.W.; COHEN, R.M. A review of immiscible fluids in the subsurface: properties, models, characterization and remediation. *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 6, n. 2, p. 107-163, 1990.
- MYERS, J., THORBJORNSEN, K.. Identifying metals contamination in soil: a geochemical approach. *Soil & sediment contamination* v. 13, n. 1, 2004.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. *Alternatives for managing the nation's complex contaminated ground-water sites*. National Academies Press. 2013.
- NAVFAC - NAVAL FACILITIES ENGINEERING COMMAND. *User's Guide UG-2049-ENV: Guidance for environmental background analysis. Vol. I: Soil*. Washington, DC 20374-5065. 188 p. 2002.
- NAVFAC - NAVAL FACILITIES ENGINEERING COMMAND. *Guidance for environmental background analysis. Vol. II: Sediment*. NFESC User's Guide UG-2054-ENV. Washington, DC 20374-5065. 2003.
- NAVFAC - NAVAL FACILITIES ENGINEERING COMMAND. *User's Guide UG-2059-ENV Guidance for environmental background analysis. Vol. III: Groundwater*. California 93046-4370. 203 p. 2004.
- NJDEP - NEW JERSEY DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION. *Technical Guidance for Preparation and Submission of a Conceptual Site Model*. Version 1.1. 46 p. 2019. Disponível em: https://www.nj.gov/dep/srp/guidance/srra/csm_tech_guidance.pdf#page=19&zoom=100,69,7. Acesso em: 06 fev. 2022.
- PANKOW, J.F.; CHERRY, J.A. *Dense chlorinated solvents and other DNAPLs in groundwater: History, behavior, and remediation*. Waterloo Press. 522 p. 1996.
- PARSONS CORPORATION. *Principles and practices of enhanced anaerobic bioremediation of chlorinated solvents*. AFCEE, NFEC, ESTCP. 457 p. 2004. Disponível em <https://frtr.gov/matrix/documents/>. Acesso em: 19 out. 2022.
- PAYNE, F., QUINNAN, J., POTTER, S. *Remediation Hydraulics*. CRC Press, Boca Ratón, Florida, EUA. 2008.

- POLLOCK, D.W. *User guide for MODPATH Version 7 -- A particle-tracking model for MOD-FLOW*. U.S. Geological Survey Open-File Report 2016-1086. 35 p. 2016.
- RUMBAUGH, J. O.; RUMBAUGH D. B. *Guide to using Groundwater Vistas v4*. ESI Programming Team. 2004.
- SALE, T.; NEWELL, C. *A Guide for Selecting Remedies for Subsurface Releases of Chlorinated Solvents*. ESTCP Project ER-200530. 2011. Disponível em: https://clu-in.org/download/contaminantfocus/dnapl/treatment_technologies/dnapl-er-200530-dg.pdf. Acesso em: 19 out. 2022.
- SEMPRINI, L. In situ bioremediation of chlorinated solvents. *Environ Health Perspectives*, v. 103, p. 101-105, 1995.
- SMA – SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE. IRITANI, M. A.; EZAKI, S. *As águas subterrâneas do Estado de São Paulo*. 106 p. São Paulo. 2012. Disponível em: <http://arquivo.ambiente.sp.gov.br/cea/2014/11/01-aguas-subterraneas-estado-sao-paulo.pdf>. Acesso em: 19 out. 2022.
- U.S. ARMY- UNITED STATES ARMY CORPS OF ENGINEERS. *EM 200-1-12: Environmental Quality – Conceptual Site Models*. Engineer Manual. 76 p. 2012. Disponível em: https://www.publications.usace.army.mil/portals/76/publications/engineermanuals/em_200-1-12.pdf. Acesso em: 08 fev. 2022.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *BIOCHLOR, Natural Attenuation Decision Support System*. 2021. <https://www.epa.gov/water-research/biochlor-natural-attenuation-decision-support-system>. Acesso em: 19 out. 2022.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Best Practices for Environmental Site Management: A Practical Guide for Applying Environmental Sequence Stratigraphy to Improve Conceptual Site Models*. EPA/600/R-17/293. 2017a.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Ecological Risk Assessment*. 2017b. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/ecological-risk-assessment#self>. Acesso em: 10 jan. 2019.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Estimation Programs Interface Suite™ for Microsoft® Windows*, v. 4.11. Washington, DC, USA. 2022b.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Guidance for the Data Quality Objectives Process*. EPA QA/G-4. EPA/600/R-96/055. Washington, DC: Office of Environmental Information. Ago. 2000.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. HULING S. G.; WEAVER J. W. EPA/540/4-91-002: Ground Water Issue - Dense Nonaqueous Phase Liquids. 21 p. 1991.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Monitored Natural Attenuation Guidelines*. EPA QA/G-4. EPA/600/R-96/055. Washington, DC: Office of Environmental Information. Ago. 2004.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. NEWELL, C.; ROSS, R. R. *Publication: 9355.4-07FS: Estimating potential for occurrence of DNAPL at Superfund sites, quick reference guide sheet*. 10 p. Oklahoma: USEPA. 1992.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. NEWELL, C.J.; ACREE S. D.; ROSS, R. R.; HULING, S. G. *EPA/540/S-95/500: Ground Water Issue - Light Nonaqueous Phase Liquids*. 28 p. 1995.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables, Tables as of: May, 2022a*. Washington, DC. Disponível em: <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>. Acesso em: 19 out. 2022.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. *Use of Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Sites*. Directive 9200,4-17 p. 1999.

- UNITED STATES NATIONAL LIBRARY OF MEDICINE – PubChem. Disponível em: <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>. Acesso em: 21 mai. 2019.
- VAZ, L. F. Classificação genética dos solos e dos horizontes de alteração de rocha em regiões tropicais. *Solos e Rochas*, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 117-136. Ago. 1996.
- WATERLOO HYDROGEOLOGIC INC. *Visual MODFLOW*. Disponível em: <https://www.waterloohydrogeologic.com/visual-modflow-flex>. Acesso em: Fev. 2020.
- WIEDEMEIER, T.H.; RIFAI, H.S.; NEWELL, C.J.; WILSON, J.T. *Natural attenuation of fuels and chlorinated solvents in the subsurface*. John Wiley & Sons. 617 p. 1999.
- XU, M.; ECKSTEIN, Y. Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale. *Groundwater*, v. 33, n. 6, p. 905-908, 1995.
- ZHENG, C.; HILL, M. C.; CAO, G.; MA, R. MT3DMS: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, v. 55, n. 4, p. 1549-1559, 2012.

Capítulo 2 - COMO DESENVOLVER E GERENCIAR O MODELO CONCEITUAL DA ÁREA?

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16210: Modelo Conceitual no Gerenciamento de Áreas Contaminadas – Procedimento**. Rio de Janeiro, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007: Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2004.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 256/2016/E, de 22 de novembro de 2016**. Dispõe sobre a aprovação dos “Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2016” e dá outras providências. 2016. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-256-2016-E-Valores-Orientadores-Dioxinas-e-Furanos-2016-Intranet.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2017.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 038/2017/C, de 07 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre a aprovação do “Procedimento para a Proteção da Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas”, da revisão do “Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas” e estabelece “Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no âmbito do Licenciamento Ambiental”. 2017. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-038-2017-C.pdf>. Acesso em: 06 set. 2017.
- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. **Technical and Regulatory Guidance for the Triad Approach: A New Paradigm for Environmental Project Management**. 2003. 100 p.
- CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>. Acesso em: 05 set. 2017.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Soil Screening Guidance: User's Guide**. EPA/540/R-96/018. 1996a. Disponível em: <https://semspub.epa.gov/work/HQ/175238.pdf>. Acesso em: 17 mar. 2020.

- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Método 3050B: Acid digestion of sediments, sludges, and soils.** 1996b. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/epa-3050b.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2020.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidance for Choosing a Sampling Design for Environmental Data Collection.** EPA QA/G-5S. 2002a.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Overview of the EPA Quality System for Environmental Data and Technology.** 2002b. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/overview-final.pdf>. Acesso em: 2 fev. 2020.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidance on Systematic Planning Using the Data Quality Objectives Process.** EPA QA/G-4. EPA/240/B-06/001. 2006a. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/guidance_systematic_planning_dqo_process.pdf. Acesso em: 28 abr. 2017.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Data Quality Assessment: Statistical Tools for Practitioners.** EPA QA/G-9S. 2006b.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Demonstrations of Method Applicability under a Triad Approach for Site Assessment and Cleanup – Technology Bulletin.** EPA 542-F-08-006. 2008. Disponível em: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/demonstrations_of_methods_applicability.pdf. Acesso em: 17 mar. 2020.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Environmental Cleanup Best Management Practices: Effective Use of the Project Life Cycle Conceptual Site Model.** EPA/542/F-11. 2011. Disponível em: <https://clu-in.org/download/remed/csm-life-cycle-fact-sheet-final.pdf>. Acesso em: 17 mar. 2020.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Método 6010D: Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry.** 2018. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/6010d.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2020.

Capítulo 3 - FERRAMENTAS PARA O DESENVOLVIMENTO E A REPRESENTAÇÃO DO MODELO CONCEITUAL DA ÁREA

- FRTR – FEDERAL REMEDIATION TECHNOLOGIES ROUNDTABLE. **Decision Support Tools.** 2005. Disponível em: <https://frtr.gov/decisionsupport/PDF/DST%20Matrix%20Report.pdf><https://frtr.gov/decisionsupport/index.htm>. Acesso em: 23 ago. 2017.
- MCMAHON, A.; HEATHCOTE, M.; ERSKINE, A. **Guide to Good Practice for the Development of Conceptual Models and the Selection and Application of Mathematical Models of Contaminant Transport Processes in the Sub-surface.** National Groundwater & Contaminated Land Centre report NC/99/38/2, Environment Agency (UK). 2001. Disponível em: <http://www.eugris.info/displayresource.aspx?r=3852&Cat=document>. Acesso em: 06 fev. 2020.
- NJDEP - NEW JERSEY DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION. **Technical Guidance for Preparation and Submission of a Conceptual Site Model.** Version 1.1. 2019. 46 p. Disponível em: https://www.nj.gov/dep/srp/guidance/srra/csm_tech_guidance.pdf#page=19&zoom=100,69,7. Acesso em: 06 fev. 2022.
- U.S. ARMY- UNITED STATES ARMY CORPS OF ENGINEERS. **EM 200-1-12: Environmental Quality – Conceptual Site Models.** Engineer Manual. 2012. 76 p. Disponível em: https://www.publications.usace.army.mil/portals/76/publications/engineermanuals/em_200-1-12.pdf. Acesso em: 08 fev. 2022.
- U.S. EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **EPA 542-F-11-011: Environmental Cleanup Best Management Practices: Effective Use of the Project Life Cycle Conceptual Site Model.** 2011. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-04/documents/csm-life-cycle-fact-sheet-final.pdf>. Acesso em: 07 fev. 2022.

Capítulo 4 - TECNOLOGIAS DE INVESTIGAÇÃO EM ALTA RESOLUÇÃO

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15495-1:2007 versão corrigida 2:2009: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados - Parte 1: Projeto e construção.** Rio de Janeiro, 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15495-2:2008: Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulares - Parte 2: Desenvolvimento.** Rio de Janeiro, 2008.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16434:2015: Amostragem de resíduos sólidos, solos e sedimentos - Análise de compostos orgânicos voláteis (COV) - Procedimento.** Rio de Janeiro, 2015.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D6067/ D6067M-17: Standard Practice for Using the Electronic Piezocone Penetrometer Tests for Environmental Site Characterization and Estimation of Hydraulic Conductivity.** ASTM International, 2017.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D7352-18: Standard Practice for Volatile Contaminant Logging Using a Membrane Interface Probe (MIP) in Unconsolidated Formations with Direct Push Methods.** ASTM International, 2018.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D7758-17: Standard Practice for Passive Soil Gas Sampling in the Vadose Zone for Source Identification, Spatial Variability Assessment, Monitoring, and Vapor Intrusion Evaluations.** ASTM International, 2017.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **D8037/D8037M-16: Standard Practice for Direct Push Hydraulic Logging for Profiling Variations of Permeability in Soils.** ASTM International, 2016.
- ASTM - AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **WK66935: New Practice for Use of the Optical Image Profiler (OIP) to Delineate the Presence of LNAPLs in Unconsolidated Formations.** ASTM International, 2019.
- BEACON ENVIRONMENTAL SERVICES. **Passive Soil Gas Testing: Standard for Site Characterization.** Forest Hill, MD, 2017. 12 p.
- DERRITE, R. M. **Investigação de Alta Resolução com o Piezocone: Um Estudo de Caso.** 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – FEB/UNESP. Bauru, 2017.
- DIETRICH, P.; BUTLER JR, J. J.; FLAIB, K. A Rapid Method for Hydraulic Profiling in Unconsolidated Formations. **Groundwater - NGWA**, v. 46, n. 2, p. 323–328, 2008.
- EINARSON, M. D.; CHERRY, J. A. A New Multilevel Ground Water Monitoring System Using Multichannel Tubing. **Ground Water Monitoring & Remediation**, v. 22, n. 4, p. 52-65, 2002.
- EXPLORATION TECHNOLOGIES – ETI. **Soil Gas Survey - Service Station Site.** Disponível em: <http://eti-geochemistry.com/franks/images/franks.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2020.
- GEOPROBE SYSTEM – GEOPROBE. **Continuous log of Soil Conductivity with depth.** Technical Manual. 2017a. Disponível em: <http://www.geoprobe.com/ec-electrical-conductivity>. Acesso em: 12 mar. 2020.
- GEOPROBE SYSTEM – GEOPROBE. **SP16 Groundwater Sampler SOP.** 2017b. Disponível em: <https://geoprobe.com/sp16-groundwater-sampler>. Acesso em: 12 mar. 2020.
- GIACHETI, H. L.; ELIS, V. R.; RIYIS, M. T. Investigação geoambiental. In: GIACHETI, H. L.; ELIS, V. R.; RIYIS, M. T. **Geotecnia Ambiental.** 2015.

- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. **Integrated DNAPL Site Characterization and Tools Selection**. Washington, D.C.: Integrated DNAPL Site Strategy Team, 2015. Disponível em: https://www.itrcweb.org/DNAPL-ISC_tools-selection/Default.htm. Acesso em: 12 mar. 2020.
- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. **Implementing Advanced Site Characterization Tools – ASCT-1**. Washington, D.C.: Advanced Site Characterization Tools Team, 2019. Disponível em: <https://asct-1.itrcweb.org>. Acesso em: 12 mar. 2020.
- MALTA-OLIVEIRA, C. C. **Aplicação da Técnica de Fluorescência Induzida por Laser (LIF) na Cubagem de Resíduos Industriais Enterrados em Depósito Industrial de Resíduos de Empresa Siderúrgica**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso. PUC Minas. Belo Horizonte, 2019.
- MONDELLI, G.; SANTOS, J. A. S.; CRUZ, R. P.; MANEO, F. P.; BARBOSA, A. M. Capítulo 2 - Investigação geoambiental aplicada a planos de intervenção. In: MONDELLI, G.; SANTOS, J. A. S.; CRUZ, R. P.; MANEO, F. P.; BARBOSA, A. M. **Guia de elaboração de planos de intervenção para o gerenciamento de áreas contaminadas**. 1. ed. revisada. São Paulo: IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo. BNDES, 2014.
- NIELSEN, D. M. **Practical Handbook of Environmental Site Characterization and Groundwater Monitoring**. 2. ed. CRC Press, 2005. 1383 p.
- PAYNE, F. C.; QUINNAN, J. A.; POTTER, S. T. **Remediation Hydraulics**. CRC Press, 2008. 408 p.
- POOLE, S.; SCHULTZ, E.; JELICK, J.; REINBOLD, K.; JUSTICE, M.; HAGEN, E. **Use of Direct Push Technologies for Soil and Ground Water Sampling**. Ohio - EPA, 2005.
- RIYIS, M. **Investigação geoambiental com tomada de decisão em campo utilizando o piezocone de resistividade como ferramenta de alta resolução**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – FEB/UNESP. Bauru, 2012.
- RIYIS, M.; GIACHETI, L.; DERRITE, R.; RIYIS, M. Comparação entre ferramentas de amostragem de solo “Direct Push” em investigações geoambientais de áreas contaminadas. In: **CONGRESSO INTERNACIONAL DO MEIO AMBIENTE SUBTERRÂNEO**, 3., 2013, São Paulo. Anais [...]. São Paulo, 2013.
- ROBERTSON, P. K.; CAMPANELLA, R. G. **Guidelines for use, interpretation and application of the CPT and CPTu**. 3. ed. University of British Columbia. Department of Civil Engineering, 1986. 197 p.
- ROBERTSON, P. K. Soil classification using the cone penetration test. **Canadian Geotechnical Journal**, v. 27, n. 1, p. 151-158, 1990.
- SALE, T.; PARKER, B. L.; NEWELL, C. J.; DEVLIN, J. F. **Management of contaminants stored in low permeability zones, a state-of-the-Science review**. SERDP Project ER-1740, Strategic Environmental Research and Development Program, Arlington, Virginia, 2013.
- SCHULMEISTER, M. K.; BUTLER JR, J. J.; HEALEY, J. M.; ZHENG, L.; WISOCKY, D. A.; MCCALL, G. W. Direct-Push electrical conductivity logging for high-resolution hydrostratigraphic characterization. **Ground Water Monitoring & Remediation**, v. 23, n. 3, p. 52–62, 2008.
- SUTHERSAN, S.; QUINNAN, J.; WELTY, N. The New ROI: Return of investment by utilizing smart characterization methods. **Ground Water Monitoring and Remediation**, v. 35, n. 3, p. 25-33, 2015.
- VILAR, J.; JARDIM, L.; RIYIS, M.; CUNHA, R. C. A. Smart characterization para mapeamento da distribuição de contaminantes em área fonte impactada por solventes clorados. **InterfacEHS - Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, v. 13, n. 1, p. 01-41, 2018.

| Capítulo 5 - LEGISLAÇÃO AMBIENTAL NO CONTEXTO DE ÁREAS CONTAMINADAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 16210: Modelo Conceitual no Gerenciamento de Áreas Contaminadas – Procedimento**. Rio de Janeiro, 2022.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15495-1: Poços De Monitoramento De Águas Subterrâneas Em Aquíferos Granulados - Parte 1: Projeto E Construção**. Rio de Janeiro, 2007.
- BRASIL. **Lei nº 6.766, de 19 de dezembro de 1979**. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, p. 19457, 20 dez. 1979.
- BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, seção 1, p. 16509, 2 jul. 1981.
- BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, p. 1, 5 out. 1988.
- BRASIL. **Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998**. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, p. 1, 13 fev. 1998.
- BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, seção 1, p. 2, 3 ago. 2010.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONAMA. **Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009**. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. *Diário Oficial da União*, Brasília, DF, n. 249, p. 81-84, 30 dez. 2009.
- CARSON, R. **Primavera Silenciosa**. Editora Gaia Ltda, 2010.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 256/2016/E, de 24 de novembro de 2016**. Dispõe sobre a aprovação dos “Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2016” e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, Caderno Executivo I (Poder Executivo, Seção I), edição nº 126 (219), p. 55-56, 24 nov. 2016. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/11/2014/12/DD-256-2016-E-Valores-Orientadores-Dioxinas-e-Furanos-2016-Intranet.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2017.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **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 da Decisão de Diretoria nº 14-01-E de julho de 2001, e dá outras providências. 2005. Disponível em: <http://cetesb.sp.gov.br/solo/valores-orientadores-para-solo-e-agua-subterranea/>. Acesso em: 23 fev. 2018.
- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 045/2014/E/C/I, de 20 de fevereiro de 2014**. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2014, em substituição aos Valores Orientadores de 2005 e dá outras providências. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, seção 1, p. 53, 20 fev. 2014.

- CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Decisão de Diretoria nº 38/2017/C, de 7 de fevereiro de 2017**. Dispõe sobre a aprovação do "Procedimento para a Qualidade do Solo e das Águas Subterrâneas", da revisão do "Procedimento para o Gerenciamento de Áreas Contaminadas" e estabelece "Diretrizes para Gerenciamento de Áreas Contaminadas no âmbito do Licenciamento Ambiental". *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, São Paulo, seção 1, p. 47-52, 10 fev. 2017.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA AMBIENTAL. **Instrução Técnica nº 39, de dezembro de 2017**. Gerenciamento de Áreas Contaminadas. 2017. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2017/12/IT39_2017. Acesso em: 23 fev. 2018.
- FEAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Deliberação Normativa COPAM nº 166, de 29 de junho de 2011**. Altera o Anexo I da Deliberação Normativa Conjunta COPAM CERH nº 2 de 6 de setembro de 2010, estabelecendo os Valores de Referência de Qualidade dos Solos. *Diário do Executivo – "Minas Gerais"*, Belo Horizonte, 27 jul. 2011.
- INEA - INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE. [Sem título]. Disponível em: www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwff/mdi0/~edisp/inea_024499.pdf. Acesso em: 23 fev. 2018.
- MORAES, S. L.; TEIXEIRA, C. E.; MAXIMIANO, A. M. S. **Guia para elaboração de planos de intervenção para o gerenciamento de áreas contaminadas**. 1. ed. INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO S.A. – IPT, 2014.
- SÁNCHEZ, L. E. **Desengenharia: O passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2001.
- SÃO PAULO (SÃO PAULO). Lei nº 997, de 31 de maio de 1976. Dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente. *Diário Oficial Estado de São Paulo* de 1 de junho de 1976. Decreto nº 8468 de 8 de setembro de 1976. Aprova o Regulamento da Lei nº 997 de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. *Diário Oficial Estado de São Paulo* de 8 de setembro de 1976. Poder Executivo, São Paulo, SP, p. 1.
- SÃO PAULO. Lei 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 Estado de São Paulo* de 9 de julho de 2009. Poder Executivo. São Paulo, SP, Seção I p. 1.
- SÃO PAULO. Decreto nº 54.544 de 8 de julho de 2009. Regulamenta o inciso XIII do artigo 4º e o inciso VIII do artigo 31 da 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. *Diário Oficial Estado de São Paulo* de 8 de julho de 2009. Poder Executivo, São Paulo, SP, p.22.
- SÃO PAULO. Decreto nº 59.263 de 5 de junho de 2013. Regulamenta a Lei nº 13577, 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. *Diário Oficial Estado de São Paulo* de 6 de junho de 2013. Poder Executivo, São Paulo, SP, p. 3.
- SÃO PAULO (Município). Decreto nº 42.319 de 21 de agosto de 2002. Dispõe sobre diretrizes e procedimentos relativos ao gerenciamento de áreas contaminadas no Município de São Paulo. *Diário Oficial da Cidade de São Paulo* de 21 de agosto de 2002. Disponível em: www3.prefeitura.sp.gov.br. Acesso em: 23 fev. 2018.

- SÃO PAULO. Lei 13.564 de 24 de abril de 2003. Dispõe sobre a aprovação de parcelamento de solo, edificação ou instalação de equipamentos em terrenos contaminados ou suspeitos de contaminação por materiais nocivos ao meio ambiente e à saúde pública, e dá outras providências. *Diário Oficial da Cidade de São Paulo* de 24 de abril de 2003. Disponível em <https://leismunicipais.com.br>. Acesso em: 23 fev. 2018.
- SÃO PAULO. Lei 16.050 de 31 de julho de 2014. Aprova a política de desenvolvimento urbano e o plano diretor estratégico do Município de São Paulo e revoga a Lei nº 13.430/2002. Disponível em <https://leismunicipais.com.br>. Acesso em: 23 fev. 2018.
- SÃO PAULO. Lei 16.402 de 22 de março de 2016. Disciplina o parcelamento, o uso e a ocupação do solo no Município de São Paulo, de acordo com a Lei nº 16050, de 31 de julho de 2014. *Diário Oficial da Cidade de São Paulo* de 22 de março de 2016. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br>. Acesso em: 23 fev. 2018.
- SÃO PAULO. Lei 13.885 de 25 de agosto de 2004 (Revogada pela Lei 16.050/2014). Disponível em https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/upload/1da2a_Lei_N_13.885-04. Acesso em: 23 fev. 2018.
- SPÍNOLA, Ana Luiza Silva. **Inserção das áreas contaminadas na gestão municipal: desafios e tendências**. 2011. Tese (Doutorado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- SOARES, Marilda de Souza. **Áreas contaminadas e águas subterrâneas na Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Alto Tietê**. 2011. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Environmental Cleanup Best Management Practices: Effective Use of the Project Life Cycle Conceptual Site Model**. EPA/542/F-11/. Jul. 2011. Disponível em: <https://clu-in.org/download/remed/csm-life-cycle-fact-sheet-final.pdf>. Acesso em: 12 out. 2019.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Regional Screening Levels (RSL) for Chemical Contaminants at Superfund Sites**. 2019. Disponível em: <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/index.htm>. Acesso em: 09 out. 2019.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Freshwater Sediment Screening Benchmarks**. 2006a.30
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidance for Quality Assurance Project Plans**. Fev. 1998.30
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **National Recommended Aquatic Life Criteria Table**. 2006b.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **On-line Tools for Site Assessment Calculation – Vertical Gradient Calculator**. 2014. Disponível em <https://www3.epa.gov/ceampubl/learn2model/part-two/onsite/vgradient.html>. Acesso em: 10 de nov. 2019.
- U.S. EPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Regional Screening Levels (RSL) for Chemical Contaminants at Superfund Sites**. 2019. Disponível em: <http://www.epa.gov/region9/superfund/prg/index.htm>. Acesso em: 09 de out. 2019.

A NICOLE Latin America é uma rede de profissionais da área de meio ambiente que tem como principal objetivo o debate, o compartilhamento de conhecimentos e o fomento ao desenvolvimento na área de Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC).

São membros da rede representantes dos setores da indústria, de serviços (como consultorias ambientais e laboratórios, entre outros) e da academia, sendo a sinergia entre estes uma das principais vantagens da adesão. A criação de pontes entre esses setores permite uma facilitação do diálogo e do intercâmbio de experiências e de novas ideias, promovendo o desenvolvimento de todos os envolvidos e da área do GAC de forma geral.

São realizados eventos como webinars, painéis de debates e workshops com todo o apoio logístico do secretariado da rede, permitindo que os membros foquem no desenvolvimento do conteúdo, o que por sua vez agrega experiência e conhecimento aos envolvidos. Além disso, as sinergias criadas pela rede promovem o desenvolvimento de publicações conjuntas como guias, documentos técnicos e artigos científicos, envolvendo profissionais de diferentes setores.



O Instituto Ekos Brasil nasce em agosto de 2001, por iniciativa do geólogo suíço-brasileiro Ernesto Niklaus Moeri. Em 1976, Ernesto Moeri vem ao Brasil para trabalhar por apenas dois anos, mas sua paixão pelo povo e pela exuberante natureza fala mais alto e ele decide ficar de vez no país.

Depois de décadas trabalhando na área de gerenciamento de áreas contaminadas e tratamento de resíduos, Ernesto Moeri realiza seu grande sonho: fundar uma instituição sem fins lucrativos, que promove a preservação da biodiversidade e a sustentabilidade. Hoje, o Ekos é uma instituição de referência internacional em soluções socioambientais. Entre suas muitas atividades, está o apoio administrativo à rede NICOLE Latin America.

É característico do conhecimento técnico pulverizar-se entre distintas pessoas, organizações e instituições. Afinal, o rigor do detalhe pede, invariavelmente, o compartilhamento da responsabilidade de dominá-lo de forma integral e precisa.

Todavia, é igualmente fundamental que, dentro de qualquer campo de estudo e aplicação, tais fundamentos sejam utilizados de forma combinada. Disso vem a importância de que, de tempos em tempos, nasçam obras como este Guia, que reúne o que há de mais atual e relevante para a construção de um Modelo Conceitual de Área (MCA) para o gerenciamento de áreas contaminadas.

Reunindo a experiência e competência de 24 importantes pesquisadores e trabalhadores do meio, a obra visa se tornar uma referência para todos aqueles envolvidos com a gestão de áreas contaminadas e para os estudiosos que desejam aprofundar os conhecimentos nesse campo; isto é, um instrumento para o presente e uma base para o futuro.



EKOS BRASIL

CODEX

EDIÇÕES